

CO₂-Handel und Entwicklung der Stahlindustrie

Abschätzung von Wechselwirkungen zwischen Emissionshandelsregelungen sowie Beschäftigung und Innovation in der deutschen Stahlindustrie

CO₂-Handel und Entwicklung der Stahlindustrie

Abschätzung von Wechselwirkungen zwischen Emissionshandelsregelungen sowie Beschäftigung und Innovation in der deutschen Stahlindustrie

Ein Projekt der Hans-Böckler-Stiftung mit finanzieller Unterstützung der Industriegewerkschaft Metall

20. Mai 2005

Beratungsgesellschaft
für nachhaltige
Wirtschaftsentwicklung mbH

Martin-Schmeißer-Weg 19
44227 Dortmund
Germany
T +49 (0) 231 - 981 285 0
F +49 (0) 231 - 981 285 29
www.sustain-consult.de

Geschäftsführung
Ralf Löckener
Birgit Timmer

Inhalt

1	Anlass, Ziele und Vorgehensweise der Untersuchung.....	6
2	Struktur und Wirkungsweise von Emissionshandelssystemen – eine theoretische Einordnung.....	8
2.1	Theorie der Zertifikatslösungen	8
2.2	Einordnung bisheriger Ausgestaltungserfahrungen	9
2.3	Ausgestaltung des EU-Handelssystems aus theoretischer Sicht.....	10
2.3.1	Anwendungsbereich.....	10
2.3.2	Emissionsallokation und -handel.....	12
2.3.3	Sonderregelungen.....	14
3	Regelung des CO₂-Emissionshandels.....	16
3.1	Das Kyoto-Protokoll.....	16
3.2	Rahmenbedingungen und Regelungen des CO ₂ -Emissionshandels in der Europäischen Union	19
3.3	Regelungen zum Emissionshandel in Deutschland für die Handelsperiode 2005-07	21
3.3.1	Die Rahmensetzung: das Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz (TEHG)	21
3.3.2	Die inhaltliche Ausgestaltung: Nationaler Allokationsplan (NAP).....	22
3.3.3	Die Konkretisierung des NAPs: Zuteilungsgesetz (ZuG / NAPG) und Verordnungen.....	26
3.3.4	Überprüfung der deutschen Regelungen durch die EU	29
3.4	Regelungen zum Emissionshandel in anderen EU-Staaten.....	29
3.5	Erste Erfahrungen bei der Umsetzung des Emissionshandels in Deutschland.....	32
4	Abschätzung von Wirkungen des Emissionshandels auf die deutsche Stahlindustrie.....	35
4.1	Entstehung von CO ₂ -Emissionen in der Eisen- und Stahlerzeugung und Möglichkeiten zu ihrer Minderung	35
4.1.1	Hochofen- und Oxygenstahlverfahren.....	36
4.1.2	Berechnungen des Kohlenstoffsbedarfs	37
4.1.3	Diskussion wesentlicher Reduktionsmöglichkeiten	41
4.1.4	Varianten der Berechnung im Prozess der NAP-Erstellung.....	46
4.2	Kostenwirkungen des Emissionshandels auf die Eisen- und Stahlerzeugung in Deutschland.....	51
4.3	Abschätzung von Wirkungen des Emissionshandels auf die Beschäftigung in der deutschen Eisen- und Stahlindustrie	53
4.4	Abschätzung von ökologischen Wirkungen des Emissionshandels in der deutschen Eisen- und Stahlindustrie	56
4.4.1	Primäre Umweltwirkung durch den Zertifikatehandel.....	56

4.4.2 Umweltwirkungen aufgrund der verzerrenden Ausgestaltung des CO ₂ -Handels	59
5 Perspektiven für die Weiterentwicklung des CO₂-Emissionshandels in Deutschland und Europa unter besonderer Berücksichtigung der Stahlindustrie	66
5.1 Entwicklungsperspektiven	66
5.2 Zukünftige Anforderungen auf betrieblicher und Branchen-Ebene	71
Literatur	73
Anhang	

Abbildungen

Abb. 1:	Erfüllungsfaktor im deutschen NAP.....	23
Abb. 2:	Veränderung der Treibhausgasemissionen 1990 bis 2002 und Minderungsziele in den EU-15-Staaten.....	30
Abb. 3:	Preisentwicklung European Carbon Index 05	34
Abb. 4:	Kohlenstoffbedarf des Hochofenprozesses im Basisfall	39
Abb. 5:	Kohlenstoffbedarf des Hochofenprozesses im Idealfall	41
Abb. 6:	Entwicklung des Kohlenstoffverbrauchs in kg pro Tonne Roheisen in deutschen Hochöfen	42
Abb. 7:	Wirtschaftliche Energieeinsparpotenziale ausgewählter Branchen und Technologien	43
Abb. 8:	Der Heiß'sche Wärmesatz für die Oxidation von Kohlenstoff	47
Abb. 9:	Prozessbedingte Emissionen bei der Stahlherstellung entsprechend der Zulassungsverordnung.....	50
Abb. 10:	Entwicklung der Oxygenstahlproduktion in Deutschland	52
Abb. 11:	CO ₂ -Grenzvermeidungskostenkurve für die deutsche Eisen- und Stahlindustrie.....	57
Abb. 12:	CO ₂ -Grenzvermeidungskostenkurve für die deutsche Stromindustrie	58
Abb. 13:	CO ₂ -Emissionen von Stromerzeugungsanlagen in kg/MWh	60
Abb. 14:	CO ₂ -Emissionen eines Kotflügelpaars aus Stahl nach Lebensphasen.....	61
Abb. 15:	Spezifischer CO ₂ -Ausstoss (in kg/t Roheisen) in ausgewählten Regionen und Ländern für das Jahr 2002.....	62
Abb. 16:	CO ₂ -Emissionen bei der Herstellung unterschiedlicher Stahlprodukte in Deutschland im Vergleich zu zwei Teilprozessen der Stahlherstellung	64
Abb. 17:	Staub-Emissionen von Stromerzeugungsanlagen in kg/MWh	65
Abb. 18:	Vergleich der Auswirkungen bei Ersatz von Alt- durch Neuanlage in Kraftwerken der Energiewirtschaft und der Eisen- und Stahlindustrie	70

Tabellen

Tab. 1:	Prozentuale geforderte Veränderung der Emissionen von 6 Treibhausgasen (in % im Vergleich zu 1990).....	17
Tab. 2:	Mengenplanung nationaler Emissionsziele	27
Tab. 3:	Mengenplanung nationaler Emissionsziele	27
Tab. 4:	Zuteilungen im europäischen Vergleich – Stand der Genehmigungen durch die Europäische Kommission.	31
Tab. 5:	CO ₂ -Budgets und Allokationsbasis der Stahlindustrie in ausgewählten europäischen Regionen in Mio. t CO ₂	53
Tab. 6:	Treibhauspotenziale in CO ₂ -Äquivalenten (Zeithorizont t = 100 Jahre)	62

1 Anlass, Ziele und Vorgehensweise der Untersuchung

Durch das Treibhausgasemissionshandelsgesetz (TEHG) und das Zuteilungsgesetz (ZuG) wurde in Deutschland zum 01. Januar 2005 der EU-weit eingeführte Handel mit CO₂-Emissionsrechten in Gang gesetzt. Damit wird die Richtlinie 2003/87//EG des Europäischen Parlaments und des Rates über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft vom 13. Oktober 2003 umgesetzt, mit der die EU wiederum das im Kyoto-Protokoll festgelegte Ziel zur Senkung der Treibhausgasemissionen um 8% bis 2008/2012 gegenüber dem Ausgangsjahr 1990 erreichen will. Der Emissionshandel ist damit das zentrale Instrument zur Umsetzung der klimapolitischen Ziele der Bundesregierung (zumindest im Hinblick auf Emissionen durch die Industrie) geworden und tritt damit in gewisser Weise an die Stelle der Selbstverpflichtungen, mit denen Industrieverbände und die Politik in Deutschland seit Beginn der 1990er Jahre die deutschen Klimaschutzziele umsetzen wollten. Da das Kyoto-Protokoll im März 2005 durch die Ratifizierung durch Russland endgültig in Kraft gesetzt wurde, wird der Emissionshandel in der EU zumindest mittelfristig (bis 2012) und voraussichtlich auch darüber hinaus das zentrale Instrument im Zuge des Klimaschutzes sein.

Mit Hilfe der vorliegenden Studie soll generell untersucht werden, welche Folgen durch die Einführung des Emissionshandels in Deutschland in verschiedener Hinsicht (ökonomisch, ökologisch, sozial) denkbar sind. Der Schwerpunkt der Untersuchung liegt dabei hier auf der Stahlindustrie, da in dieser Branche anders als bei allen anderen Industriezweigen bzw. Anlagen, die in der ersten Phase des Emissionshandel einbezogen wurden, noch erheblich abweichende Einschätzungen hinsichtlich des Umgangs mit CO₂-Emissionen insbesondere durch den Hochofenprozess bestanden (und z.T. auch weiterhin bestehen).

Vor diesem Hintergrund sollen Folgen der nationalen Umsetzung der europäischen Regelungen untersucht werden, die sich insbesondere für Beschäftigung und Innovationsfähigkeit der deutschen Stahlindustrie ergeben. Die Berücksichtigung dieser Folgen eines Emissionshandelssystems war zum Zeitpunkt des Untersuchungsbeginns generell erst ansatzweise erfolgt; im speziellen Fall der Stahlindustrie fehlten hier sowohl einschlägige Untersuchungen, noch war die Aufmerksamkeit im politischen Prozess in diese Richtung gelenkt worden. Dieses gilt einerseits im Hinblick auf politische und administrative Entscheidungsträger, die gegenwärtig auf der Ebene von Bundespolitik bzw. Bundesverwaltung mit der Ausgestaltung des zukünftigen CO₂-Handels und mit der Festlegung des nationalen Allokationsplanes befasst sind, und andererseits mit Blick auf die betroffenen Belegschaften, die mit den aktuellen Anforderungen bisher nicht oder nur wenig vertraut sind. Letzteres erscheint gerade auch deshalb wichtig, weil sich mit dem Emissionshandel durchaus auch das Ziel eines klimapolitisch intendierten Strukturwandels verbindet, der auch die Beschäftigung in den betroffenen Branchen berühren kann.

Insofern soll dieses Projekt einerseits der Abschätzung von Effekten der bisher diskutierten Ausgestaltung des Nationalen Allokationsplanes dienen, andererseits aber auch wesentliche Akteure befähigen, alternative Möglichkeiten für Regelun-

gen im Rahmen eines CO₂-Handelssystems zu entwickeln und in der politischen Diskussion geltend zu machen, die im Hinblick auf die Umsetzung der ökologischen Ziele und die Sicherung von Arbeitsplätzen ausgewogen sind.

Nachfolgend wird zunächst eine theoretische Einordnung der Struktur und Wirkungsweise von Emissionshandelssystemen vorgenommen (Kapitel 2). Anschließend werden die bisher festgesetzten Regelungen für den Emissionshandel in Deutschland sowie ansatzweise in weiteren europäischen Staaten betrachtet (Kapitel 3) und die Wirkungen abgeschätzt (Kapitel 4). Den Abschluss bildet in Kapitel 5 eine Darstellung der Perspektiven für die weitere Ausgestaltung des Emissionshandels in Deutschland und Europa, insbesondere mit Blick auf die zweite Handelsperiode 2008-2012.

2 Struktur und Wirkungsweise von Emissionshandelssystemen – eine theoretische Einordnung

2.1 Theorie der Zertifikatslösungen

Ausgehend von der grundlegenden Frage nach der Wirkung von Emissionshandelssystemen lässt sich feststellen, dass der bisherige Fokus eindeutig auf einer theoretischen Diskussion des Instruments selber und weniger auf seiner konkreten Wirkungsweise (unter Realbedingungen) lag.

In der Grundkonzeption beruhen solche Emissionshandelssysteme auf Arbeiten von Coase (z.B. Coase 1960) und gehen davon aus, dass eine Zuteilung von Verfügungsrechten (hier zur Emission von CO₂) die Voraussetzung für eine effiziente Allokation solcher Ressourcen ist, da diese nur so über Märkte gehandelt werden können. Im Falle der Vergabe von Verfügungsrechten in Form von Emissionsrechten für CO₂ wird die Überlegenheit solcher marktlicher Lösungen gegenüber anderen z.B. ordnungsrechtlichen Maßnahmen (wie etwa unternehmensspezifischen Auflagen) damit begründet, dass in einem solchen System die Emissionsvermeidung dort stattfindet, wo ihre Grenzkosten am geringsten sind und so ein gegebenes Schutzniveau mit den geringsten volkswirtschaftlichen Kosten erreicht wird.¹

In der Coaseschen Lösung besteht bei der Allokation von Rechten zunächst kein Unterschied, ob diese dem Erzeuger eines negativen externen Effekts (der Anlage bzw. ihrem Betreiber) oder dem Betroffenen zugeordnet werden – in beiden Fällen wird ein (pareto-)optimales Allokationsergebnis erreicht, wenn auch mit anderen Verteilungsfolgen. Real erfolgt die Ausgabe der Zertifikate allerdings i.d.R. in Form von Verschmutzungsrechten an die Anlagenbetreiber.

Entgegen des in Deutschland bisher bestehenden Systems zur Minderung von Treibhausgasemissionen, das sich auf einer freiwilligen Selbstverpflichtung der deutschen Industrie als Ganzen bezieht, erfolgt im europäischen/deutschen Emissionshandelssystem eine anlagengenaue Zuordnung der Eigentumsrechte. Insofern können auf diese Weise externe Effekte innerhalb des „Bubbles Selbstverpflichtung“ internalisiert werden, die bei der bisherigen Lösung dadurch entstehen können, dass höhere Anstrengungen einer Anlage (oder Branche) zur Gesamtzieelerreichung beitragen, aber andere Anlagen (oder Branchen) von der Zielerreichung ohne eigene Anstrengungen als Trittbrettfahrer partizipieren.

Probleme mit diesem Ansatz ergeben sich insbesondere hinsichtlich der Ausgestaltung des Emissionshandels, die notwendigerweise von idealen Bedingungen

¹ Mit stärkerer umweltpolitischem Bezug gehen Emissionshandelsmodelle auf eine Arbeit von Dales 1968 zurück; vertiefend hierzu vgl. z.B. Weimann 1995: 245ff., Cansier 1993: 192ff., Rubin 1996 und Bader 2000.

abweicht.² Einige dieser Abweichungen sind konstitutiv bei einer Übertragung des Instruments aus der (neoklassischen) Theorie in die Praxis (z.B. das Auftreten von Transaktionskosten, die einen Grenzkostenausgleich verhindern können). Andere sind allerdings auch der konkreten Ausgestaltung des europäischen bzw. deutschen Emissionshandels geschuldet. Hierzu gehören z.B. auftretende externe Effekte durch die Beschränkung des Emissionshandels auf eine Region bei gleichzeitiger globaler Wirkung von CO₂. Von besonderer Bedeutung – da durch eine Veränderung des institutionellen Gefüges vergleichsweise einfach gestaltbar – sind naturgemäß unintendierte Wirkungen aufgrund der konkreten Ausgestaltung des Instruments.

2.2 Einordnung bisheriger Ausgestaltungserfahrungen

Neben der theoretischen Beschäftigung mit Zertifikatslösungen im Allgemeinen ist als zweiter Strang eine Diskussion konkreter Implementierungen von Emissionshandelssystemen zu erkennen. Neben einigen kommunalen bzw. kantonalen Vorhaben in der Schweiz spielt hierbei insbesondere das Zertifikatssystem in den USA (bezogen auf SO₂-Emissionen) eine größere Rolle (vgl. z.B. Hansjürgens/Fromm 1994, Burtraw 1996, Carlson 2000, Ellerman u.a. 2000). Hier lassen sich einige Probleme bei ihrer Implementierung erkennen:

- **Technologische Innovationen** gehen zumindest in einer Übergangsphase deutlich zurück.³ Erklärt werden kann dies vor allem durch das geringe Vertrauen in die Beständigkeit des Systems (Hold up-Verhalten; vgl. im regulatorischen Kontext z.B. Salant/Woroch 1992 und Gilbert/Newbery 1994 zu spieltheoretischen Modellen, Levy/Spiller 1996); insbesondere erschüttert jede Anpassungen dieses Vertrauen weiter und führt zum Hinauszögern von Investitionen.
- **Marktverzerrungen durch partielle Einführungen** sind ebenso zu beobachten wie das **Abwandern von Unternehmen**, so dass sich hinsichtlich der tatsächlichen Umweltveränderungen sogar eine Steigerung ergeben kann (race to the top-Effekt).
- Starke **Strukturbrüche** bei Einführung in einigen Bereichen, die in starkem Maße von Veränderungen betroffen sind, sind zu erkennen (Klemmer/Hillebrand/Bleuel 2002: 31). Hierbei werden Arbeitsplätze „nachhaltig“ abgebaut und die Vernichtung von Sunk costs (wie z.B. organisationales Wissen) in hohem Umfang führt zu volkswirtschaftlichen Ineffizienzen.
- Schließlich sind Verzerrungen durch **unterschiedliche Bedingungen des Status Quo** (z.B. technologische Unterschiede bei den Reduktionsmöglichkeiten) zu erkennen – diese sind allerdings z.T. gewollt und dienen z.B. zur „Beseitigung“ von Branchen oder Technologien mit „zweifelhaftem Ruf“.

² Als Übersicht zu solchen Implementierungsproblemen vgl. Bonus 1998 und Stavins 2002.

³ Vgl. grundlegend Jung/Krutilla/Boyd 1996, Kemp 1997, Keohane 1999 und Schwarze 2001; siehe hierzu auch Burtraw 2000 (am Beispiel des amerikanischen SO₂-Handelssystems), Fischer/Parry/Pizer 2003 (anhand eines innovationsendogenisierten Modells) und Jaffe/Newell/Stavins 2000 (mit einem Vergleich Emissionshandel und Ökosteuer).

Diese Diskussion über Auswirkungen solcher Emissionshandelssysteme krankt allerdings hinsichtlich der hier relevanten Fragestellung vor allem an zwei Punkten.

- Erstens beziehen sich diese Beobachtungen auf z.T. deutlich andere Ausgestaltungsvarianten (bei SO₂ etwa ist die Bedeutung von lokalen Belastungen – den Hot spots – wesentlich größer, so dass insbesondere für Markteintritte andere Allokationsverfahren zu Anwendung kommen müssen als bei CO₂), so dass Ergebnisse nur bedingt übertragbar sind.
- Zweitens fehlt eine systematische Diskussion von Auswirkungen auf die Wettbewerbssituation der betroffenen Industrien nahezu vollständig und selbst Innovationsaspekte werden eher randlich behandelt.

2.3 Ausgestaltung des EU-Handelssystems aus theoretischer Sicht

Ausgehend von den Ausgestaltungsoptionen, die die EU-Richtlinie den Nationalstaaten lässt, wird in der Literatur die Diskussion über die Folgen solcher Varianten geführt (als Überblick vgl. z.B. Gagelmann 2002). Bedeutsame Felder von Ausgestaltungsoptionen sind hierbei

- erstens die Festlegung von CO₂-Gesamt mengen, ihre Reduktion im Zeitablauf sowie die Bestimmung verpflichteter Sektoren, Branchen, Anlagen und Technologien (**Anwendungsbereich**),
- zweitens die Ausgestaltung der Allokation(sverfahren) der Zertifikate (hierzu gehört z.B. auch die Wahl von Basisperioden bzw. Benchmarks), die Markt-konstitution, die Kontrolle und Sanktionierung bei Nichteinhaltung (**Emissionsallokation und -handel**) sowie
- drittens eine Vielzahl weiterer Regelungen (z.B. Umfang der Anerkennung von Early Action, Berücksichtigung von technischer Reduktionsmöglichkeit, Härtefallregelungen), die jeweils auf Spezifika (in Branchen, Regionen, Zeitperioden oder Technologien) Rücksicht nehmen sollen und die letztlich zur Beurteilung der konkreten Wirkung des Instruments von erheblicher Bedeutung sind (**Sonderregelungen**).

2.3.1 Anwendungsbereich

In Hinblick auf den **Anwendungsbereich** ist zu erkennen, dass es sich bei dem europäischen Emissionshandel um ein eingeschränktes Instrument zur Verringerung von Treibhausgasemissionen handelt. Der Handel beschränkt sich

- a) nur auf das Treibhausgas Kohlendioxid (statt sich z.B. auf den 6-Gase-Korb des Kyoto-Protokolls zu beziehen),
- b) nur auf ausgewählte Branchen (z.B. auf die Stahl- nicht aber auf die Kunststoffindustrie),

- c) nur auf größere Anlagen innerhalb der einbezogenen Branchen (z.B. Stromerzeugungsanlagen ab einer Kapazität von 20 MW) und
- d) nur auf die EU.

Hierdurch ist – entsprechend der oben angeführten Erfahrungen aus anderen Handelssystemen – mit Verzerrungswirkungen zu rechnen.

Die Beschränkung **c)** ist vergleichsweise gut begründbar, da die Kosten der Teilnahme am Emissionshandel (relativ) fix sind und insofern für kleine Anlagen (wenn sie kleine Unternehmen darstellen) zu hohen anteiligen Kosten des Zertifikatesystems an ihren Gesamtkosten führen würden. Insofern handelt es sich hierbei um eine typische „Bagetellregelung“, wobei die genaue praktische Ausgestaltung (Größenklassen, Anlagen- oder Unternehmensbezug) teilweise verbesserungsfähig ist.

Restriktionen, die unter **a)** und **b)** aufgeführt sind, führen zu einer Substitution von vom Emissionshandel betroffenen Produkten durch solche, die nicht eingeschlossen sind.⁴ So ist etwa (aufgrund grundsätzlich technisch möglichen partiellen Substituierbarkeit) zu erwarten, dass die Anwendung von Stahl (Konverterstahl ist direkt durch den Emissionshandel betroffen) teilweise ersetzt wird durch Kunststoff- oder Aluminiumprodukte, deren herstellende Branchen nicht in das Zertifikatesystem einbezogen sind.⁵ Bei Aluminium kommt hinzu, dass ein Einbezug der Branche bei gegebener Konzentration auf CO₂ kaum einen Effekt hätte – erst die Ausweitung um bei der Aluminiumproduktion entstehende perfluorierte Kohlenwasserstoffe (PFC), einer Gruppe von Treibhausgasen mit starker Treibhausgaswirkung und hoher atmosphärischer Persistenz, brächte hier eine Änderung.

Solche Substitutionswirkungen zwischen Produkten können aufgrund der Einführung des Handelssystems zu erhöhten statt wie intendiert geringeren Treibhausgasemissionen führen. Dies trifft immer dann zu, wenn ein Produkt außerhalb des Handelssystems gewählt wird, dass pro funktionaler Einheit (z.B. Tür eines PKW) höhere Treibhausgasemissionen aufweist als das Produkt, das unter bisherigen Bedingungen verwendet wird.

Ähnlich disfunktional kann die Beschränkung **d)** wirken, die das Gebiet des Emissionshandels auf die EU einschränkt, ohne einen Im- und Exportausgleich vorzunehmen. Auch hierdurch findet wiederum eine Substitution statt – diesmal eine zwischen der Produktion innerhalb der EU und einer solchen außerhalb. Bei eini-

⁴ Das Gesagte gilt grundsätzlich natürlich nicht nur für Produkte, sondern auch für unterschiedliche Produktionsverfahren eines Produkts. So ist Herstellung von Strom aus fossilen Brennstoffen dem Zertifikatesystem unterworfen, die Verwendung von Solarzellen zur Stromerzeugung jedoch nicht, obwohl durch die Herstellung insbesondere der Wafer (also in einer Vorkette der Stromproduktion) CO₂-Emissionen in erheblichem Umfang anfallen; vgl. Kapitel 4.4.2.

⁵ Allerdings sind natürlich (wesentliche) Vorprodukte beider Branchen vom Emissionshandel betroffen. Insbesondere für Aluminium mit relativ hohen Stromkostenanteilen an der Produktion wird sich die Erhöhung der Strompreise, die aus dem Einbezug der Stromwirtschaft in das Zertifikatesystem ergeben, bemerkbar machen.

gen vom Emissionshandel betroffenen Branchen ist die Gefahr ihrer „EU-externen“ Substituierbarkeit relativ gering. Aufgrund beschränkter Netzkapazitäten, Netzverlusten und (anderen) Durchleitungskosten gilt dies z.B. für die Stromwirtschaft.⁶ Anders liegt der Fall für solche Güter, die geringe relative Transportkosten aufweisen – hierzu zählt z.B. Stahl. Je nach genauer Substitution ist es nicht unwahrscheinlich, dass die europäische Produktion durch eine ausländische substituiert wird, die zu erheblich höheren spezifischen Emissionen führen kann (vgl. Kapitel 4.4).

Insofern führt ein Emissionshandelssystem, das durch die beschriebenen Begrenzungen konstituiert wird, nicht nur zu positiven externen Effekten, wie sie häufig kolportiert werden („die EU betreibt den Klimaschutz für die Welt“). Vielmehr besteht durchaus auch die Möglichkeit, dass das Instrument – unabhängig von allen „Nebenfolgen“ z.B. im Bereich einer geringeren Wettbewerbsfähigkeit – auch in der originären umweltpolitischen Zielerreichung nicht das erreicht, was intendiert war. Wie gesehen, können statt positiver hier auch negative externe Effekte auftreten, die dazu führen können, das durch die Einführung eines solchen Zertifikatesystems die globalen Treibhausgasemissionen nicht verringert, sondern sogar noch erhöht werden.⁷

Bedingung für solche schädlichen Effekte ist allerdings jeweils, dass tatsächlich Substitution stattfindet⁸ (prohibitive Preisunterschiede oder Transaktionskosten können dies verhindern), dass geringere Emissionen bei dem heute erzeugten Produkt bestehen und dass die höheren Emissionen beim Substitut nicht durch Effizienzgewinne der unter dem Emissionshandel verbleibenden Produktion überkompensiert werden. Auch wenn das quantitative Ergebnis umstritten ist und u.U. trotz Substitution noch ein positiver Gesamteffekt i.S. verminderter CO₂-Emissionen eintritt, so ist zumindest darauf hinzuweisen, dass die beschriebenen Substitutionseffekte durch geeignete Maßnahmen verringert werden können (vgl. hierzu Kapitel 5).

2.3.2 Emissionsallokation und -handel

Neben diesen Ausgestaltungen des Anwendungsbereichs spielen die Regeln für **Emissionsallokation und -handel** ebenfalls eine große Rolle bei der Bewertung

⁶ Allerdings entstehen hierdurch indirekte Substitutionseffekte: Durch den Zertifikatehandel erhöhte Strompreise führen zu Wettbewerbsnachteilen der EU und somit c.p. zur partiellen Substitution von innereuropäischen durch ausländische Güter.

⁷ Schließlich ist noch darauf hinzuweisen, dass die Substitution ökologisch bedenkliche Anlagen fördern kann, die allerdings das „Glück“ haben, vergleichsweise geringe CO₂-Emissionen aufzuweisen.

⁸ Insbesondere für Massengüter mit starker Importkonkurrenz ist dies zu erwarten – hierzu gehören zumindest Teile des Stahlmarkts: „Eine starke Marktstellung von Importprodukten beispielsweise, die im Substitutionswettbewerb zu inländischen Erzeugnissen stehen, dürfte der Überwälzung gestiegener Produktionskosten enge Grenzen setzen. Dies gilt vor allem für energieintensive Massenprodukte, die in weltweit standardisierten Verfahren produziert werden wie Zement, Stahl oder Papierrohstoffe und Papier.“ (Klemmer/Hillebrand/Bleuel 2002: 29).

des Instruments Emissionshandel. Für die Wahl des primären Allokationsverfahrens i.e.S. bestand in Europa in der ersten Handelsphase kein großer Spielraum – Grandfathering mit einem Mindestanteil von 95% der Emissionsrechte dominierte eindeutig. Die theoretisch allokativ überlegene Variante einer Versteigerung⁹ hätte sicher zu erheblichen strukturellen Verwerfungen geführt, da Status-Quo-Emissionen von Anlagen und die (Grenz-)Zahlungsbereitschaft ihrer Eigentümer kaum korreliert sind.

Die Frage nach der Wahl einer Basisperiode (Zuteilung aufgrund unterschiedlich definierter Vergangenheitswerte) oder anderer Bezugsgrößen (z.B. anlagenbezogener Benchmarks, entnommen etwa den europäischen BAT-Empfehlungen¹⁰) als Allokationsmaßstab kommt aufgrund des Grandfatherings eine große Bedeutung bei der Beurteilung der Ausgestaltung zu. Hierbei zeigt sich, dass für unterschiedliche Teilbereiche teilweise abweichende Lösungen gefunden wurden: Altanlagen werden anders behandelt als Ersatzanlagen und diese wiederum anders als „echte“ Neuanlagen (die keinen Vorgänger beim jeweiligen Anlagenbetreiber aufweisen). Eine solche Differenzierung ist z.T. aus logischen Gründen unumgänglich. Wenn etwa für Altanlagen eine vergangenheitsorientierte Verteilung vorgenommen wird, die als Bestandsschutz interpretiert werden kann, dann muss notwendigerweise für echte Neuanlagen eine andere Lösung gefunden werden, da ja für diese Anlagen keine Vergangenheitswerte vorliegen. Andererseits ist allerdings zu bedenken, dass jede Differenzierung, die real häufig weit über die drei oben geschilderten Varianten hinausgeht, Anreize schafft, die u.U. dysfunktional sein können. So kann ein strenges Benchmarksystem für Neuanlagen dazu führen, dass alte Anlagen länger weiterbetrieben werden als unter den Status-Quo-Bedingungen ohne Emissionshandel. Ebenso können vergangenheitsorientierte Zuteilungen aufgrund konjunktureller Schwankungen oder anderer Sondereinflüsse¹¹ zu „falschen“ Zuteilungen führen, die zur Folge haben können, dass der Druck zum effizienten Betrieb verglichen mit der Ausgangssituation geringer wird.

⁹ Neben der statischen allokativen Überlegenheit wird in dynamischer Hinsicht das Vermeiden von strategischem Verhalten als Argument für eine Versteigerung ins Feld geführt. Im Falle des europäischen Emissionshandels ist es jedoch deutlich, dass strategisches Verhalten in Form intertemporaler Verschiebungen zwischen den Handelsperioden kaum vorstellbar ist, da zum Zeitpunkt der Zertifikatsvergabe in der ersten Handelsperiode die Bedingungen für die zweite Periode noch nicht bekannt sind (anders hierzu Böhringer/Lange 2003).

¹⁰ **Best Available Technology**-Empfehlungen.

¹¹ Hierzu zählt z.B. die Verbrennung von Tiermehl in Zementwerken in der zugrunde gelegten Basisperiode in Deutschland. Da es sich bei Tiermehl um ein biogenes Material handelt, dessen CO₂-Emissionen nicht dem Emissionshandel unterliegen, werden die Zertifikatszuteilungen an den aus fossilen Brennstoffen stammenden Emissionen ausgerichtet. Da Tiermehl in dem Zeitraum nur aufgrund der BSE-Krise reichlich zur Verfügung stand, sich aber mittlerweile eine Mitverbrennung aufgrund wieder stark angestiegener Preise nicht mehr lohnt, entsteht hier eine Zuteilungslücke. Vorstellbar ist auch eine Situation mit „umgedrehten Vorzeichen“ (also einem derzeitigen Zertifikatsbedarf unterhalb der historischen Mengen), der zu einem verringerten Anreiz zu CO₂-Emissionen gegenüber dem Ausgangszustand ohne Handelssystem führt, wenn die überflüssigen Zertifikate verkauft werden können.

2.3.3 Sonderregelungen

Im Bereich der **Sonderregelungen** kommt der Ausgestaltung der Berücksichtigung technischer Reduktionsmöglichkeiten entsprechend Anhang III Abs. 3 Satz 1 der Richtlinie eine besonders große Bedeutung zu – zumindest für die Branchen, in denen prozessbedingte Emissionen eine bedeutsame Rolle spielen (hierzu zählt neben der Kalk- und Zementindustrie auch die Stahlindustrie). Zusätzlich zu der Diskussion ökonomischer Probleme solcher Ausgestaltungsoptionen, die – allerdings eher generell – z.B. in Heins u.a. 2002 geführt werden, spielen in diesem Zusammenhang insbesondere auch rechtliche Fragen eine bedeutsame Rolle. Dies gilt insbesondere deshalb, da die Einführung eines Emissionshandelssystem in einer Branche, die tätigkeitsbedingt nicht oder nur in sehr geringem Maße in der Lage ist, Emissionsreduzierung zu betreiben, in Konflikt geraten kann mit der Ausübung von Grundrechten (wie etwa der freien Berufswahl).¹²

Insgesamt führen Anzahl und gegenseitige Bezugnahme von Sonderregelungen dazu, dass

- erstens der Aufwand der Beteiligten zum adäquaten Umgang mit dem Handelssystem (z.B. Auswahl der für die einzelne Anlage idealen Option i.S. einer möglichst günstigen Allokation von kostenlosen Emissionsrechten) sehr hoch ausgefallen ist,
- zweitens die Analyse tatsächlicher Anreizwirkungen, die vom Zertifikatehandel ausgeht, schwer generell beurteilt werden kann (z.B. da die Zahl von Anlagen, die unter Ausnahmeregelungen fallen, ex ante, z.T. aber auch ex post nur aufwendig oder gar nicht erhebbar ist),
- drittens ein Vergleich der nationalen Allokationspläne in Europa nur sehr aufwendig möglich ist und sinnvollerweise wohl eine Beschränkung auf einzelne Branchen oder gar Branchentechnologien notwendig macht und
- viertens systematische Veränderungen (z.B. beim intendierten Anwendungsbereich) auch aus politökonomischer Sicht schwierig sind, da hierdurch das bestehende (Macht-)Gleichgewicht erheblich verschoben werden könnte, so dass langwierige Anpassungen insbesondere auf der Ebene der Sonderregelungen zu erwarten sind.

