

Rahmeyer, Fritz

Working Paper

Europäischer Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten und seine Umsetzung in das deutsche Umweltrecht

Volkswirtschaftliche Diskussionsreihe, No. 296

Provided in Cooperation with:

University of Augsburg, Institute for Economics

Suggested Citation: Rahmeyer, Fritz (2007) : Europäischer Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten und seine Umsetzung in das deutsche Umweltrecht, Volkswirtschaftliche Diskussionsreihe, No. 296, Universität Augsburg, Institut für Volkswirtschaftslehre, Augsburg

This Version is available at:

<https://hdl.handle.net/10419/30812>

Standard-Nutzungsbedingungen:

Die Dokumente auf EconStor dürfen zu eigenen wissenschaftlichen Zwecken und zum Privatgebrauch gespeichert und kopiert werden.

Sie dürfen die Dokumente nicht für öffentliche oder kommerzielle Zwecke vervielfältigen, öffentlich ausstellen, öffentlich zugänglich machen, vertreiben oder anderweitig nutzen.

Sofern die Verfasser die Dokumente unter Open-Content-Lizenzen (insbesondere CC-Lizenzen) zur Verfügung gestellt haben sollten, gelten abweichend von diesen Nutzungsbedingungen die in der dort genannten Lizenz gewährten Nutzungsrechte.

Terms of use:

Documents in EconStor may be saved and copied for your personal and scholarly purposes.

You are not to copy documents for public or commercial purposes, to exhibit the documents publicly, to make them publicly available on the internet, or to distribute or otherwise use the documents in public.

If the documents have been made available under an Open Content Licence (especially Creative Commons Licences), you may exercise further usage rights as specified in the indicated licence.



Institut für Volkswirtschaftslehre

Universität Augsburg

Volkswirtschaftliche Diskussionsreihe

Europäischer Handel mit Treibhausgasemmissionszertifikaten
und seine Umsetzung in das deutsche Umweltrecht

Fritz Rahmeyer

Beitrag Nr. 296, November 2007

Europäischer Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten und seine Umsetzung in das deutsche Umweltrecht

Fritz Rahmeyer*

Universität Augsburg
November 2007

“Climate change is the
greatest market failure the
world has ever seen,...”
(Stern 2007, S. XVIII).

Abstract:

With coming into force of the Directive 2003/87/EU of the European Parliament and of the Council greenhouse gas emission allowance trading within the community (EU ETS) has begun in 2005. Emission trading is a flexible instrument to abate emissions within the framework of the Kyoto-Protocol. Up to this time command-and-control regulations and national emission or energy taxes were predominant within environmental policy. The German Pollution Protection Law (Bundesimmissionsschutzgesetz) and emission trading were incompatible. As a result the EU-Directive released approved industrial installations, which take part in emission allowance trading, from fulfilling their duty to keep marginal emission values. It is the purpose of this paper to present and elucidate the sectoral system of emission allowance trading according to the EU-Directive and its legal consequences.

To start with integral parts of the science and the economics of climate change are subjects under debate. In particular the discounting of future damage costs is looked at. After that the political architecture of climate-change policy and its instruments is dealt with in detail. In the following the broadening of the established German Pollution Protection Law with regard to the EU-Directive is in the fore, besides that the national rules of allocation of EU emission allowances to entitled enterprises.

Keywords: Climate policy, emission trading, environmental law, national allocation plan

JEL classification: Q 54, Q 58

* Prof. Dr. Fritz Rahmeyer, Universität Augsburg, Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät, Institut für Volkswirtschaftslehre, 86135 Augsburg, Universitätsstrasse 16, Tel. 0821-598 4202, -4186, E-Mail: fritz.rahmeyer@wiwi.uni-augsburg.de

1. Einleitung

Mit In-Kraft-Treten der Richtlinie 2003/87/EG über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten und zur Änderung der Richtlinie 96/61/EG (IVU-RiLi) im Oktober 2003 und deren Umsetzung in deutsches Recht durch das Treibhausgasemissionshandelsgesetz (TEHG) und zu dessen Vollzug das Zuteilungsgesetz 2007 als rechtlicher Rahmen ist der Handel mit Emissionszertifikaten in der europäischen Union mit Beginn der Vorbereitungsphase 2005 aufgenommen worden. Er geht zugleich mit der Errichtung eines europaweiten Marktes für Kohlenstoff einher. Das Zuteilungsgesetz 2012 hat die rechtliche Voraussetzung für dessen Fortführung in der ersten Verpflichtungsperiode ab 2008 geschaffen. Der Emissionshandel stellt ein flexibles Instrument der Emissionsminderung im Rahmen des Kyoto-Protokolls zum Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaveränderungen dar. Neben einem ersten verbindlichen Reduktionsziel liefert dieses vornehmlich einen institutionellen Einstieg in den vorsorgenden Klimaschutz. Das vorherrschende Instrumentarium des Immissionsschutzes und der Luftgütepolitik waren in Deutschland bis dahin ordnungsrechtliche Regulierungen im Rahmen des Bundesimmissionsschutzgesetzes und die Erhebung von nationalen Umwelt- bzw. Energiesteuern. Einheitliche technikorientierte Auflagen für jede einzelne Anlage sind im Falle von unterschiedlichen Grenzvermeidungskosten weder ökonomisch effizient noch ökologisch effektiv. Der Versuch, eine harmonisierte Emissionssteuer in der Europäischen Union einzuführen, scheiterte. Das geltende deutsche Ordnungsrecht war mit der Einführung des Emissionszertifikatehandels grundsätzlich nicht vereinbar. Als Ausweg befreite die EU-Richtlinie genehmigte Industrieanlagen, die auch dem Emissionshandel unterliegen, von der Pflicht, Emissionsgrenzwerte nach dem Stand der Technik einzuhalten. Um das Vorsorgeprinzip des Umweltschutzes zu bewahren, begrenzte sie stattdessen die zulässige Emissionsmenge von Kohlendioxid in den Mitgliedsländern der EU. Der Emissionshandel in Deutschland ist als *ein* Element in das Instrumentenbündel des Nationalen Klimaschutzprogramms 2005 integriert.

Für die Analyse der europäischen Klimapolitik mit handelbaren Emissionszertifikaten und die erforderliche Schaffung eines nationalen Rechtsrahmens werden zunächst einzelne Elemente einer vorsorgenden Klimapolitik skizziert. Der Schwerpunkt liegt auf der Diskontierung zukünftiger Schadenskosten des Klimawandels (2.). Anschließend steht das Kyoto-Protokoll als die politische Architektur des Klimaschutzes in Europa und dessen Ziel und Instrumente im Vordergrund (3.). Kap. 4 behandelt die theoretischen Grundlagen des Zertifikatehandels. Anhand der Richtlinie 2003/87/EG wird danach das sektorale System des europäischen Zertifikatehandels erläutert. Im Mittelpunkt stehen die Frage nach dessen Vereinbarkeit mit dem bis dahin geltenden Anlagengenehmigungsrecht und die Umsetzung in das nationale Umweltrecht, daneben die Ausgestaltung der Erstzuteilung der Emissionszertifikate in den beiden Nationalen Allokationsplänen (5.). Den Abschluss bildet ein kurzer Ausblick auf die Zukunft der europäischen und globalen Klimaschutzpolitik im Anschluss an die erste Verpflichtungsperiode (6.).

2. Elemente der vorsorgenden Klimapolitik

Der Klimaschutz ist seit Ende der achtziger Jahre des vorigen Jahrhunderts ein zentraler Teilbereich der nationalen und internationalen Umweltpolitik, speziell der Luftgütepoltik. Seine umfassende naturwissenschaftliche und ökonomische Modellierung muss folgende Elemente beinhalten (vgl. Perman 1994, S. 101; Kolstadt, Toman 2005, S. 1582 f.):

- Ökonomische Aktivitäten und Treibhausgasemissionen,
- Treibhausgaskonzentration und Klimawandel,
- Kosten und Nutzen des Klimaschutzes,
- Strategien und Instrumente des Klimaschutzes,
- Politische Architektur des Klimaschutzes.

Ausgangspunkt der Klimapolitik ist die Beobachtung, dass sich die Erdatmosphäre im Zeitraum 1906-2005 trendmäßig gegenüber 1861-1900 um $0,74^{\circ}\text{C}$ ($\pm 0,18^{\circ}\text{C}$) erwärmt hat (vgl. Solomon et al. 2007, S. 36). Entsprechend den naturwissenschaftlichen Grundlagen des Klimawandels führen ökonomische Aktivitäten in Produktion und Konsum als Folge der Verbrennung fossiler Brennstoffe in unterschiedlicher Höhe zur Emission von Kohlendioxid (CO_2) (Stromgröße) und daraus folgend zu einer Zunahme der CO_2 -Konzentration (Bestandsgröße) in der Erdatmosphäre. Sie ist von einem vorindustriellen Wert von ungefähr 280 ppm (Treibhausgasmoleküle/Gesamtzahl der Moleküle in trockener Luft) auf ungefähr 380 ppm im Jahre 2005 gestiegen (ebd., S. 25). Etwa 40 vH des anthropogen emittierten CO_2 verbleiben in der Erdatmosphäre, der größere Teil wird von den Ozeanen und der Biosphäre absorbiert. Kohlendioxid hat keine spezifische Lebensdauer. Es steht in kontinuierlichen Austauschprozessen mit der Atmosphäre, den Ozeanen und der Biosphäre. Die Determinanten der energiebedingten Emissionszunahme können rechnerisch aus der sog. Kaya-Identitätsgleichung (vgl. Jepma, Munasinghe 1998, S. 210; Stern 2007, S. 203) wie folgt bestimmt werden:

$$\text{CO}_2 - \text{Emission} = \text{Bevölkerung} \cdot \frac{\text{BIP}}{\text{Bevölkerung}} \cdot \frac{\text{Energieverbrauch}}{\text{BIP}} \cdot \frac{\text{CO}_2 - \text{Emission}}{\text{Energieverbrauch}}$$

Im Zeitraum 1970-2004 haben die CO_2 -Emissionen um jährlich durchschnittlich 1,9 vH zugenommen. Zu diesem Anstieg hat das Wachstum der Bevölkerung (1,6 vH) und des pro-Kopf-Einkommens (1,8 vH) beigetragen, während der Rückgang des Energie- (-1,2 vH) und des CO_2 -koeffizienten (-0,2 vH) den Anstieg gedämpft haben (vgl. Rogner, H.-H. et al. 2007, S. 107).

Der Anstieg der Konzentration von langlebigen Treibhausgasen in der Erdatmosphäre, neben Kohlendioxid vor allem Methan, wird als *eine* Ursache des anthropogenen Klimawandels angesehen, daneben auch die Verringerung der Waldfläche auf der Erde (zum Treibhauseffekt vgl. u.a. Houghton 1997, S. 10 ff.). Zu diesem Zusammenhang heißt es im dritten Bericht des "Intergovernmental Panel on Climate Change" (IPCC) wie folgt: "In the light of new evidence and taking into account the remaining uncertainties, most of the observed warming over the last 50 years is likely to have been due to the increase in greenhouse gas concentration" (IPCC 2001, S. 201). Der vierte

Bericht kommt zum darüber hinausgehenden Ergebnis: “It is *very likely* that anthropogenic greenhouse gas increase caused most of the observed increase in global average temperatures since the mid-20th century“ (Solomon et al. 2007, S. 60).¹ Eine Verdoppelung der CO₂-Konzentration gegenüber ihrem vorindustriellen Wert (equilibrium climate sensitivity) führt wahrscheinlich (likely) zu einem Temperaturanstieg zwischen 2°C und 4,5°C, mit einer besten Schätzung von ungefähr 3°C (ebd., S. 65). Ein Anstieg auf weniger als 1,5°C ist sehr unwahrscheinlich (very unlikely).

Neben der Irreversibilität anthropogen bedingter Klimaänderungen, die Folge der gestiegenen CO₂-Konzentration, ist der Klimaschutz dadurch gekennzeichnet, dass seine Kosten in der Gegenwart, seine Nutzen erst in der Zukunft, für zukünftige Generationen entstehen. Kosten des Klimaschutzes sind die Vermeidungskosten der Emissionsminderung, gemessen z.B. in Form eines Rückgangs des Produktions- und Konsumwachstums oder der Höhe der „social costs of carbon“, einschließlich der Kosten der Anpassung an den Klimawandel z.B. durch Küstenschutz und veränderten Landbau. Der Nutzen resultiert aus der Vermeidung der residualen Schadenskosten des Klimawandels. Diese werden aufgewendet, um Folgen der Umweltbelastung zu verringern (vgl. Nordhaus 1991, S. 923 f.; 1993, S. 18 f.). Kosten beziehen sich auf die CO₂-Emission, Nutzen auf die CO₂-Konzentration. Entsprechend steigen die Schadenskosten der Emissionstätigkeit und in der Folge des Klimawandels relativ geringfügig (vgl. McKibbin, Wilcoxon 2002, S. 118). Die Höhe der Vermeidungskosten hängt von der Flexibilität des Mitteleinsatzes ab (vgl. Stern 2007, S. 272 ff.). Hierzu gehört die Flexibilität der Vermeidung zwischen den wirtschaftlichen Sektoren (Energie, Industrie, Verkehr, Haushalte), den Energieträgern, den verfügbaren und zukünftigen Technologien (what flexibility), zwischen den beteiligten Ländern (entwickelte und sich entwickelnde Länder) (where flexibility), insbesondere bezüglich des Zeitpfades der Emissionsminderung (when flexibility). Eine vorgegebene CO₂-Konzentration, die den Temperaturanstieg z.B. auf 2°C begrenzt, kann mit unterschiedlichen Pfaden der Emissionsreduktion erreicht werden. Bei gegebenen Technologien und Verhaltensweisen werden die Vermeidungskosten umso höher sein, je schneller das Ziel einer Stabilisierung des CO₂-Ausstoßes erreicht werden soll. Die empirische Ermittlung der Kosten und damit Nutzen des Klimaschutzes erfordert, die Vermeidungs- und die Schadenskosten in Abhängigkeit vom Emissions- bzw. Konzentrationsniveau monetär zu bewerten (vgl. dazu Cansier 1996, S. 78 ff.; Endres, Holm-Müller 1998, S. 32 ff., zur Kritik hierzu vgl. Pearce 2005, S. 100 ff.). Die Nutzen des Klimaschutzes können mittels der maximalen Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung für die Erhaltung, die Nutzeneinbußen durch den Klimawandel mittels der minimalen Kompensationsforderung ermittelt werden, vornehmlich auf dem Wege der direkten Befragung. Im ersteren Fall, der in der Realität vorherrschen dürfte, haben die Betroffenen im Gegensatz zu letzterem kein originäres Recht auf eine saubere Umwelt. Die Kosten-Nutzen-Analyse geht bei diesem Verfahren von der Annahme einer utilitaristischen Wohlfahrtsfunktion aus. Danach werden die Gewinner einer Politikmaßnah-

¹ Nach der Sprachregelung des IPCC bedeutet „likely“ eine Wahrscheinlichkeit von 66 vH, „very likely“ von 90 vH.

me die Verlierer auch tatsächlich kompensieren, auch wenn die Kompensation über mehrere Generationen erfolgen muss (intergenerationaler Transfer).