Inwieweit durch solche Sonderregelungen eine (branchen- oder gar anlagenbezogene) „Einzelfallgerechtigkeit“ hergestellt werden soll und kann und zu welchem Preis dies geschieht, sollte als Fragen nicht aus den Augen verloren werden. Anzumerken ist, dass viele der in Europa gefundenen Sonderregelungen argumentativ darauf zurückzuführen sind, dass hinsichtlich des Anwendungsbereichs und der Ausgestaltung von Emissionsallokation und -handel die allgemeinen Regelungen so ausgestaltet wurden, dass sie die angesprochenen Defekte mit den daraus folgenden Verzerrungsanreizen aufweisen. Insofern wäre hier sicher eine grundsätzliche Korrektur (z.B. beim Umgang mit dem Außenhandel)

¹² Vgl. hierzu z.B. Mehrbrey 2003 und – allerdings noch auf Basis des z.T. deutlich anderen Richtlienvorschlags aus dem Jahr 2001 Spieth 2002.

wünschenswert. Weiterhin hat die mangelhafte Vorbereitung in den Gesetzgebungsprozessen der Mitgliedsstaaten zu vielfältigen ad hoc-Korrekturen geführt. Insofern ist es nicht unwahrscheinlich, dass der Bedarf für solche Regelungen in der nächsten Handelsperiode nach (erfolgreichem) Lernen im bisherigen System geringer ausfällt und stattdessen einfacheren Regeln der Vorzug gegeben wird.

Vor diesem Hintergrund kann das Verfahren der EU, lediglich einen Rahmen vorzugeben, den die Nationalstaaten in einem weiten Bereich ausgestalten konnten, durchaus (auch) positiv interpretiert werden. Hierdurch besteht (ähnlich wie bei der Strommarktliberalisierung) die Möglichkeit, eine noch weitgehend unbekannte Institution in Form eines parallelen „Experiments“ in unterschiedlichen Varianten auszuprobieren, ohne sehr viel Zeit für ein sequenzielles zentrales „Experiment“ aufwenden zu müssen. Dies setzt allerdings voraus, dass die einzelnen nationalstaatlichen Erfahrungen mit dem Emissionshandel nicht stark durch externe Effekte aus anderen Mitgliedsstaaten geprägt sind. Befürchtungen, dass aufgrund der insgesamt sehr umfangreichen Ausstattung der europäischen Anlagen mit Zertifikaten kein funktionierender Zertifikatsmarkt zustande kommen könnte, wären ein Beispiel für einen solchen (das Zertifikatssystem funktionslos werden lassenden) Effekt.

Abgesehen von dieser Diskussion, die allenfalls ex post und en detail zu belastbaren Ergebnissen führen wird, ist perspektivisch zu fragen, ob eine Zentralisierung der Ausgestaltung des Emissionshandelssystems sinnvoll ist. Zentralisierung ist in der klassischen ökonomischen Analyse im Rahmen der Theorie des fiskalischen Föderalismus (vgl. Tiebout 1956, Oates 1972, Atkinson/Stiglitz 1980) immer dann angeraten, wenn externe Effekte internalisiert und positive Skaleneffekte realisiert werden. Letzteres ist wohl in diesem Fall von geringer Bedeutung und die Frage nach bestehenden externen Effekten aufgrund der mitgliedstaatlichen Ausgestaltungen wurde bereits vorangehend als bisher noch nicht beantwortbar beschrieben.

Bei der Beantwortung der „Ebenenfrage“ wird es in Erweiterung der oben dargestellten Perspektive schließlich vor allem um die Abwägung gehen zwischen den Gewinnen einer Dezentralität (vor allem die stärkere Berücksichtigung nationaler Präferenzen sowie positiver Folgen eines parallelen Experiments im Systemwettbewerb) und positiven Aspekten der Zentralisierung (besonders die Vermeidung von negativen externen Effekten und problematischen Friktionskosten aufgrund von funktionslosen Wanderungsbewegungen innerhalb der EU als Folge unterschiedlicher Regelungen). Hierbei spricht einiges dafür, dass die Vorteile der Zentralität aufgrund der abnehmenden Bedeutung von parallelen Experimenten im Zeitablauf deutlich zunehmen werden.

3 Regelung des CO₂-Emissionshandels

Seit dem 01. Januar 2005 gibt es mit dem europaweiten Emissionshandel ein neues Instrument, um die Verpflichtungen der EU-Mitgliedsstaaten aus dem Kyoto-Protokoll bzw. der Aufteilung des europäischen Minderungszieles auf die einzelnen EU-Staaten (Burden Sharing) umzusetzen. Nunmehr kann ein Teil der Wirtschaft in Europa – aus den Wirtschaftssektoren Energie und Industrie – mit Berechtigungen zum Ausstoß des klimaschädlichen Kohlendioxids (CO₂) handeln. Die Tonne CO₂ erhält dabei einen Wert, den der Handelsmarkt bestimmt. Das Handelssystem basiert auf drei Grundsätzen:

1. Der Ausstoß von CO₂ durch die einbezogenen Industrieanlagen erfordert entsprechende Rechte, die vom Staat in Form von Zertifikaten an die Emittenten ausgegeben werden.
2. Die absolute Menge der Emissionsrechte wird im Zeitablauf sukzessive verringert, um das nationale Minderungsziel zu erreichen.
3. Die Emissionsrechte können gehandelt werden, um die CO₂-Emissionen dort zu senken, wo es am wirtschaftlichsten ist.

Neben der Aufteilung der Minderungsziele auf die Sektoren Wirtschaft, Verkehr und Privathaushalte ist die Ausstattung der einbezogenen Industrieanlagen mit Emissionszertifikaten Ausgangsbasis für den Handel. Dies wird im Nationalen Allokationsplan (NAP) und im Zuteilungsgesetz (ZuG) festgelegt, die die Gesamtmenge an Zuteilungen und die Zuteilungsregeln beschreibt.

3.1 Das Kyoto-Protokoll

Der Emissionshandel geht zurück auf das sog. Kyoto-Protokoll, das als internationales Klimaschutzabkommen 1997 im Rahmen einer Konferenz der Vereinten Nationen im japanischen Kyoto beschlossen wurde. In diesem Abkommen bekennen sich Industrie- und Transformationsländer (Annex-I Staaten) dazu, zwischen 2008 und 2012 ihre jährlichen Emissionen an Treibhausgasen¹³ um mindestens 5,2% unter das Niveau von 1990 zu senken (vgl. United Nations 1997).

Da die Industriestaaten 1990 für 55% des weltweiten Kohlendioxid-Ausstoßes verantwortlich waren, mussten ebenso viele Länder dem Protokoll zustimmen, bis eine Quote von 55% erreicht wurde. Die USA – mit über 30% Anteil der weltweit größte Emittent von Treibhausgasen – und Australien weigern sich bislang das Abkommen zu unterzeichnen. Erst mit der Zustimmung Russlands im November 2004 wurde die 55%-Klausel erreicht, wodurch die nach mehr als sieben Jahren der Weg für die Ratifizierung freigegeben wurde. Am 16. Februar 2005 trat das Kyoto-Protokoll offiziell in Kraft. Im März 2005 hatten 141 Staaten das Vertragswerk anerkannt.

¹³ Dies sind CO₂, CH₄ und N₂O, die HFC-Gruppe, die PFC-Gruppe sowie SF₆ (vgl. United Nations 1997, Annex A).

Das Kyoto-Protokoll fordert für die damals noch 15 EU-Staaten im Block eine Reduzierung der Treibhausgase um durchschnittlich 8% im Zeitraum 2008 bis 2012 gegenüber dem Ausgangsjahr 1990. Die Lastenverteilung (Burden Sharing) auf die einzelnen EU-Staaten wurde von den EU-Umweltministern vorgenommen. Berücksichtigt wurden dabei die bisherige Höhe der Emissionen pro Kopf sowie gegebenenfalls der Nachholbedarf bei der wirtschaftlichen und strukturellen Entwicklung (vgl. Presse- und Informationsamt der Bundesregierung 2005). Innerhalb der europäischen Lastenverteilung hat sich Deutschland dazu verpflichtet, seine Emissionen bis zum Jahr 2012 um 21 Prozent zu senken. Nach Angaben des Umweltministeriums sind hiervon 19 Prozentpunkte bereits erreicht (vgl. BMU 2005a).

„Burden Sharing“	
Belgien	-7,5
Dänemark	-21,0
Deutschland	-21,0
Finnland	0,0
Frankreich	0,0
Großbritannien	-12,5
Griechenland	+25,0
Irland	+13,0
Italien	-6,5
Luxemburg	-28,0
Niederlande	-6,0
Österreich	-13,0
Portugal	+27,0
Schweden	+4,0
Spanien	+15,0
EU-Total	-8,0

Tab. 1: *Prozentuale geforderte Veränderung der Emissionen von 6 Treibhausgasen (in % im Vergleich zu 1990) (Quelle: eigene Darstellung nach Lucht/Spangardt 2005)*

Das Regelwerk zum Kyoto-Protokoll wurde bereits 2001 in Bonn und Marrakesch vereinbart. Wichtiges Instrument ist dabei der Handel mit Emissionsrechten. Die Klimaschutzziele können die Industrieländer auch mit Projekten im Ausland etwa durch den Bau energieeffizienter Kraftwerke in Ländern Osteuropas erreichen. Wälder, Böden und Aufforstungsprogramme werden in bestimmten Grenzen als Klimaschutzbeitrag gutgeschrieben.

Neben dem Emissionshandel (Emissions Trading) wurden im Kyoto-Protokoll zwei weitere flexible Mechanismen festgelegt. Sowohl Clean Development Mechanism (CDM, Mechanismus für umweltverträgliche Entwicklung) als auch Joint Implementation (JI, gemeinsame Umsetzung) zielen darauf ab, einen Teil der Emissionsreduzierungsverpflichtungen durch Investitionen in Projekte zur Reduzierung der Emissionen im Ausland zu erreichen:

- Durch die CDM können Industriestaaten Reduktionen von Treibhausgasemissionen durch Projekte in Entwicklungsländern vergleichsweise kostengünstig vornehmen und dafür national anrechenbare Reduktionszertifikate (sog. Credits) erwerben. Industriestaaten führen CDM-Maßnahmen in Entwicklungsländern durch, für die keine quantifizierten Emissionsreduzierungsziele gelten. Die dabei erzielten Emissionsreduktionseinheiten können auf das Emissionsbudget derjenigen Partei angerechnet werden, die das Projekt finanziert.
- JI-Projekte stellen Maßnahmen in anderen Industrieländern (Annex-I-Staaten) dar, für die ebenfalls quantitative Emissionsziele im Rahmen des Kyoto-Protokolls gelten. Annex-I-Staaten können gemeinsam Projekte durchführen, die zusätzliche Emissionsreduktionen in dem Land erzielen, in dem das Projekt realisiert wird. Diese Reduktionen erhöhen das Reduktionsbudget derjenigen, die das Projekt finanzieren, während im Gegenzug das Emissionsbudget desjenigen, bei dem das Projekt realisiert wird, entsprechend belastet wird.

Für Emissionsminderungen in CDM-Projekten erlaubt das Kyoto-Protokoll schon ab dem Jahr 2000 Gutschriften auszustellen. Entsprechende Emissionsminderungen aus JI-Projekten können hingegen erst ab dem Jahr 2008 angerechnet werden.

Mit den Flexiblen Mechanismen wird der Erkenntnis Folge geleistet, dass Treibhausgasemissionen ein bedeutendes globales Problem darstellen und dass es aus ökologischer Sicht unbedeutend ist, wo die Reduzierungen stattfinden. Als Konsequenz erwächst hieraus einerseits, dass Emissionsreduktionen dort durchgeführt werden, wo die Kosten am geringsten sind. Andererseits haben die flexiblen Instrumente auch zur Folge, dass im Rahmen von JI- und bei CDM-Projekten vermehrt umweltfreundliche und umweltgerechte Technologien in Schwellen- und Entwicklungsländer eingeführt werden. Damit ist die Hoffnung verbunden, diese Länder auf dem Weg zur nachhaltigen Entwicklung zu unterstützen.

Um dem Missbrauch mit flexiblen Mechanismen entgegenzuwirken, wurden ausführliche Regeln und Vorschriften ausgearbeitet und Überwachungsstrukturen eingerichtet. So wird z.B. über die EU Linking Directive (Verbindungsrichtlinie) festgelegt, dass europäische Unternehmen, die unter das EU-System für den Emissionshandel fallen, Gutschriften aus Emissionsreduktionsprojekten (CDM und JI) nur bis zu einem bestimmten Prozentsatz zur Erreichung ihrer Verpflichtungen aus dem Handelssystem einsetzen können. Auf diese Weise soll zum einen vermieden werden, dass eine wesentliche Verringerung der Treibhausgasemissionen ausschließlich außerhalb der Europäischen Union erzielt wird, zum anderen sollen Mitnahmeeffekte solcher Maßnahmen vermieden werden, die in Entwicklungsländern auch unabhängig von CDM durchgeführt würden, da dadurch keine weitere Treibhausgasverringerung erzielt werden können. Von CDM und JI ausgenommen sind Gutschriften aus Kernenergie-Projekten, die wegen anderer Risiken und Umweltveränderungen nach dem Kyoto-Protokoll nicht zulässig sind, und Gutschriften aus so genannten "Kohlenstoffsenken" (das Anlegen von Wäldern zur vorübergehenden Aufnahme von CO₂) (vgl. Fichtner 2005a).

Kohlenstoffsinken waren auf UN-Ebene ein umstrittenes Thema, da diese keinen Technologietransfer mit sich bringen, von ihrem Charakter her temporär sind und rückgängig gemacht werden können sowie nach wie vor Ungewissheit hinsichtlich der Auswirkungen der Emissionsaufhebung durch Kohlenstoffsinken besteht. Überdies sind die internationalen Verhandlungen darüber, welche Art von Forstwirtschaftsprojekten die Regierungen akzeptieren könnten, noch nicht abgeschlossen. Die Verwendung von Gutschriften aus Kohlenstoffsinken soll von der Kommission im Jahre 2006 erneut geprüft werden.

Nach der neuen Richtlinie müssen die Mitgliedstaaten außerdem dafür sorgen, dass die ökologischen und sozialen Auswirkungen bei Projekten für große Wasserkraftwerke durch Anwendung der einschlägigen internationalen Kriterien und Leitlinien bei den Genehmigungsverfahren berücksichtigt werden (vgl. Bundesregierung 2005).

3.2 Rahmenbedingungen und Regelungen des CO₂-Emissionshandels in der Europäischen Union

Um die Ziele des Kyoto-Abkommens umzusetzen, sind verschiedene Instrumente vorgesehen, die in den beteiligten Ländern unterschiedlich angewendet werden. Als wichtigste gemeinsame Klimaschutzmaßnahme ist innerhalb der EU mit Beginn des Jahres 2005 das europäische Emissionshandelssystem eingeführt worden. Grundlage dieses gemeinschaftsweiten Handels mit Treibhausgasemissionszertifikaten ist die im Oktober 2003 vom Ministerrat und dem Parlament der Europäischen Union erlassene Richtlinie 2003/87/EG.

Gemäß Artikel 9 der Richtlinie muss jeder Mitgliedstaat in regelmäßigen Abständen einen nationalen Zuteilungsplan erstellen. Die Pläne müssen auf objektiven und transparenten Kriterien unter Berücksichtigung der in Anhang III der Richtlinie aufgelisteten Regelungen basieren. Die ersten nationalen Zuteilungspläne mussten bis zum 31. März 2004 veröffentlicht und der Kommission sowie den anderen Mitgliedstaaten mitgeteilt werden. Für die Mitgliedstaaten, die der Union am 1. Mai 2004 beigetreten sind, gilt die Verpflichtung zur Veröffentlichung und Mitteilung der nationalen Zuteilungspläne ab dem Beitrittsdatum. Die Kommission hat die Beitrittsländer jedoch dazu ermuntert, ihre nationalen Zuteilungspläne ebenfalls zum 31. März 2004 zu veröffentlichen (vgl. Europäische Kommission 2004).

Da die Ausgangsbedingungen in den Mitgliedsstaaten unterschiedlich sind, gewährt die Richtlinie den einzelnen Ländern gewisse Freiräume. Diese Freiräume in der nationalen Ausgestaltung eines solchen Handelssystems gelten insbesondere für den Bereich der Allokation, dem aufgrund seiner substanziellen verteilungspolitischen Auswirkungen ein gesteigertes Interesse entgegengebracht wird. Die europäische Richtlinie sieht für die Einführungsphase (2005-2007) lediglich ein Minimum von 95% und in der Phase der verbindlichen Einführung (2008-2012) mindestens 90% an kostenlos zu verteilenden Emissionsrechten vor (bezogen auf das Zielbudget der zum Handel verpflichteten Anlagen). Sie regelt jedoch nicht, wie die Verteilung der Zertifikate in der ersten oder in späteren Phasen erfolgen soll. Diese Aufgabe wird den Mitgliedstaaten übertragen, die in nati-

onalen Allokationsplänen die Emissionsobergrenze für die Gesamtheit der Teilnehmer und Zuteilungskriterien festlegen. Im Anhang III der Richtlinie wird lediglich vorgegeben, dass die Mengen der Einzelberechtigungen mit dem Emissionsverringerungspotenzial vereinbar sein müssen. Außerdem müssen im Allokationsplan Angaben zur Teilnahme neuer Marktteilnehmer enthalten sein und sog. Early Actions – d.h. aktives Klimaschutzpolitisches Handeln ab 1990 – berücksichtigt werden. Gemäß Art. 28 der Richtlinie kann auf mitgliedstaatlicher Ebene die Bildung sog. Anlagenfonds erfolgen. Das hat zur Folge, dass die Gesamtmenge der je Anlage der zusammengeschlossenen Betreiber errechneten Zertifikate einem Treuhänder übergeben wird (vgl. Lucht/Spangardt 2005).

In größeren Mitgliedstaaten werden 1.000 – 2.500 Anlagen erfasst, in den meisten anderen Mitgliedstaaten liegt die Zahl der einbezogenen Anlagen in der Regel zwischen 50 und 400. Die Zahl der von der Richtlinie betroffenen Unternehmen ist natürlich geringer, da große Unternehmen zahlreiche Anlagen haben, die am Emissionshandel teilnehmen können.

Erfasst werden Anlagen deren Produktions- und Leistungskapazitäten die Grenzwerte der EU-Richtlinie Emissionshandel, Anhang 1 übersteigen. Dazu gehören

- Feuerungen mit mehr als 20 MW thermisch
- Mineralö Raffinerien
- Kokereien
- Roheisen und Stahl (über 2,5 t pro Stunde)
- Röst- und Sinteranlagen für Metallerz
- Zement (mehr als 500 t pro Tag)
- Kalk (mehr als 50 t pro Tag)
- Glas (mehr als 20 t pro Tag)
- Keramik (mehr als 75 t pro Tag)
- Zellstoff
- Papier (über 20 t pro Tag)

Dies deckt nach einer Berechnung der Kommission rund 46% der CO₂-Emissionen in der EU im Jahre 2010 ab (Fichtner 2005b).

Nach erfolgter Vergabe der Zertifikate (gem. Art 11, Abs. 4 der Richtlinie) an die einzelnen Anlagenbetreiber kann der eigentliche Handel beginnen. Für jedes Jahr bekommt jeder Anlagenbetreiber eine Anzahl von Zertifikaten, die seinen Gesamtemissionen entspricht. Diese müssen bis zum 30. April des jeweiligen Folgejahres zur Löschung abgegeben werden (vgl. Lucht/Spangardt 2005). Anlagenbetreiber, die über mehr Zertifikate verfügen, als sie im entsprechenden Zutei-

lungszeitraum benötigen, können diese nicht nur verkaufen, sondern auch in den nächsten Zeitraum übertragen lassen (sog. Banking).¹⁴ Anlagenbetreiber, deren zugewiesene Zertifikate nicht ausreichen, da ihre CO₂-Emissionen höher sind, müssen hingegen Zertifikate hinzukaufen.

Beim Start des europäischen Emissionshandels am 01. Januar 2005 waren zunächst 21 der 25 EU-Mitgliedstaaten beteiligt. Neben Griechenland gehören Italien, Polen und Tschechien zu den Nachzüglern. In der Zwischenzeit sind allerdings die Nationalen Allokationspläne (NAPs) von Polen (am 8. März 2005) und Tschechien (am 12. April 2005) genehmigt worden. Die Prüfung der Pläne Griechenlands und Italiens dauert noch an. Die Nationalen Allokationspläne (NAPs) dieser vier Länder wurden von der EU-Kommission als zu großzügig bewertet. Die Länder mussten ihre eingereichten NAPs entsprechend anpassen. Aufgabe der EU-Kommission ist es, die eingereichten Pläne dahingehend zu prüfen, dass Emissionsrechte u. a. mit Blick auf das europäische Minderungsziel nach dem Kyoto-Protokoll nicht zu generös vergeben werden und es außerdem nicht zu Wettbewerbsverzerrungen kommen kann (vgl. hierzu auch DeHSt 2005a).

In den 25 Mitgliedsstaaten der EU erfasst das Emissionshandelssystem insgesamt über 12.000 Anlagen wie Kokereien, Anlagen der Eisen- und Stahlerzeugung, der Zement-, Glas- und Keramikindustrie sowie der Zellstoff- und Papierindustrie.

3.3 Regelungen zum Emissionshandel in Deutschland für die Handelsperiode 2005-07

Das Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz (TEHG) zusammen mit dem Zuteilungsgesetz (ZuG/NAPG) und der Zuteilungsverordnung (ZuV) bilden die gesetzliche Grundlage für die Umsetzung und Abwicklung des Emissionshandels in Deutschland. Mit diesen Gesetzeswerken werden die Inhalte der Richtlinie 2003/87/EG in nationales Recht überführt. Der Nationale Allokationsplan Deutschlands, der zum 31. März 2004 der EU-Kommission zur Genehmigung übermittelt worden ist, orientiert sich dabei eng an der nationalen Gesetzgebung, richtet sich formal jedoch ausschließlich an die EU-Kommission.

3.3.1 Die Rahmensetzung: das Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz (TEHG)

Das am 15. Juli 2004 in Kraft getretene (TEHG) schafft den rechtlichen Rahmen für die Umsetzung des Emissionshandels in Deutschland. Das TEHG enthält gesetzliche Regelungen für

- Genehmigungen für Treibhausgasemissionen,

¹⁴ Ein Banking über die (erste) Handelsperiode (von 2005-2007) hinaus ist allerdings nicht möglich.

- Emissionszertifikate,
- Überwachungs- und Berichtspflichten,
- Sanktionen und Kosten,
- Register,
- Zuteilung,
- Handel mit Emissionszertifikaten,
- Einbeziehung von Gutschriften aus Joint Implementation und Clean Development,
- Öffentlichkeitsbeteiligung,
- Einrichtung der Deutschen Emissionshandelsstelle (DeHSt).

Ferner enthält das TEHG eine Reihe von Ermächtigungen zum Erlass von Verordnungen. Im Einzelnen handelt es sich dabei um

- Definition der Kohlendioxidäquivalente (§ 3 Abs. 4 Satz 4)
- Bestimmung der Emissionen (§ 5 Abs. 1 Satz 2)
- Akkreditierung von Sachverständigen (§ 5 Abs. 1 Satz 2)
- Erhebung von Daten für den Nationalen Allokationsplan (§ 8 Abs. 4)
- Zuteilungsverfahren (§ 10 Abs. 5)
- Anerkennung von Emissionsgutschriften aus Joint Implementation und CDM (§ 13 Abs. 3 Satz 2)
- Anerkennung von Zertifikaten aus Staaten , die nicht der EU angehören (§ 13 Abs. 3 Satz 2)
- Einrichtung und Führung des Registers (§ 14 Abs. 4)
- Übertragung von Zuständigkeiten der DeHSt auf andere Akteure (§ 20 Abs. 2 Satz 1)
- Beiträge für die Umsetzung des TEHG (§ 22)

Damit legt das TEHG die grundlegenden Strukturen des Emissionshandels wie Genehmigung, Emissionsberichte und Überwachung, Zuteilung, Verwaltung und Handel der Zertifikate sowie Sanktionen und die Aufstellung des Nationalen Zuteilungsplans fest.

3.3.2 Die inhaltliche Ausgestaltung: Nationaler Allokationsplan (NAP)

Im EU-Emissionshandelssystem stellt der Nationale Allokationsplan (NAP) ein zentrales Element dar. Die EU-Mitgliedsstaaten müssen für jede Zuteilungsperiode einen solchen Plan aufstellen. In ihm werden wesentliche Eckdaten für die

zukünftige Entwicklung der energieintensiven Industrieproduktion in den jeweiligen EU-Staaten festgeschrieben. Gemäß Artikel 9 der Emissionshandelsrichtlinie legt der NAP fest, wie viele Emissionszertifikate insgesamt zugeteilt werden (Makroplan) und nach welchen Regeln sie auf die einzelnen Anlagen verteilt werden (Mikroplan). Die im Makroplan genannte fixe zulässige Emissionsgesamtmenge für den Handel wird auch „Cap“ genannt. Der Makroplan erhält zudem die maximale Gesamtmenge der Kohlendioxidemissionen für die übrigen Sektoren (Verkehr und Haushalte sowie Gewerbe, Handel und Dienstleistungen) und die Emissionsmenge für die übrigen vom Kyoto-Protokoll erfassten Treibhausgase Methan (CH₄), Distickstoffoxid (N₂O), Teilhalogenierte Fluorkohlenwasserstoffe (HFKW), Perfluorierte Kohlenwasserstoffe (FKW) und Schwefelhexafluorid (SF₆). Der Emissionshandel beschränkt sich allerdings auf CO₂.

Für die erste Zuteilungsperiode (2005-2007) war der Allokationsplan bis zum 31. März 2004 zu veröffentlichen und der EU-Kommission zur Prüfung zu überstellen. Für die zukünftigen Zuteilungsperioden sind die Allokationspläne spätestens 18 Monate vor Beginn der jeweiligen Periode der EU-Kommission vorzulegen. Der Zuteilungsplan für die zweite Periode muss dementsprechend bis zum 30. Juni 2006 übermittelt werden. Der aktuell gültige NAP für Deutschland wurde fristgerecht am 31. März 2004 vorgelegt und die wichtigsten Inhalte sowie Zuteilungsregeln und -mengen im sog. Zuteilungsgesetz (ehemals "Gesetz zum Nationalen Allokationsplan") von der Bundesregierung beschlossen und mit der entsprechenden Durchführungsverordnung (Zuteilungsverordnung) konkretisiert.

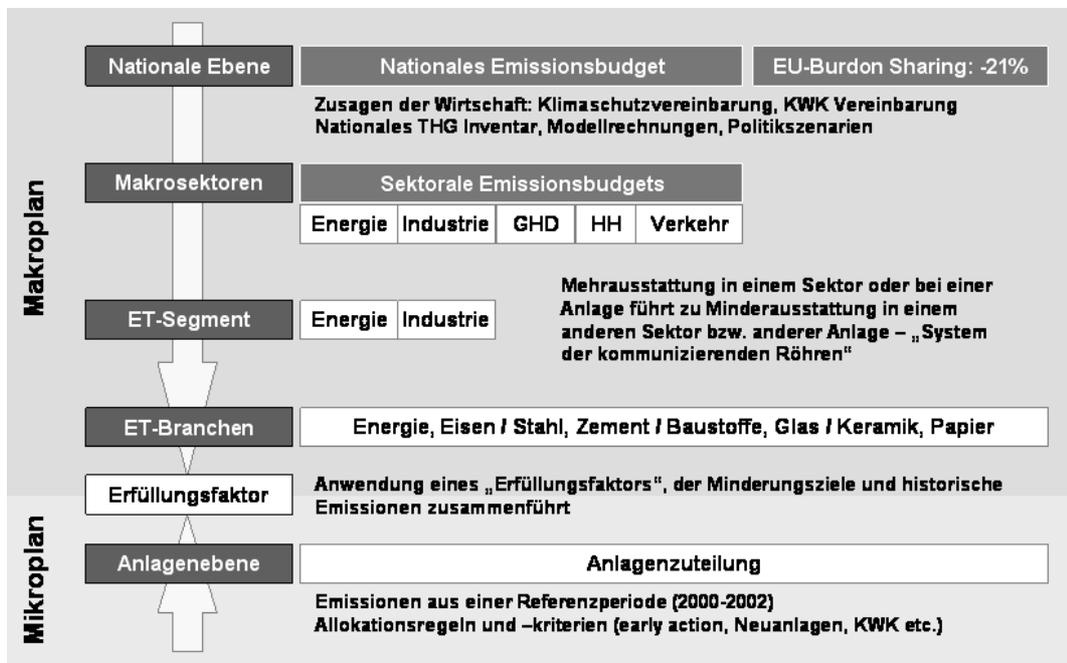


Abb. 1: Erfüllungsfaktor im deutschen NAP (Quelle: eigene Darstellung nach Fichtner 2005c))

Der deutsche Zuteilungsplan sieht für die erste Handelsperiode 2005-2007 für die betreffenden 1.849 Anlagen eine Zuteilung von 495 Mio. Tonnen CO₂ jährlich vor. Übertreffen die betreffenden Anlagen ihre zugeteilten Emissionsrechte, müssen sie weitere Zertifikate hinzukaufen; reduzieren sie ihre Emissionen unter die zuge-

teilte Menge, können sie ihre überschüssigen Emissionsrechte verkaufen („trade“).

Der dem Mikroplan für die erste Handelsperiode zugrunde gelegte Ansatz zur Allokation verfolgt den Gedanken des Bestandsschutzes: die kostenlose¹⁵ Zuteilung erfolgt aufgrund historischer Emissionen der betreffenden Anlagen (Grandfathering) und der Anwendung des Erfüllungsfaktors (§ 7 ZuG).¹⁶ Auf diese Weise wird jeder Bestandsanlage die Menge an Zertifikaten zugeteilt, die einen vorgegebenen Anteil der im Basisjahr¹⁷ (in Deutschland entspricht das dem Durchschnitt im Zeitraum 2000-2002) angefallenen Emissionen abdeckt. Dieser Anteil wird so gewählt, dass über alle Anlagen betrachtet der Makroplan erfüllt wird. Der dabei zu wählende Proportionalitätsfaktor wird auch „Erfüllungsfaktor“ bezeichnet. Auf Antrag erhalten Anlagen, die bis zum 31.12.2002 dauerhaft in Betrieb genommen worden sind, Berechtigungen in einer Anzahl zugeteilt, die dem rechnerischen Produkt aus den durchschnittlichen jährlichen CO₂-Emissionen der Anlage in der Basisperiode, dem Erfüllungsfaktor und der Anzahl der Jahre der Zuteilungsperiode 2005-2007 entspricht. In der ersten Handelsperiode liegt der Erfüllungsfaktor bei 0,9709. Dies entspricht einer Minderungsanforderung von 2,91% gegenüber der Basisperiode. Daraus ergibt sich eine zugeteilte Zertifikatsmenge von 97,09% der Basisjahremissionen (vgl. DeHSt 2004).

Die konkrete Zuteilung der kostenfreien CO₂-Emissionsrechte auf einzelne Anlagen erfolgt nach dem Vorschlag des Bundesministeriums für Umwelt, um Minderungsziele für die Emissionen der Industrie in das System einzuschreiben. Dabei sind verschiedene Reserven z.B. für Neuanlagen, den Atomausstieg oder für prozessbedingte Emissionen zu berücksichtigen. Die bei der Allokation verwendete Methode des Grandfatherings ist in gewisser Hinsicht problematisch. Würde sie nur sie alleine gelten, hätte das zur Folge, dass ineffiziente Anlagen in Bezug auf den CO₂-Ausstoß unter sonst gleichen Bedingungen mehr Emissionsberechtigungen erhalten als Anlagen, die durch aktive Klimaschutzpolitische Maßnahmen einem modernen, effizienten Standard entsprechen. Konkret würde das bedeuten, dass ein Anlagenbetreiber, der 1999 eine hochmoderne Anlage in Betrieb genommen hat, wegen seiner geringen Emissionen im Basiszeitraum 2000-2002 auch nur eine geringe Zuteilung bekäme und diese noch um den Erfüllungsfaktor verringern müsste. Der Anlagenbetreiber, der erst 2003 modernisiert, würde demgegenüber bevorteilt, da dieser mehr Emissionsrechte bekäme als er tatsächlich benötigt. Um diese Problematik abzumildern, wird im Nationalen Allokations-

¹⁵ Nach der EU-Richtlinie wäre auch eine Auktionierung bis zu 5 % der Menge an Zertifikaten möglich gewesen.

¹⁶ Eine alternative u.U. sinnvollere Allokationsmethode, die auf Benchmarking basiert, stellt allerdings höhere Anforderungen an die Datenbasis und ist daher zeitaufwendiger, da sie etwa umfangreiche Vorarbeiten für die Bildung von Produktgruppen sowie für die Ermittlung der Benchmarks erfordert. Dies ist für den ersten Allokationsplan 2005-2007 auch aufgrund des verspäteten Einsteigs in die inhaltlich besonders problematischen Bereiche nicht möglich gewesen.

¹⁷ In Deutschland ist das Kyoto-Basisjahr 1990 aufgrund der strukturellen Umbrüche im Rahmen der Wiedervereinigung und der unsicheren Datenverfügbarkeit nicht geeignet. Daher wurde als Basis für die Bestimmung der zuzuteilenden Zertifikatsmenge der Durchschnitt der Jahre 2000 – 2002 gewählt.

plan gemäß § 12 ZuG die Anrechnung von sog. Early actions als Sonderzuteilung ermöglicht. Hierbei können die im Zeitraum 1994-2002 durchgeführten (freiwilligen) Maßnahmen – eben Early actions – zur Emissionsminderung geltend gemacht werden. Anlagen, an denen in einem gegebenen Mindestumfang Early actions durchgeführt wurden, werden daher mit dem Erfüllungsfaktor 1 belohnt. Folgende Voraussetzungen müssen für die Anerkennung erfüllt werden:

- Emissionsminderungen wurden zwischen 01.01.1994 und 31.12.2002 erzielt
- keine reinen Anlagenstilllegungen, keine reinen Produktionsrückgänge
- keine Förderung durch die öffentliche Hand
- nicht durch gesetzliche Vorgaben erzwungene Minderung
- bei Modernisierung vorhandener Anlagen muss eine Effizienzsteigerung nachgewiesen werden (mindestens 8% in 1996, 9% in 1997 usw.)
- erfordert Antrag an Deutsche Emissionshandelsstelle (DEHSt) im Umweltbundesamt

Von dem Gesamtbudget an Zertifikaten werden dafür für 2005-2007 voraussichtlich ca. 2,35 Mio. t CO₂ pro Jahr benötigt. Bei frühzeitigen Emissionsminderungen von mehr als 40% gilt der Erfüllungsfaktor 1 sogar auch noch für die zweite Handelsperiode von 2008-2012 (vgl. DIW 2004).