Um Kosten und Nutzen vergleichbar zu machen, ist der Gegenwartswert zukünftiger Umweltschäden und damit der Nutzen des Klimaschutzes zu ermitteln. Als Diskontierungssatz für den Wert zukünftiger Güter findet in deskriptiver Betrachtung für alle Investitionen, auch solche in den Klimaschutz, die Höhe der realen Kapitalverzinsung (real return on capital) Verwendung. Er setzt sich nach dem Ramsey-Modell des optimalen Wirtschaftswachstums aus der Rate der reinen Zeitpräferenz (time discount rate) und der (mit der Elastizität des Grenznutzens des Konsums gewichteten) Wachstumsrate des pro-Kopf-Einkommens zusammen (vgl. Nordhaus 1994, S. 122 ff.; Hanley, Spash 1993, S. 128 ff.). Dieses Modell will die Bedingung für die Maximierung der sozialen Wohlfahrt in jedem Zeitpunkt durch die optimale Allokation der Produktion zwischen Konsum und Investitionen aufzeigen. Wird der Diskontsatz mit 6 vH, dabei 3 vH für beide Komponenten, relativ hoch angesetzt (so von Nordhaus; auch Weitzman 2007, S. 707), dann fallen die zukünftigen Schadenskosten des Klimawandels und entsprechend die in der Gegenwart aufzuwendenden Vermeidungskosten der Emissionsminderung relativ gering aus. Nicht vorhersehbare Risiken des Klimawandels werden möglicherweise unterschätzt. Für die when-flexibility resultiert daraus die Empfehlung, die CO₂-Emissionen anfänglich nur geringfügig, danach mit effizienteren Technologien insbesondere in der Energietechnik zunehmend stärker zu reduzieren („the climate-policy ramp“; Nordhaus 2007, S. 687). „All economic studies find a case for imposing immediate restraints on greenhouse gas emissions, but the difficult questions are how much and how fast“ (ebd., S. 687; ebenso Tol, Yohe 2006, S. 244²). Ein alternativer Diskontierungsfaktor in präskriptiver Sichtweise ist die soziale Zeitpräferenzrate, die die Wohlfahrt zukünftiger Generationen abdiskontiert. Bei einer wie von Cline (1992, S. 255) und auch Stern (vgl. Weitzman 2007, S. 708) aus ethischen Gründen empfohlenen reinen Zeitpräferenzrate für Investitionen in den Klimaschutz von (nahezu) Null wird der Nutzen der gegenwärtigen Generation gleich dem der zukünftigen Generationen bewertet. Der daraus resultierende Diskontsatz (bei Cline 1,5 vH) ist erheblich niedriger als der empirisch ermittelte für private und öffentliche Investitionen, entsprechend höher sind die abdiskontierten Schadenskosten. Daraus resultiert die Empfehlung, die Emissionen bereits in der näheren Zukunft drastisch zu reduzieren. Aus Gründen der gesamtwirtschaftlichen Konsistenz müssen die Sparquote und die Rate der Kapitalakkumulation höher, die Konsumquote muss niedriger sein. Aus dem Vergleich zur Diskontierung zukünftiger Schadenskosten kann sich ein trade-off zwischen dem Risiko einer verspäteten (Nordhaus) und einer verfrühten (Cline) für die CO₂-Konzentration merklichen Emissionsreduktion ergeben (vgl. Böhringer, Finus 2005, S. 256). In einer Auswertung von vorliegenden Schätzungen zu den „social costs of carbon“ kommt Tol (2005, S. 166) zu dem Ergebnis, dass „...the marginal-damage cost-estimates have decreased over time.“ Bei anfänglich relativ geringen Schadenskosten der CO₂-Emission

² “Economic analysis supports immediate actions as soon as climate change is recognized as a threat...even if the ultimate climate policy target is, at the moment, unknown.”

ergibt sich ein zeitlicher Gewinn für die Entwicklung neuer energiesparender Technologien und einer umfassenden Architektur für internationale Klimaabkommen.

Gegen die Verwendung unterschiedlich hoher Diskontraten für Investitionen in Sachkapital und solche in den Umwelt- und Klimaschutz als Naturkapital ist einzuwenden, dass Investitionsprojekte jeglicher Art Nutzen für zukünftige Generationen erbringen, also auch solche in die materielle und soziale Infrastruktur. Eine Differenzierung des Diskontsatzes ist dann nicht zu empfehlen (vgl. Nordhaus 1994, S. 132 f.; Mendelsohn 2005, S. 137 f.; Tol 2005, S. 156). Hierhinter steht als alternatives ethisches Postulat, dass jede Generation einen mindestens so hohen Kapitalstock an spätere Generationen vererbt wie sie übernommen hat (dazu Nordhaus 2007, S. 693). Entsprechend des Konzeptes der schwachen Nachhaltigkeit kann Naturkapital teilweise durch Sachkapital ersetzt werden. Dabei ist zu bedenken, dass mit dem Abbau von Ressourcen zur Energiegewinnung auch eine Zunahme der CO₂-Konzentration einhergeht, die an spätere Generationen weitergegeben wird. Daraus empfiehlt sich eine Verlangsamung des Ressourcenabbaus (vgl. Sinn 2007). Investitionen in Sachkapital werden bei einem höheren Diskontsatz solche in den Umwelt- und Klimaschutz verdrängen. Wenn zukünftige Generationen für die Nutzung des Naturkapitals nicht z.B. in Form eines höheren akkumulierten Sachkapitalstocks entschädigt werden können, da die gegenwärtige Generation sie nicht auch ihrerseits zur Bildung und zur Weitergabe eines solchen Fonds verpflichten kann (so Lind 1995, S. 382; auch Cline 1999, S. 134), dann ist zu bedenken, dass sie ein höheres pro-Kopf-Einkommen als die gegenwärtige Generation aufweisen werden. Sie sind dann auch in der Lage, für eine geringere Klimaerwärmung zu zahlen. Hieraus leitet Lind (1995, S. 385) die Empfehlung ab: „...the best strategy is to leave the potential environmental impacts on future generations for these generations to deal with, given their superior resources, technology and information.“ Unvorhersehbare Klimaschäden werden hierbei ausgeschlossen (ebd.; auch Azar 1998, S. 303 f.). Allerdings ist die zukünftige Wachstumsrate des pro-Kopf-Einkommens über einen so langen Zeitraum nicht prognostizierbar. Fällt diese niedriger aus als erwartet, dann ist aber auch der zukünftige Klimaschaden geringer. Eine mittlere Position zur Diskontierung besteht darin, für sehr lange Zeiträume („far distant future“) eine geringere Diskontrate als für kürzere Zeiträume („distant future“) zu verwenden, z.B. die reale Kapitalverzinsung für die gegenwärtige und die soziale Zeitpräferenzrate für alle späteren Generationen (vgl. hierzu Azar 1998, S. 309; Weitzman 1999, S. 29; Cline 1999, S. 137 ff.). Zusammenfassend kommt Weitzman (2007, S. 705) bezüglich der Höhe des anzusetzenden Diskontsatzes zu folgendem Ergebnis: „...it is not an exaggeration to say that the biggest uncertainty of all in the economics of climate change is the uncertainty about which interest rate to use for discounting.“

Die Unsicherheit über die Höhe der zukünftigen Schadenskosten des Klimawandels, damit der Nutzen des Klimaschutzes (Höhe der zukünftigen CO₂-Emissionen, der CO₂-Konzentration, des Temperaturanstiegs), Bewertungsprobleme insbesondere bei nicht marktbezogenen Schäden und auch die Höhe der aufzuwendenden Vermeidungskosten verhindern, ein ökonomisches Optimum der Emissionsvermeidung als wohlfahrtsökonomische first-best-Zielsetzung ermitteln zu können (so RSU 2002, Tz. 527; auch

Hohmeyer 1997, S. 77 f.). Auch mag das Ergebnis aus Gründen der intergenerationalen Gerechtigkeit nicht zu rechtfertigen sein. Ziele der Umwelt- bzw. Klimapolitik werden alternativ entsprechend des Vorsorgeprinzips als Umweltqualitätsstandard in Form einer Richt- oder Orientierungsgröße bestimmt, z.B. als Obergrenze der CO₂-Konzentration in der Atmosphäre oder als maximal tolerierbarer Temperaturanstieg (climate targeting). „Temperature limitations are relatively efficient policies in limiting long-term warming“ (Nordhaus 1999, S. 155). In geringerem Maße gilt dies danach auch für die Begrenzung der CO₂-Konzentration.