Neben den Early Actions gibt es daher weitere Sonderzuteilungen. Dazu gehört die Regelung, dass prozessbedingt anfallende Emissionen ebenfalls mit dem Erfüllungsfaktor 1 bewertet werden, sofern eine Bagatellgrenze von 10% überschritten wird. Der Hintergrund für diese Regelung ist die Tatsache, dass bei einigen Produktionsprozessen – beispielsweise dem Brennen von Kalk – prozessbedingte Emissionen entstehen, die sich aus chemischen Gründen prozesstechnisch nicht verringern lassen. Da der Anlagenbetreiber außer einer Einschränkung der Produktion keine Möglichkeit hat, diese prozessbedingten Emissionen zu reduzieren, werden die Rechte für die erste Zuteilungsperiode in voller Höhe der tatsächlichen Emissionen der Jahre 2000-2002 zugeteilt. Solche Emissionen fallen in Deutschland vor allem in der Stahl-, Zement- und Kalkindustrie an. Nach Prüfung aller Anträge auf Anerkennung von „prozessbedingten Emissionen“ werden Zertifikate in Höhe von insgesamt ca. 215 Millionen Tonnen CO₂ zugeteilt. Das sind ungefähr 72 Millionen Tonnen pro Jahr (vgl. DeHSt, Stand 07.12.2004; BMU 2005b)

Eine weitere Ausnahme bei der Zuteilung der Emissionszertifikate wurde zur Förderung die Kraft-Wärme-Kopplung in Heizkraftwerken geschaffen. Nach § 14 des Zuteilungsgesetzes erfolgt auf Antrag für KWK-Anlagen ergänzend eine Zuteilung von Emissionsberechtigungen in Höhe von 27 t CO₂ / GWh KWK-Nettostromerzeugung. Nach Prüfung aller Anträge erhalten Kraft-Wärme-Kopplungs-Anlagen Sonderzuteilungen in Höhe von insgesamt ca. 6 Millionen Tonnen CO₂, d.h. rund 2 Millionen Tonnen im Jahr (DeHSt, Stand 07.12.2004).

Eine weitere Besonderheit in den Zuteilungsregeln stellt die Behandlung von Neuanlagen dar. In den §§ 10 und 11 des Zuteilungsgesetzes wird festgelegt, dass

aus Gründen der Chancengerechtigkeit auch völlig neu in den Markt tretende Anlagen kostenlos mit Emissionszertifikaten ausgestattet werden. Diese Newcomer-Reserve wird in der ersten Handelsperiode zunächst mit 3 Mio. t CO₂ - Emissionsrechten pro Jahr ausgestattet. Ab 2005 wird für die neuen Anlagen die Zuteilung gemäß § 11 ZuG mit Hilfe des Benchmarking-Verfahrens erfolgen, da historische Emissionen nicht vorliegen. Dabei orientiert sich das Benchmarking sowohl am Stand der besten verfügbaren Technik wie auch an der Kapazität und der geplanten Auslastung der Anlage.

In den meisten Fällen werden allerdings neu errichtete Anlagen ältere ersetzen. Das Zuteilungsgesetz sieht mit der Übertragungsregel eine besonders großzügige Regelung in dieser Hinsicht vor, da die der alten Anlage zugeteilten Zertifikate in voller Höhe auf die neue Anlage übertragen werden dürfen. Da neue Technik meist weniger CO₂ ausstößt, entsteht ein Überschuss an CO₂-Zertifikaten, der am Markt veräußert werden kann. Dieser Umstand subventioniert somit Modernisierungsinvestitionen. Wird kein Antrag auf Übertragung der Emissionsrechte gestellt, müssen die für die alte Anlage geltenden Zuteilungen zurückgegeben werden. Diese stehen dann ebenfalls für Reserven zur Verfügung.

3.3.3 Die Konkretisierung des NAPs: Zuteilungsgesetz (ZuG / NAPG) und Verordnungen

Zuteilungsgesetz

Das Zuteilungsgesetz (ZuG; zunächst unter dem Namen Gesetz zum nationalen Allokationsplan (NAPG) behandelt) bildet einen weiteren wichtigen Baustein bei der Umsetzung der EU-Emissionshandelsrichtlinie in nationales Recht. Das Gesetz trat am 26. August 2004 in Kraft. Es regelt sämtliche Fragen, die sich im Hinblick auf die Zuweisung von Emissionszertifikaten stellen, setzt folglich den Nationalen Allokationsplan zum Emissionshandel um. Für die Dauer einer Handelsperiode werden im ZuG die nationalen Ziele für die Emission von CO₂ sowie Regeln für die Zuteilung und Ausgabe von Emissionsberechtigungen an die in Anhang 1 des TEHG¹⁸ aufgeführten Anlagenbetreiber festgelegt. Dementsprechend muss das Parlament für jede Allokationsperiode neue Festlegungen treffen (vgl. Lucht/Spangardt 2005).

Der Fokus für die erste Handelsperiode 2005-2007 liegt auf der verbindlichen Festlegung des Mengengerüsts für die Zuteilung der Zertifikate auf Basis des Makroplans und auf der Definition von Zuteilungsregeln und -kriterien gemäß Mikroplan. Dazu gehören die allgemeinen Allokationsregeln und die Sonderzuteilungsregeln, die aus dem NAP übernommen, allerdings teilweise konkretisiert und abgewandelt werden. Außerdem legt das ZuG den Erfüllungsfaktor für die betreffende Handelsperiode fest. Bei Abweichungen zwischen Makro- und Mikroplan ist

¹⁸ Siehe auch Anlage 1 dieses Dokuments

ein zweiter Erfüllungsfaktor anzuwenden. Wie das TEHG enthält auch das ZuG zahlreiche Ermächtigungsgrundlagen für Rechtsverordnungen.

Als nationales Emissionsziel sind im ZuG – also für die Zuteilungsperiode 2005-2007 – insgesamt 859 Mio. Tonnen vorgesehen, was gegenüber der Basisperiode eine Minderung um 4 Mio. t CO₂ bedeutet. Die Emissionszielmenge wird wie folgt auf die CO₂-Emittenten verteilt:

	Minde- rungsziel CO ₂ Mio. t / a 2005-2007	CO ₂ - Veränderung gegenüber Basisperiode in Mio. t / a	CO ₂ - Veränderung gegenüber Basisperiode in % / a	CO ₂ - Emissionen in der Basispe- riode in Mio. t
Energie und Industrie	503	-2,2	-0,44%	505,2
Andere Sektoren	356	-1,5	-0,42%	357,5
davon				
Verkehr und Haushalte	298	0,9	0,30%	297,1
Gewerbe, Handel, Dienstleistungen	58	-2,4	-3,97%	60,4

Tab. 2: Mengenplanung nationaler Emissionsziele (Quelle: eigene Darstellung nach § 4 Zuteilungsgesetz und NAP)

In der Zuteilungsperiode 2008-2012 wird die reduzierte Zielemissionsmenge von 844 Mio. Tonnen wie folgt auf die Emittenten verteilt:

	Minde- rungsziel CO ₂ Mio. t / a 2008-2012	CO ₂ - Veränderung gegenüber Basisperiode in Mio. t / a	CO ₂ - Veränderung gegenüber Basisperiode in % / a	CO ₂ - Emissionen in der Basispe- riode in Mio. t
Energie und Industrie	495	-10,2	-2,02%	505,2
Andere Sektoren	349	-8,5	-2,38%	357,5
davon				
Verkehr und Haushalte	291	-6,1	-2,05%	297,1
Gewerbe, Handel, Dienstleistungen	58	-2,4	-3,97%	60,4

Tab. 3: Mengenplanung nationaler Emissionsziele (Quelle: eigene Darstellung nach § 4 Zuteilungsgesetz)

Das für die zweite Handelsperiode genannte Emissionsziel wird im Jahr 2006 bei Beschluss des Allokationsplans für die zweite Handelsperiode noch einmal überprüft.

Zuteilungsverordnung (ZuV)

Die vom Bundeskabinett am 1. September 2004 beschlossene Verordnung über die Zuteilung von Treibhausgas-Emissionsberechtigungen in der Zuteilungsperiode 2005 bis 2007 konkretisiert die zuvor verabschiedeten Gesetze zum Emissionshandel, die die rechtliche Basis für die Umsetzung eines Emissionshandelsystems in Deutschland bilden.

Die Zuteilungsverordnung 2007 regelt im Einzelnen:

- die Berechnungsmethoden für die im Zuteilungsgesetz 2007 festgelegten Zuteilungsregeln,
- die Zuteilung nach einem Benchmark-Ansatz nicht nur für neue Anlagen sondern auch für bereits in Betrieb befindliche Anlagen (§ 12 ZuV),
- die im Zuteilungsantrag erforderlichen Angaben, Unterlagen und Anforderungen an die Nachweise sowie
- die Kriterien zur Prüfung der Anträge durch Sachverständige.

Im Mittelpunkt stehen dabei die allgemeinen und besonderen Methoden zur Bestimmung der Kohlendioxid-Emissionen der Betreiber.

Weiterhin werden die administrativen Belange geregelt. So ist die Landesebene für die Genehmigung und das Monitoring – und somit für die Bilanzierung der Treibhausgasemissionen – zuständig. Die behördliche Zuständigkeit auf der Bundesebene obliegt der für die Bilanzierung der Treibhausemissionen zuständigen neu geschaffenen Deutschen Emissionshandelsstelle (DeHSt) im Umweltbundesamt. Neben der Führung des Emissionsregisters, das aus den Zertifikatskonten der Handelsteilnehmer besteht, übernimmt die DeHSt folgende Aufgabenfelder:

- Genehmigung zur Emission von Treibhausgasen
- Datensammlung und Datenauswertung
- Zuteilung, Ausgabe und Rückgabe / Entwertung der Emissionszertifikate
- Entgegennahme und Prüfung der Emissionsberichte – Übernahme aller Kontrollfunktionen
- Verhängen von Sanktionsmaßnahmen
- Information der Öffentlichkeit
- Zusammenarbeit mit den Länderbehörden

Gemäß TEHG werden Emissionszertifikate als Waren, nicht als Wertpapiere eingestuft. Deshalb wird zum Handel mit Emissionszertifikaten weder eine Lizenz nach Kreditwesengesetz benötigt, noch ist eine Kontrolle durch die Bundesanstalt für Finanzdienstleistungsaufsicht erforderlich (vgl. Lucht/Spangardt 2005).

Emissionshandelskostenverordnung

Die Kostenverordnung enthält Bestimmungen über Gebühren, die an die DEHSt zu leisten sind und sieht Möglichkeiten der Kostenermäßigung und Kostenbefreiung vor. Die allgemeine Emissionshandelsgebühr setzt sich aus zwei Teilen zusammen, einem von der Größe der Anlage abhängigen Sockelbetrag und einem variablen Betrag, der sich aus der Menge der zugeteilten Berechtigungen ergibt. Weitere Gebührenarten betreffen die Bearbeitung von formfehlerhaften Zuteilungsanträgen, die Kontoeinrichtung innerhalb des Registers sowie Gebühren für Widersprüche.

Kleineren Unternehmen kann eine Kostenermäßigung bis hin zu einer Kostenbefreiung zugestanden werden, wenn deren jährliche Gesamtemission weniger als 10.000 t Kohlendioxid beträgt und sie von der allgemeinen Emissionshandelsgebühr unverhältnismäßig belastet würden.

3.3.4 Überprüfung der deutschen Regelungen durch die EU

Die EU-Kommission hat der deutschen Verteilung der Emissionsberechtigungen laut Nationaler Zuteilungstabelle 2005-2007 am 10. März 2005 zugestimmt. Damit hat die Kommission auch die technische Verbindung des deutschen Registers mit dem europäischen Zentralregister CITL (Community Independent Transaction Log) ermöglicht. Die Deutsche Emissionshandelsstelle (DEHSt) im Umweltbundesamt kann dadurch mit den Kontoeröffnungen im Register beginnen und die Ausgabe der ersten Tranche der Emissionsberechtigungen für 2005 (ein Drittel der Zuteilung für die Handelsperiode je 2005-2007) vornehmen.

Zu der am 21. Februar 2005 an die EU-Kommission übermittelten Nationalen Zuteilungstabelle gab es keinerlei Beanstandungen. Somit können in Deutschland wie geplant 1,485 Milliarden Emissionsberechtigungen in den kommenden drei Jahren an bestehende Anlagen ausgegeben werden. Für die nationale Reserve sind insgesamt 11.779.278 Emissionsberechtigungen vorgesehen.

Anlagenbetreiber, die die rechtlichen Voraussetzungen zur Kontoeröffnung erfüllt haben, erhalten ihre Zugangsdaten ab März 2005 von der DEHSt. Auch interessierte Privatpersonen und Organisationen, beispielsweise Börsenmakler und Umweltverbände, können die Eröffnung eines Personenkontos im Emissionshandelsregister beantragen (vgl. DeHSt 2005c).

3.4 Regelungen zum Emissionshandel in anderen EU-Staaten

Da die europäische Rahmenlinie die konkrete Ausgestaltung der NAPs den einzelnen Mitgliedsstaaten überlässt und auch die Voraussetzungen in den einzelnen Staaten z.T. völlig unterschiedlich sind, unterscheiden sich die Regulierungswirkungen für die Industrien ganz erheblich voneinander.

Im Folgenden soll hierzu ein kurzer Überblick über einige Ausgestaltungsalternativen, die für die Stahlindustrie von besonderer Bedeutung sind, gegeben werden. Aufgrund der sehr unterschiedlichen Bedeutung der eingereichten NAP für die Beurteilung der jeweiligen nationalen Gesamtregelungen des Emissionshandels (z.B. durch einen stark abweichenden Grad ergänzender Regelungen auf subgesetzlicher Ebene) sowie bedingt durch die Komplexität der Regelungsmaterie ist die konkrete Anreizsituation, die sich aus den jeweiligen nationalen Regelungen ergibt, ohne weiteres nicht zu beurteilen. Eine bereits für das Jahr 2004 angekündigte Studie des BMU zu diesem Thema ist bisher noch nicht erschienen – dies kann als Hinweis darauf gedeutet werden, dass eine fundierte Darstellung der Wirkungen der nationalen Regelungen zum Emissionshandel nur mit erheblichem Aufwand möglich ist. Hier besteht noch ein erheblicher Forschungsbedarf insbesondere im Hinblick auf eine branchenspezifische Betrachtung sowie bzgl. der Beachtung von Innovations- und Beschäftigungseffekten der nationalen Regelungen.

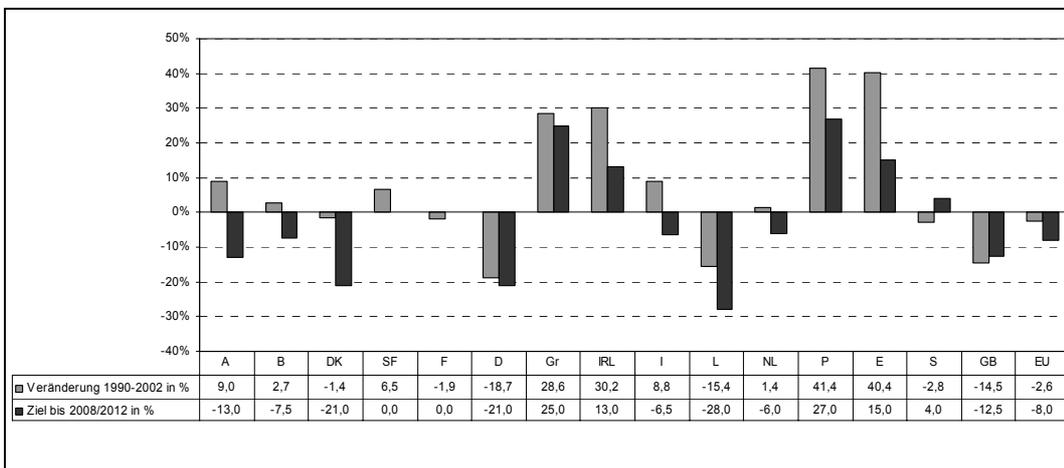


Abb. 2: Veränderung der Treibhausgasemissionen 1990 bis 2002 und Minderungsziele in den EU-15-Staaten (Quelle: eigene Darstellung nach EEA 2004)

Wie sich das Mengengerüst der einbezogenen Anlagen und auch der CO₂-Zertifikate innerhalb der EU konkret darstellt, ist folgender Tabelle zu entnehmen:

Staat	Emissionsrechte Mio. EUA/a ¹⁹	Anlagen ²⁰	Status	Allokation im Vgl. zur Basisperiode
Belgien	62,9	360	Genehmigt 10/2004	0%
Dänemark	33,5	357	Genehmigt 06/2004	8,4%
Deutschland	499,0	1849	Genehmigt 06/2004 (mit Auflagen)	-0,4%
Estland	19,0	43	Genehmigt 10/2004	57,5%
Finnland	45,5	326	Genehmigt 10/2004	25,7%
Frankreich	156,5	1.172	Genehmigt 10/2004 (mit Auflagen)	10,9%
Griechenland	71,3	139	In Prüfung	-1,1%
Irland	22,3	110	Genehmigt 06/2004	6,9%
Italien	240,7	1.300 ²¹	In Prüfung	7,5%
Lettland	4,6	72	Genehmigt 10/2004	25,4%
Litauen	12,3	107	Genehmigt 10/2004	43,0%
Luxemburg	3,6	19	Genehmigt 10/2004	15,8%
Malta	2,9	2	Genehmigt 12/2004	64,9%
Niederlande	95,3	333	Genehmigt 06/2004	6,5%
Österreich	33,0	209	Genehmigt 06/2004 (mit Auflagen)	8,3%
Polen	239,1	1.166	Genehmigt 03/2005	8,8%
Portugal	38,2	239	Genehmigt 10/2004	4,3%
Schweden	22,9	499	Genehmigt 06/2004	13,4%
Slowakische Republik	30,5	236	Genehmigt 10/2004	15,0%
Slowenien	8,8	80	Genehmigt 06/2004	-3,0%
Spanien	174,6	927	Genehmigt 12/2004	5,0%
Ungarn	12,3	107	Genehmigt 12/2004	-2,1%
Tschechien	97,6	477	Genehmigt 04/2005	9,6%
Vereinigtes Königreich	245,3	1.078	Genehmigt 06/2004 (mit Auflagen)	-0,2%
Zypern	5,7	13	Genehmigt 12/2004	30,9%

Tab. 4: Zuteilungen im europäischen Vergleich – Stand der Genehmigungen durch die Europäische Kommission (Quelle: eigene Darstellung nach Öko-Institut 2005 und Europäische Kommission 2005).

¹⁹ Einschl. Neuanlagenreserve

²⁰ Ohne opt-in oder opt-out

²¹ Schätzung des Öko-Instituts

Bei den Allokationsmethoden überwiegt europaweit die kostenlose Vergabe bzw. das Grandfathering. In wenigen Ländern wird ein geringer Anteil der Zertifikate per Auktion zugeteilt. Dazu gehören z.B. Dänemark (5%), Litauen (1,5%) und Irland (0,75%). Die Möglichkeit zur Vergabe eines Anteils des Emissionshandelsbudgets durch flexible Instrumente wird in der ersten Handelsperiode nur von Österreich, Dänemark, Finnland und Irland genutzt. Hier kaufen die Regierungen jeweils gewisse Kontingente. In den Niederlanden, Luxemburg und Portugal sind flexible Instrumente für die Kyoto-Periode geplant; in Deutschland, Frankreich, Großbritannien und Schweden bestehen derzeit noch keine konkreten Planungen für CDM und JI.

3.5 Erste Erfahrungen bei der Umsetzung des Emissionshandels in Deutschland

Die beim Umweltbundesamt angesiedelte DeHSt hat allen am Emissionshandel teilnehmenden Unternehmen in Deutschland fristgerecht zum Ende des Jahres 2004 Zuteilungsbescheide für ihre CO₂-Zertifikate zugestellt und die nationale Zuteilungstabelle samt erläuterndem Bericht am 21. Februar 2005 an die Europäische Kommission übersandt. Damit waren grundsätzlich alle Voraussetzungen geschaffen worden, um – wie in der Emissionshandelsrichtlinie vorgesehen – zum 28. Februar 2005 die entsprechenden Berechtigungen ausgeben zu können. Dennoch sollte sich der Start nicht ganz reibungslos vollziehen.

Zunächst haben sich viele Unternehmen mit den von der DeHSt übermittelten Zuteilungen nicht einverstanden erklärt und Widerspruch eingereicht. Bis zum Ende der Widerspruchsfrist (31. Januar 2005) wurden gegen 799 der ausgegebenen 1.849 Emissionszertifikate von den Unternehmen bzw. Verbänden Widerspruch eingelegt. In den meisten Fällen forderten die Unternehmen die nochmalige Prüfung der zugeteilten Menge an Berechtigungen; um lediglich die Widerspruchsfrist zu wahren, fehlte den meisten Widersprüchen noch eine nähere Begründung. Bei den bis zum 22. Februar 2005 vorgelegten Widersprüchen stand die anteilige Kürzung im Vordergrund, die zur Einhaltung des Deutschland zugestandenen Gesamtbudgets von 495 Mio. t erforderlich geworden ist. Zusätzlicher Kürzungsbedarf ergab sich aus einer zu niedrigen Angabe der Unternehmen bei der ersten (für die Unternehmen folgenlos) Befragung bezüglich ihrer Kohlendioxid-Emissionen. Die Menge der dann tatsächlich beantragten Zertifikate summierte sich dann allerdings auf 509 Mio. t statt der in der Befragungsrunde ermittelten 502 Mio. t. Um den Ausstoß des Treibhausgases dennoch wie vorgesehen zu verringern, wurde vom Gesetzgeber ein sog. 2. Erfüllungsfaktor eingeführt.

Die Widersprüche führen zwar nicht zu einer Aufschiebung des Handels, erfordern jedoch aufgrund des zeitgleichen Eingangs noch einen längeren Bearbeitungszeitraum für die DeHSt.

Für eine tatsächliche Verzögerung des Emissionshandels sorgte letztlich die europäische Kommission. Die Zustimmung zur nationalen Zuteilungsentscheidung konnte erst am 10. März 2005 erzielt werden. Das hatte zur Folge, dass die Anlagenkonten in den betreffenden Mitgliedsstaaten noch nicht eingerichtet und die

erste Tranche der zugeteilten Emissionsberechtigungen nicht fristgerecht zum 1. März 2005 ausgegeben werden konnte. Auch der Zugang des deutschen Emissionshandelsregisters zum Europäischen Zentralregister (Community Independent Transaction Log, CTIL) als Bindeglied zu den anderen nationalen Registern konnte zunächst noch nicht erfolgen.

Die DeHSt plant nun nach der erfolgten Prüfung durch die Europäische Kommission alle erforderlichen Schritte zügig in die Wege zu leiten. Dazu gehören die Kontoeröffnung für die teilnehmenden Anlagen und die Ausgabe der Emissionsberechtigungen an diese Teilnehmer. Es wird jedoch damit gerechnet, dass der EU-weite Handel mit Emissionsrechten erst zum Jahresende richtig in Schwung kommen wird; nicht zuletzt auch aus dem Grund, dass die Unternehmen selbst erst zum Jahresende (nach eventueller Ablehnung ihrer Widersprüche) wissen, wie viele Zertifikate sie tatsächlich noch für ihre Emissionen benötigen.

Entsprechend der späten Zustimmung der Europäischen Kommission zum deutschen NAP erfolgte die erste börsliche Notierung für EU-Emissionsrechte an der Leipziger Strombörse (European Energy Exchange AG, EEX) auch erst am 9. März 2005. Vorgesehen ist ein täglicher Handel von EU-Emissionsrechten der ersten EU-Verpflichtungsperiode 2005-2007 in einer Auktion. Die EU-Emissionsrechten können von der EEX AG für den Börsenhandel auf einem Sammelkonto bei der DEHSt verwahrt werden. Die Quotierung soll in €/EU-Emissionsrecht auf zwei Nachkommastellen erfolgen. Eine Tonne CO₂ entspricht lt. Kontraktvolumen einem EU-Emissionsrecht. Noch längst sind an der EEX nicht alle Marktkräfte aktiv: von den 112 Spotmarktteilnehmern waren am ersten Handelstag erst 37 Unternehmen frei geschaltet. Der erste ermittelte Preis lag bei 10,40 € pro EU-Emissionsrecht. Eine Woche später am 16. März 2005 wurde der Wert eines EU-Emissionsrechts mit 10,76 € bestimmt.

Mit dem European Carbon Index wird von der EEX bereits seit dem 25. Oktober 2004 täglich ein Referenzpreis für Emissionsrechte basierend auf außerbörslichen Geschäften zur Verfügung gestellt. Der Preisindex besagt, was große europäische Energieunternehmen jetzt schon in langfristigen Lieferverträgen außerhalb der Börse für die Emissionsrechte zahlen. Die Preisentwicklung ist in Abb. 3 abgebildet. Daran lässt sich erkennen, dass nach einem Preisabschwung ab Oktober 2004 im Januar 2005 der bisherige Tiefpunkt erreicht wurde. Ab Februar stiegen die Preise stetig an und erreichten am 21. April 2005 den bisherigen Höhepunkt von 17,62 EUR. Der aktuelle Preis beläuft sich am 17. Mai 2005 auf 16,97 EUR.

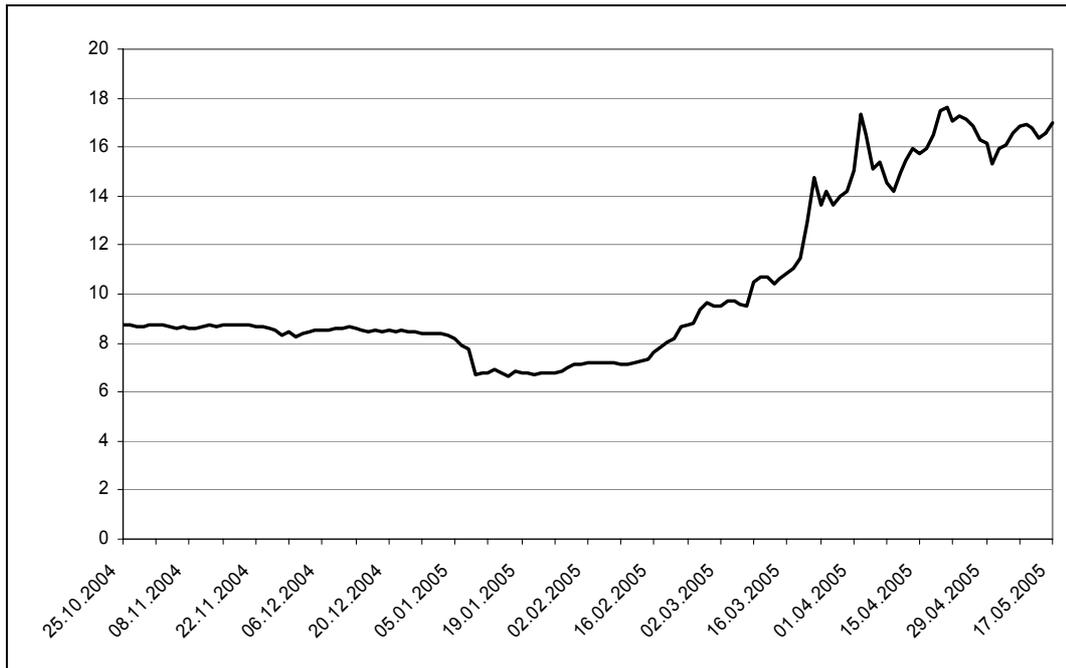


Abb. 3: Preisentwicklung European Carbon Index 05 (Quelle: eigene Darstellung nach EEX 2005).

Zum Entstehen eines funktionierenden, wenn auch noch durch geringe Transaktionsvolumen sehr volatilen Marktes für Zertifikate hat auch die Anwendung von flexiblen Instrumenten beigetragen. Von 2002 auf 2003 hat sich das Marktvolumen für projektbasierte Zertifikate von 30 auf 80 Mio. Tonnen CO₂ nahezu verdreifacht. Wesentlichen Anteil daran haben Staaten wie die Niederlande, Österreich oder Schweden, die ausdrücklich auf die flexiblen Mechanismen setzen.

4 Abschätzung von Wirkungen des Emissionshandels auf die deutsche Stahlindustrie

4.1 Entstehung von CO₂-Emissionen in der Eisen- und Stahlerzeugung und Möglichkeiten zu ihrer Minderung

Der Fall der Eisen- und Stahlerzeugung über die Hochofenroute stellt hinsichtlich der Klassifizierung ihrer CO₂-Emissionen als prozess- oder energiebedingt ein besonders Problem dar, da der in den Hochofen eingetragene Kohlenstoff einerseits dem Reduktionsprozess dient, zum anderen aber auch energetisch verwertet wird. Insofern stellt diese Branche die Ausgestaltung des Emissionshandels bezüglich der Berücksichtigung von Reduktionspotenzialen bei der Zertifikatsverteilung vor das größte Regelungsproblem.

In der Diskussion innerhalb des europäischen Emissionshandelssystems wird grob unterschieden zwischen prozess- und energiebedingten Emissionen, wobei für die ersteren im Regelfall angenommen wird, dass sie nicht reduzierbar sind. Klassisches Beispiel hierfür sind Teile der CO₂-Emissionen, die beim Brennen von Kalkstein zur Erzeugung von Branntkalk oder Zement entstehen: Diese resultieren nicht aus dem eingebrachten fossilen Brennstoff, sondern aus dem Austreiben von Kohlendioxid bei der Umwandlung des eingesetzten Rohsteins (CaCO₃) zu Kalk (CaO). Reduzierbar sind die Emissionen nur durch eine verringerte Produktion (die durch das Handelssystem nicht intendiert ist) oder durch die Sequestration des Kohlendioxids (die ökonomisch bis auf weiteres nicht möglich ist). Die Gleichsetzung von prozessbedingten und nicht reduzierbaren CO₂-Emissionen, wie sie in der Diskussion um den deutschen NAP häufig vorgekommen ist, stößt aber insbesondere mit Blick auf die Eisen- und Stahlerzeugung auf einige Schwierigkeiten.

Von Bedeutung ist in diesem Zusammenhang vor allem das Potenzial einer Reduktion der CO₂-Emissionen z.B. durch eine Anlage mit größerer technischer Effizienz, da sich hieraus andere Anforderungen an die Zertifikatszuteilung ergeben. Der Terminus „prozessbedingt“ ist hierbei nur eine Annäherung an dieses Reduktionspotenzial. Entsprechend findet sich in der EU-Richtlinie auch kein Hinweis auf die besondere Behandlung von prozessbedingten Emissionen, sondern lediglich die Anforderung an die Mitgliedsstaaten, technische und ökonomische Reduktionspotenziale (von Branchen oder Technologien) bei der Zertifikatsverteilung zu berücksichtigen.²² Erst die (unverbindlichen) Leitlinie der Kommission, die als Interpretations- und Umsetzungshilfe der Richtlinie zu verstehen ist, führt den

²² Anhang III Abs. 3 Satz 1 der Richtlinie lautet: „Die Mengen der Zertifikate, die zugeteilt werden sollen, müssen mit dem Potenzial - auch dem technischen Potenzial - der unter dieses System fallenden Tätigkeiten zur Emissionsverringerung in Einklang stehen. Die Mitgliedstaaten können bei ihrer Aufteilung von Zertifikaten die durchschnittlichen Treibhausgasemissionen je Erzeugnis in den einzelnen Tätigkeitsbereichen und die in diesen Tätigkeitsbereichen erreichbaren Fortschritte zugrunde legen.“

Begriff der prozessbedingten Emissionen ein. Diese werden als ein Beispiel für völlig fehlendes oder geringes Reduktionspotenzial verwendet.²³

Grundsätzlich stellt sich in diesem Zusammenhang die Frage, wie der Begriff „Reduktionspotenzial“ hier aufgefasst werden soll. Bei der Substitution eines Produkts durch ein anderes ist ein Reduktionspotenzial natürlich auch bei dem geschilderten Beispiel der Kalkherstellung vorhanden (z.B. Substitution von Kalk durch Gips). Eine solche weite Auslegung ist allerdings z.B. mit Blick auf den eingeschränkten Anwendungsbereich des Zertifikatesystems problematisch – hierbei würde u.U. ein Produkt durch ein solches ersetzt, das weitgehend außerhalb des Emissionshandels produziert würde aber ggf. höhere spezifische CO₂-Emissionen aufweist als das substituierte Produkt. Neben dieser sehr weiten ist auch eine extrem enge Auslegung des Reduktionspotenzials denkbar. In diesem Fall würde lediglich eine bestimmte Technologie (z.B. Braunkohleverstromung mit konventioneller Rostfeuerung) betrachtet und auf ihre Verbesserungspotenziale bei CO₂-Emissionen abgestellt. Bei einer solchen Auslegung würde allerdings die Substitution von Technologien (und Brennstoffen) nicht berücksichtigt. Die Positionen in den europäischen Gesetzgebungsprozessen liegen i.d.R. in der Mitte dieser beiden Extreme. So hebt etwa die Kommission in ihrer Leitlinie hervor, dass das Betrachtungsobjekt nicht nur eine ganze Branche sein muss, sondern durchaus einzelne „Großtechnologien“ differenziert (also z.B. Steinkohle- und Braunkohleverstromung getrennt) betrachtet werden können, andererseits aber eine anlagenspezifische Betrachtung nicht erfolgen soll.