Aus ökonomischer Sicht ist der Klimawandel ein Beispiel für ein Marktversagen in Form eines globalen öffentlichen Gutes und einer negativen Externalität. Öffentliche Güter sind ein spezieller Fall für solche Externalitäten, deren Auswirkungen unabhängig von ihren Verursachern sind.³ Politische Reaktionen auf die Folgewirkungen des Klimawandels sind kombinierte Maßnahmen aus Vermeidung und Anpassung. Ziel der Vermeidung ist die Verringerung des Anstiegs der CO₂-Konzentration und der Temperatur. Sie erfordert vornehmlich die Stabilisierung bzw. die Reduzierung der weltweiten CO₂-Emissionen und dazu vor allem eine Verringerung des Energieverbrauches und eine Erhöhung der Energieeffizienz durch technische Innovationen. Ziel der Anpassung ist die Milderung der negativen Auswirkungen des Temperaturanstiegs auf das ökonomische und ökologische System und der Schäden des nicht mehr vermeidbaren Klimawandels („committed climate change“). Sie erbringt zeitlich früher einen Nutzen für den Klimaschutz als die Vermeidungsstrategie. Eine Reihe von Anpassungsmaßnahmen ist zu geringen, möglicherweise zu negativen Kosten, erreichbar, z.B. eine Einsparung und effizientere Nutzung von Energie. Im Vordergrund der zweitbesten Strategie der Klimapolitik steht die Analyse des Instrumenteneinsatzes zur kosteneffektiven Erreichung des umweltpolitischen Ziels. Als ökonomische Instrumente kommen Formen von Umweltsteuern und/oder handelbare Emissionszertifikate in Betracht. Letztere sind vor allem zur Vermeidung von Globalschadstoffen geeignet. In der Europäischen Union ist der Versuch, eine harmonisierte CO₂-/Energiesteuer einzuführen, aufgrund von Unterschieden in den nationalen Steuer- und Energiesystemen, im ökonomischen Entwicklungsstand und in den umweltpolitischen Prioritäten gescheitert. Im Mittelpunkt der Klimapolitik steht somit die Implementierung und Durchführung des Handels mit Emissionszertifikaten. Der Emissionshandel stellt gegenüber der traditionellen Ordnungspolitik mittels technikorientierter Auflagen einen einschneidenden Wechsel in der Umweltpolitik in Deutschland dar. „Aus Sicht der staatlichen Akteure kam mit dem Ordnungsrecht vor allem Individualsteuerung zur Anwendung; Emissionshandel ist demgegenüber Globalsteuerung“ (Winkler 2005, S. 247).

³ „...we would prefer to interpret the public-good concept as a commodity approach to the externality problem“ (Blümel, Pethig, von dem Hagen 1986, S. 256).

3. Ziele und Instrumente der vorsorgenden Klimapolitik

Aufgrund des globalen Charakters des Klimawandels gibt es einen zentralen politischen Akteur in der Klimapolitik nicht. In der internationalen Umweltpolitik werden stattdessen gemeinsame Entscheidungen autonomer Staaten auf dem Wege von freiwilligen vertraglichen Vereinbarungen nach dem Kooperationsprinzip getroffen (vgl. Endres 1995, S. 144 f.; Schröder et al. 2002, S. 253). Dazu muss jedes beteiligte Land mittels eines Vergleiches der Verringerung der (abdiskontierten) zukünftigen Schadenskosten und der gegenwärtig anfallenden Kosten zur Vermeidung von Treibhausgasemissionen, also der Nutzen und Kosten des Klimaschutzes, einen Gewinn aus der Kooperation ziehen können. Dieser ist umso höher, je größer die Anzahl der kooperierenden Länder ist. Eine internationale Kooperation führt bei Einsatz ökonomischer Anreizinstrumente durch Angleichung der nationalen Grenzvermeidungskosten zu einer höheren Kosteneffizienz und durch gegenseitige Berücksichtigung der positiven Externalität der nationalen Emissionsminderung auch zu einem höheren Vermeidungsniveau von umweltschützenden Maßnahmen (vgl. Krumm 1996, S. 14). Der Anreiz zum Trittbrettfahrerverhalten ist aus der Sicht eines einzelnen Landes groß: Die Teilnahme an der Kooperation kann zu hohen Vermeidungskosten führen, wohingegen sich die Umweltqualität hierdurch nur geringfügig verbessert bzw. durch Nicht-Teilnahme entsprechend verschlechtert. Die prinzipielle Aufgabe einer internationalen Umweltvereinbarung ist es dann, die Anreize der Staaten so zu beeinflussen, dass sie aus eigenem Interesse an der Kooperation teilnehmen (vgl. Barrett 2003, S. 355). Ein Kooperationsanreiz kann darin bestehen, dass die Kooperationsgewinner den Kooperationsverlierern Transferzahlungen in Höhe der entstehenden Nettokosten des Klimaschutzes gewähren („Beneficiaries Pay Principle“; Wiener 1999, S. 752; auch Endres 1999, S. 419). Diese können durch Einnahmen aus einer internationalen Emissionsbesteuerung („tax-and-pay“ approach) oder eine Versteigerung von handelbaren Emissionszertifikaten („cap-and-pay“ approach; so Wiener 1999, S. 760) finanziert werden. Allerdings verringern sie die Bereitschaft der Geberländer zur Kooperation. Die Belastung durch Vermeidungskosten und zugleich der Restemission mittels Steuern oder Zertifikate dürfte zu einer geringen Beteiligung der bisher nicht kooperationsbereiten Länder führen (ders., S. 752). Die partizipatorische Effizienz (so Wiener) der Emissionszertifikate wird bei einer kostenlosen und zugleich reichlichen Erstzuteilung im Vergleich zur bisherigen Emissionstätigkeit erhöht, wenn die Kooperationsgewinner die überschüssigen Zertifikate anschließend zum Marktpreis erwerben („cap-and-trade“ approach). Ein freiwilliger Tausch von Emissionsrechten ist unter diesem Kriterium einer staatlichen Regulierung in Form der Besteuerung vorzuziehen (ders., S. 780 f.).

Im ersten Schritt zur Institutionalisierung eines globalen Klimaschutzes schaffte die Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen („United Nations Framework Convention on Climate Change“) eine völkerrechtlich verbindliche Grundlage für die internationale Zusammenarbeit souveräner Staaten. Ihre Zielsetzung ist es, die Konzentration von Treibhausgasen in der Atmosphäre auf einem Niveau zu stabilisieren, das Klimaschäden in der Zukunft vermeidet. Dazu legte sie einen Folgeprozess fest, der auf Klimakonferenzen der Vertragsstaaten bestimmt wird. Die ursprünglichen Beschlüsse der

dritten Vertragsstaatenkonferenz in Kyoto sahen eine verbindliche Verringerung eines Korbes von sechs Treibhausgasen („basket approach“: 80 vH CO₂, 13 vH Methan) um rd. 5 vH im Zeitraum 2008-2012 gegenüber dem Referenzjahr 1990 vor, bei einer Differenzierung zwischen Staatengruppen (EU und Mehrzahl der mittel- und osteuropäischen Länder 8 vH, USA 7 vH, Russland, Ukraine 0 vH, Deutschland zur bindenden Lastenverteilung innerhalb des „Bubbles“ der EU-Staaten 21 vH). Die unterschiedlichen Reduktionsverpflichtungen waren das Ergebnis eines Verhandlungsprozesses, der sich an der Zahlungsfähigkeit der beteiligten Länder ausrichtete, nicht aber das einer Kosten-Nutzen-Analyse (vgl. Schmidt 1998, S. 460 f.; Grubb 2003, S. 149 ff.; Böhringer, Finus 2005, S. 274). Für die sich wirtschaftlich entwickelnden Länder wurden entsprechend des Prinzips der geteilten Verantwortung der Klimarahmenkonvention („common but differentiated responsibilities and respective capabilities“; Art 3 UNFCCC) noch keine Minderungsziele festgelegt. Zwar wird der Trend des CO₂-Emissionsanstiegs bei Erfüllung des Reduktionsziels gebrochen, eine Stabilisierung der CO₂-Konzentration in der Atmosphäre aber bei weitem noch nicht erreicht. „...by design this agreement only requires very modest emission reductions by very few countries over a very short period of time - not enough of a difference to change the course of climate change“ (Barrett 2005, S. 296; vergleichbar in der Kritik McKibbin, Wilcoxon 2002, S. 125; Nordhaus 2005, S. 9). Die politische Architektur des Kyoto-Protokolls wird als „too little, too fast“ charakterisiert (Aldy, Barrett, Stavins 2003, S. 391): Sie verursache hohe Vermeidungskosten für eine kleine Teilnehmerzahl mit nur geringem Ergebnis für den Klimaschutz. Sowohl der ökologische Nutzen in Form der Vermeidung von Schadenskosten als auch die ökonomischen Kosten der CO₂-Verminderung nach dem Kyoto-Protokoll werden als gering angesehen (vgl. Grubb et al. 1999, S. 165). Zusätzlich übt die Ungewissheit über die Ziele der Klimapolitik nach 2012 einen negativen Anreiz auf emissionsmindernde Investitionen der Unternehmen aus (vgl. Stern 2007, S. 542). Bei dieser viel geübten Kritik des Kyoto-Protokolls ist zu bedenken, dass die Politik der Klimaschutzes nicht aus einer einmaligen Festsetzung der oberen Grenze der CO₂-Konzentration oder des Temperaturanstiegs besteht, sondern aus einem kontinuierlichen und sequentiellen Entscheidungsprozess auf der Grundlage jeweils neuer naturwissenschaftlicher und ökonomischer Erkenntnisse (vgl. Lind 1995, S. 388; Lind, Schuler 1998, S. 81; auch IPCC 2001, S. 352). Hieraus deutet sich ein trade-off zwischen langfristigem commitment und kurzfristiger Flexibilität in der Klimapolitik an. Der Schwerpunkt der Kyoto-Verhandlungen lag zusammenfassend darin, einen Einstieg in die Klimaarchitektur zu finden mit der Festlegung eines ersten Reduktionsziels und des Zeitraumes seiner Erfüllung, nicht dagegen auch darin, konkrete Vermeidungsmaßnahmen zu benennen (so Barrett 2003, S. 366 f.; McKibbin, Wilcoxon 2002, S. 125).

Die bisherige Entwicklung der energiebedingten CO₂-Emissionen gibt eher den Skeptikern der internationalen Klimapolitik Recht. Die Vertragsstaaten des Kyoto-Protokolls und die EU-15-Länder werden ihre selbst gesetzten Reduktionsziele nicht erreichen können (vgl. DIW 2006b, S. 497 f.). Im Zeitraum 1990-2005 stiegen die Emissionen weltweit um ca. 27 vH (ohne Volksrepublik China 17 vH), innerhalb der OECD um 16 vH, in der EU-15 um 4 vH. In Deutschland dagegen sanken die Emissionen um rd.

16 vH, einschließlich der prozessbedingten Emissionen um 19 vH. Als Folge der Veränderung der Wirtschafts- und Energieträgerstruktur in Ostdeutschland betrug die Einsparung bis 1994 bereits 11 vH. („wall fall profit“). Der größte Beitrag zur Emissionsminderung ging von der Verringerung des Energiekoeffizienten (Energieverbrauch/BIP-Einheit) aus. Die wichtigste Energie steigernde Komponente war die Zunahme des pro-Kopf-Einkommens (ebd., S. 488, 493). In sektoraler Entwicklung sank der energiebedingte Energieausstoß im Energiesektor um 12,5 vH, in der Industrie um 38 vH, im Bereich Handel/Gewerbe/Dienstleistungen um 36 vH und der privaten Haushalte um 11 vH. Der Verkehrssektor dagegen verzeichnete einen Anstieg um 6 vH. (vgl. DIW 2006a, S. 157 ff.).

Auf der Instrumentenebene sieht das Kyoto-Protokoll als Ergänzung zu im Inland zu erbringenden Emissionsvermeidungen insbesondere auf Verlangen der USA zum einen einen Emissionshandel zwischen den Vertragsstaaten vor. Diese hatten Erfahrungen aus dem SO₂- (oder auch U.S. Acid Rain) cap-and-trade Programm für konventionelle Kraftwerke, die sehr unterschiedliche Grenzvermeidungskosten aufweisen.⁴ Es konnte Modellcharakter für den Klimaschutz mittels Ausgabe und Handel von Emissionszertifikaten haben. Zum anderen können die Vertragsstaaten durch Klimaschutzprojekte im Ausland einen Teil ihrer Reduktionsverpflichtungen erbringen. Hierzu gehören der Mechanismus für umweltgerechte Entwicklung in sich entwickelnden Ländern („Clean Development Mechanism“) zwischen diesen und den Vertragsstaaten und Gemeinschaftsprojekte zwischen den Vertragsstaaten („Joint Implementation“). Die erzeugten Emissionsgutschriften (Certified Emission Reductions CER und Emission Reduction Units ERU) dienen ebenso wie die ausgegebenen Zertifikate (Assigned Amount Units) dazu, die Reduktionsverpflichtungen zu erfüllen. Internationale Klimaschutzprojekte insbesondere im Rahmen des CDM können die Kosten der Emissionsvermeidung im Vergleich zu nationalen Minderungen verringern. Die Vertragsstaaten sind verpflichtet, jederzeit einen Mindestbestand von 10 vH ihrer zugeteilten Zertifikate in Reserve zu halten, wodurch der Handel eingeschränkt wird. Handelsbeschränkungen von Emissionszertifikaten vermindern den Kostenvorteil ihres freien Tausches (vgl. Springer 2003, S. 541 f.). Für die Europäische Union hatten bei den Verhandlungen im Unterschied u.a. zu den USA nationale Emissionsminderungen Priorität gegenüber den flexiblen Mechanismen. In der Wahl der heimischen Instrumente zur CO₂-Minderung sind die beteiligten Länder frei. Die Folge ist ein unterschiedlicher Instrumentenmix in jedem Teilnehmerstaat. „...the most striking feature of the Kyoto-Protocol is the degree of flexibility afforded, which appears to be as wide-ranging as feasible in the real world“ (Grubb 2000, S. 225). Der Emissionshandel zwischen den Staaten, wie ihn das Kyoto-Protokoll vorsieht, kann um den Handel innerhalb eines Landes zwischen privaten Unternehmen

⁴ Bei der ex-post Bewertung des U.S. SO₂ cap-and-trade Programmes kommt Ellerman (2004, S. 94) zu folgendem Ergebnis: „...market-based incentive systems can reduce emissions as effectively...and at considerably less cost than conventional command-and-control mandates. As a result, it has become virtually obligatory that any legislative proposal to limit air emissions in the U.S. include emissions trading....emissions trading will play an increasing role in the regulation of air emissions in the U.S. and probably elsewhere.“- Zu einem frühen Überblick zum SO₂-Programm vgl. u.a. auch Hansjürgens 1998.

ergänzt werden. Erstere bleiben dabei für die Minderungsverpflichtung verantwortlich. Insgesamt wird das Kyoto-Protokoll als dem ersten partiellen Klimaschutzabkommen mit seinen Zielvorgaben und seinem Überwachungsmechanismus als „eine Art Ordnungsrecht zwischen Staaten“ (Verheyen 2002, S. 448) charakterisiert.