Zur Vermeidung von Verzerrungen ist somit auf „mittlerer“ Ebene das Reduktionspotenzial von Branchen oder Technologien zu überprüfen und dieses bei der Zuteilung von Zertifikaten zu berücksichtigen. Dort, wo kein sinnvoll nutzbares Reduktionspotenzial erkennbar ist, muss entsprechend eine Zuteilung erfolgen, die dem vollen Bedarf entspricht (z.B. in Höhe der historischen Emissionen). Die Klärung der Frage, ob es sich bei Emissionen um prozessbedingte handelt, kann dabei einen wichtigen Hinweis auf ihre Reduzierbarkeit geben.

Vor diesem Hintergrund wird im Folgenden zunächst das Verfahren der Eisen- und Stahlerzeugung über die dem Emissionshandel unterliegende Hochofenroute beschrieben, um dann in einem zweiten Schritt die Kohlenstoff-Einsatzmengen in diesen Prozessen genauer zu betrachten. Schließlich werden unterschiedliche Reduktionspotenziale diskutiert.

4.1.1 Hochofen- und Oxygenstahlverfahren

Im **Hochofen** werden Koks und Eisenerz (Eisenoxid) oben schichtweise eingefüllt („aufgegeben“) und unten andere fossile Kohlenstoffträger wie Kohlenstaub, Öl oder Erdgas sowie Luft mit einer Temperatur von 1.200 °C („Wind“) eingeblasen.

²³ Prozessbedingte Emissionen sind entsprechend der Mitteilung der Kommission (Europäische Kommission 2004: 9 ff) ein unmittelbares Produkt einer chemischen Reaktion, die keine Verbrennung ist. Dort wird als explizites Beispiel die chemische oder elektrolytische Reduktion von Metallen erwähnt.

Die Luft reagiert mit dem im Koks und den anderen Kohlenstoffträgern enthaltenen Kohlenstoff zu CO. Gleichzeitig entsteht die für die Reduktion benötigte Wärme, denn die Reduktion des Eisenerzes verläuft endotherm. Das CO reduziert das Eisenoxid zu Eisen, wobei CO₂ entsteht. Das entstandene CO₂ wird bei Temperaturen über 1.000 °C mit dem Kohlenstoff des Kokses zu CO regeneriert, das dann wiederum für die weitere Reduktion des Eisenoxids verfügbar wird. Diese Regeneration findet bei Temperaturen unter 1.000 °C nicht mehr statt, weswegen bestimmte Prozesstemperaturen nicht unterschritten werden dürfen, wenn dieser Effekt genutzt werden soll.

Der eingesetzte Koks erfüllt in diesem Prozess mehrere Funktionen. Erstens dient er zur Reduktion des Eisenerzes, zweitens ist er Brennstoff, der den endothermen Umsetzungsprozess des Eisens in Gang hält und drittens stellt er eine durchströmbare Struktur sicher, so dass die Prozessgase nach oben streichen können. Im Gegenstrom zu den aufströmenden Reduktionsgasen erwärmt sich während des Absinkens das Eisen und wird unten im Hochofen flüssig entnommen („abgestochen“). Das Prozessgas verlässt den Hochofen oben mit einer Temperatur von etwa 100-200 °C. Dieses Gas, das sich ungefähr zu gleichen Teilen aus CO und CO₂ zusammensetzt, wird als „Hochofengas“ oder „Gichtgas“ bezeichnet.

Die Emissionen des nach dem Hochofenprozess geschalteten **Oxygenstahlwerks** sind unmittelbar bedingt durch die Herstellung des Roheisens im Hochofenprozess entsprechend des oben beschriebenen Verfahrens. Das im Hochofen erzeugte Roheisen enthält etwa 4,7% gelösten Kohlenstoff. Um Rohstahl zu erzeugen, muss dieser Kohlenstoff durch Oxidation aus dem Roheisen ausgetrieben werden. Dies geschieht im Oxygenstahlwerk durch Frischen der Roheisenschmelze mit Sauerstoff. Das dabei entstehende Gas, das „Konvertergas“, enthält neben CO₂ auch CO, so dass es zusammen mit dem Hochofengas im Anlagenverbund der Hütte (z.B. zur Erzeugung des Winds oder zur Stromerzeugung) energetisch verwertet werden kann und anschließend als CO₂ emittiert wird.

4.1.2 Berechnungen des Kohlenstoffsbedarfs

Ausgehend von den oben beschriebenen Prozessen ist nun zu klären, welche Kohlenstoffverbräuche hieraus resultieren und ob diese prozessbedingt bzw. nicht reduzierbar sind. Grundsätzlich sind hierauf sehr unterschiedliche Antworten möglich, da der Gesamtprozess Elemente prozessbedingter Emissionen (z.B. Eisenerzreduktion) als auch solche mit klarem energetischen Bezug (Wärmeeintrag zur Aufrechterhaltung der endothermen Reaktion, Verstromung von CO) aufweist. Hinzu kommt, dass diese Prozesse zwar theoretisch getrennt werden können, verfahrenstechnisch aber häufig eine Einheit darstellen.

Im Folgenden wird aufbauend auf einem Gutachten zum Kohlenstoffbedarf der Roheisenerzeugung (Scholz 2003) versucht, dieses Problem zu systematisieren. Scholz unterscheidet insbesondere zwischen einem Basisfall (der sich stark am gegenwärtigen Status Quo der Roheisenerzeugung orientiert) und einem Idealfall, der theoretische Optima unter Außerachtlassung wesentlicher Anlagenrestriktionen, die den Kohlenstoffverbrauch erhöhen, ermittelt. In beiden Varianten wird

jeweils unterschieden nach „Nutzungsarten“ des Kohlenstoffinputs (z.B. als Reduktionsmittel oder zur Bereitstellung von Wärmen).

Der **Basisfall** beruht auf einigen **Annahmen** bezüglich der Prozessausgestaltung. Ausgegangen wird von einem CO₂-Anteil am Hochofengas von 50%. Je höher dieser Anteil ist, desto geringer ist der Kohlenstoffbedarf als Reduktionsmittel, da ja C als Kohlenstoff bzw. CO der Träger zur Aufnahme von Sauerstoff vom Eisenoxid ist. CO ist im Vergleich zu CO₂ somit aus Sicht des Reduktionsprozesses im Hochofengas, das den Hochofen verlässt, weniger erwünscht, da sein Reduktionspotenzial nur zur Hälfte ausgenutzt worden ist. Entsprechend haben die prozesstechnischen Bemühungen in den letzten Jahrzehnten dazu geführt, dass der CO₂ Anteil von 30% auf derzeitig teilweise annähernd 50% erhöht wurde. Theoretisch besteht eine weitere Steigerungsmöglichkeit (die im Modell des Basisfalls zu Grunde gelegt wurde), wenn auch aus Gründen des Reaktionsgleichgewichts im Hochofen nie eine vollständige Oxidation des Kohlenstoffs erreicht werden kann. Weiterhin werden eine durchschnittliche Abgastemperatur von 200 °C sowie Abstrahlungsverluste der Hochofenwände in Höhe von 2% des Gesamtenergieumsatzes im Hochofen unterstellt. Insgesamt entsprechen diese Annahmen den Bedingungen, wie sie in modernen Hochöfen vorfindlich sind.

Im **Ergebnis** führt die Betrachtung des Basisfalls zu folgenden Kohlenstoffverbräuchen:

- 333,6 kg C pro t Roheisen werden für die Eisenerzreduktion inklusive der Wärmezufuhr für den endotherm ablaufenden Reduktionsprozess benötigt,
- 47 kg C pro t Roheisen sind im Roheisen gelöst,
- 12,1 kg C pro t Roheisen sind zum Ausgleich der sensiblen Energien notwendig, die mit dem Roheisen und der Schlacke den Hochofen verlassen und
- 21,4 kg C pro t Roheisen gleichen die Wärmeverluste durch Abgase und die Wände des Ofens aus.

Zusammengenommen ergibt sich ein Kohlenstoffbedarf von 414,1 kg C pro t Roheisen.

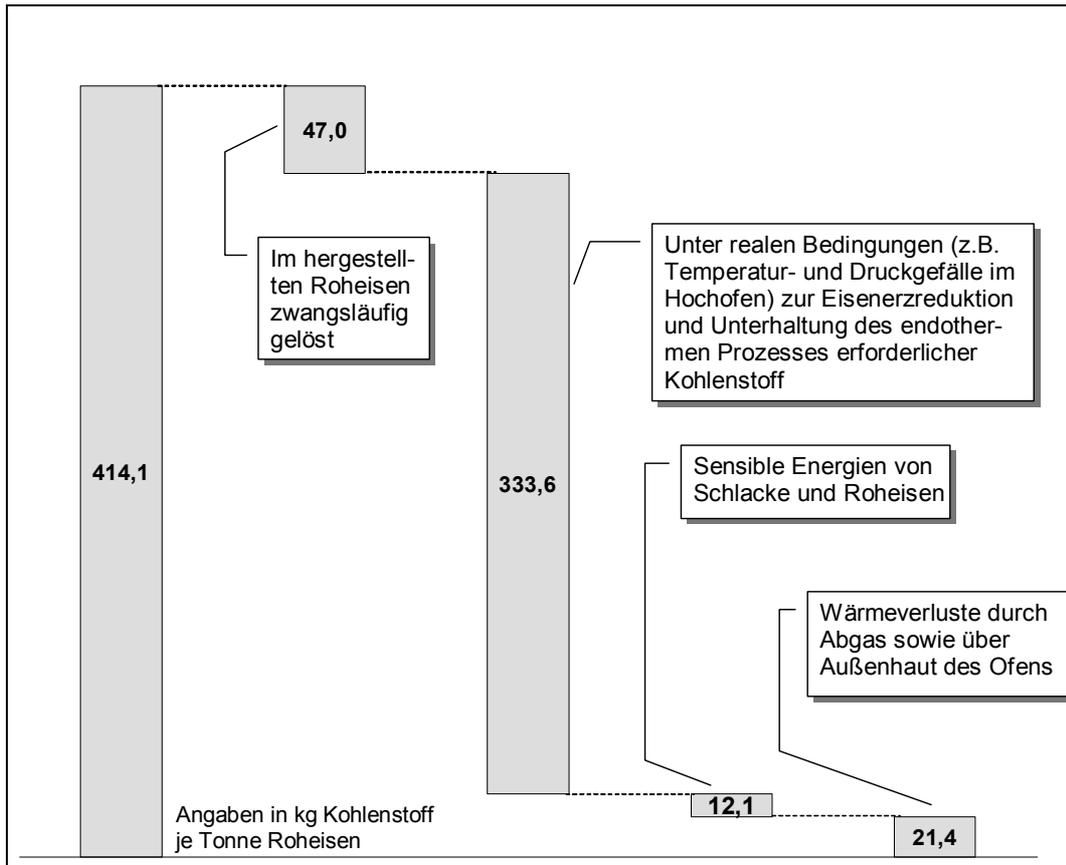


Abb. 4: Kohlenstoffbedarf des Hochofenprozesses im Basisfall (Quelle: Daten aus Scholz 2003: 8 ff.)

Die Berechnung des Kohlenstoffverbrauchs im **Idealfall**-Modell hebt insbesondere die **Annahme** eines „nur“ 50-Prozent-Anteils von CO_2 im Abgasstrom des Hochofens auf. Stattdessen wird von Erhöhung des CO_2 -Gehalts im Hochofengas bis zu einem theoretischen Gleichgewichtswert ausgegangen. Hierzu ist anzumerken, dass ein solches Gleichgewicht in einem realen Ofen nicht erreichbar ist, da Bedingungen jenseits des Gleichgewichtszustands notwendig sind, damit die Prozesse überhaupt ablaufen können. Solche realen Potenzialdifferenzen (z.B. Druck- und Temperaturunterschiede) sorgen z.B. dafür, dass das Eisenerz überhaupt durchströmt wird und so Reaktionspartner (wie FeO und CO) an einem Ort zusammenfinden.

Auch zur Bestimmung des Gleichgewichtszustands sind allerdings Annahmen notwendig, die je nach zugrunde gelegten realen Bedingungen (z.B. Reaktivität der eingesetzten Materialien) abweichend getroffen werden können. Grundsätzlich ist der Gleichgewichtswert abhängig von den Umsetzungstemperaturen: Je geringer die Umsetzungstemperatur, desto größer kann der CO_2 -Anteil werden. Geringe Umsetzungstemperaturen führen jedoch andererseits zu Problemen bei der Reduktion von Eisenerz, so dass sich bei der Wahl der Umsetzungstemperatur ein (realer) trade-off zwischen Umsetzungsgrad des Eisenoxids und Kohlenstoffverbrauch ergibt. Reale Umsetzungstemperaturen an der „Wüstitecke“ (dort, wo FeO (Wüstit) vorliegt und zu Eisen umgesetzt wird) liegen derzeit bei etwa $900\text{ }^\circ\text{C}$. Für den Idealfall wird vor dem Hintergrund steigerbarer Reaktivität von Koks und Eisenerz eine Temperatur von $800\text{ }^\circ\text{C}$ angenommen bei gleichzeitiger (optimistischer) Annahme eines Umsetzungsgrad von Fe_2O_3 zu FeO (über CO) von

90%. In einem solchen „Prozess“ würde dann ein CO₂-Anteil im Hochofengas von 62% (gegenüber 50% im Status Quo-Fall) erreicht.²⁴ Alle weiteren Annahmen (insbesondere zu Abgastemperaturen und Abstrahlverluste) bleiben unverändert.²⁵

Im **Ergebnisse** führen diese Annahmen zu (deutlich) niedrigeren Kohlenstoffverbräuchen:

- 293,5 kg C pro t Roheisen werden nun für die Eisenerzreduktion inklusive der Wärmezufuhr für den endotherm ablaufenden Reduktionsprozess benötigt,
- 47 kg C pro t Roheisen sind weiterhin im Roheisen gelöst,
- 16,0 kg C pro t Roheisen sind zum Ausgleich der sensiblen Energien (aus Roheisen und der Schlacke) notwendig²⁶ und
- 17,6 kg C pro t Roheisen gleichen die Wärmeverluste durch Abgase und die Wände des Ofens aus.

Somit ergibt sich im Idealfall insgesamt mit 374,0 kg C pro t Roheisen ein gegenüber dem oben dargestellten Basisfall um rund 10% niedrigerer notwendiger Kohlenstoffverbrauch.

²⁴ Wie an der Notwendigkeit des Treffens von Annahmen erkennbar ist, stellt dieses Idealmodell keine absolute untere Grenze des Kohlenstoffverbrauchs dar. Vorstellbar sind reaktionskinetisch auch geringere Umsetzungstemperaturen bei gleichzeitig höheren Umsetzungsraten, die beide zu zurückgehendem C-Verbrauch führen würden. Gleichzeitig beschreibt aber das Gutachten mit dem Gleichgewichtszustand ein rein theoretisches Reaktionsgefüge mit einem ungewissen Abstand zur praktischen Realisierbarkeit. Dies verdeutlicht noch einmal die Schwierigkeiten, die bei der Bestimmung des „notwendigen“ Kohlenstoffeinsatzes bestehen. Diese fallen um einiges größer aus als etwa in der Kalk- oder Zementindustrie – zumindest dann, wenn hier lediglich auf das CO₂ abgestellt wird, dass aus dem Kalkstein ausgetrieben wurde.

²⁵ Dies steht in einem gewissen Widerspruch zu der Intention in der Konstruktion des Idealfalls. So ist etwa die Abgastemperatur durchaus technisch weiter senkbar und auch für die Abwärmenutzung insbesondere des Roheisens – mit Einschränkungen auch der Schlacke – sind Möglichkeiten vorhanden bzw. vorstellbar.

²⁶ Dieser Wert ist höher als der des Basisfalls. Zur Erklärung sei angeführt, dass hier nicht der Wert angegeben wird, der der (durch Roheisen und Schlacke) ausgetragenen Energiemenge (bezogen auf die Oxidation von Kohlenstoff) entspricht, sondern statt dessen die Kohlenstoffmenge angegeben wird, die nach dem Reduktionsprozess noch gedanklich notwendig ist, um beide Produkte auf Austrittstemperatur zu erhitzen. Da im Reduktionsprozess weniger Kohlenstoff eingesetzt wurde, muss dieser nun (gedanklich!) in größerem Maße zur Erwärmung zugeführt werden.

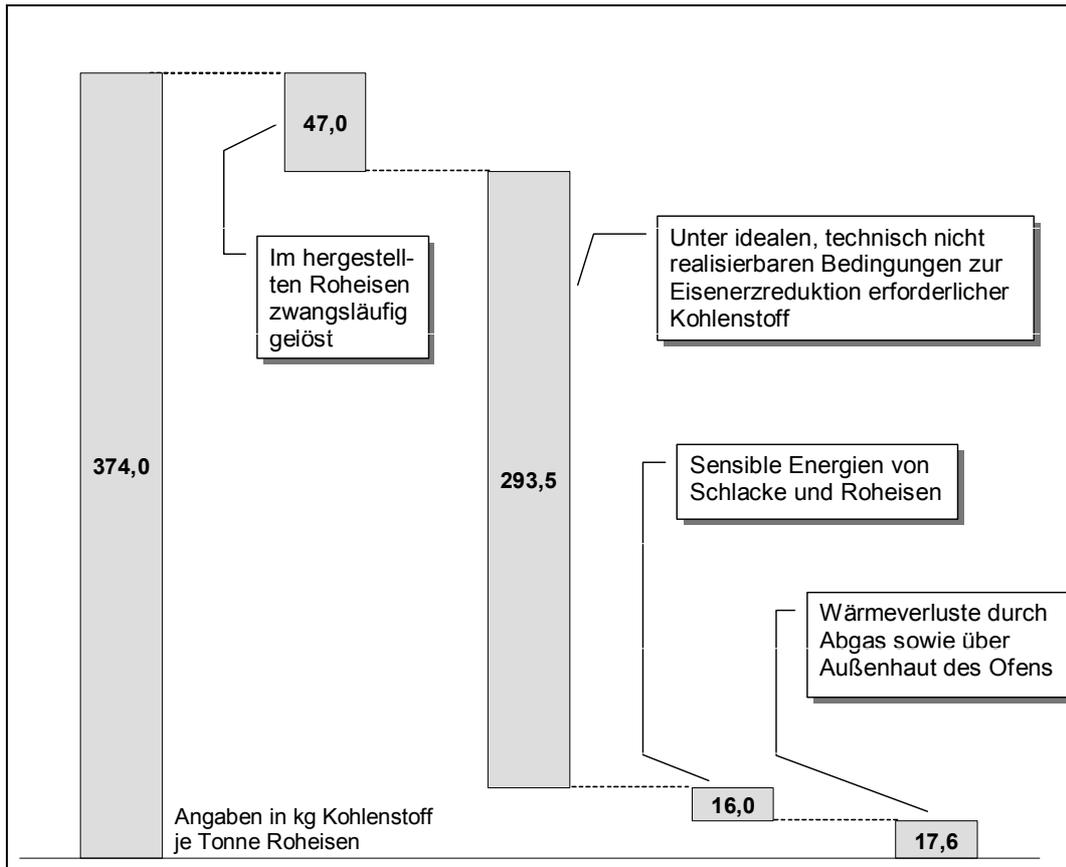


Abb. 5: Kohlenstoffbedarf des Hochofenprozesses im Idealfall (Quelle: Daten aus Scholz 2003: 13 ff.)

4.1.3 Diskussion wesentlicher Reduktionsmöglichkeiten

Vor dem Hintergrund der großen Varianz in der Kombination der Elemente aus Scholz 2003 und der dort schon ansatzweise geführten Diskussion um die Annahmen zur Reduktionsmöglichkeiten des C-Einsatzes sollen im folgenden systematisch diskutierte Reduktionsmöglichkeiten dargestellt und hinsichtlich ihrer Realisierbarkeit eingeschätzt werden.²⁷ Hieraus ergeben sich dann Ansatzpunkte für die nachfolgend vorzustellenden Varianten einer Definition von prozessbedingten Emissionen in der Eisen- und Stahlindustrie, wie sie im politischen Prozess eine Rolle gespielt haben.

Einige technische Möglichkeiten zur Reduktion von Kohlenstoffverbräuchen im Hochofenprozess wurden bereits angesprochen. Von diesen ist allerdings zumindest in kurzer bis mittlerer Frist kein sehr großer Reduktionsbeitrag zu erwarten (vgl. auch Aichinger u.a. 2001). Hierzu gehört erstens die Verbesserung der **Erzbeschaffenheit** (z.B. durch Homogenisierung), zweitens eine Steigerung der **Koksreaktivität** (die sowohl von der Kohlequalität als auch von ihrer Verarbei-

²⁷ Zu einer Übersicht über bisherige Technologietrajektorien und hinsichtlich der CO₂-Intensität ausgewählte zukünftige technologische Pfade der Eisen- und Stahlerzeugung vgl. Schleich u.a. 2002. Diese Verfahren dienen dort zu einer Prognose branchenbezogener Produktions- und Emissionsdaten.

tung abhängt) sowie drittens die **Vergrößerung der Ofenanlagen**, wenn auch hier die Effekte wesentlich geringer sind als diejenigen, die z.B. aus der Zementindustrie bekannt sind.²⁸

In diesen Bereichen ist beim gegenwärtigen Stand der Technik insgesamt nur mit stark inkrementalen Fortschritten zu rechnen. Dies macht auch Abb. 6 deutlich, die in den letzten 25 Jahren eine stark asymptotische Annäherung an den Wert zeigt, der auch Ergebnis des Basisfalls im zuvor dargestellten Gutachten ist.

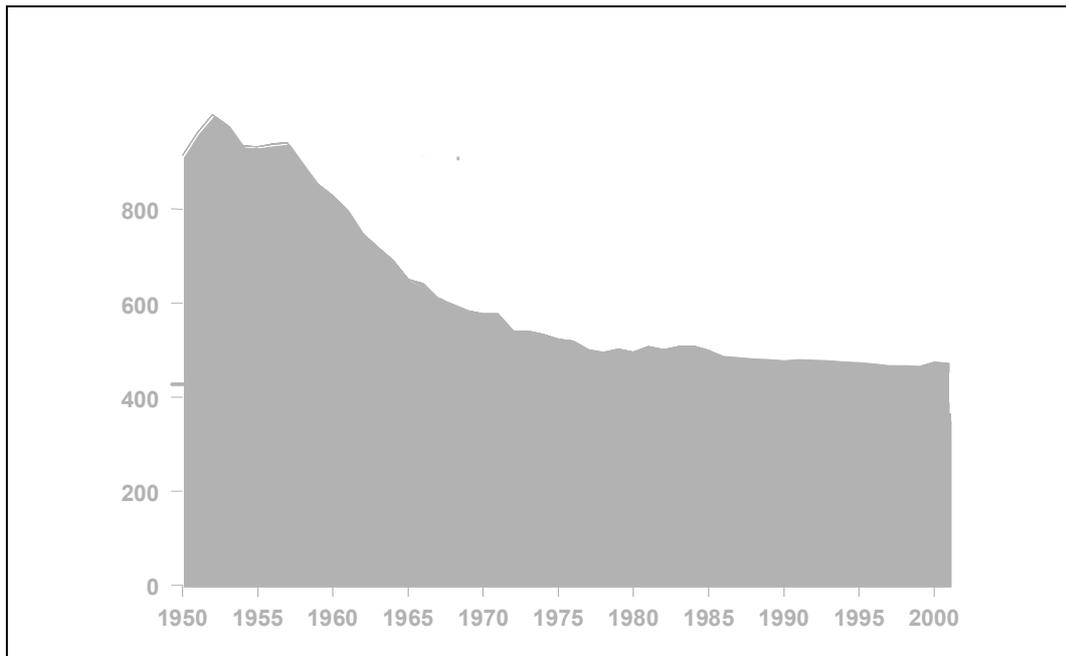


Abb. 6: Entwicklung des Kohlenstoffverbrauchs in kg pro Tonne Roheisen in deutschen Hochöfen (Quelle: TKS 2004)

Entsprechend schätzt auch die Enquete-Kommission „Nachhaltige Energieversorgung unter den Bedingungen der Globalisierung und der Liberalisierung“ des Deutschen Bundestags das Einsparpotenzial bei der Erzeugung von Roheisen als relativ gering ein. Technisch möglich wäre hiernach eine Energieeinsparung von 5%, wovon unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten allerdings nur maximal 2% realisierbar seien.²⁹ Mit Blick auf das wirtschaftliche realisierbare Potenzial ist

²⁸ Wesentlicher Grund hierfür ist die jeweilige Geometrie der Anlage. So weist ein Hochofen ein wesentlich günstigeres (kleineres) Verhältnis zwischen Oberfläche und Volumen auf als ein Zementdrehrohröfen.

²⁹ Vgl. Enquete 2002: 188 ff. Anzumerken ist allerdings erstens, dass sich diese Zahlen auf das Jahr 1998 beziehen. Inzwischen dürften einige der hier ins Auge gefassten Maßnahmen realisiert worden sein (Reduzierung des Reduktionspotentials), gleichzeitig aber könnten auch neue Möglichkeiten zur technischen oder wirtschaftlichen Einsparung des Energieverbrauchs hinzugekommen sein (Erhöhung des Reduktionspotentials). Zweitens können die Angaben zu Reduktionsmöglichkeiten bei der Energieverwendung nicht ohne weiteres auf den Kohlenstoff-einsatz übertragen werden. Insbesondere für integrierte Hüttenwerke kann allerdings davon ausgegangen werden, dass der größte Teil des Energieverbrauchs aus der Umsetzung von Kohlenstoff resultiert.

damit die Roheisenerzeugung die Technologie mit dem geringsten Reduktionspotenzial (Abb. 7).

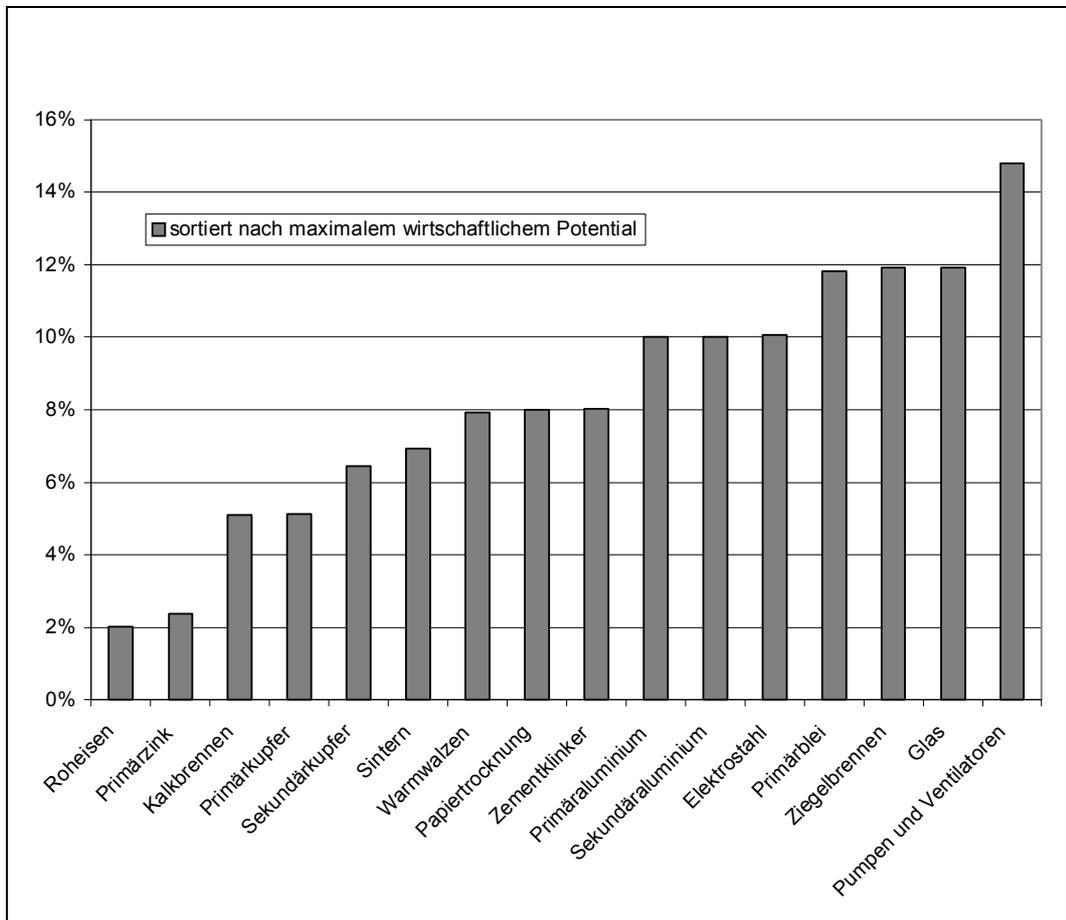


Abb. 7: Wirtschaftliche Energieeinsparpotenziale ausgewählter Branchen und Technologien (Quelle: Daten aus Enquete 2002: 188)

Neben diesen wirksamen, hinsichtlich ihrer Wirkung aber begrenzten Einsparpotenzialen existiert noch eine zweite Gruppe von Maßnahmen, die bei prinzipiell größeren Einsparpotenzialen allerdings den Nachteil haben, zu (bisher noch) ungewissen Folgen für die komplexe Reaktionssituation des Hochofens zu führen.

Hierzu zählt die bereits diskutierte bessere Ausnutzung des Kohlenstoffes zu Reduktionszwecken, also die **Erhöhung des CO₂/CO-Verhältnisses**. Ein wesentliches Problem hierbei besteht in der Gefahr, dass hierdurch die Umsetzungsprozesse generell sowie insbesondere die Reduktion des Eisenerzes zum Erliegen kommt oder zumindest die Effizienz der Prozesse erheblich abnimmt. Um dies zu verhindern, ist eine vergleichsweise zeitaufwendige schrittweise Veränderung wesentlicher Hochofenparameter notwendig, bei der auch mit Rückschritten (d.h. erhöhten Kohlenstoffverbräuchen) zu rechnen ist. Aufgrund des Zeitbedarfs dieser evolutiven Anpassung ist innerhalb der ersten Handelsperiode kaum mit ei-

nem größeren Reduktionsbeitrag zu rechnen.³⁰ Eine solche zeitliche Restriktion der Reduktion wird schließlich auch explizit als zu berücksichtigender Faktor bei der Zertifikatezuteilung durch die EU-Kommission hervorgehoben.

Neben diesen Anpassungsproblemen ist weiterhin zu berücksichtigen, dass mit steigendem CO₂-Gehalt naturgemäß der Heizwert des Hochofengases sinkt, so dass so u.U. sein Einsatz zum Betrieb des Winderhitzers, bei dem Luft auf rund 1.200 °C erhitzt und in den Hochofen geschleust wird, nicht mehr möglich ist. Allerdings ist hierfür die Beimischung anderer Ersatzbrennstoffe mit geringerem C-Gehalt (insbesondere Erdgas) technisch möglich, so dass in diesem Fall die spezifischen CO₂-Emissionen sinken würden. Dies allerdings führt zu deutlich höheren Kosten als der Betrieb mit kohlebasiertem Hochofengas, so dass dies u.U. als ökonomische Restriktion der Emissionsminderung angesehen werden kann.

Die **Verwendung von Ersatzbrennstoffen mit geringerem C-Anteil im Hochofen** stellt prinzipiell eine weitere Möglichkeit zur Reduktion des Kohlenstoffverbrauchs dar. Ein Problem bei hohen Ersetzungsverhältnissen besteht im teilweisen Verlust der Durchströmbarkeit des Hochofens mit der Folge einer Verringerung der Umsatzraten des Eisenerzes. Die gilt für alle nicht festen Ersatzbrennstoffe (z.B. für Öl und Erdgas), aber auch für feste Stoffe, wenn sie wie Kunststoffe aufgrund des Aufschmelzens ihre Struktur ungünstig verändern. Teilweise lässt sich dieser Effekt durch eine Strukturierung mit Hilfe größerer Eisenerzpellets ausgleichen. Allerdings schmelzen auch diese auf und aufgrund der verringerten Gesamtreaktionsoberfläche kann sich die Umsatzrate verringern. Als weiteres Problem führt die Reduktion von Erz durch höherkettige Kohlenwasserstoffe zur Absenkung der Temperatur im Hochofen, da das Aufbrechen der Kohlenstoffketten der Ersatzkohlenstoffträger wiederum endotherm ist. Somit steigt der Einsatzbedarf dieser Materialien als Brennstoffe, so dass der gesamte Kohlenstoffbedarf je nach konkreter Ausgestaltung zunehmen kann (Scholz 2003). Dieser Effekt tritt naturgemäß weniger stark bei kurzkettigen Kohlenwasserstoffen, also insbesondere bei Erdgas auf. Hier stellt sich allerdings auch besonders stark erstens das Kostenproblem (etwa im Vergleich zu Kunststoffabfällen) und zweitens das oben beschriebene Problem der Durchströmungsverschlechterung. Auch hier sind – ausgehend von den bisherigen Erfahrungen mit dem Einsatz von anderen Kohlenstoffträgern als Koks – nur jeweils leichte Veränderungen im Prozess möglich, da viele der dort ablaufenden Reaktionen nur sehr ungenau theoretisch beschrieben werden können.

Ein dritter Bereich an Reduktionsmöglichkeiten beinhaltet solche Maßnahmen, die als Systemwechsel zu bezeichnen sind. Hierzu gehört der **Einsatz von Wasserstoff als Reduktionsmittel** (vgl. Knopp 2002, Peters/Schmöle 2002). Die Erzeugung von direktreduziertem Eisen (DRI)³¹ könnte bei Einsatz wasserstoffreicher

³⁰ Dies ist auch deshalb plausibel, da ja bisher aus Gründen der Einsparung von kohlenstoffhaltigen Inputs die technischen Bemühungen in die selbe Richtung wiesen, auch wenn jetzt durch die Erhöhung des Preises des Kohlenstoffeinsatzes der Reduktionsanreiz verstärkt wurde.

³¹ Bei direktreduziertem Eisen werden die Eisenerze im festen Zustand, d.h. ohne den Umweg über die flüssige Roheisenstufe, reduziert. Das Produkt ist Eisenschwamm, der auch als DRI

Gase die CO₂-Emissionen aus dem Reduktionsmittel erheblich reduzieren, bei Verwendung von reinem Wasserstoff sogar völlig zurückführen. Lediglich CO₂ aus dem Einsatz von Kalk und Dolomit im Hochofen würden dann noch auftreten – diese Emissionsquellen haben allerdings den Vorzug, unumstritten als prozessbedingt anerkannt zu sein. DRI-Verfahren sind allerdings bisher teilweise erst im Labormaßstab oder allenfalls bei kleinen Anlagen (mit sehr gemischten Ergebnissen) erprobt, so dass eine großtechnische Anwendbarkeit dieser Technologie für die erste Handelsphase nicht in Sicht ist. Bei Wasserstoff besteht zusätzlich noch das Problem seiner Verfügbarkeit in großen Mengen und bei allen wasserstofffreien Reduktionsmitteln ein erhebliches Kostenproblem.

Ebenfalls ein Systemwechsel würde eine Verlagerung der Roheisenherstellung von der Hochofenroute in Richtung **Elektrostahlerzeugung** darstellen. Hierbei ergeben sich zwei wesentliche Probleme: Zum einen ist ein genereller Umstieg nicht möglich, da Teile des hergestellten Eisens nicht wieder zum Recycling zurückgeholt werden können (Litterverluste). Weiterhin führt der steigende weltweite Stahlverbrauch verbunden mit einem vergleichsweise langen Produktlebenszyklus von Eisen und Stahl (z.B. bei seinem Einsatz im Hausbau) dazu, dass die jetzige Produktionsmenge erst mit mehrjähriger Verspätung zum Recycling zur Verfügung steht. Dieser Mangel an geeigneten Mengen Schrotts ließe sich allenfalls durch den Einsatz von DRI ausgleichen, das aber wie oben beschrieben auf absehbare Zeit nicht in den notwendigen Mengen zur Verfügung steht.³² Zu dem Verfügbarkeitsproblem treten weiterhin Qualitätsschwierigkeiten. Aufgrund der Zunahme des Anteils hochlegierter Stähle steigen die Beimengungen im Ausgangsmaterial und ebenfalls auch im Produkt – insbesondere die Elemente Molybdän, Niob, Bor, Titan und Vanadium führen dazu, dass Stahlqualitäten, die auf der Hochofen-/Oxygenstahlroute erzeugt werden, im normalen Elektrostahlprozess nicht hergestellt werden können. Zwar ist durch sortenreines Sammeln von Schrott eine hochqualitative Stahlerzeugung im Elektrostahlverfahren möglich, wie viele Edelstahlwerke zeigen (vgl. Volkhausen 2003: 103 ff.). Bei der Verwendung der hier üblichen Qualitätskriterien für den Schrott stellt sich allerdings das oben angesprochene Mengenproblem in sehr viel schärferer Form.

Insgesamt zeigt die Diskussion wesentlicher Perspektiven zur Reduktion des Kohlenstoffesatzes bei der Eisenerzeugung, dass für die Zeit der ersten Handelsperiode zwar Reduktionsmöglichkeiten bestehen, diese jedoch einen eher kleinen Beitrag leisten können. Gleichzeitig machen die Alternativen noch einmal deutlich, dass die Prozessbedingtheit der CO₂-Emissionen in der Eisen- und Stahlerzeugung ein Feld darstellt, auf dem unterschiedliche Pfade der wissenschaftlich hinterlegten Begründung möglich sind. Im Extremfall kann mit Hinweis

(direct reduced iron) bezeichnet wird. Dieser wird i.d.R. zur vollständigen Reduzierung mittels Lichtbogen-Verfahren in einem Elektrostahlwerk weiterverarbeitet. Reduziert wird kann das Eisenerz mit gasförmigen, flüssigen oder festen Reduktionsmitteln bei relativ niedriger Temperatur von 600 bis 1.000°C (vgl. z.B. Stockmayer/Greisberger 1998: 56 f.). Vorteilhaft beim Einsatz von Reduktionsmitteln mit schlechten Strukturbildungseigenschaften ist hierbei, dass durch den unmittelbaren Kontakt zwischen Eisenerz und Reduktionsmittel (z.B. in einem Wirbelschichtbett oder einem Drehrohrofen) eine Durchströmung des Materials wie im Hochofen nicht notwendig ist.

³² Ein direkter Einsatz von Eisenerz ist verfahrensbedingt nicht möglich.

auf die Möglichkeit von wasserstoffreduziertem Eisen sogar argumentiert werden, dass hier gar keine Emissionen vorliegen, die aufgrund ihres Prozesscharakters unvermeidbar sind. Die Betrachtung von realisierbaren Reduktionspotenzialen führt jedoch zu anderen Ergebnissen, die dann auch im politischen Prozess Verwendung gefunden haben.

4.1.4 Varianten der Berechnung im Prozess der NAP-Erstellung

Die erste in der Öffentlichkeit diskutierte rechtlich-politische Lösung für den „Problemfall Stahlindustrie“ findet sich im **Vorschlag des nationalen Allokationsplans** aus dem Bundesministerium für Umwelt (Stand 01.2004). Hierin wird zunächst der in Scholz 2003 für den Basisfall ermittelte Wert für prozessbedingten Kohlenstoffverbrauch (414,1 kg C pro Tonne Roheisen) anerkannt. Allerdings werden lediglich direkte Kohlendioxidemissionen aus dem Hochofenprozess, nicht jedoch das CO berücksichtigt, welches in unterschiedlichen Verwendungen schließlich zu CO₂ oxidiert wird. Somit sind in diesem Vorschlag lediglich rund 50% der Emissionen prozessbedingt und unterliegen nicht dem Erfüllungsfaktor. Argumentiert wird, dass das CO, das den Hochofen verlässt, einen Heizwert aufweist, somit ein Produkt ist und seine weitere Verwendung energetisch erfolgt, so das hierauf wie bei anderen energetischen Kohlenstoffverwendungen auch der Erfüllungsfaktor anzuwenden ist.

Diese Sichtweise lässt jedoch außer Acht, dass CO zwangsweise durch den Hochofenprozess anfällt und nicht in wesentlichem Umfang (jedenfalls nicht um 50%-Punkte) reduziert werden kann. Entsprechend würde CO aufgrund der sehr hohen CO₂-Emissionen pro Energieeinheit auch nicht „freiwillig“ eingesetzt. Schließlich kann argumentiert werden, dass durch eine solche Regelung kontraproduktive Anreize dafür gesetzt werden, das CO nicht zu nutzen, sondern bei Verlassen der Anlagen abzufackeln, da in diesem Fall das entstehende CO₂ als prozessbedingt anerkannt würde. Eine solche Strategie ist allerdings nur bei sehr hohen Zertifikatspreisen rational, da ja dann das fehlende CO durch andere zuzukaufende Energieträger ersetzt werden müsste, durch deren Verbrennung im Regelfall wiederum Kohlendioxid emittiert würde.

Dieser Vorschlag macht allerdings die Probleme beim Verständnis der Reaktionszusammenhänge im Hochofen und bei der Ausrichtung von Emissionshandlungsregelungen an den praktischen Bedingungen in der Industrie im Allgemeinen und in der Eisen- und Stahlerzeugung im Besonderen deutlich. Weiterhin wird sichtbar, dass die starke Orientierung in Richtung der Unterscheidung prozess- vs. energiebedingt einen Grund dafür darstellt, dass ein solcher Vorschlag präsentiert wurde – eine Beschäftigung mit den Reduktionspotenzialen hätte sicher nicht zu solchen Folgerungen geführt.

Ausgehend von der Feststellung der **Minderwertigkeit des CO** (gegenüber „echtem“ Kohlenstoff) aus dem Hochofen wurden in Folge u.a. durch SUSTAIN CONSULT in Zusammenarbeit mit der Industriegewerkschaft Metall auf der Basis verfügbarer Informationen der ThyssenKrupp Stahl AG einige Vorschläge erarbeitet, die stärker die Reduktionsminderungsmöglichkeiten berücksichtigen sollten. Als

prozessbedingtes CO₂ galt hierbei jeweils der Anteil des CO₂ im Gichtgas des Hochofens ergänzt um denjenigen Anteil des Kohlenstoffes im CO des Gichtgases, der zur weiteren Verwendung bereits „verloren“ ist. Zur Bestimmung des „Verlustgrads“ sind zwei Varianten politisch diskutiert worden.

In Variante 1 erfolgt die Ermittlung des prozessbedingten Anteils im CO nach dem **Heß'schen Wärmesatz**. Dieser bestimmt, dass die Enthalpie einer Gesamtreaktion (also ihr Wärmebedarf oder ihr Wärmeüberschuss) der Summe der Enthalpien aller Teilreaktionen entspricht. Kohlenstoff etwa reagiert zunächst mit einem Sauerstoff zu CO und schließlich mit einem zweiten Sauerstoff zu CO₂. Die erste Reaktion findet dabei im Hochofen statt, dann verlässt CO die Anlage und wird (z.B. im Winderhitzer) weiter zu CO₂ oxidiert. Die Wertigkeit von CO lässt sich nun als Verhältnis der Enthalpien beider Teilreaktionen bestimmen: Im ersten Schritt werden 110,5 kJ/mol frei, im zweiten Schritt 283,0 kJ/mol, so dass durch die erste Reaktion von C + O₂ zu CO + ½ O₂ bereits 28% der Wärme freigesetzt wird, die bei durch Reaktion von C + O₂ zu CO₂ insgesamt entstehen. Somit würden nicht nur das CO₂ im Hochofengas, sondern darüber hinaus 28% des emittierten CO als prozessbedingt anerkannt. Über das gesamte Hüttenwerk von TKS in Duisburg (inkl. der Stahlerzeugung) gerechnet, würden ca. 43% aller CO₂-Emissionen (gegenüber rund 30% in der ursprünglichen NAP-Variante) eine volle Zuteilung erfahren.³³

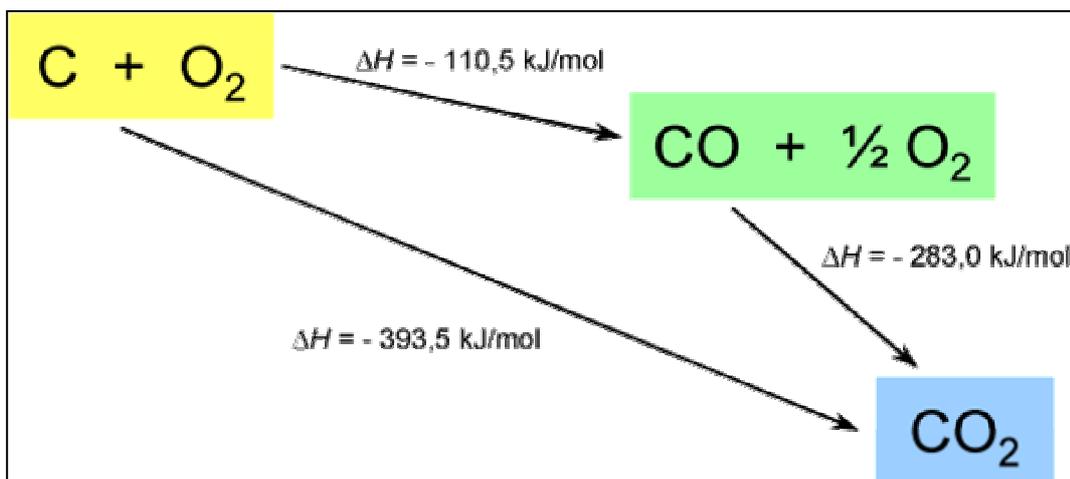


Abb. 8: Der Heß'sche Wärmesatz für die Oxidation von Kohlenstoff

Problematisch ist an dieser Variante, dass zunächst der Hochofen betrachtet wird und die dortigen Prozessbedingungen untersucht werden. Für den Hochofen ist aber nicht der Heizwert des austretenden CO entscheidend, da hier Kohlenstoff im Wesentlichen zur Reduktion von Eisenerz verwendet wird und nur zu einem kleineren Teil zum Ausgleich des endothermen Umsetzungsprozesses. Insofern ist weniger die oben angestellte Heizwertbetrachtung angemessen, sondern diejenige, die den Verbrauch des Reduktionsmittels berücksichtigt. Dann ergibt sich,

³³ Da diese Vorschläge jeweils tatsächliche Emissionen von CO₂ und CO berücksichtigen, ist eine Abschätzung ihrer Wirkung auf die Zertifikatszuteilung nur für eine konkrete Anlage möglich.

dass durch die Anlagerung eines Sauerstoffs an den eingesetzten Kohlenstoff dessen Reduktionspotenzial zur Hälfte ausgeschöpft ist. Entsprechend wäre das CO aus dem Hochofen zu 50% als prozessbedingt anzuerkennen. Hieraus ergäbe sich ein Anteil von etwa 53% aller CO₂-Emissionen des Duisburger Hüttenwerkes von TKS, die Prozesscharakter hätten.

Beide Ansätze zeichnen sich dadurch aus, dass sie vergleichsweise einfach nachvollziehbar sind und eine naturwissenschaftliche Begründung für die Allokationsentscheidung liefern. Dabei steht insbesondere der Heiß'schen Wärmesatz in enger Verbindung mit der Nachnutzungsmöglichkeit des CO (z.B. zur Stromerzeugung), da etwa die erzielbaren Strommengen abhängig von dem Heizwert des eingesetzten Energieträgers sind. Andererseits bezieht sich aber die „Sauerstoffmethode“ konsequenter auf den eigentlichen Einsatzgrund von Kohlenstoff im Hochofenprozess. Insofern denkt die Variante 1 eher vom Ende des Prozesses, Variante 2 hingegen vom Anfang, ohne dass es eine (naturwissenschaftliche) Begründung für die Wahl einer der Varianten gäbe. Auch aus ökonomischer Sicht können für beide Varianten Gründe gefunden werden – so kann bei hohen Strompreisen die „Mitvergasung“ von Koks oder anderen kohlenstoffhaltigen Stoffen zur vermehrten Produktion von CO durchaus interessant sein (was für die Variante 1 sprechen würde), wobei hingegen bei hohen Preisen für Kohlenstoffträger ein sehr sparsamer Einsatz von diesen Produkten praktiziert werden wird (was für die Variante 2 spricht). Entsprechend besteht bei der Wahl einer der beiden Varianten die Gefahr, dass sie sich später im Laufe einer erfolgreichen Klage gegen dieses Allokationsverfahren als willkürlich erweist. Verstärkt wird dies noch dadurch, dass in beiden Varianten die Frage offen bleibt, wie mit den kohlenstoffhaltigen Emissionen aus dem Konverter umgegangen werden soll. Insbesondere die Variante 2 ist argumentativ problematisch, da bei der Stahlerzeugung ja kein C zugegeben wird, sondern gerade aus dem Roheisen ausgetrieben werden soll. Insofern ist es mit Blick auf diese Funktion des Frischens gleichgültig, ob CO oder CO₂ emittiert wird.

Der Ansatz, die Minderwertigkeit des CO zu berücksichtigen, hat vor allem in der Variante 1 eine Zeitlang eine erhebliche Rolle in der politischen Diskussion gespielt. Aufgrund der problematischen Begründung und u.U. auch wegen des – im europäischen Vergleich – sehr niedrigen Niveaus der Anerkennung prozessbedingter Emissionen wurde er jedoch nicht weiter verfolgt.

Stattdessen erlangten Ansätze ausschließlich auf der Basis von Scholz 2003 wieder eine größere Bedeutung. Als **Minimalansatz** ergeben sich unter Zugrundelegung des Idealfalls 293,5 kg Kohlenstoff zu Reduktionszwecken sowie 47 kg C, die im Roheisen gelöst sind. Insgesamt sind dies 340,5 kg C, die als nicht reduzierbar angesehen werden können. Bezogen auf das Duisburger Hüttenwerk von TKS ergäbe sich so ein Anteil von rund 68% der CO₂-Emissionen mit einem Erfüllungsfaktor von 1.

Eine Variante zur Veränderung des Minimalansatzes besteht in der Berücksichtigung des Austrags fühlbarer Wärme sowie von Abstrahlungs- und Abwärmeverlusten (**Erhöhungsvariante I**). Diese beiden Kategorien sind entsprechend der Unterscheidung zwischen den Emissionstypen „Prozess“ und „Energie“ eher letzterem zuzuordnen, da sie explizit solche Prozesse betreffen, die dem Ausgleich

von Energieverlusten dienen. Verwendet man jedoch ihrer Reduzierbarkeit als Maßstab, dann kann (wie diskutiert) sicher nicht von einem Null-Ansatz ausgegangen werden. Allerdings ist auch nicht ohne weiteres begründbar, dass diese Kohlenstoffverbräuche gar nicht reduzierbar sind. Somit bestünde eine Möglichkeit darin, ausgehend vom Gutachten mit reduzierten Werten zu rechnen. So könnte z.B. das Reduktionspotenzial von 5%, das die Enquete-Kommission vorgelegt hat, zu Grunde gelegt werden. Auf den gesamten Kohlenstoffverbrauch im Idealfall von 374 kg C bezogen ergibt sich somit eine Einsparmöglichkeit von 18,7 kg. Statt eines Wertes für die Wärmeverluste von vorher 33,6 kg verblieben so nur noch 14,9 für diese beiden Kategorien. Insgesamt würden dann 359,1 kg Kohlenstoff pro Tonne Roheisen als prozessbedingt anerkannt. Ausgehend von den bei TKS in Duisburg im Schnitt eingetragenen 424 kg C ergibt sich auf das gesamte Hüttenwerk gerechnet ein Anteil prozessbedingter Emissionen von rund 72%.

Wie schon diskutiert, bildet der Idealfall keinen technisch realisierbaren Prozess ab; gleichzeitig ist aber der Basisfall zu stark Status-Quo-lastig. Insofern könnten die Reduktionserwartungen der Enquete-Kommission von 5% auf den Kohlenstoffverbrauch des Basisfalls in Höhe von 414,1 kg angewendet werden (**Erhöhungsvariante II**). Dies ergäbe eine Reduktion von 20,7 kg auf 393,4 kg Kohlenstoff pro Tonne Roheisen und damit einen Hüttenwerksanteil prozessbedingter Emissionen bei TKS von 79%.

Wie gesehen, sind die beiden Varianten des Gutachtens für sich genommen etwas problematisch, da sie teilweise zu „ideal“ und zum anderen Teil zu stark am Status Quo orientiert sind. Dies gilt ähnlich ebenfalls für die einzelnen Verbrauchskategorien in beiden Varianten. Eine Möglichkeit hiermit umzugehen liegt in der Kürzung derjenigen Komponenten, für die von einer Reduzierbarkeit ausgegangen werden kann. Die oben dargestellten pauschalen Kürzungen entsprechend des grob abgeschätzten Reduktionspotenzials sind allerdings sehr holzschnittartig. Hier sind auch andere Zahlen möglich und in der Literatur zu finden,³⁴ so dass wiederum von einer unsicheren Rechtsgrundlage auszugehen ist, die diesen Weg wenig attraktiv gemacht hat.

Weiterhin besteht in allen bisher diskutierten Ansätzen kein direkter zusätzlicher (durch den Emissionshandel bedingter) Anreiz zu einer effizienten Verwertung des CO. Dieses Problem wurde in der schließlich gewählten Lösung nicht berücksichtigt, auch wenn es anhand eines von SUSTAIN CONSULT eingebrachten Vorschlags wenn auch sehr vorsichtig diskutiert wurde (vgl. hierzu Kapitel 5.1.) Von Seiten der betroffenen Unternehmen sprach insbesondere die Hoffnung gegen diesen Vorschlag, durch einen reinen Bezug auf eine Variante des Gutachtens eine höhere Zertifikatzuteilung zu erreichen. Auch ist dieser Vorschlag aufwen-

³⁴ Buttermann/Hillebrand 2003: 24 f. gegen z.B. im Zeitraum 2005-2012 von einer Reduktion der CO₂-Emissionen von 2,1% in Deutschland aus. Für die EU kommen z.B. Harworth u.a. 2000: 11 hingegen zu dem Befund eines CO₂-Einsparungspotentials von 15% bis 2010. Neben dem anderen räumlichen Zuschnitt ist hier allerdings zu bedenken, dass Eisen- und Stahlherstellung nicht differenziert betrachtet werden und auch Herstellungsverfahren (Elektrostahl vs. Hochofenroute) nicht unterschieden sind.

diger und macht u.U. im Zeitablauf Anpassungen an eine veränderte CO₂-Emission der durch CO-Verstromung substituierten allgemeinen Stromerzeugung notwendig, die in diesem Vorschlag als Referenz dient.

Das zuerst genannte Problem mit den beiden Grundvarianten des Gutachtens wurde schließlich in der **Zuteilungsverordnung** so gelöst, dass der Idealfall als Ausgangspunkt gewählt wurde. Neben den 293,5 kg Kohlenstoff zu Reduktionszwecken sowie den 47 kg C, die im Roheisen gelöst sind, wurden weiterhin die sensiblen Energien (die im Prinzip genutzt werden könnten) in Höhe von 14 kg C anerkannt. Nicht berücksichtigt wurden hingegen die Wärmeverluste. Zusätzlich werden prozessbedingten CO₂-Emissionen, die aus dem Eintrag von Kalkstein und Dolomit resultieren, hinzugerechnet. Ohne Berücksichtigung dieser letzten (anlagenspezifischen) Emissionsquelle ergibt sich somit ein als prozessbedingt anerkannter Verbrauch von Kohlenstoff in Höhe von 356,5 kg pro Tonne Roheisen (Abb. 9). Bezogen auf das gesamte TKS-Hüttenwerk in Duisburg ergibt sich mit diesem Wert ein Anteil von als prozessbedingt anerkannten CO₂-Emissionen von rund 71%. Entsprechend der Summenformel von CO₂ errechnet sich aus dem C-Einsatz die zugeteilte Menge an CO₂-Zertifikaten:³⁵ Pro Tonne Roheisen werden für rund 1.307 kg CO₂ Zertifikate in voller Höhe zugeteilt.

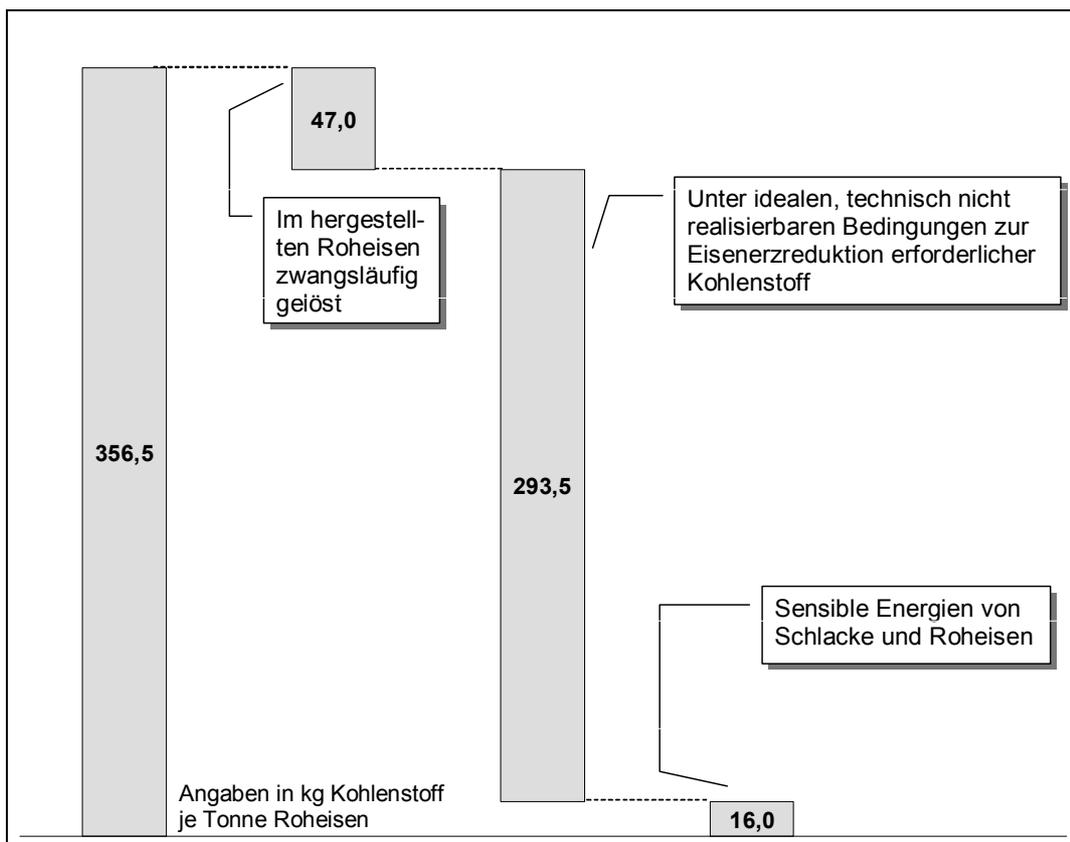


Abb. 9: Prozessbedingte Emissionen bei der Stahlherstellung entsprechend der Zulassungsverordnung (Quelle: Scholz 2003: 13 ff., Zuteilungsverordnung 2007)

³⁵ CO₂ hat ein Molgewicht von 44 g (C = 12 g, O = 16 g).

Mit dieser Variante wird ein sehr ähnlicher Wert erreicht wie in der Erhöhungsvariante I berechnet – allerdings ohne das Problem, ein Reduktionspotenzial für die Stahlherstellung begründen zu müssen. Ob allerdings die unterschiedliche Behandlung von Abwärme, die von Wänden abstrahlt bzw. über den Abluftstrom den Hochofen verlässt und solcher Wärme, die durch das Produkt und die Schlacke ausgetragen wird, problemlos begründet werden kann, bleibt fraglich. Das Reduktionspotenzial der Wärmenutzung des Roheisens mit seiner hohen Energiedichte wird z.B. deutlich höher sein als das bei der Abwärme, die den Hochofen verlässt.³⁶ Im letzteren Fall werden die Hochöfen schon heute so gefahren, dass es am Hochofenrand gerade nicht zu Kondensation des Wasserdampfes kommt und der Abgasstrom gerade noch aufsteigen kann. Insofern sprechen zumindest auch einige Argumente dafür, nicht die 16 kg für die sensiblen Energien sondern die 17,6 kg, die aus den Abwärmeverlusten resultieren, anzuerkennen.

4.2 Kostenwirkungen des Emissionshandels auf die Eisen- und Stahlherzeugung in Deutschland

Vor dem Hintergrund geringer Möglichkeit zur kostengünstigen Senkung der spezifischen CO₂-Emissionen wirkt ein Emissionshandelssystem mit relevanten Preisen für Emissionsrechte grundsätzlich als Bremse für den weiteren Anstieg der Produktion. Abb. 10 zeigt die Entwicklung der Stahlproduktion auf der Hochofen-/Oxygenkonverterroute in Deutschland seit 1990. Für die Jahre 1990 bis 2003 ist dabei ein stabiler Wachstumstrend zu erkennen, der im Jahresdurchschnitt 0,3% betrug. Wenn sich dieser Trend fortschreibt, worauf die weltwirtschaftliche Entwicklung der Stahlnachfrage 2004 sowie die jüngste Prognose des RWI durchaus hinweist, wird das jahresdurchschnittliche Produktionsniveau der Basisperiode für die Zuteilung von Emissionsrechten 2000 bis 2002 im Jahre 2006 erreicht. Auch ohne weitere CO₂-Minderungsziele müssten dann bei fehlenden Möglichkeiten zur nennenswerten Emissionsminderung CO₂-Zertifikate aufgekauft werden, um die Produktion weiter zu steigern. Damit entstünden für die zusätzliche Produktion Grenzkosten, die in jedem Fall eine Verschlechterung der Wettbewerbsposition gegenüber gleichwertigen Importen von außerhalb der EU nach sich ziehen würde. In Abhängigkeit von den konkreten Wirkungen der Emissionshandelsregeln in anderen EU-Staaten könnte sich aber hierdurch auch eine Verschlechterung der Wettbewerbsposition gegenüber Importen aus anderen EU-Staaten ergeben.

³⁶ Das direkte Warmwalzen der Brammen wird entsprechend auch teilweise praktiziert. Selbst für die Hochofenschlacke, die schnell eine die Wärme wenig leitende Oberfläche ausbildet, sind Technologien zur Wärmenutzung verfügbar, die zu einer Minderung des Kohlenstoffein-satz von ca. 5% führen können (vgl. Maier u.a. 1986: 148; zur Verfahrensbeschreibung Stockmayer/Greisberger 1998: 54 ff.).

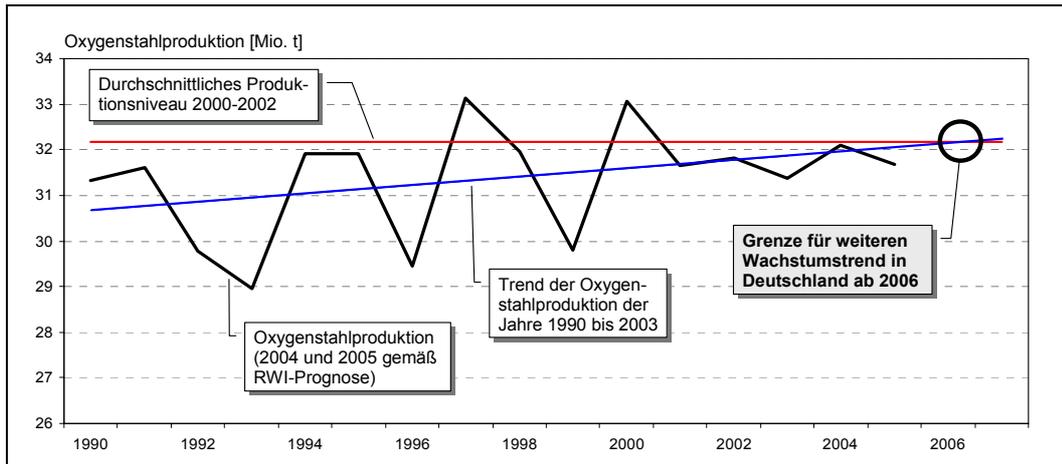


Abb. 10: Entwicklung der Oxygenstahlproduktion in Deutschland (Quelle: BDSV 2004)

In Kapitel 4.1.3 ist deutlich geworden, dass die Unternehmen der Eisen- und Stahlerzeugung in Deutschland aufgrund ihrer bisher schon hohen Effizienz beim Einsatz kohlenstoffhaltiger Stoffe in der Gefahr stehen, die Kosten für CO₂-Emissionsrechte nicht durch eine Senkung von CO₂-Emissionen vermeiden zu können. Dann aber würde sich zwangsläufig die Produktion verteuern. Dieser Problematik greift umso stärker, je größer das Minderungsziel ausfällt, das für die Industrie im Zuge des Emissionshandels angesetzt wird, und je geringer die prozessbedingten CO₂-Emissionen bemessen werden, die von diesem Minderungsziel ausgenommen werden. Vor diesem Hintergrund droht der deutschen Eisen- und Stahlindustrie eine deutliche Verschlechterung ihrer Wettbewerbsposition:

- gegenüber der Industrie in anderen EU-Staaten, die geringere CO₂-Minderungslasten als Deutschland übernommen haben und dementsprechend ihrer Industrie vergleichsweise mehr kostenlose CO₂-Emissionsrechte zuteilen können,
- gegenüber der Industrie in Staaten außerhalb der EU, die in das Emissionshandelssystem nicht einbezogen sind, wodurch dortigen Anlagen in keinem Fall zusätzliche Kosten entstehen.

Damit ist ein Verlust von Arbeitsplätzen in der deutschen Eisen- und Stahlindustrie zu befürchten. Das diesbzgl. Risiko wird nachfolgend am Beispiel der Eisen- und Stahlproduktion der ThyssenKrupp Stahl AG in Duisburg abgeschätzt.

Ausgewählte NAPs unter Berücksichtigung der Zuteilungen für die Stahlindustrie

Bei der Gegenüberstellung der zugeteilten CO₂-Rechte in ausgewählten europäischen Regionen wird erkennbar, dass neben der deutschen nur die belgische Stahlindustrie mit Minderungszielen belegt ist. In beiden Ländern soll in der Stahlindustrie eine CO₂-Reduktion von jährlich -0,3 Mio. t im Vergleich zur Basisperiode realisiert werden. In anderen Ländern wie Großbritannien (+4,3 Mio. t) oder Frankreich (+3,9 Mio. t) werden der Stahlindustrie kostenlose Emissionsrechte zugeteilt, die die Emissionsmenge in der Basisperiode deutlich übersteigt. Der Grund dafür liegt nicht nur in den methodischen und konzeptionellen Unterschieden

den bei der Ausgestaltung der NAPs begründet, sondern vor allem in den unterschiedlichen Wachstumsannahmen, die den NAPs zugrunde liegen (vgl. Heins 2004). Die Zuteilung lässt vermuten, dass in der deutschen Stahlindustrie in Abhängigkeit vom Preis der CO₂-Zertifikate zusätzliche Produktionskosten anfallen, die auch im europäischen Kontext zu Wettbewerbsnachteilen führen.

CO₂-Budgets und Allokationsbasis der Stahlindustrie in ausgewählten europäischen Staaten					
in Mio. t CO ₂					
	Allokationsbasis		Zuteilung 2005/07		
	Periode	CO ₂ -Emissionen	kumuliert	Jährlicher Durchschnitt	Jährliche Veränderung gegenüber der Basisperiode
Finnland	2001-2003	5,8	21,1	7,0	1,2
Belgien (Wallonien)	2000-2002	7,3	20,7	6,9	-0,3
Luxemburg	1998-2002	0,5	1,7	0,6	0,1
Großbritannien	1998-2002	16,9	63,9	21,2	4,3
Niederlande	2001-2002	10,5	32,3	10,8	0,3
Österreich	1998-2001	8,9	34,2	11,4	2,4
Deutschland	2000-2002	48,7	145,2	48,4	-0,3
Portugal	2000-2002	0,3	1,0	0,3	0,0
Frankreich	1998-2001	23,7	82,7	27,6	3,9
Italien	2000-2002	27,6	87,4	29,1	1,5
Spanien	2000	10,7	35,8	11,9	1,2
Schweden	1998-2001	7,4	23,9	8,0	0,6

Tab. 5: CO₂-Budgets und Allokationsbasis der Stahlindustrie in ausgewählten europäischen Regionen in Mio. t CO₂ (Quelle: eigene Darstellung nach Heins 2004).