Auf der siebten Vertragsstaatenkonferenz in Marrakesch wurde Übereinstimmung über die Regeln für die Implementierung der Kyoto-Mechanismen gefunden (Kyoto-Bonn-Marrakesch Abkommen) (zu einem Überblick vgl. den Elzen, de Moor 2002; Graichen, Harders 2002). Nachdem die USA als potentiell größter Nachfrager ihre Reduktionsverpflichtung zurückgenommen hatte, machten die EU-Länder bis dahin abgelehnte Zugeständnisse an wichtige Vertragsstaaten (Kanada, Japan, Russland). Hierzu gehörte die höhere Anrechenbarkeit von senkenbildenden Maßnahmen (Waldbewirtschaftung, Aufforstung) für CO₂. Weiterhin soll der Handel von Emissionsrechten im Gegensatz zur ursprünglichen Fassung des Kyoto-Protokolls unlimitiert erfolgen, auch unter Einbezug der „natural hot air“. Diese ist durch einen Produktionsrückgang insbesondere Russlands und der Ukraine bei zugleich fehlender Reduktionsverpflichtung entstanden. Inländische Maßnahmen haben lediglich einen „signifikanten“ Beitrag, keinen festen Anteil zur Verringerung der Emissionen zu leisten. Die Minderungsverpflichtung der Vertragsstaaten sank dadurch faktisch auf 2 vH. Da die USA als der größte Emittent als Nachfrager auf dem Lizenzmarkt ausfallen, wird der Zertifikatspreis erheblich niedriger als von der EU ursprünglich prognostiziert sein. Der Anreiz der Vertragsstaaten, nationale Maßnahmen zur Emissionsvermeidung zu ergreifen, wird entsprechend geringer, ebenfalls auch der zur Einführung von energiesparenden Innovationen. „...the Kyoto Protocol more or less boils down to business-as-usual without binding emission constraints“ (Böhringer 2002, S. 52; vgl. auch Böhringer, Vogt 2003, S. 471; Barrett 2003, S. 382). Bei einem niedrigen Zertifikatspreis werden die Länder der früheren Sowjetunion nur einen Teil ihrer „hot air“ in der ersten Verpflichtungsperiode anbieten mit dem Ergebnis, dass c.p. der Preis für Emissionen und die Höhe der Vermeidungskosten für die Unterzeichnerstaaten ansteigen (vgl. Springer 2003, S. 543). Zum Rückgang des Zertifikatsangebots wird auch das zukünftige Wirtschaftswachstum in Russland und den EU-Beitrittsstaaten beitragen. Nach der Unterzeichnung durch Russland im Februar 2005 ist das Kyoto-Protokoll in Kraft getreten.

4. Handelbare Emissionszertifikate als Instrument der Klimapolitik

Handelbare Emissionszertifikate sind ein marktanaloges und - je nach Vergabeverfahren - fiskalisches oder nicht-fiskalisches Instrument der Mengensteuerung von Emissionen. In der Variante des cap-and-trade Systems wollen sie ein regionales oder globales Umweltqualitätsziel mittels der Zuteilung und des anschließenden Tausches von in geeigneten Einheiten zerlegten Emissionsrechten sowohl ökologisch effektiv als auch ökonomisch (statisch und dynamisch) effizient erreichen. Sie verkörpern ein vom Staat verbrieftes übertragbares Recht auf Umweltnutzung, z.B. am Ge- und Verbrauch des bisher freien öffentlichen Gutes saubere Luft. Das Umweltmedium „Luft“ wird einer öffentlich-rechtlichen Bewirtschaftung unterworfen (vgl. Winkler 2005, S. 248 ff.; auch Appel 2006, S. 782). Geeignet sind Zertifikate insbesondere für die Verringerung von

Globalschadstoffen wie Treibhausgase, für die der Ort der Entstehung keine Bedeutung für zukünftige Umweltschäden hat. Auch ist hierfür eine räumliche Differenzierung des Lizenzmarktes nicht erforderlich. Entsprechend groß können die Zahl der Marktteilnehmer und das Handelsvolumen auf dem Zertifikatsmarkt sein, so dass Marktmacht nicht entstehen dürfte. Ist der Verlauf der Grenzschadens- und der Grenzvermeidungskosten bekannt, dann entspricht die Wirkung der Zertifikate genau der einer Steuer auf fossile Brennstoffe. Im Unterschied zu dieser geben Zertifikate eine absolute Obergrenze der Emissionstätigkeit vor (ökologische Sicherheit), während der Zertifikatspreis und damit die ökonomischen Kosten unsicher sind (ökonomische Unsicherheit). Ist der Verlauf der (als linear angenommenen) Grenzvermeidungskosten unsicher, dann ist eine Mengensteuerung nur dann zu empfehlen, wenn im relevanten Bereich die Grenzschadenskosten im Vergleich zu den Grenzvermeidungskosten einen relativ steilen Anstieg aufweisen oder wenn irreversible Umweltschäden entstehen können (vgl. Baumol, Oates 1988, S. 68 ff.). Eine Kostenüberschreitung ist dann nachteiliger als eine Überschreitung der Emissionsmenge. Da der Klimawandel allerdings eine Folge der Zunahme der CO₂-Konzentration als Bestandsgröße, nicht der aktuellen Emissionstätigkeit ist, die Grenzschadenskosten dann vergleichsweise flach ansteigen, die Grenzvermeidungskosten für entwickelte Länder - bei gegebener Technologie - ab einem Schwellenwert dagegen relativ steil, ist der Wohlfahrtsverlust infolge höher als angenommener Grenzvermeidungskosten für Steuern geringer als für Zertifikate (vgl. McKibbin, Wilcoxon 2002, S. 117; Nordhaus 2005, S. 23; Hepburn 2006, S. 231). Der Nachteil höherer Emissionen ist in diesem Fall geringer als der der Überschreitung der Vermeidungskosten. Bei dieser Bewertung der Vorteilhaftigkeit von Steuern oder Zertifikaten ist auch zu bedenken, dass eine wissenschaftlich gesicherte Höhe der Emissionsreduktion oder auch der CO₂-Konzentration zur Vermeidung von Klimaschäden nicht zu bestimmen ist. Die Einhaltung eines exakten Mengenziels wie im Falle der Zertifikate verliert dadurch an Bedeutung.