4.3 Abschätzung von Wirkungen des Emissionshandels auf die Beschäftigung in der deutschen Eisen- und Stahlindustrie

Im Folgenden wird beispielhaft die Situation des größten deutschen Standorts der Eisen- und Stahlerzeugung – das Hüttenwerk der ThyssenKrupp Stahl AG in Duisburg – betrachtet, wie sie sich in der entscheidenden Diskussionsphase um die Ausgestaltung des deutschen Emissionshandelssystems darstellte.

In Duisburg wird ein integriertes Hütten- und Stahlwerk mit einer Kokerei, drei Sinteranlagen zur Aufbereitung der Rohstoffe, vier Hochöfen, zwei Oxygen-Stahlwerken, drei Warmbandwerken und umfangreichen Anlagen zur Weiterverarbeitung von Stahl zu verschiedenen Produkten betrieben. Hinzu kommen Infrastruktureinrichtungen wie z.B. mehrere Kraftwerke zur Deckung des werkseigenen Strombedarfes. Die Roheisenerzeugung lag 2003 bei rund 11 Mio. t, die letztlich überwiegend zu hochwertigen Flachstahlprodukten weiterverarbeitet wurden.

Insgesamt sind bei TKS am Standort Duisburg inklusive Kokerei und zugeordneter Transportleistungen durch die Tochter Eisenbahn und Häfen rund 19.100 Beschäftigte tätig. Zulieferungen für die Eisen- und Stahlproduktion erfolgen aus Deutschland – in großem Umfang aus dem regionalen Umfeld (z.B. Kohle und Koks aus dem Ruhrgebiet, Kalk aus Wülfrath, Feuerfeststeine aus Hagen) – sowie z.T. aus dem Ausland (v.a. Eisenerz und Kohle).

Die CO₂-Emissionen des integrierten Hütten- und Stahlwerkes in Duisburg sind zu 75,5% auf die Hochöfen zurückzuführen (Stand 2000). Bezogen auf das gesamte Hütten- und Stahlwerk wären damit laut NAP-Entwurf rund 30% aller CO₂-Emissionen prozessbedingt. Im Hinblick auf die Zuteilung von CO₂-Emissionsrechten für die übrigen ca. 70% der CO₂-Emissionen würde laut des Entwurfes zum Gesetz über den NAP der Erfüllungsfaktor 0,927 angesetzt.³⁷ Im Ergebnis ergäbe sich bezogen auf den CO₂-Emissionsbedarf des Jahres 2000 eine Unterdeckung von 5,6% pro Jahr.

Es muss davon ausgegangen werden, dass die spezifischen CO₂-Emissionen im Eisen- und Stahlwerk Duisburg nur in einem sehr geringen Maß gesenkt werden können (s.o.). In jedem Fall dürften die Minderungseffekte geringer sein als der zusätzliche Emissionsbedarf, der durch die Verbesserung der Konjunktur in den nächsten Jahren zu erwarten ist. Gleichzeitig wird es nicht möglich sein, die Kosten für aufgekaufte Emissionsrechte an die Kunden weiterzugeben; bei einem Preis von 15-25 € je t CO₂, wie er in verschiedenen Studien prognostiziert wird, und einem Verbrauch von rund 2 t CO₂ je Tonne Stahl ergäben sich Mehrkosten von TKS in Höhe von 30-50 € je Tonne Stahl. Damit sind die 5,6% der Stahlproduktion, die nicht durch kostenlos zugeteilte Emissionsrechte abgedeckt sind, nicht mehr rentabel, denn bei einem mittleren Preis für Warmband von 300-350 €/t ergäbe sich eine Kostensteigerung von 9% bis 17%, die lediglich für Stahl aus Deutschland anfallen würde.³⁸

Als denkbare Szenario zum Umgang mit dieser Situation wird nun angenommen, dass TKS die Produktion in den Jahren 2005 und 2006 zunächst in vollem Umfang aufrechterhalten wird, wobei zur Abdeckung der CO₂-Emissionen jeweils Emissionsrechte aus den Folgejahren genutzt würden. Auf diese Weise entstünde im Jahr 2007 rechnerisch ein Fehlbedarf an Emissionsrechten von rund 17% bezogen auf den Bedarf eines Jahres. TKS müsste die Produktion dann so drosseln, dass die entsprechende CO₂-Menge eingespart würde. Hierzu würden die beiden kleineren Hochöfen, die 16% bzw. 17% der Roheisenproduktionskapazität

³⁷ Die Abschätzung von Risiken für Arbeitsplätze in der Eisen- und Stahlproduktion der ThyssenKrupp Stahl AG (TKS) am Standort Duisburg wurde auf der Basis der Emissionshandlungsregelungen vorgenommen, welche in den Entwürfen für den Nationalen Allokationsplan (NAP) vom 29.01.2004 und für das Gesetz über den Nationalen Allokationsplan für Treibhausgas-Emissionsberechtigungen in der Zuteilungsperiode 2005-2007 vom 12.02.2004 vorgeschlagen werden.

³⁸ Die Kostensteigerungen in den Jahren 2004 und 2005 erreichten insbesondere aufgrund der sehr starken Stahlnachfrage aus Südostasien weit höhere Raten. Allerdings handelt es sich hierbei um Preissteigerung auf dem Weltmarkt, die mehr oder weniger gleichmäßig alle Stahlproduzenten getroffen hat und die in großem Umfang auf die Nachfrager überwältigt werden konnte.

darstellen, im Jahr 2007 abwechselnd jeweils nur rund ein halbes Jahr betrieben. Der geringere Rohstoffbedarf in der Roheisenerzeugung würde zur Stilllegung des kleinsten der drei Sinterbänder führen. Die fehlenden 17% Roheisenerzeugung würden sich außerdem in einer entsprechenden Verringerung der Rohstahl- und der Warmbandproduktion niederschlagen. Das fehlende Warmband würde zugekauft, so dass die Endprodukte weiterhin in vollem Umfang hergestellt werden könnten.

Für die Beschäftigung bei TKS in Duisburg hätte diese Entwicklung einschneidende Konsequenzen: In den Bereichen Hochöfen, Sinterbänder, Stahlwerke und Warmbanderzeugung sowie in der Verwaltung, der werkseigenen Energieerzeugung und weiteren Bereichen müsste am Beginn des Jahres 2007 mit einem Verlust von 1.000 bis 1.200 Arbeitsplätzen gerechnet werden. Darüber hinaus wären auch noch die Lieferanten von Rohstoffen, Betriebsmitteln und Dienstleistungen negativ betroffen: Insgesamt vergeben alleine die o.g. Produktionsstufen, für die sich ein Produktionsrückgang um 17% ergeben würde, Lieferungen und Dienstleistungen im Auftragswert von rund 1,8 Mrd. € pro Jahr. Legt man die Aufteilung dieser Lieferungen auf verschiedene Branchen gemäß Input-Output-Rechnung aus der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung zugrunde und bewertet die Auftragssummen mit dem durchschnittlichen Produktionswert je Erwerbstätigen in den einzelnen betroffenen Branchen, so ergibt sich ein drohender Verlust von 2.800 Arbeitsplätzen bei Lieferanten und Dienstleistern im Inland. Der Verlust einer unbestimmten Zahl von Arbeitsplätzen im Ausland kommt hinzu. Insgesamt droht also durch die vorgeschlagenen Regelungen zum Handel mit CO₂-Emissionsrechten alleine durch die Auswirkungen auf die Produktion von TKS in Duisburg ein Beschäftigungsverlust in der Größenordnung von 3.800 bis 4.000 Arbeitsplätzen nur für die erste Handelsperiode.

Will man diese Ergebnisse für die Aktivitäten der ThyssenKrupp Stahl AG auf die gesamte Stahlerzeugung auf der Hochofen-Oxygenkonverter-Route in Deutschland übertragen, so kann man dafür hilfsweise den Anteil von TKS an der gesamten Roheisenproduktion zugrunde legen. So berechnet sich auf der Basis der vorgeschlagenen Regelungen zum Handel mit CO₂-Emissionsrechten ein drohender Verlust von mehr als 10.000 Arbeitsplätzen in der Eisen- und Stahlindustrie sowie bei ihren Lieferanten und Dienstleistern alleine in Deutschland.

Die in Deutschland durch einen CO₂-Zertifikatehandel entfallende Produktion auf der Roheisen-Oxygenstahl-Route könnte durch die Ausweitung der Produktion im Elektrostahlverfahren allenfalls in einem geringen Umfang aufgefangen werden. Hierfür sind verschiedene Faktoren ausschlaggebend: Erstens lässt sich im Elektrostahlverfahren aufgrund von Verunreinigungen im Schrott auch heute noch nicht die für viele Flachstahlsorten erforderliche Qualität produzieren. Zweitens steht nicht ausreichend Schrott zur Verfügung. Hintergrund hierfür ist einerseits der stark gestiegene Schrottbedarf in der Volksrepublik China – der Preis für Schrott (Sorte 2) ist vor diesem Hintergrund der zunehmenden Knappheit von Januar 1999 bis März 2004 um rund 116% angestiegen. Wollte man einen Produktionsrückgang der Roheisenerzeugung bei TKS in Duisburg um 17% durch Elektrostahlwerke ersetzen, so würde dies einen zusätzlichen Schrottbedarf von rund 1,9 Mio. t pro Jahr bedeuten. Überträgt man diesen Bedarf auf die gesamte Stahlindustrie in Deutschland, so läge der zusätzliche Schrottbedarf bei rund 5

Mio. t. Dies entspricht rund einem Viertel des gesamten Schrottes, der in Deutschland heute in der Stahlerzeugung eingesetzt wird, und übersteigt deutlich den gesamten Schrottimport (4 Mio. t in 2003). Deshalb wäre kaum zu erwarten, dass ein Rückgang von Produktion und Beschäftigung auf der Hochofen-Oxygenkonverter-Route durch Zuwächse im Bereich Elektrostahlerzeugung kompensiert würde – vielmehr käme es zu einer massiven Verlagerung von Roheisen- und Stahlerzeugung sowie von Arbeitsplätzen ins Ausland.

4.4 Abschätzung von ökologischen Wirkungen des Emissionshandels in der deutschen Eisen- und Stahlindustrie

4.4.1 Primäre Umweltwirkung durch den Zertifikatehandel

Im Folgenden wird zunächst abgesehen von den im nachfolgenden Kapitel zu diskutierenden Ausweichreaktionen (wie etwa einer Produktionsverlagerung ins Ausland), die aus der unzureichenden Ausgestaltung des CO₂-Handelssystems entstehen. Aufgrund der Konstruktion eines Zertifikatehandelssystems kann unter diesen Annahmen die Verschmutzungsrechte ausgebende Stelle die Reduktionsleistung dieses umweltpolitischen Instruments in dem Anwendungsbereich genau festlegen. Damit zeichnet sich das Instrument durch seine große ökologische Treffsicherheit aus. Die Reduktion der CO₂-Emissionen entspricht in der EU dem Kehrwert des gesamteuropäischen Erfüllungsfaktors; dieser wird zwischen 1-5% betragen (Michaelowa 2004: 326).

Die produktspezifische Reduktion dürfte allerdings um einiges höher liegen, denn der obige Wert gilt produktbezogen nur dann, wenn die zukünftige Produktion der des Staus Quo (in der Basisperiode) entspricht. Bei Produktionswachstum müssen die produktspezifischen Emissionen entsprechend stärker sinken. Für die Stahlindustrie werden jährliche Wachstumsraten von 0,4% bis 2012 angenommen (Hillebrand/Buttermann 2003: 13f.) – d.h. seit 2002 (dem Ende der Basisperiode) bis zum Ende der zweiten Handelsperiode 2012 ist ein rein wachstumsinduzierter Reduktionsdruck von ca. 4,5% zu erwarten.

Aufgrund der Anerkennung prozessbedingter Emissionen (71% der Gesamtemissionen bei TKS am Standort Duisburg) erscheint der ökonomische Druck zur Reduktion von CO₂-Emissionen in der Stahlindustrie zunächst als vergleichsweise gering. Allerdings ist – insbesondere bei Erweiterungs- und Ersatzinvestitionen – auf die Grenzvermeidungskosten im Verhältnis zu den Zertifikatspreisen und nicht auf die Durchschnittskostenbelastung abzustellen. Abb. 11 zeigt als Beispiel einen solchen (optimistischen) Grenzvermeidungskostenverlauf für die deutsche Eisen- und Stahlindustrie in Abhängigkeit von der Vermeidungsmenge.

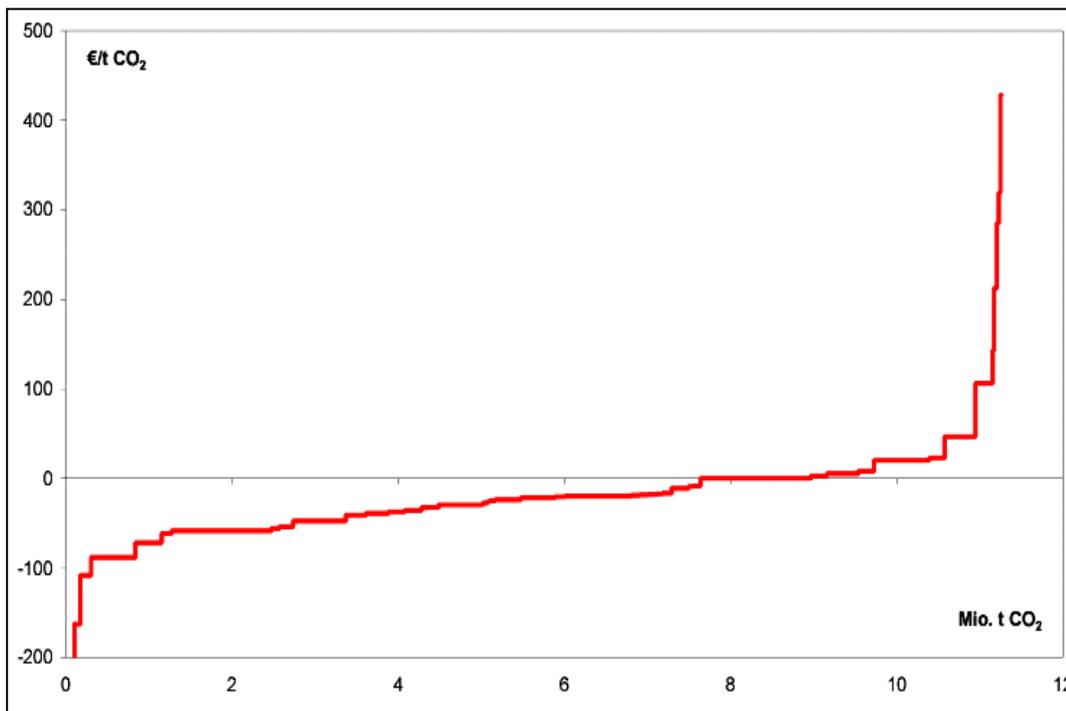


Abb. 11: CO₂-Grenzvermeidungskostenkurve für die deutsche Eisen- und Stahlindustrie (Quelle: Matthes u.a. 2003: 97)

Entsprechend der Kurve könnten ca. 8 Mio. t CO₂ mit negativen Grenzvermeidungskosten eingespart werden. Da allerdings auch schon bisher CO₂-Emissionen selten kostenlos waren (da das Kohlendioxid i.d.R. aus Energieträgern mit einem positiven Preis stammt), ist eine solche Interpretation mit Vorsicht zu genießen, da sie nahezulegen scheint, dass bisherige Kosteneinsparungspotenziale in größerem Umfang irrationalerweise nicht genutzt werden. Zu bedenken ist, dass für eine Investition (z.B. in eine effizientere Verstromungstechnologie des Gichtgases) nicht nur ihre Amortisation eine Rolle spielt (die bei ihrem Vorliegen zu negativen Vermeidungskosten führt), sondern auch Amortisationszeiten, die Verfügbarkeit von Investitionsmitteln oder die strategische Ausrichtung des Unternehmens bedeutsam sind. Weiterhin können sehr unterschiedliche Annahmen hinsichtlich der zukünftigen Entwicklung bedeutsamer Größen (z.B. Energiepreise, Anlagenhaltbarkeiten, Qualitätsanforderungen an das Produkt) bestehen, die einzelne Unternehmen zu anderen Amortisationsergebnissen kommen lassen als (wie im obigen Fall) eine zentrale Berechnung durch Forschungseinrichtungen.

Wichtig für die zukünftige Reduktionsentwicklung ist hierbei vor allem der stark ansteigende Ast der Kurve jenseits von etwa 11 Mio. t. Dieser Verlauf spiegelt die deutlichen Minderungsrestriktionen von CO₂ bei der Eisenherstellung wider, wie sie in Kapitel 4.1.3 diskutiert wurden. In diesem Reduktionsbereich sind dann z.B. Lösungen relevant, die Eisen mittels Erdgas direkt reduzieren und im Elektrostahlverfahren weiter verhütten.

Um abzuschätzen, wie groß der Emissionsminderungsbeitrag der Stahlindustrie sein wird, sind entsprechend insbesondere die Grenzvermeidungskosten der anderen am Emissionshandel beteiligten Branchen zu untersuchen. So zeigt Abb.

12 am Beispiel der Stromerzeugung, dass die Grenzkostenkurve sehr viel flacher ausfallen kann, wenn ein größeres Reduktionspotenzial verfügbar ist.³⁹

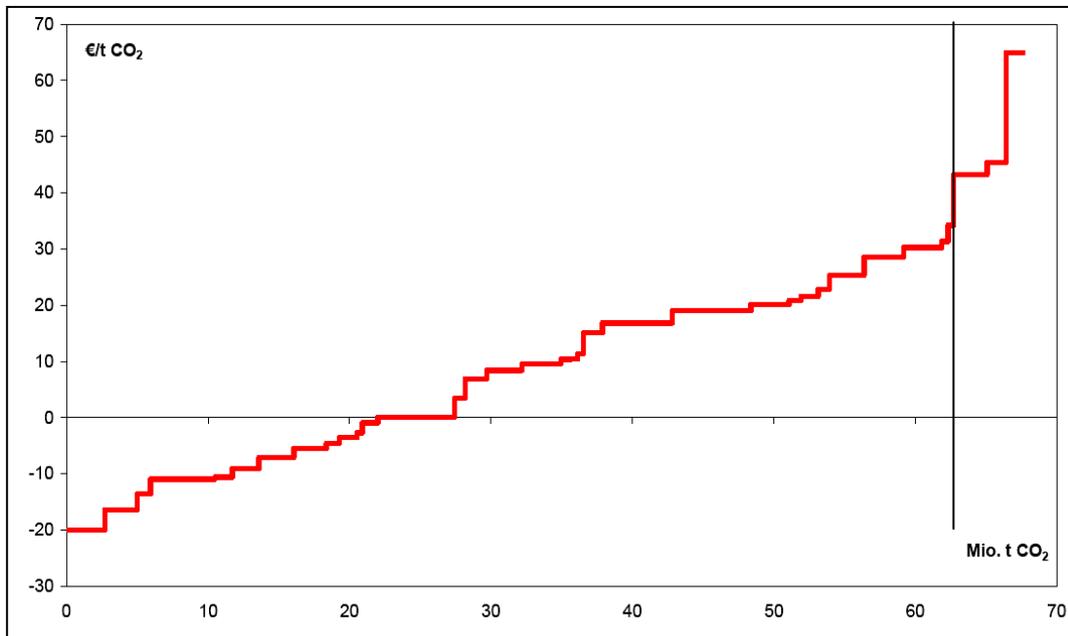


Abb. 12: CO₂-Grenzvermeidungskostenkurve für die deutsche Stromindustrie (Quelle: Matthes u.a. 2003: 97)

Auf alle Branchen bezogen, dürfte entsprechend der diskutierten Reduktionspotenziale der direkte Beitrag der Stahlindustrie zur CO₂-Emissionsminderung relativ gering sein. Somit tritt diese Branche nach Ausschöpfung der Reduktionsmöglichkeiten, die unterhalb der Zertifikatskosten liegen, (und unter Beachtung der oben diskutierten weiteren Restriktionen) als Käufer zusätzlicher Zertifikate auf. Entsprechend des durch das Zertifikatesystem intendierten Ausgleichs der Grenzvermeidungskosten bei den CO₂ emittierenden Anlagen werden somit größere Reduktionsmengen dort zu erwarten sein, wo geringe Grenzkosten bei großen Emissionsmengen vorliegen – hier ist insbesondere die Stromindustrie bedeutsam. Der indirekte Beitrag der Stahlindustrie zur CO₂-Minderung liegt dabei in dem Preiseffekt, der von ihren Zertifikatszukäufen ausgeht und zu zusätzlichen Emissionsminderungen in anderen Branchen führt, sofern dort Minderungsprojekte mit Grenzkosten unterhalb der Zertifikatspreise möglich sind.

Der genaue direkte Reduktionsbeitrag der Stahlindustrie aufgrund des Emissionshandelssystems hängt von einer Reihe von Faktoren ab, deren zukünftige Entwicklung eine große Varianz aufweist (zu einigen Aspekten vgl. z.B. Hillebrand/Buttermann 2003). Zu diesen Faktoren gehören z.B. der Zertifikatspreis und die Entwicklung anderer relevanter Kosten. Hier spielt insbesondere der Kohle- bzw. Kokspreise sowie der Preis für Eisenerz eine große Rolle (die ihrerseits stark von Wechselkursveränderungen sowie von Wachstumsraten in anderen

³⁹ Zu beachten ist hier insbesondere auch die unterschiedliche Skalierung der Achsen. Während bei der Eisen- und Stahlindustrie die Kurve bei knapp über 11 Mio. t und über 400 € endet, steigt sie bei der Stromerzeugung bei 70 Mio. t lediglich auf rund 65 € an.

Regionen abhängig sein können). Ein Vergleich der Grenzkosten der Emissionszertifikate und des Kohlenstoffinputs (vor allem Koks) macht deutlich, dass der stärkere Anreiz zur Reduktion von CO₂ nach wie vor aus dem Kokspreis resultiert.⁴⁰

Insgesamt ist festzuhalten, dass der Zertifikatspreis kein gänzlich unwichtiger Kostenfaktor ist, der einen Beitrag zur Nutzung der (allerdings stark begrenzten) Effizienzverbesserungsmöglichkeiten liefern kann und somit im ersten Schritt der Betrachtung zu positiven Umwelteffekten führen könnte. Allerdings unterliegt das reale Handelssystem der EU einigen bereits in Kapitel 2.3 diskutierten Restriktionen, die das Ergebnis der Betrachtung wie nachfolgend diskutiert verändern.

4.4.2 Umweltwirkungen aufgrund der verzerrenden Ausgestaltung des CO₂-Handels

Eine wesentliche Beschränkung des Anwendungsbereichs des Emissionshandels stellt die **Konzentration auf einige wenige Branchen** dar. Dies bedeutet z.B. in einer produktbezogenen Betrachtung, dass viele Vorketten eines Produkts genauso außerhalb des Betrachtungshorizonts liegen wie nachfolgende Stufen (etwa Weiterverarbeitung oder Entsorgung). Insofern bewirkt das Zertifikatesystem zwar möglicherweise eine Nachfrageänderung für ein Produkt – diese trägt jedoch aufgrund des Fehlens wesentlicher Prozesse der Produktion gar nicht zu einer Verbesserung der ökologischen Situation bei (vgl. Abb. 13). Am Beispiel fehlender Vorketten bei Stromerzeugungstechnologien kann dies verdeutlicht werden. Zwar resultieren bei der Herstellung von Strom mit Hilfe von Solarzellen keine direkten Emissionen, so dass diese Form der Stromerzeugung entsprechend auch nicht dem Emissionshandelssystem unterliegt. Allerdings ist das Herstellungsverfahren (und hier insbesondere die Silizium-Veredelung) der Solarzellen ein sehr energieintensiver Prozess, so dass sich bei einem Einbezug der wesentlichen Vorketten eine CO₂-Emission von rund 250 kg/MWh ergibt (siehe Anlage „PV mittel/groß“ in der Abbildung). Diese indirekten Emissionen liegen somit erheblich höher als bei der Nutzung anderer, in Abb. 13 berücksichtigter regenerativer Energieträger, so dass deren Gleichbehandlung im Rahmen des Emissionshandelssystems als eine Verzerrung zu werten ist.

⁴⁰ Bei einem Zertifikatspreis von 10 € je Tonne CO₂ und durchschnittlichen CO₂-Emissionen von 1500 kg CO₂ pro Tonne Stahl ergäben sich emissionshandelsinduzierte Grenzkosten von 15 € pro Tonne Stahl. Auf der anderen Seite entstehen durch den Einsatz von rund 430 kg Koks bei einem Kokspreis von 150 €/t Grenzkosten des Kohlenstoffinputs in Höhe von 64,50 € pro Tonne Stahl.

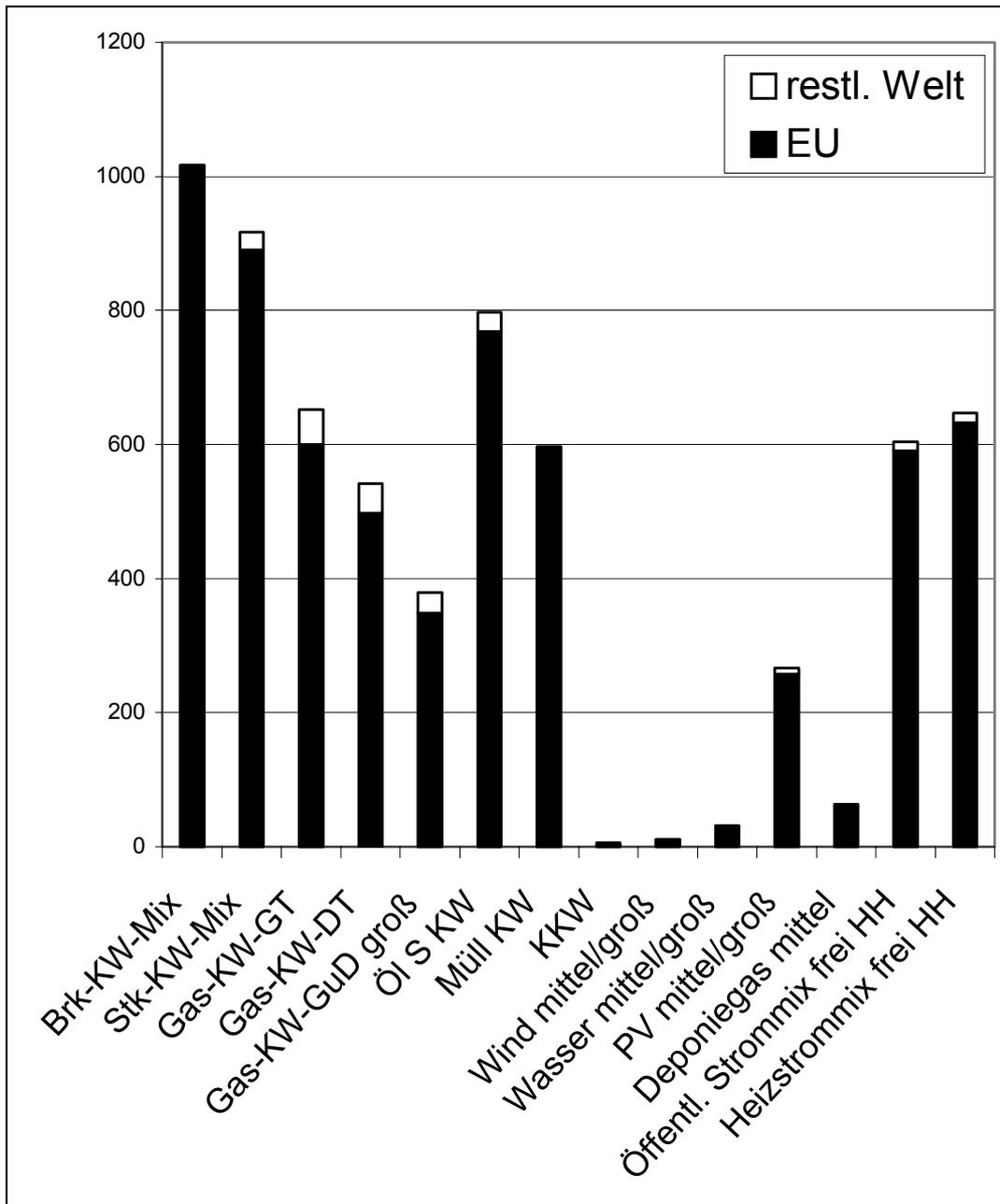


Abb. 13: CO₂-Emissionen von Stromerzeugungsanlagen in kg/MWh (Quelle: eigene Darstellung, Daten des VDEW-Datensatzes in GEMIS 3.08 (VDEW (1998), GEMIS (1999)⁴¹)

Einen vergleichbaren Effekt kann die fehlende Berücksichtigung nachfolgender Prozesse hervorrufen. Der Prozess der Stahlerzeugung unterliegt (in seinen wesentlichen Teilen) dem Emissionshandel, die Weiterverarbeitungsstufen und seine anschließende Nutzung hingegen (überwiegend) nicht. Abb. 14 verdeutlicht die CO₂-Emissionsanteile dieser drei Stufen anhand des Endprodukts Kotflügel

⁴¹ Die regionale Differenzierung zwischen „EU“ und „Rest der Welt“ verdeutlicht hier noch einmal die Bedeutung von Vorketten – alle Emissionen außerhalb der EU resultieren aus solchen Prozessen vor der eigentlichen Stromherstellung.

und zeigt, dass eine Berücksichtigung ökologischer Aspekte auf einer Stufe (der Stahlerzeugung) bezogen auf den gesamten Lebensweg nur eine sehr beschränkte Steuerungsfunktion haben kann.

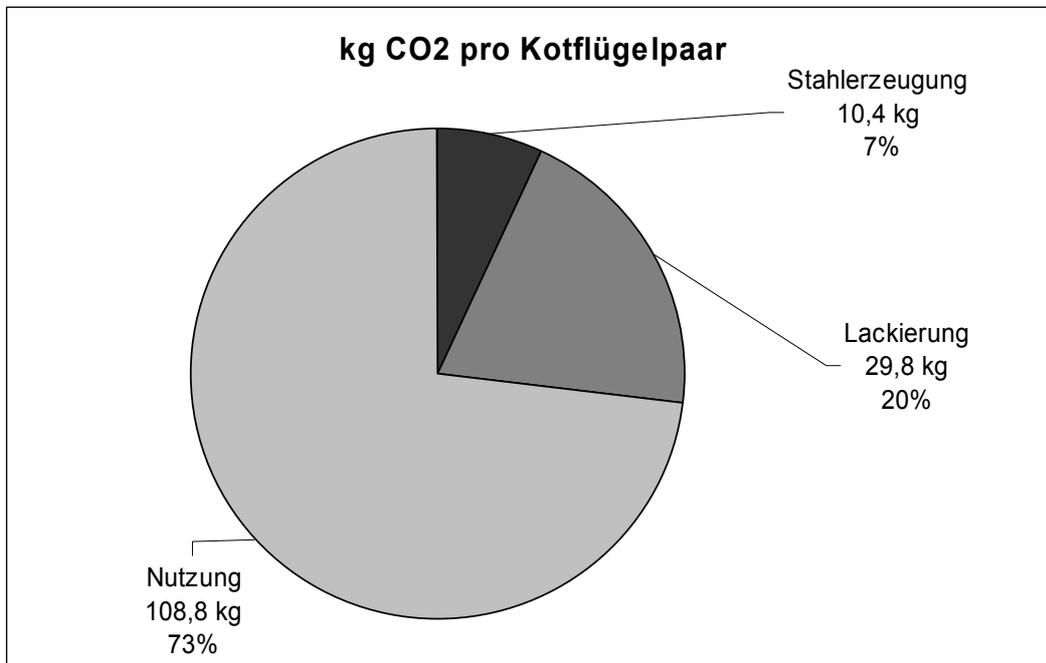


Abb. 14: CO₂-Emissionen eines Kotflügelpaars aus Stahl nach Lebensphasen (Quelle: Volkhausen 2003: 61)

Auch zu beachten ist, dass ein Rückgang der Roheisenerzeugung in Deutschland einen Verlust von verfügbarer Hochofenschlacke bedeuten würde, die in der Zementherstellung den Zementklinker substituiert, welcher in einem Produktionsverfahren mit umfangreichen energie- und prozessbedingten CO₂-Emissionen erzeugt werden muss. So unterliegt zwar die Klinkerherstellung dem Emissionshandelssystem, so dass diese Folgekette der Stahl- bzw. Schlackeherstellung berücksichtigt wird – die Verwendung von Schlacke in anderen Verwendungen hingegen wird i.d.R. nicht berücksichtigt.

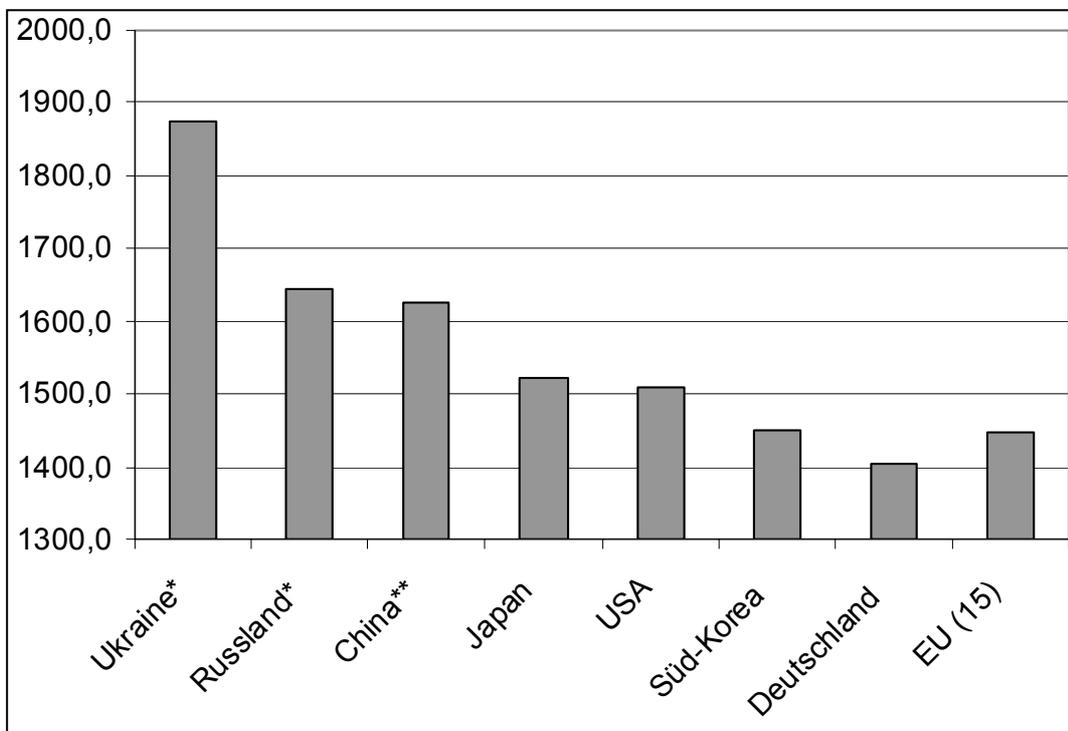
Eine weitere Quelle von Verzerrungen ergibt sich durch die **Konzentration auf CO₂** anstatt einer Berücksichtigung einer größeren Bandbreite an Treibhausgasen. Tab. 6 macht deutlich, dass andere Stoffe z.T. sehr viel höhere spezifische Treibhausgaspotenziale (GWP) aufweisen als CO₂ und so u.U. solche Produkte durch den Emissionshandel nicht erfasst werden, die besonders hohe Treibhausgasemissionen aufweisen.⁴²

⁴² Allerdings ist anzumerken, dass ein Großteil der weltweit zum anthropogenen Treibhauseffekt beitragenden Emissionen in Form von CO₂ erfolgt, so dass dann, wenn in einer Startphase die Erprobung nur mit einem Treibhausgas erfolgen soll, eine Konzentration gerade auf CO₂ durchaus Sinn macht. Hinzu kommt, dass dieses Gas einfach bestimmbar ist z.B. da eine Outputmessung unter bestimmten Bedingungen durch eine (pauschale) Bestimmung des Input-Kohlenstoffgehalts (eines Brennstoffes) ersetzt werden kann.

Treibhausgase	GWP
CO ₂	1
CH ₄	21
N ₂ O	310
FCKW 11	3400
FCKW 12	7100
CF ₄	> 4500
C ₂ F ₆	> 6200
FCKW 113	4500
CCl ₄	1300

Tab. 6: Treibhauspotenziale in CO₂-Äquivalenten (Zeithorizont t = 100 Jahre; Quelle: IPCC 1996)

Eine dritte wesentliche Verzerrung bezogen auf eine ökologische Verbesserung durch den Emissionshandel resultiert aus dem fehlenden Einbezug von Anlagen im Ausland. Am Beispiel der Roheisenerzeugung zeigt dies Abb. 15. Bei der Eisenerzeugung in China – einem Land, das als alternativer Produktionsstandort zumindest für einfachere Stahlsorten sehr wahrscheinlich ist – führt die Herstellung einer Tonne Roheisens z.B. zu rund 15% höheren CO₂-Emission.



* Werte von 2001

** repräsentiert rd. 80% der gesamten RE-Erzeugung Chinas

Abb. 15: Spezifischer CO₂-Ausstoß (in kg/t Roheisen) in ausgewählten Regionen und Ländern für das Jahr 2002 (Quelle: Daten aus Stahl-Online 2005, MVEL NRW 2001)

Die drei genannten Verzerrungen können durch die Substitution inländischer, dem Emissionshandel unterliegender Prozesse durch solche, die entweder regional oder prozessual außerhalb liegen, zu zusätzlichen Treibhausgasemissionen führen. Hierdurch können die in Kapitel 4.4.1 beschriebenen positiven Umweltwirkungen des Emissionshandels eingeschränkt oder gar aufgehoben werden.

Eine weitere Folge solcher Substitutionen können (insbesondere bei räumlich bedeutsamen Verlagerungen) Emissionen durch zusätzliche **Transporte** darstellen. Im Falle der Stahlindustrie dürften diese durch längere Transportentfernungen des Produkts aus Ländern außerhalb des Emissionshandels zum Absatzmarkt Europa entstehen. Bei bisher exportstarken Industrien, die ihre Produktion in Richtung der Absatzmärkte verlagern, kann sich der Effekt aber auch umkehren. Im Falle des chinesischen Marktes etwa ist dies gar nicht so unwahrscheinlich.

Neben einer Veränderung von Endprodukt-Transporten können zusätzlich Effekte bei Transporten von Vormaterial auftreten. Hier dürfte bei der Stahlindustrie häufig ein gegenläufiger Trend zur Transportentfernung des Fertigprodukts zu verzeichnen sein, da der Produktionsstandort entweder in Absatz- oder Rohstoffnähe anzutreffen ist. Im Falle einer Verlagerung eines Teils der Stahlherstellung nach China ist hingegen sogar der Fall vorstellbar, dass sowohl die Transportentfernungen des Fertigprodukts als auch die Umweltveränderungen durch Vorprodukttransporte aufgrund des einheimischen Kohlevorkommens sinken.

Die Uneindeutigkeit der Wirkungen des Emissionshandels auf die Veränderung von Emissionen durch Transporte ist hinsichtlich der Abschätzung eines Gesamteffekts des Zertifikatesystems allerdings von relativ geringer Bedeutung, da die transportbedingten CO₂-Emissionen im Verhältnis zu den produktionsbedingten sehr klein sind. Abb. 16 zeigt die Situation bei der deutschen Stahlproduktion. Hierbei werden die CO₂-Emissionen für die Transporte der Rohstoffe denen der Stahlerzeugung in Deutschland gegenübergestellt.⁴³ Zu sehen ist, dass CO₂-Emissionen aus den Transporten der Vorprodukte bei allen drei betrachteten Stahlprodukten einen Anteil von unter 1% der Gesamtemissionen ausmachen. Somit ist auch bei sehr großen Änderungen der Transportströme nicht mit einem ausgeprägten Effekt auf die Gesamtemissionen zu rechnen.

⁴³ Für den Absatz sind aufgrund der sehr viel stärkeren Differenzierung keine Durchschnittsdaten verfügbar.

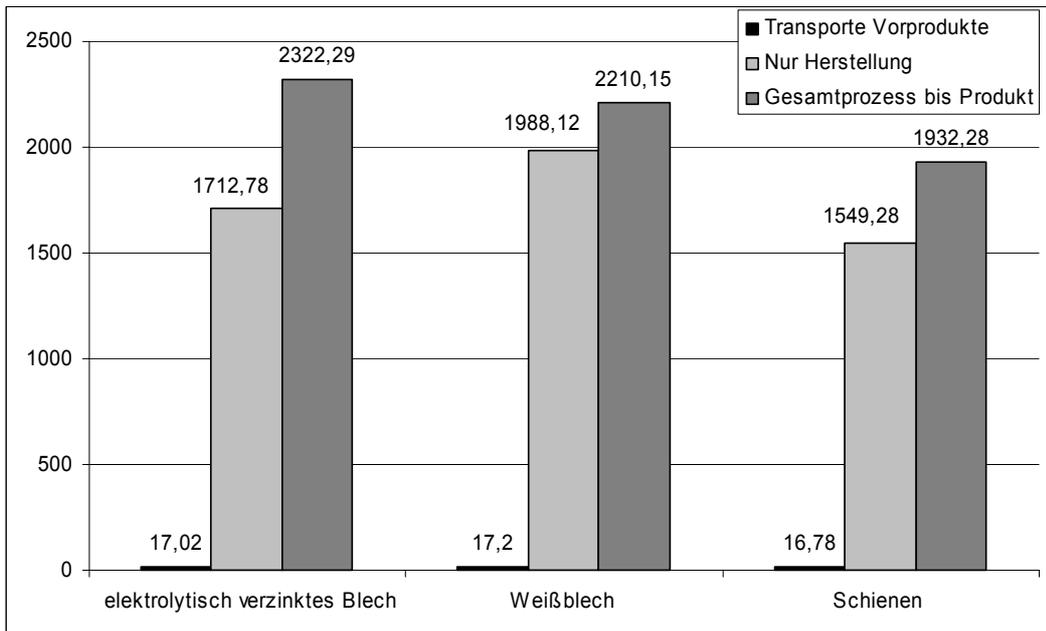


Abb. 16: CO₂-Emissionen bei der Herstellung unterschiedlicher Stahlprodukte in Deutschland im Vergleich zu zwei Teilprozessen der Stahlherstellung (Quelle: eigene Darstellung, Daten aus Volkhausen 2003: 129 ff.)

Da sich das Emissionshandelssystem bisher auf CO₂ bezieht und allenfalls eine Erweiterung auf andere Treibhausgase vorgesehen ist, ist bei einer Untersuchung der Umweltveränderungen eines solches Systems neben den zuvor diskutierten Verzerrungen schließlich auch zu berücksichtigen, dass andere, nicht erfasste Umweltveränderungen auftreten. Diese weiteren Umweltveränderungen müssen nicht in einem Zusammenhang mit CO₂-Emissionen stehen. Fehlt ein solcher Zusammenhang, ist es vorstellbar, dass Umweltverschmutzungen außerhalb von Treibhauswirkungen durch das Emissionshandelssystem ausgeweitet werden. Dies geschieht dadurch, dass ein Produkt mit diesen Eigenschaften und geringen CO₂-Emissionen gegenüber einem solchen besser gestellt wird, das hohe CO₂-Emissionen aber geringe andere Umweltveränderungen verursacht. Besonders kritisch ist dies dann, wenn der Zertifikatspreis hoch, also die Steuerungswirkung des Zertifikatesystems besonders ausgeprägt ist. Dieser Zustand des Auseinanderfallens von Treibhausgasemissionen und anderen Umweltveränderungen ist grundsätzlich bei Verbrennungsprozessen, die für einen Großteil aller Umweltverschmutzungen verantwortlich sind, nicht so stark ausgeprägt wie bei anderen Prozessen (vgl. hierzu Sundmacher 2001). Allerdings finden sich auch dort viele Beispiele fehlenden Gleichlaufs.

Abb. 17 zeigt anhand von Staubemissionen von Stromerzeugungstechnologien, dass diese (vor allem brennstoffbedingt) bei der Müllverbrennung und der als besonders förderungswürdig eingeschätzten Deponiegasverbrennung höher liegen als bei vielen anderen Technologien. Weiterhin wird deutlich, dass diese Staubemissionen von den in Abb. 13 dargestellten CO₂-Emissionen deutlich abweichen.

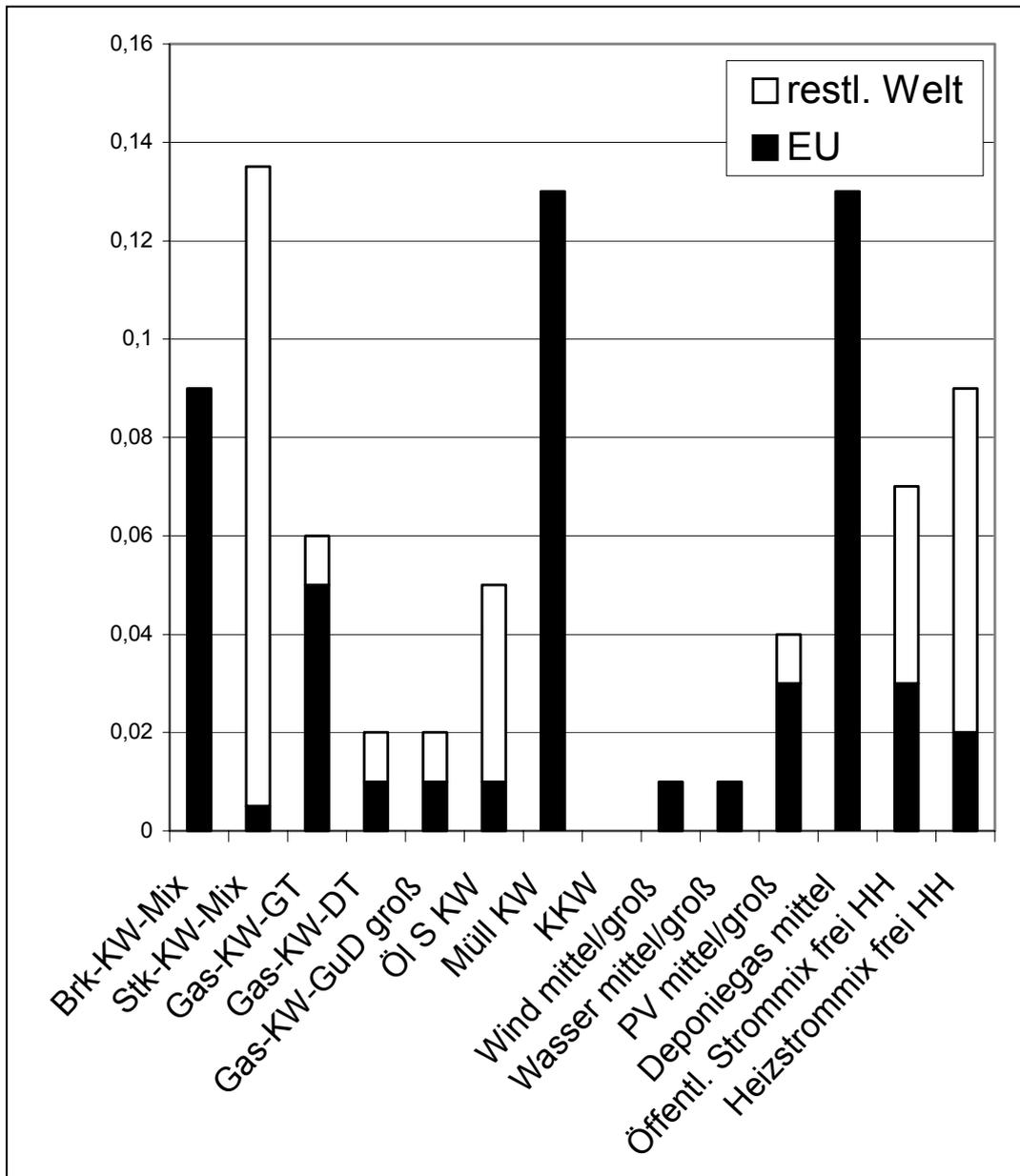


Abb. 17: Staub-Emissionen von Stromerzeugungsanlagen in kg/MWh (Quelle: ; eigene Darstellung nach Daten des VDEW-Datensatzes in GEMIS 3.08 (VDEW (1998), GEMIS (1999))

Insgesamt ist eine quantitative Abschätzung der ökologischen Folgen des CO₂-Handelssystems ex ante nur sehr schwer möglich – dies ist im Wesentlichen einer weiteren Untersuchung vorbehalten. Deutlich geworden ist jedoch, dass auch aus ökologischer Perspektive das vorhandene Instrumentarium an vielen Stellen weiterentwickelt werden muss, um negative Effekte in Form von substitutionsbedingten Verzerrungen zu verringern.

5 Perspektiven für die Weiterentwicklung des CO₂-Emissionshandels in Deutschland und Europa unter besonderer Berücksichtigung der Stahlindustrie

5.1 Entwicklungsperspektiven

Nach Abschluss wesentlicher Vorbereitungen zur ersten Handelsphase 2005-2007 beginnen schon bald die ersten Revisionsarbeiten zur Ausgestaltung der zweiten Periode 2008-2012. Hierbei dürften erstens Erfahrungen mit dem Implementierungsprozess der ersten Phase eine gewisse Rolle spielen (z.B. die (zu) hohe Bedeutung von ad hoc-Entscheidungen), zweitens Erkenntnisse aus der ersten Handelsperiode selbst aufgegriffen werden und drittens bisher zurückgestellte Politikoptionen (wie etwa eine Ausweitung der betroffenen Branchen) wieder in die Diskussion zurückkehren.

Neben der Analyse konkreter einzelbetrieblicher Reaktionen auf die erste Phase des Emissionshandels wird insbesondere zu begutachten sein, ob überhaupt ein funktionsfähiger Zertifikatemarkt zustande kommt. Dies hängt naturgemäß einerseits von der Angebotsmenge an Zertifikaten ab. Aufgrund einer Zuteilungen in der EU in der Nähe des Status Quo (-1 bis -5% geringere CO₂-Emissionen gegenüber der Basisperiode) können sich hier schon Probleme ergeben. Andererseits kann allerdings ein z.B. wachstumsinduzierter Nachfrageanstieg dennoch dafür sorgen, dass ein liquider Markt mit relativ stabilen Preisen entsteht. Allerdings ist es auch nicht ausgeschlossen, dass insbesondere durch stark steigende Brennstoffpreise energieträgersparender und damit i.d.R. CO₂-emissions-senkender technischer Fortschritt induziert wird, der den bisher schon zu beobachtenden Trend einer Abkopplung von Produktionsentwicklung und Energieverbrauch verstärkt (vgl. z.B. Wittke/Ziesing 2004) und so zu einem Nachfrage-rückgang nach Zertifikaten führt.

Bisher sind schon einige Punkte auf der **Reformagenda** des Emissionshandels-systems erkennbar, deren Bedeutung sich mit den gemachten Erfahrungen häufig noch verschärfen dürfte. Dies trifft insbesondere dann zu, wenn zum Erfahrungsschatz auch das Scheitern des Instrumentenkerns – des Marktes für Zertifikate – gehört.

Auf der Ebene der **EU** sind insbesondere Maßnahmen zur **Verringerung von Verzerrungswirkungen** von Bedeutung. Hierzu gehören die Ausweitung der einbezogenen Branchen sowie die Berücksichtigung weiterer treibhausrelevanter Emissionen. Während eine Veränderung bei diesen beiden Punkten als relativ wahrscheinlich einzuschätzen ist, ist die Beseitigung von Verzerrungswirkungen durch eine Internalisierung der externen Effekte des EU-Emissionshandels auf andere Staaten bisher stark umstritten.

Vorstellbar wäre eine solche Internalisierung in Form eines „CO₂-Zolls“ auf der Importseite⁴⁴ sowie als „Zertifikatssteuerbefreiung“ ähnlich der inländischen Mehrwertsteuer bei Exporten. Während die Befreiung der Exportseite kein größeres grundsätzliches Problem beinhaltet („lediglich“ der Zertifikatskostenanteil müsste im Preis eines jeden exportierten Produkts ausgewiesen sein), besteht auf der Importseite die Schwierigkeit einer angemessenen Ermittlung der CO₂-Intensität der Güter. Eine korrekte Dokumentation der CO₂-Emissionen liegt nicht im Interesse der Importeure und eine Kontrolle durch die EU im Ausland ist aus unterschiedlichen Gründen nicht vorstellbar. Insofern wird es nur möglich sein, mit durchschnittlichen Größen zu arbeiten. Liegen ausländische Anbieter unter diesen Emissionswerten, könnten dann Verfahren vorgesehen werden, wie diese dies nachvollziehbar dokumentieren können und dann in den Genuss eines geringeren CO₂-Zolls kommen. Um bisher nicht ausgeräumte Probleme eines solchen Vorgehens im Zusammenhang mit den WTO-Regelungen zu verringern, ist es sogar möglich, nicht exportländerspezifische CO₂-Emissionen zugrunde zu legen (hier besteht das Problem ihrer justiziablen Ermittlung durch die EU), sondern statt dessen europäische Durchschnittszahlen zu verwenden. Dies würde zwar nur einen Teil der ökologischen Verzerrungen ausgleichen, zumindest aber den Zustand vor Einführung des Emissionshandels wieder herstellen.

Als nicht sehr wahrscheinlich einzuschätzen ist eine Übertragung des CO₂-Handelssystems auf andere Emissionen bzw. darüber hinaus auf weitere Schadstoffe. Erfahrungen für unterschiedliche regionale Glocken liegen hierfür zwar z.B. für Schwefeldioxid oder Stickoxide vor – eine allgemeine anlagenbezogene Anwendung in Europa wird jedoch in starkem Maße von den Erfahrungen des CO₂-Handels abhängig sein.

Neben der Verringerung von Verzerrungen spielt auf der EU-Ebene die Frage einer stärkeren **Harmonisierung** der Ausgestaltung des Emissionshandels eine bedeutsame Rolle. Die in Kapitel 3.4 deutlich gewordene Gefahr eines Race-to-the-bottom bei großer einzelstaatlicher Ausgestaltungskompetenz zusammen mit der abnehmenden Notwendigkeit zum parallelen Erproben von bisher unbekanntem Regeln eines Emissionshandels und starken grenzüberschreitenden externen Effekten sprechen für eine Stärkung der zentralen europäischen Kompetenz in diesem Bereich.

Für den Bereich der **nationalstaatlichen Ausgestaltung** der EU-Vorgaben sind (bei bisheriger Kompetenzverteilung) in Deutschland einige Reformbedarfe zu erkennen. Z.T. sind sie schon allein eine Folge der sich im Zeitablauf verändernden Produktionstechnologien. Hierzu gehört z.B. die Frage nach der Ausgestaltung von **Benchmark-Regeln**, die insbesondere für die Ausstattung neuer (nicht nur ersetzender) Anlagen von Bedeutung sind. Neben der technisch-ökonomisch-

⁴⁴ Anzumerken ist, dass die Exporteure in den inländischen Zertifikatehandel eingebunden werden könnten, so dass sie entsprechend der produktspezifischen Emissionsmenge inländische Zertifikate kaufen müssten. Dies wäre bei der Ausgabe der Zertifikate in Form zusätzlicher „Exportmengen“ zu berücksichtigen. Eine einfachere Regelung würde einen Mengenzoll in Höhe eines aktuell-durchschnittlichen Zertifikatspreis (etwa bezogen auf den letzten Monat) erheben.

juristischen Frage des aus Sicht der CO₂-Emissionen angemessenen Standes der Technik ist hierbei jedoch auch grundsätzlicher zu diskutieren, auf welchen Objektbereich sich eine solche Regelung beziehen soll. Soll eine regionale Differenzierung vorgenommen werden weil etwa unterschiedliche Rohstoffqualitäten zu abweichenden CO₂-Emissionen führen?⁴⁵ Weiterhin ist auch zu entscheiden, ob technologiebezogene Differenzierungen sinnvoll sind. Diese finden sich z.B. in der deutschen ZuV bei Benchmarks zur Verstromung von Kohle und Gas – für beide Energieträger sind unterschiedliche maximale Emissionsmengen bei identischem Produkt vorgesehen. Im Rahmen eines Emissionshandelssystems ist kaum zu erklären, warum eine Technologie, die bei einem identischen Produkt zu höheren spezifischen CO₂-Emissionen führt als eine andere, einen gesonderten (einfacheren) Benchmark erhalten soll. Erklärt werden kann dies lediglich durch eine Berücksichtigung weiterer Ziele bei der Ausgestaltung des Handelssystems⁴⁶ oder dadurch, dass durch eine solche Regelung bestehende ausgestaltungsbedingte Verzerrungen kompensiert werden sollen.⁴⁷

Für die die Branchen mit **prozessbedingten Emissionen** ist zu erwarten, dass über die Wirkung der bisherigen Regelungen und die Kongruenz der einzelnen Branchenregelungen noch einmal nachgedacht wird. Als besonders schwierig für die Eisen- und Stahlindustrie könnte sich dabei erweisen, dass es für Teile von Prozessen, in denen durchaus Einsparpotenziale vorhanden sind, aus dem Emissionshandel keinerlei Anreiz zur Emissionsreduktion besteht. Dies gilt insbesondere für die **Verstromung des Gichtgases in Kraftwerken**. In diesem Fall werden entsprechend der ZuV mit dem brennbaren Gas aus der Eisen- und Stahlerzeugung die CO₂-Zertifikate in das Kraftwerk „mitgeliefert“, so dass eine Verbesserung des Wirkungsgrads (wie vor Einführung des Emissionshandels auch) zwar zu einer erhöhten Stromproduktion führt, jedoch nicht zu sinkenden CO₂-Emissionen. Dies ist auch nicht zu erwarten, denn die kohlenstoffhaltigen Komponenten des vorhandenen Gichtgases müssen ja schließlich zu CO₂ umgesetzt werden.⁴⁸

⁴⁵ Dies ist z.B. ein Problem der Zementindustrie. Hier führt etwa der unterschiedliche Feuchtigkeitsgehalt der eingesetzten Mineralien zu unterschiedlichen Brennstoffbedarfen. Aufgrund der ökonomischen Restriktionen beim Transport von Zementklinkern bzw. von Zement kann argumentiert werden, dass eine räumliche Konzentration der Produktion an Standorten mit geringer Restfeuchte nicht zumutbar ist und transportbedingt zu zusätzlichen CO₂-Emissionen (die nicht dem Handelssystem unterliegen) führen würde. Wäre der Emissionshandel so ausgestaltet, dass diese regionalen Unterschiede nicht berücksichtigen würden (tatsächlich ist dies in gewissem Umfang in Deutschland aber der Fall), könnte es statt einer Verlagerung der Produktion in Deutschland sogar zu einem Bezug von (CO₂-intensiver hergestellten) Klinkern aus dem Ausland kommen. Insofern hängt die Ausgestaltung des Benchmarksystems wie zu sehen ist sehr eng mit dem Umfang der vorhandenen Verzerrungen zusammen.

⁴⁶ In diesem Fall etwa dem Ziel eines „ausgewogenen“ Energieträgermixes. Hier wäre allerdings zu überlegen, ob dieses Ziel nicht mit Hilfe anderer Instrumente erreicht werden sollte, um den Emissionshandel transparenter zu gestalten.

⁴⁷ So ist vorstellbar, dass eine Technologie deshalb einen leichteren Benchmark zugeteilt bekommt, weil diese in sehr viel geringerem Umfang andere Treibhausgase emittiert als andere Technologien. Auch in diesem Fall ist eine Beseitigung von Verzerrungen die transparentere Lösung.

⁴⁸ Es ist allenfalls der Fall vorstellbar, dass durch weitere, nicht der Eisenerzreduktion dienende Aufgabe von Brennstoffen in den Hochofen zusätzliches Gichtgas produziert würde, um Kraftwerke zu betreiben. Ein verbesserter Wirkungsgrad der Verstromung würde dann zu ver-

Um innerhalb des Emissionshandels einen Anreiz zur Verbesserung der Verstromungseffizienz zu generieren, kann die Zertifikatszuteilung in Form eines Malus- oder Bonussystems an eine Effizienzveränderung gekoppelt werden.

In einem Bonusmodell ist zunächst wie bisher festzulegen, welche Emissionen des Hochofen- und Konverterprozesses als nicht reduzierbar bzw. prozessbedingt anzusehen sind. Hier kann beispielsweise die bisher gültige Regelung übernommen werden oder aber (zum Ausgleich für die aus Verstromungseffizienzgründen vergebenen Boni) um die CO₂-Emissionen aus den fühlbaren Wärmen gekürzt werden. Wird nun eine Effizienzsteigerung bei der Verstromung des Gichtgases realisiert, erfolgt eine Zuteilung kostenloser Emissionsrechte entsprechend der CO₂-Einsparung an anderer Stelle. Da im Regelfall nicht ermittelt werden kann, welche bisherige Form der Stromerzeugung durch die Ausweitung der Verstromung mit Hilfe von Gichtgas zurückgedrängt wird, wird mit Durchschnittswerten (z.B. den durchschnittlichen CO₂-Emissionen im deutschen Kraftwerkspark) zu rechnen sein. Allerdings kann hier auch eine segmentspezifische Betrachtung hilfreich sein: So ist es wenig wahrscheinlich, dass durch ein Mittellastkraftwerk eine Grund- oder Spitzenlastanlage verdrängt wird.

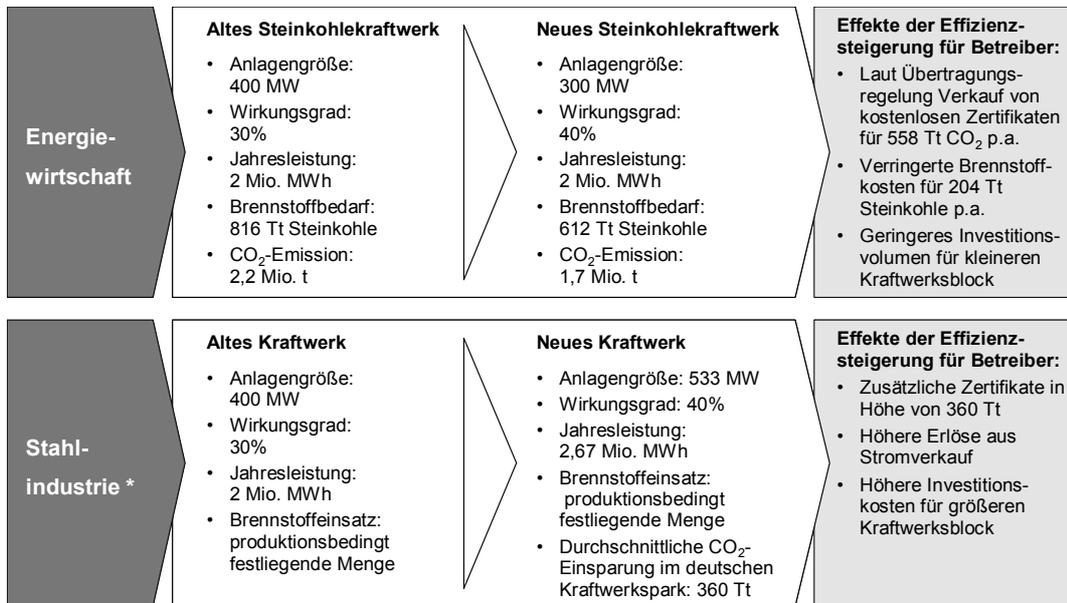
Konkret berechnet würde der Bonus dann z.B. wie folgt: Die durch den höheren Wirkungsgrad zusätzlich produzierte Strommenge wird multipliziert mit der durchschnittlichen spezifischen CO₂-Emission der öffentlichen deutschen Stromversorgung, um so die eingesparte CO₂-Menge zu ermitteln. Entsprechend dieser Menge erfolgt dann eine zusätzliche Zertifikatszuteilung zur Ersatzanlage. Diese Regelung entspricht inhaltlich in etwa den Bedingungen bei der Wirkungsgradverbesserung durch eine Ersatzanlage in der Stromwirtschaft. Auch hier werden der Ersatzanlage für 14 Jahre die Zertifikate der Altanlage zugeteilt, obwohl die Neuanlage geringere spezifische CO₂-Emissionen aufweist.

Wie Abb. 18 zeigt, würde eine Investition in eine Wirkungsgradsteigerung einer Anlage von 30% auf 40% in der Stromwirtschaft immer noch zu anderen Anreizen führen als eine identische Maßnahme im Bereich der Eisen- und Stahlindustrie. Im letzteren Fall kann die Anlagengröße naturgemäß nicht reduziert werden, da das Kraftwerk ja der Verstromung der anfallenden Gichtgasmenge dient; entsprechend entstehen höhere Investitionskosten auf der einen, zusätzliche Erlöse durch Stromverkäufe auf der anderen Seite. Demgegenüber verringern sich die Brennstoff- und Investitionskosten in der Stromwirtschaft.⁴⁹ Bei den zugeteilten Zertifikaten profitiert das neue Steinkohlekraftwerk von den hohen spezifischen Emissionen bei der Steinkohleverstromung, während diese CO₂-Emissionen im deutschen Kraftwerkspark bedingt durch Kernkraftwerke und regenerative Energieträger deutlich niedriger ausfallen. Bei hohen Zertifikatspreisen und Investitionskosten sowie geringen Erlösen für die zusätzliche Strommenge aus der Gichtgasverstromung führt eine solche Regelung zu einer deutlichen Benachteiligung

ringerten CO₂-Emissionen führen. Da allerdings der Hochofenbetrieb (in Deutschland) reduktionsprozessgetrieben ist und solche zusätzlichen Einträge die Produktqualität beeinträchtigen können, ist diese Variante als nicht sehr wahrscheinlich einzuschätzen.

⁴⁹ Angenommen wird hier, dass die Investition vor allem (wie es der derzeitigen Situation in Europa entspricht) als Ersatzinvestition getätigt wird, so dass die Wirkungsgradsteigerung zumindest nicht den Hauptgrund der Neuanlagenerrichtung darstellt.

einer wirkungsgradsteigernden Investition im Bereich der Eisen- und Stahlindustrie. Eine Annäherung an die Situation in der Stromwirtschaft könnte z.B. dadurch erreicht werden, dass die Zuteilung von Zertifikaten für die Wirkungsgradsteigerung nicht auf die Durchschnittsemissionen des deutschen (öffentlichen) Kraftwerksparks abstellt, sondern statt dessen etwa ein Durchschnitt aller Industriekraftwerke verwendet wird.



* Näherungsweise Modellrechnung für ThyssenKrupp Stahl Duisburg

Abb. 18: Vergleich der Auswirkungen bei Ersatz von Alt- durch Neuanlage in Kraftwerken der Energiewirtschaft und der Eisen- und Stahlindustrie (Quelle: SUSTAIN CONSULT)

Darüber hinaus ist beim Umgang mit prozessbedingten Emissionen die Diskussion um vorhandene Reduktionspotenziale notwendig. Bisher kreiste die Auseinandersetzung (im Rahmen des Gutachtens Scholz 2003) vor allem um die Frage, ob es sich bei Emissionen um prozess- oder energiebedingte handelt. Die (wichtigere) Frage ihrer Reduzierbarkeit wurde hingegen nicht sehr vertieft behandelt. Hier besteht einerseits Bedarf nach einer systematischeren Diskussion der technologischen Möglichkeiten, wie sie in Kapitel 4.1.3 beschrieben wurden und andererseits die Notwendigkeit, solche Festlegungen vor dem europäischen Kontext (Stichwort Harmonisierung) und hinsichtlich ihrer zukünftigen Entwicklung (Stichwort: Verfahren zur kontinuierlichen Reduktionsüberprüfung) zu treffen.