Im ersten Schritt für den Aufbau eines Emissionshandelssystems bestimmt der Staat, bis zu welcher Höchstgrenze ein Umweltmedium innerhalb einer abgegrenzten Zeitperiode genutzt werden kann. Eine quantifizierte Zielgröße der Klimapolitik hat den Charakter einer Richtgröße, die sowohl aus wissenschaftlichen Erkenntnissen als auch aus normativen Prämissen abgeleitet ist (vgl. Schröder et al., 2002, S. 23 f.), aber auch das Ergebnis von Verhandlungen wie z.B. nach dem Kyoto-Protokoll sein kann. Danach wird die zulässige Gesamtemission in einzelne Zertifikate aufgeteilt. Sie können entweder zeitlich begrenzt oder unbefristet gültig sein. Bei einer Verschärfung des ökologischen Rahmens werden sie entsprechend periodisch in geringerer Höhe ausgegeben oder im Zeitablauf abgewertet. In beiden Fällen entsteht ein Zwang zur Emissionsminderung. Die Form der Erstvergabe kann nach unterschiedlichen Regeln erfolgen (vgl. u.a. Grubb, Sebenius 1992, S. 193 ff.; Rose 1992, S. 59 ff.; Heister 1997, S. 337). Sie hat Bedeutung für Bestandsschutz und Planungssicherheit bestehender und Marktzutritt neuer Unternehmen. Zudem hat sie Auswirkungen auf den staatlichen Haushalt (vgl. Heister, Michaelis u.a. 1991, S. 104 ff.). Eine Versteigerung der Gesamtemissionsrechte führt wie bei Erhebung einer Umweltabgabe auf CO₂-Emissionen zu Einnahmen des

Staates und zu Ausgaben der Unternehmen. Der Staat erhält daraus die Möglichkeit, den Versteigerungserlös in einem durch Verzerrungen gekennzeichneten Steuersystem u.a. in Form einer Senkung von Steuern auf den Faktor Arbeit („revenue recycling policies“) im Inland rückzuverteilen (vgl. zur Übersicht Bovenberg, Goulder 2002, S. 1502 f.). Dieses Zuteilungsverfahren liefert zugleich einen Anhaltspunkt für den späteren Zertifikatspreis auf dem Sekundärmarkt, indem es die Zahlungsbereitschaft der einzelnen Bieter offenbart. Seine Transaktionskosten sind eher gering.

Die Gratisvergabe der Zertifikate kann an der Höhe der historischen oder der projektierten zukünftigen Emissionen anknüpfen, im Falle der internationalen Kooperation auch proportional zur Größe der Bevölkerung oder des Sozialprodukts eines Landes vorgenommen werden. Eine Zuteilung nach dem Prinzip des status quo gewährleistet den Bestandsschutz für Altanlagenbetreiber. Ausgaben für die Unternehmen und Einnahmen für den Staat entstehen nicht. Insbesondere im Falle einer periodischen anstelle einer einmaligen Gratiszuteilung werden höhere Transaktionskosten als bei einer Versteigerung anfallen. Ist der Markt für Zertifikate wettbewerblich strukturiert und sind die Transaktionskosten des Emissionshandels - wie bei der Versteigerung - gering, dann hat die Form der Anfangszuteilung keinen Einfluss auf die Effizienz und die Effektivität des Emissionshandels auf dem Sekundärmarkt (vgl. Tietenberg 1995, S. 326; Woerdman 2003, S. 110). Entsprechend kann die Erstallokation anderweitige Ziele verfolgen, z.B. eine staatliche Einnahmenerzielung oder verteilungspolitische Ziele. Auch bei der Überwälzung (pass through) des Zertifikatspreises auf die Preise der Konsumgüter und der Vorleistungen der Unternehmen besteht kein Unterschied: Die Versteigerung führt zu Ausgaben der Unternehmen. Bei der Gratiszuteilung verursacht der Gebrauch von Zertifikaten für die Deckung der Emissionen Opportunitätskosten in Höhe ihres möglichen Verkaufserlöses zum Marktpreis im Falle einer Emissionsvermeidung, die sie auch in diesem Falle weiterwälzen.⁵ Die Zuteilung der Zertifikate wirkt bei beiden Methoden wie eine Steuer auf den Einsatz der Produktionsfaktoren und verringert den realen Faktorertrag („tax interaction effect“). Zudem verzerrt sie die Struktur der Konsumnachfrage und der Vorleistungen. Die „gross costs“ (ohne positive Umwelteffekte) der Zertifikatsausgabe auf die Höhe der Steuereinnahmen hängt vom Einfluss z.B. der Reallohnsenkung auf das Arbeitsangebot ab (vgl. Bovenberg, Goulder 2002, S. 1494 ff.; Parry 2005, S. 220 ff.). Ist dieses rückläufig - wie bei Dominanz des Substitutionseffektes gegenüber dem Einkommenseffekt der Reallohnsenkung, - dann sinkt auch das Steueraufkommen. Wird daraufhin der Steuersatz auf den Faktor Arbeit wieder erhöht, um im Falle der Versteigerung der Zertifikate die Staatseinnahmen aus Steuern und dem Erlös aus der Zuteilung der Zertifikate konstant zu halten (Aufkommensneutralität), dann sinkt die Zusatzlast der Besteuerung in geringerem Maße. Überwiegt der „tax interaction effect“ den „revenue-recycling effect“, dann geht der Effizienzverlust des Steuersystems in geringerem Maße zurück. Eine angestrebte „doppelte Dividende“ durch eine aufkommensneutrale Umstrukturierung des Einnahmensystems wird - anders als erhofft - nicht oder nur in geringerem Umfang erreicht. Weiterhin ist bei der „revenue recycling

⁵ Zum Problem der Zulässigkeit, kostenlos zugeteilte Emissionszertifikate zum Marktpreis in die Preiskalkulation einzubeziehen, vgl. Frenz 2006, S. 737 ff.; Burgi, Lange 2006, S. 549 ff.

policy“ zu bedenken, dass die Bemessungsgrundlage bei der Besteuerung des Arbeitseinkommens größer als im Falle der Zertifikateversteigerung ist. Entsprechend hoch muss - bei gegebener Zertifikatezuteilung - der Zertifikatspreis sein, um gleich hohe Staatseinnahmen zu erzielen. In Bezug auf die Verteilungswirkung steigt bei der Gratisvergabe als Folge der Preiserhöhung die Produzentenrente zulasten der Konsumentenrente. Eine Rückverteilung des Versteigerungserlöses an die Konsumenten mildert zumindest den Umverteilungseffekt zugunsten der Unternehmen. Verteilungsargumente sprechen somit für die Versteigerung der Zertifikate (vgl. Bader 2000, S. 264 f.; Hepburn et al. 2006, S. 140). Die Liquidität und entsprechend das Handelsvolumen im Anschluss an die Erstvergabe werden höher als im Falle der Versteigerung sein, da die Anfangsverteilung unabhängig von den Grenzvermeidungskosten der Emissionsminderung vorgenommen wird (vgl. Endres, Schwarze 1994, S. 183).

Die Versteigerung weist auf Unternehmensebene auch eine höhere dynamische Effizienz als die Gratiszuteilung auf (vgl. Milliman, Prince 1989, S. 253 ff.). Bei der periodischen Versteigerung können alle Unternehmen nach Einführung und Ausbreitung effizienterer Umwelttechnologien als Folge des Rückgangs der Lizenznachfrage neue Lizenzen zu einem geringeren Preis als zuvor ersteigern. Bei einer Gratisverteilung dagegen sind Unternehmen - je nach Höhe ihrer Grenzvermeidungskosten - Käufer und Verkäufer von Lizenzen zugleich. Es gibt sowohl Gewinner als auch Verlierer der Zertifikatspreissenkung (zum Fortgang dieser Diskussion vgl. Jaffe, Newell, Stavins 2003). Trotz der in normativer Analyse abgeleiteten theoretischen Vorteile der Versteigerung dominiert in der Praxis - auch unter dem Einfluss des Lobbyismus - die Gratiszuteilung. Sie verteilt die entstehenden Renten auf die einbezogenen Unternehmen und erleichtert ihnen dadurch auch die Entscheidung für die Beteiligung am Emissionshandel (vgl. Kehane, Revesz, Stavins 1998, S. 315 f.; Tietenberg 2005, S. 184 f.).