Auch in anderen Bereichen, die **Sonderregelungen** zum Emissionshandel enthalten, dürften Veränderungen auftreten. Die bisherige Härtefallregelung wird – da sie sich dann auf andere Bedingungen einer anderen Basisperiode bezieht – auch unter Berücksichtigung ihrer betrieblichen Wirkung untersucht werden. Die Innovationsförderung durch die Übertragungsregelungen von Alt auf Neu könnten eine Streichposition zur Erreichung des Emissionsreduktionsziels sein während die Produktionssubventionierung, die durch den Verfall der Zertifikate bei Stilllegung bisher vorgesehen ist, aus industriepolitischen Gründen kaum angetastet werden dürfte. Schließlich wird auch die **verwaltungsmäßige Ausgestaltung** des Verfahrens und hier insbesondere das Antragsverfahren aufgrund der sich dort zeigenden Mängel einer Revision unterzogen werden.

5.2 Zukünftige Anforderungen auf betrieblicher und Branchen-Ebene

Ein instabiler Zertifikatemarkt bei insgesamt sehr niedrigen Preisen würde zusammen mit der sowieso schon wirkenden übergeordneten Intention des Emissionshandels – der Erreichung des Kyoto-Reduktionsziels der EU – dazu führen, dass in der nächsten Handelsperiode die Zertifikatezuteilung gegenüber der ersten Phase deutlich geringer ausfallen würde. Eine solche Verschärfung des Erfüllungsfaktors zusammen mit einer Ausweitung des Anwendungsbereichs des Emissionshandels bei gleichzeitiger Veränderung wesentlicher Spielregeln wird sicher dazu führen, dass neue „Verteilungskämpfe“ aufbrechen. Hierbei wird es zur Sicherung einer nachhaltigen Entwicklung wichtig sein, besonderes Augenmerk auf die begründete Analyse der Auswirkungen bestimmter Regelungen zu legen. Dies kann – anders als in der ersten Handelsphase – unter Nutzung der bisherigen Erfahrungen erfolgen. Ob dies möglich ist, hängt allerdings in hohem Maße von der im politischen Prozess verwendbaren Dokumentation dieser Erfahrungen ab. Eine solche ist bisher nur in Ansätzen in einigen Branchen (z.B. der Zementindustrie) zu erkennen, so dass hier ein bedeutsamer Handlungsbedarf entsteht.

Zur Vermeidung von Ineffizienzen der Regelsetzung für den Emissionshandel wäre es daher angeraten, erstens die **betriebliche Wirkungen des Emissionshandels** zu dokumentieren. Zweitens sollten auf den Ergebnissen einer solchen Auswirkung aufbauend **allgemeine Regeln** (z.B. über die Definition nicht vermeidbarer Emissionen) entwickelt werden, die anders als im Vorfeld der ersten Handlungsrunde eine weniger stark durch ad hoc-Positionen geprägte Ausgestaltung des Handelssystems zulassen würde.

Ein einzelbetriebliches und aggregiert branchenbezogenes Wirkungsmonitoring des Emissionshandels kann z.B. die **Erfahrungen aus der Genehmigungsphase** aufnehmen. Aufgrund der notwendigen Schnelligkeit der Antragsabgabe könnte es z.B. aufgrund mangelnder Kenntnis über Alternativen zu einem hohen Maß an Fehlentscheidungen gekommen sein, die durch eine andere Ausgestaltung des Verfahrens vermieden werden können.

Bestimmte Regelungen können weiterhin zu **hohen innerbetrieblichen Kosten** (durch Dokumentation oder Umsetzung) führen, die vermeidbar sind – Regelungen bei der Dokumentation von CO₂-Emissionen bei der Mitverbrennung von Sekundärbrennstoffen könnten hierfür ein Beispiel sein.

Schließlich ist zu überprüfen, inwieweit ein **Beitrag zur betriebsbezogenen Nachhaltigkeit durch den Emissionshandel** festzustellen ist:

- Sind bisher freiwillig betriebene betriebliche Umweltanstrengungen verdrängt worden durch das extrinsische Motivationssystem Emissionshandel?
- Werden Investitionsentscheidungen aufgrund hoher Unsicherheiten über die zukünftige Entwicklung zurückgestellt?

- Werden Innovationen nicht implementiert, weil die Befürchtung besteht, hierfür durch Minderzuteilungen an Zertifikaten in der nächsten Handelsperiode bestraft zu werden?
- Wird eine Verlagerung von Produktion und Beschäftigung ins Ausland erwogen oder durchgeführt?

Ausgehend von dieser Wirkungsanalyse des Instruments Emissionshandel auf der Einzelbetriebs- und Branchenebene zusammen mit den Erfahrungen im Regelfindungsprozess der ersten Phase des Emissionshandels können dann für wichtige Entscheidungsbereiche der Ausgestaltung der zweiten Phase Aussagen abgeleitet werden über die Folgen solcher Entscheidungen und über Strategien, wie unintendierte Nebenfolgen des Regelsystems vermieden werden können.

Literatur

- Aichinger u.a. 2001: Aichinger, H.M. u.a.; Ganzheitliche Bewertung und Potenziale der CO₂-Emission bei der Hochofen-Konverter-Route; in: Stahl und Eisen; Nr. 5; S. 59-65
- Atkinson/Stigilitz 1980: Atkinson, A.B.; Stigilitz, J.E.; Lectures on Public Economics; London
- Bader 2000: Bader, Pascal (2000): Europäische Treibhauspolitik mit handelbaren Emissionsrechten; Berlin
- BDSV 2004: Deutscher Stahlrecycling- und Entsorgungsunternehmen e.V. (BDSV); Jahresbericht des BDSV 2004; Düsseldorf
- Betz 2004: Betz, Regina; Stand der Umsetzung in anderen EU-Mitgliedstaaten. Vortrag auf der Fachtagung des VDZ am 06.07.04.
- BMU 2005a: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Das Kyoto-Protokoll - ein Meilenstein für den Schutz des Weltklimas, Berlin
- BMU 2005b: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Emissionshandel: Welches Unternehmen erhält wie viele Zertifikate?, <http://www.bmu.de/emissionshandel/doc/5755.php>, letzter Zugriff am 10.03.2005
- Bodnar 2002: Bodnar, P.; CO₂-Emissionshandel in Mittel- und Osteuropa: eine Chance für Unternehmen des Energiesektors; in: Zeitschrift für Energiewirtschaft; Nr. 1; S. 73-81
- Böhringer/Lange 2003: Christoph Böhringer and Andreas Lange; On the Design of Optimal Grandfathering Schemes for Emission Allowances; ZEW Discussion Paper No. 03-08; Mannheim
- Bonus 1998: Bonus, H.; Umweltzertifikate. Der steinige Weg zur Marktwirtschaft. Zeitschrift für angewandte Umweltforschung 1998 (Sonderheft 9): 235–242.
- Buchwalder u.a. 2003: Buchwalder, J.; Großpietsch, K.H.; Hartig, W.; Janz, J.; Lungen, H.B.; Schmöle, P.; Anforderungen an Reststoffe für das Einblasen in den Hochofen. stahl und eisen 123 (2003), Nr. 1, 29-37
- Bundesregierung 2005: Presse- und Informationsamt der Bundesregierung; Kyoto Protokoll allgemein. <http://www.bundesregierung.de/Politikthemen/Kyoto-Protokoll-,12011/Kyoto-Protokoll-allgemein.htm>, letzter Zugriff am 3.3. 2005
- Burtraw 1996: Burtraw, Dallas; The SO₂ emissions trading program: Cost savings without allowance trades, in: Contemporary Economic Policy, Vol. XIV, April 1996, pp. 79-94
- Burtraw 2000: Burtraw, Dallas; Innovation Under the Tradable Sulfur Dioxide Emission Permits Program in the U.S. Electricity Sector. Resources for the Future Discussion Paper 00-38.
- Buttermann/Hillebrand 2003: Buttermann, H.G.; Hillebrand, B.; Klimagasemissionen in Deutschland in den Jahren 2005/07 und 2008/12; RWI Materialien; Heft 2; Essen
- Cansier 1993: Cansier, D.; Umweltökonomie; Stuttgart
- Carlson 2000: Carlson, Curtis P. u.a.; SO₂ Control by Electric Utilities: What are the Gains from Trade? Journal of Political Economy, Vol. 108, No. 6, pp. 1292-1326.
- Coase 1960: Coase, R.; The Problem of Social Cost; in: Journal of Law and Economics; no. 3; S. 1-44

- Dales 1968: Dales, J.H.; Pollution property and prices. An essay in policy-making and economics. Canadian University Paperbacks 83. Toronto
- DeHSt 2004: Deutsche Emissionshandelsstelle; Leitfaden „Grundlagen der Zuteilung“.
- DeHSt 2005a: Deutsche Emissionshandelsstelle; Emissionshandel in der EU; http://www.dehst.de/cln_027/nn_76138/DE/Emissionshandel/Emissionshandel_20in_20der_20EU/Emissionshandel_20in_20der_20EU__node.html__nnn=true, letzter Zugriff am 3.3. 2005
- DeHSt 2005b: Deutsche Emissionshandelsstelle; Emissionshandels-Kostenverordnung 2007 – EHKostVO 2007; http://www.dehst.de/cln_027/nn_76410/SharedDocs/Downloads/DE/Kostenverordnung__dl/Kostenverordnung.html, letzter Zugriff am 16. März 2005
- DeHSt 2005c: Deutsche Emissionshandelsstelle; Deutsches Emissionshandelsregister startet; http://www.dehst.de/cln_028/nn_76410/DE/Home/Textbausteine/Register__startet.html, letzter Zugriff am 11. März 2005
- DeHSt 2005d: Deutsche Emissionshandelsstelle; Emissionsfaktoren und Kohlenstoffgehalte; http://www.dehst.de/cln_027/nn_76378/SharedDocs/Downloads/DE/Antragstellung__dl/Emissionsfaktoren__und__C-Gehalte,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/Emissionsfaktoren_und_C-Gehalte, letzter Zugriff am 18. Mai 2005
- DIW 2004: Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung; Emissionshandel – Stand der Umsetzung in Deutschland und der EU; Berlin
- EEA 2004: European Environment Agency; Annual European Community greenhouse gas inventory 1990–2002 and inventory report 2004
- EEX 2005: European Energy Exchange; Webseite. www.eex.de, letzter Zugriff am 25.04.05
- Ellerman u.a. 2000: Ellerman, A. Denny; u.a.; Markets for Clean Air: The U.S. Acid Rain Program. Cambridge, UK
- Enquete 2002: Enquete-Kommission „Nachhaltige Energieversorgung unter den Bedingungen der Globalisierung und der Liberalisierung BT-Drucksache 14/9400 vom 07.07.2002
- Europäische Kommission 2001: European Commission (ed.); Proposal for a Directive of the European Parliament and the Council Establishing a Framework for Greenhouse Gas Emission Trading within the European Community and Amending Council Directive 96/61/EC; Brussels
- Europäische Kommission 2004a: Europäische Kommission; Mitteilung der KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN KOM(2003) 830 über Hinweise zur Unterstützung der Mitgliedstaaten bei der Anwendung der in Anhang III der Richtlinie 2003/87/EG; Brüssel 7.1.2004
- Europäische Kommission 2004b: Kommission der europäischen Gemeinschaften; Mitteilung der Kommission über Hinweise zur Unterstützung der Mitgliedstaaten bei der Anwendung der in Anhang III der Richtlinie 2003/87/EG über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 96/61/EG des Rates aufgelisteten Kriterien sowie über die Bedingungen für den Nachweis höherer Gewalt; KOM(2003) 830 endgültig; Brüssel

- Europäische Kommission 2005: European Commission; Emissions trading - National allocation plans;
http://europa.eu.int/comm/environment/climat/emission_plans.htm, letzter Zugriff am 25.04.2005.
- FCCC 1998: FCCC (ed.); Report of the Conference of the Parties on its Third Session, Held at Kyoto from 1 to 11 December 1997; FCCC/CP/1997/7
- Fichtner 2005a: Fichtner GmbH & Co. KG; Internationaler Klimaschutz: Flexible Mechanismen.
http://www.emissionshandel-fichtner.de/klimaschutz_flex_mechanismen.html, letzter Zugriff am 11. März 2005
- Fichtner 2005b: Fichtner GmbH & Co. KG; EU Emissionshandel: Wer ist betroffen?
http://www.emissionshandel-fichtner.de/EU_emissionshandel_betroffene.html. letzter Zugriff am 11. März 2005
- Fichtner 2005c: Fichtner GmbH & Co. KG; Deutscher NAP: Erfüllungsfaktor.
http://www.emissionshandel-fichtner.de/deutscher_NAP_Erfuellungsfaktoren.html, letzter Zugriff am 14. März 2005
- Fichtner 2005c: Fichtner GmbH & Co. KG; Deutscher NAP: Allokationsregeln.
http://www.emissionshandel-fichtner.de/deutscher_NAP_Allokationsregel.html, letzter Zugriff am 10. Mai 2005
- Fischer/Parry/Pizer 2003: Fischer, Carolyn; Parry, Ian W.H.; Pizer, William A. (2003): Instrument choice for environmental protection when technological innovation is endogenous. In: Journal of Environmental Economics and Management, 45, pp. 523-545
- Gagelmann 2002: Gagelmann, F.; Der neue CO-2-Emissionshandel in der EU; in: Wirtschaftsdienst; Nr. 4; S.226-234
- GEMIS 1999: GEMIS (Gesamt-Emissionsmodell integrierter Systeme), Software-Version 3.08
- Gilbert/Newbery 1994: Gilbert, R. und D. Newbery; The Dynamic Efficiency of Regulatory Constitutions, in: RAND Journal of Economics, Vol. 25, S. 538-554.
- TEHG: Gesetz zur Umsetzung der Richtlinie 2003/87/EG über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft, BGBl. Jahrgang 2004 Teil 1 Nr. 35, Bonn
- Hansjürgens/Fromm 1994: Hansjürgens, B.; Fromm, O.; Erfolgsbedingungen von Zertifikatelösungen in der Umweltpolitik am Beispiel der Novelle des US-Clean Air Act von 1990; in: Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht; Nr. 4; S. 473-505
- Harworth u.a. 2000: Harworth, A. u.a.; Studie über Energiemanagement und Energieoptimierung in der Industrie. Kurzstudie; AEA Technology Bericht: Energiemanagement in der Industrie; 06/09/00
- Heins u.a. 2002: Heins, B. u.a. (Hrsg.), Zertifikatehandel für CO₂-Emissionen auf dem Prüfstand; Münster u.a.
- Heins 2004: Heins, Bernd; Die Allokationspläne der EU-Mitgliedstaaten unter besonderer Berücksichtigung der Zuteilung für die Stahlindustrie.
- Hillebrand/Buttermann 2003: Hillebrand, B.; Buttermann, H.G.; Die Klimagasemissionen in Deutschland in den Jahren 2005/2007 und 2008/2012; Endbericht zum Forschungsvorhaben im Auftrag des Bundesverbandes des Deutschen Industrie (BDI); Essen

- IPCC 1996: Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC); Climate Change 1995 - The Science of Climate Change, Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change; J.T.Houghton et al. (eds.); Cambridge
- Jaffe/Newell/Stavins 2000: Jaffe, Adam B.; Newell, Richard G.; Stavins, Robert N.; Technological Change and the Environment. NBER Working Paper 7970. National Bureau of Economic Research, Cambridge, USA.
- Jeschar/Dombrowski 1996: Jeschar, R. und Dombrowski, G.; Beurteilung und Bewertung der Nutzung von Kohlenstoff- und Kohlenwasserstoffträgern zur Eisenerzreduktion. stahl und eisen 116 (1996), Nr. 8, 81-87
- Jung/Krutilla/Boyd 1996: Jung, C.; Krutilla, K.; Boyd, R.; Incentives for Advanced Pollution Abatement Technology and the Industry Level: An Evaluation of Policy Alternatives. In: Journal of Environmental Economics and Management, 30, p. 95-111
- Klemmer/Hillebrand/Bleuel 2002: Klemmer, P.; Hillebrand, B.; Bleuel, M.; Klimaschutz und Emissionshandel – Probleme und Perspektiven; RWI-Papiere; Nr. 82; Essen
- Kemp 1997: Kemp, René (1997): Environmental Policy and Technical Change. A Comparison of the Technological Impact of Policy Instruments. Cheltenham
- Keohane 1999: Keohane, Nathaniel O.; Policy Instruments and the Diffusion of Pollution Control Technology. Working Paper, July 1999.
- Knop 2002: Knop, K.: Minderung des CO₂-Ausstoßes durch Einsatz wasserstoffreicher Reduktionsgase zur Erzeugung von Eisenschwamm. stahl und eisen 122 (2002), Nr. 11, S. 43-51.
- Levy/Spiller 1996: Levy, B. und P.T. Spiller; A Framework for Resolving the Regulatory Problem, in: B. Levy und P.T. Spiller (Hg.), Regulation, Institutions and Commitment, Cambridge.
- Lucht/Spangardt 2005: Lucht, M.; Spangardt, G. (Hrsg.); Emissionshandel. Ökonomische Prinzipien, rechtliche Regelungen und technische Lösungen für den Klimaschutz; Berlin, Heidelberg
- Maier 1986: Maier, W. u.a.; Rationelle Energieverwendung durch neue Technologien; Band 2; Köln.
- Matthes u.a. 2003: Matthes, F. C. u.a.; Auswirkungen des europäischen Emissionshandelssystems auf die deutsche Industrie; Endbericht für die Umweltstiftung WWF Deutschland; Berlin/Köln
- Mehrbrey 2003: Mehrbrey, K.L.; Europäischer Emissionshandel. Der EU-Richtlinienvorschlag auf dem rechtlichen Prüfstand; Baden-Baden
- Michaelowa 2004: Michaelowa, A.; Großzügige Versorgung der Großemittenten mit CO₂-Emissionsrechten; in: Wirtschaftsdienst; Nr. 5; S. 325-328
- MVEL NRW 2001: Ministerium für Verkehr, Energie und Landesplanung des Landes Nordrhein Westfalen; Energiebroschüre Nordrhein-Westfalen für das Jahr 2001;
http://www.mvel.nrw.de/cipp/mvel/lib/all/lob/return_download,ticket,g_u_e_s_t/bid,7451/no_mime_type,0/~/Energiebroschuere_NRW_2001.pdf, letzter Zugriff am 18.05.2005
- NAP 2004: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Nationaler Allokationsplan für die Bundesrepublik Deutschland 2005-2007; Berlin

- Oates 1972: Oates, W.E.; Fiscal Federalism; New York
- Öko-Institut 2005: Öko-Institut (Hrsg.); Konvergenz oder Divergenz? Erfahrungen aus der Zuteilung im europäischen Vergleich. Berlin
- Peters/Schmöle 2002: Peters, M., Schmöle, P.; Einblasen von Ersatzreduktionsmitteln in den Hochofen-Auswirkungen auf Metallurgie und Kosten. stahl und eisen 122 (2002), Nr. 4, S. 43-50
- Richtlinie: Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 96/61/EG des Rates; Amtsblatt der Europäischen Union
- Rubin 1996: Rubin, J.W.; A Model of Intertemporal Emissions Trading. Journal of Environmental Economics and Management 31: 269–286
- Salant/Woroch 1992: Salant, D und G. Woroch; Trigger Price Regulation, in: RAND Journal of Economics, Vol. 23, S. 29-51.
- Schleich u.a. 2002: Schleich, J.; Innovationen und Luftschadstoffemissionen. Eine gesamtwirtschaftliche Abschätzung des Einflusses unterschiedlicher Rahmenbedingungen bei expliziter Modellierung der Technologiewahl im Industriesektor; Dokumentation Stahlindustrie; Karlsruhe/Osnabrück
- Scholz 2003: Scholz, R.; Kohlenstoffbedarf und resultierende Kohlendioxid-Emissionen im Hochofenprozess; Gutachten für die ThyssenKrupp Stahl AG; Clausthal-Zellerfeld
- Schwarze 2001: Schwarze, Reimund; Zur dynamischen Anreizwirkung von Umweltzertifikaten. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 4/2001, pp. 501-536.
- Spieth 2002: Spieth, W.F.; Europäischer Emissionshandel und deutsches Industrieanlagenrecht : rechtliche Probleme des Richtlinienvorschlags der europäischen Kommission für einen Handel mit Treibhausgasemissionsberechtigungen in der Gemeinschaft; Berlin u.a.
- Stahl-Online 2005: Stahl-Zentrum Online; Der Standort Deutschland im internationalen Umfeld; http://www.stahl-online.de/medien_lounge/Vortraege/InternationalenUmfeld.htm, letzter Zugriff am 18.05.2005
- Stavins 2002: Stavins, R.N.; Experience with Market-Based Environmental Policy Instruments. In K.-G.M. and J. Vincent (eds.), The Handbook of Environmental Economics. Amsterdam: North-Holland
- Stockmayer/Greisberger 1998: Stockmayer, M.; Greisberger, H.; LCP in Österreich; Teil A1: Nachfrageseitiger Technologiecatalog; Wien
- Sundmacher 2001: Sundmacher, T.; Das Umweltinformationsinstrument Ökobilanz. Diskussion der Ökobilanzierung im Modernisierungskontext zur Entwicklung einer anwendungsorientierten Methodenkunde für Umweltinformationsinstrumente; zugleich: Dissertation, Universität Hannover, Fachbereich Wirtschaftswissenschaften; Marburg; 2001
- Tiebout 1956: Tiebout, C.; A Pure Theory of Local Expenditures; in: Journal of Political Economy; no. 64; S. 416-424
- Tietenberg 2000: Tietenberg, T.H.; The Theory and Design of Emissions Trading Programs; Aldershot

- TKS 2004: TKS (ThyssenKrupp Steel); Entwicklung des Kohlenstoffverbrauchs in kg pro Tonne Roheisen in deutschen Hochöfen; persönliche Kommunikation Herr Dr. Still; Duisburg
- United Nations 1997: United Nations; Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change; Kyoto
- VDEW 1998: VDEW (Hrsg.); Dokumentation zum VDEW-GEMIS Stammdatensatz 3.0 (Mai 1998), <http://www.oeko.de/service/gemis/G3-VDEW.HLP>, abgerufen am 03.01.2000
- Volkhausen 2003: Volkhausen, W.; Methodische Beschreibung und Bewertung der umweltgerechten Gestaltung von Stahlwerkstoffen und Stahlerzeugnissen; Dissertation Technische Universität Bergakademie Freiberg; Freiberg
- Weimann 1995: Weimann, J.; Umweltökonomik – eine theorieorientierte Einführung. Springer-Lehrbuch. 3.Aufl., Berlin et al.: Springer.
- Wittke/Ziesing 2004: Wittke, F.; Ziesing, H.-J.; Stagnierender Primärenergieverbrauch in Deutschland; in: Wochenbericht des DIW Berlin; Nr. 7
- Zuteilungsgesetz: Gesetz über den nationalen zuteilungsplan für Treibhausgas-Emissionsberechtigungen in der Zuteilungsperiode 2005-2007 (Zuteilungsgesetz 2007), BGBl. Jahrgang 2004 Teil 1 Nr. 45, Bonn
- Zuteilungsverordnung: Verordnung über die Zuteilung von Treibhausgas-Emissionsberechtigungen in der Zuteilungsperiode 2005-2007 (Zuteilungsverordnung 2007), BGBl. Jahrgang 2004 Teil 1 Nr. 46, Bonn

**Anhang 1 Anhang 1 des Gesetz zur Umsetzung der Richtlinie
2003/87/EG über ein System für den Handel mit Treib-
hausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft*)
Vom 8. Juli 2004**

Tätigkeiten	Treibhausgas
<p>I. Anlagen zur Erzeugung von Strom, Dampf, Warmwasser, Prozesswärme oder erhitztem Abgas durch den Einsatz von Brennstoffen in einer Verbrennungseinrichtung (wie Kraftwerk, Heizkraftwerk, Heizwerk, Gasturbinenanlage, Verbrennungsmotoranlage, sonstige Feuerungsanlage), einschließlich zugehöriger Dampfkessel, mit einer Feuerungswärmeleistung von 50 MW oder mehr</p>	<p>CO₂</p>
<p>II. Anlagen zur Erzeugung von Strom, Dampf, Warmwasser, Prozesswärme oder erhitztem Abgas durch den Einsatz von Kohle, Koks, einschließlich Petrolkoks, Kohlebriketts, Torfbriketts, Brenntorf, natur belassenem Holz, emulgiertem Naturbitumen, Heizölen, gasförmigen Brennstoffen (insbesondere Koksofengas, Grubengas, Stahlgas, Raffineriegas, Synthesegas, Erdölgas aus der Tertiärförderung von Erdöl, Klargas, Biogas), Methanol, Ethanol, natur belassenen Pflanzenölen, Pflanzenölmethylestern, natur belassenem Erdgas, Flüssiggas, Gasen der öffentlichen Gasversorgung oder Wasserstoff mit einer Feuerungswärmeleistung von mehr als 20 MW bis weniger als 50 MW in einer Verbrennungseinrichtung (wie Kraftwerk, Heizkraftwerk, Heizwerk, Gasturbinenanlage, Verbrennungsmotoranlage, sonstige Feuerungsanlage), einschließlich zugehöriger Dampfkessel, ausgenommen Verbrennungsmotoranlagen für Bohranlagen und Notstromaggregate</p>	<p>CO₂</p>

<p>III. Anlagen zur Erzeugung von Strom, Dampf, Warmwasser, Prozesswärme oder erhitztem Abgas durch den Einsatz anderer als in Nummer II genannter fester oder flüssiger Brennstoffe in einer Verbrennungseinrichtung (wie Kraftwerk, Heizkraftwerk, Heizwerk, Gasturbinenanlage, Verbrennungsmotoranlage, sonstige Feuerungsanlage), einschließlich zugehöriger Dampfkessel, mit einer Feuerungswärmeleistung von mehr als 20 MW bis weniger als 50 MW</p>	<p>CO₂</p>
<p>IV. Verbrennungsmotoranlagen zum Antrieb von Arbeitsmaschinen für den Einsatz von Heizöl EL, Dieselkraftstoff, Methanol, Ethanol, natur belassenen Pflanzenölen, Pflanzenölmethylestern oder gasförmigen Brennstoffen (insbesondere Koksofengas, Grubengas, Stahlgas, Raffineriegas, Synthesegas, Erdölgas aus der Tertiärförderung von Erdöl, Klargas, Biogas, natur belassenem Erdgas, Flüssiggas, Gasen der öffentlichen Gasversorgung, Wasserstoff) mit einer Feuerungswärmeleistung von 20 MW oder mehr, ausgenommen Verbrennungsmotoranlagen für Bohranlagen mit einer Feuerungswärmeleistung von mehr als 20 MW bis weniger als 50 MW</p>	<p>CO₂</p>
<p>V. Gasturbinenanlagen zum Antrieb von Arbeitsmaschinen für den Einsatz von Heizöl EL, Dieselkraftstoff, Methanol, Ethanol, natur belassenen Pflanzenölen, Pflanzenölmethylestern oder gasförmigen Brennstoffen (insbesondere Koksofengas, Grubengas, Stahlgas, Raffineriegas, Synthesegas, Erdölgas aus der Tertiärförderung von Erdöl, Klargas, Biogas, natur belassenem Erdgas, Flüssiggas, Gasen der öffentlichen Gasversorgung, Wasserstoff) mit einer Feuerungswärmeleistung von mehr als 20 MW, ausgenommen Anlagen mit geschlossenem Kreislauf mit einer Feuerungswärmeleistung von mehr als 20 MW bis weniger als 50 MW</p>	<p>CO₂</p>
<p>VI. Anlagen zur Destillation oder Raffination oder sonstigen Weiterverarbeitung von Erdöl oder Erdölerzeugnissen in Mineralöl- oder Schmierstoffraffinerien</p>	<p>CO₂</p>
<p>VII. Anlagen zur Trockendestillation von Steinkohle oder Braunkohle (Kokereien)</p>	<p>CO₂</p>

Eisenmetallerzeugung und -verarbeitung	
VIII. Anlagen zum Rosten, Schmelzen oder Sintern von Eisenerzen	CO ₂
IX. Anlagen zur Herstellung oder zum Erschmelzen von Roheisen oder Stahl einschließlich Stranggießen, auch soweit Konzentrate oder sekundäre Rohstoffe eingesetzt werden, mit einer Schmelzleistung von 2,5 Tonnen oder mehr je Stunde, auch soweit in integrierten Huttenwerken betrieben	CO ₂
Mineralverarbeitende Industrie	
X. Anlagen zur Herstellung von Zementklinker mit einer Produktionsleistung von mehr als 500 Tonnen je Tag in Drehrohrofen oder mehr als 50 Tonnen je Tag in anderen Ofen	CO ₂
XI. Anlagen zum Brennen von Kalkstein oder Dolomit mit einer Produktionsleistung von mehr als 50 Tonnen Branntkalk oder gebranntem Dolomit je Tag	CO ₂
XII. Anlagen zur Herstellung von Glas, auch soweit es aus Altglas hergestellt wird, einschließlich Anlagen zur Herstellung von Glasfasern, mit einer Schmelzleistung von mehr als 20 Tonnen je Tag	CO ₂
XIII. Anlagen zum Brennen keramischer Erzeugnisse, soweit der Rauminhalt der Brennanlage 4 m ³ oder mehr und die Besatzdichte 300 kg/m ³ oder mehr beträgt	CO ₂
Sonstige Industriezweige	
XIV. Anlagen zur Gewinnung von Zellstoff aus Holz, Stroh oder ähnlichen Faserstoffen	CO ₂
XV. Anlagen zur Herstellung von Papier, Karton oder Pappe mit einer Produktionsleistung von mehr als 20 Tonnen je Tag	CO ₂

**Anhang 2 Anhang III des Gesetz zur Umsetzung der Richtlinie
2003/87/EG über ein System für den Handel mit Treib-
hausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft*)
Vom 8. Juli 2004**

**KRITERIEN FÜR DIE NATIONALEN ZUTEILUNGSPLÄNE GEMÄSS DEN AR-
TIKELN 9, 22 UND 30**

1. Die Gesamtmenge der Zertifikate, die im jeweiligen Zeitraum zugeteilt werden sollen, muss mit der in der Entscheidung 2002/358/EG und im Kyoto-Protokoll enthaltenen Verpflichtung des Mitgliedstaats zur Begrenzung seiner Emissionen in Einklang stehen unter Berücksichtigung des Anteils der Gesamtemissionen, dem diese Zertifikate im Vergleich zu Emissionen aus Quellen entsprechen, die nicht unter diese Richtlinie fallen, sowie der nationalen energiepolitischen Maßnahmen; ferner sollte sie dem nationalen Klimaschutzprogramm entsprechen. Die Gesamtmenge der zuzuteilenden Zertifikate darf nicht höher sein als der wahrscheinliche Bedarf für die strikte Anwendung der Kriterien dieses Anhangs. Bis 2008 muss die Menge so groß sein, dass sie mit einem Weg zur Erreichung oder Übererfüllung der Zielvorgaben jedes Mitgliedstaats gemäß der Entscheidung 2002/358/EG und dem Kyoto-Protokoll vereinbar ist.
2. Die Gesamtmenge der Zertifikate, die zugeteilt werden sollen, muss vereinbar sein mit Bewertungen der tatsächlichen und der erwarteten Fortschritte bei der Erbringung des Beitrags der Mitgliedstaaten zu den Verpflichtungen der Gemeinschaft gemäß der Entscheidung 93/389/EWG.
3. Die Mengen der Zertifikate, die zugeteilt werden sollen, müssen mit dem Potenzial — auch dem technischen Potenzial — der unter dieses System fallenden Tätigkeiten zur Emissionsverringerung in Einklang stehen. Die Mitgliedstaaten können bei ihrer Aufteilung von Zertifikaten die durchschnittlichen Treibhausgasemissionen je Erzeugnis in den einzelnen Tätigkeitsbereichen und die in diesen Tätigkeitsbereichen erreichbaren Fortschritte zugrunde legen.
4. Der Plan muss mit den übrigen rechtlichen und politischen Instrumenten der Gemeinschaft in Einklang stehen. Ein als Ergebnis von neuen rechtlichen Anforderungen unvermeidbarer Emissionsanstieg sollte berücksichtigt werden.
5. Gemäß den Anforderungen des Vertrags, insbesondere der Artikel 87 und 88, darf der Plan Unternehmen oder Sektoren nicht in einer Weise unterschiedlich behandeln, dass bestimmte Unternehmen oder Tätigkeiten ungerechtfertigt bevorzugt werden.
6. Der Plan muss Angaben darüber enthalten, wie neue Marktteilnehmer sich am Gemeinschaftssystem in dem betreffenden Mitgliedstaat beteiligen können.

7. Der Plan kann Vorleistungen berücksichtigen, und er muss Angaben darüber enthalten, wie Vorleistungen Rechnung getragen wird. Aus Referenzdokumenten zu den besten verfügbaren Technologien resultierende Benchmarks dürfen von den Mitgliedstaaten bei der Aufstellung ihrer nationalen Zuteilungspläne verwendet werden, und diese Benchmarks können ein Element der Ermöglichung frühzeitiger Maßnahmen enthalten.

8. Der Plan muss Angaben darüber enthalten, wie saubere Technologien — einschließlich energieeffizienter Technologien — berücksichtigt werden.

9. Der Plan muss Vorschriften für die Möglichkeit von Bemerkungen der Öffentlichkeit sowie Angaben darüber enthalten, wie diese Bemerkungen angemessen berücksichtigt werden, bevor eine Entscheidung über die Zuteilung der Zertifikate getroffen wird.

10. Der Plan muss eine Liste der unter diese Richtlinie fallenden Anlagen unter Angabe der Anzahl Zertifikate enthalten, die den einzelnen Anlagen zugeteilt werden sollen.

11. Der Plan kann Angaben darüber enthalten, wie dem Wettbewerb aus Ländern bzw. Anlagen außerhalb der Europäischen Union Rechnung getragen wird.