Zertifikatspflichtige sind entweder die Produzenten und Importeure von Primärenergie als Hersteller (Upstream-Variante) oder Großemittenten wie Kraftwerke, Raffinerien und Industrieanlagen als Verbraucher (Downstream-Variante). Die Anzahl der auszugebenden Zertifikate ist bei beiden Verfahren unterschiedlich mit Folgen für die Struktur des Zertifikatemarktes. Im ersten Fall werden alle Emissionen, auch die der Kleinverbraucher, erfasst und direkt belastet (Brennstoffzertifikate). Damit geht eine genaue Verhaltenssteuerung einher. Die administrativen Kosten sind vergleichsweise gering. Bei einer Gratiszuteilung fällt die entstehende Rente einer kleinen Gruppe von Unternehmen zu, insbesondere der Energiewirtschaft, die den Zertifikatspreis auf die Endverbraucher überwälzen wird (vgl. Grubb, Neuhoff 2006, S. 14 f.; Hepburn et al. 2006, S. 140). Im zweiten Fall, bei Ausgabe von Emissionszertifikaten, kommt die Rente einer größeren Gruppe von Unternehmen zugute. Eine Zertifikatspflicht für kleine und mobile Emissionsquellen (Haushalte, Verkehrsteilnehmer) verbietet sich aus Gründen der Praktikabilität (vgl. im einzelnen Bader 2000, S. 164 ff.; auch Woerdman 2000, S. 617; Boom, Nentjes 2003, S. 47 ff.). Hierfür eignet sich die Erhebung einer Energie- oder Emissionssteuer. Der „Rat von Sachverständigen für Umweltfragen“ (1996, Tz. 1007; 2002, Tz. 473) empfiehlt die Ausgabe von Brennstoffzertifikaten, da diese alle Emittenten belasteten. Bei der Zuteilung ist auch eine flexible Kombination von Ver-

steigerung für Neueinsteiger und Gratisvergabe für Altemittenten, z.B. an energieintensive Unternehmen denkbar (vgl. Cansier 1998, S. 101).

5. Europäischer Handel mit Emissionszertifikaten

5.1 Die EG-Richtlinie zum Emissionshandel und das deutsche Anlagengenehmigungsrecht

Nachdem die Klimapolitik mittels Einführung einer harmonisierten CO₂-/Emissionssteuer gescheitert war, entschied sich die Europäische Union für die Ausgabe von und den Handel mit Emissionszertifikaten, um ihre eingegangene Reduktionsverpflichtung erfüllen zu können. Für die Einführung des Emissionshandels sprach vor allem, dass die Mengensteuerung von ihrer Zielsetzung her mit dem nationalen Vermeidungsziel und der Anwendung von flexiblen Mechanismen des Kyoto-Protokolls übereinstimmte. Entsprechend der Richtlinie⁶ zum Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten nahmen die Länder der Europäischen Union bereits zu Beginn des Jahres 2005 den Emissionshandel für CO₂ auf, nicht erst zu Beginn der ersten Verpflichtungsperiode 2008. Sie wollten dadurch Erfahrungen in der Umsetzung und Akzeptanz bei den Beteiligten (dazu Gawel 1997, S. 513 ff.) gewinnen. Die anfängliche Beschränkung auf CO₂ soll Kontrollprobleme für andere Treibhausgase verringern. Ein gemeinsames Emissionshandelssystem in der EU führt zu einem einheitlichen Preis für Kohlenstoff und vermeidet Wettbewerbsverzerrungen zwischen den Mitgliedsländern.

Die Zuteilung der Zertifikate nahmen die Mitgliedsstaaten in der Vorbereitungsphase 2005-2007 ganz überwiegend in Form der Gratisvergabe vor, vornehmlich aus Gründen der Praktikabilität und der Verteilungswirkung, damit der politischen Durchsetzbarkeit. „...the rationale for a policy allowing some free allocation of allowances based on historic emissions is based on the desire to compensate incumbent installations that are affected by the regulation“ (vgl. Gupta et al 2007, S. 758). Sie konnte lediglich bis zu 5 vH auf dem Wege der Versteigerung erfolgen. Über die Gesamtmenge der auszugebenden Zertifikate und deren Aufteilung auf die einbezogenen Tätigkeiten (Sektoren) entschied jeder Mitgliedsstaat eigenständig. Diese sind für eine Zuteilungsperiode gültig. Eine Übertragung in die nächste Periode („Banking“) ist zulässig (§ 6 Abs. 4 Satz 4 EG-RL 2003/87/EU), nicht dagegen ein Vorziehen aus einer späteren Periode („Borrowing“). Allerdings kann ein Mitgliedsstaat von einer Überführung der Zertifikate in die nächste Periode absehen. Davon hat Deutschland Gebrauch gemacht (vgl. § 20 ZUG 2007⁷). Die Zertifikate werden in einem zweistufigen Verfahren zunächst an die beteiligten Länder, danach durch diese an die Unternehmen in den einbezogenen Sektoren verteilt (dazu bereits Tietenberg 1995, S. 333 f.). Die Anzahl der Marktteilnehmer steigt durch die Erweiterung des Teilnehmerkreises um den privaten Sektor beträcht-

⁶ Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 13.10.2003 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, L 275/32-45 vom 25.10.2003 (2003a).

⁷ Gesetz über den nationalen Zuteilungsplan für Treibhausgasemissionsberechtigungen in der Zuteilungsperiode 2005 bis 2007 (ZUG 2007). BGBl. I 2004, S. 2211 ff.

lich. Für die Kontrolle der Emissionsmenge und damit die Einhaltung des Vermeidungszieles sind die EU-Mitgliedsstaaten verantwortlich. Die Europäische Gemeinschaft überwacht lediglich die Einhaltung der nationalen Minderungsprogramme. Die zugeteilten (EU allowances EUA) und die durch den Mechanismus für umweltverträgliche Entwicklung erzeugten Emissionsberechtigungen CER sind im Emissionshandelsystem gleichwertig (§ 8 ProMechG⁸). Im Gegensatz zu den ERU- erhöhen die CER-Berechtigungen die Anzahl der verfügbaren Berechtigungen der nationalen Emissionsbudgets. Ab 2008 werden auch die „Emission Reduction Units“ der JI-Gemeinschaftsprojekte in das Emissionshandelssystem einbezogen. Auf dem neu entstandenen Markt für Zertifikate wird zwischen den verschiedenen Lizenzformen eine Preisdifferenzierung erwartet (vgl. Grubb 2003, S. 175 ff.). So mögen Zertifikate aus den Projektmechanismen einen Preisaufschlag gegenüber zugeteilten Zertifikaten erhalten, da sie nicht auf einem reinen Papierhandel beruhen, sondern durch reale Investitionsprojekte entstehen und dadurch ein höheres Vertrauen genießen.

Adressaten der Zuteilung und des anschließenden Emissionshandels sind - in Anlehnung an das Emissionsmodell - die Mehrzahl der nach der IVU-Richtlinie⁹ genehmigungsbedürftigen ortsfesten Industrieanlagen in den Wirtschaftszweigen der Energieumwandlung (Strom- und Wärmezeugung mit Verbrennungsanlagen über 20 MW, Mineralölraffinerien, Kokereien), der Eisen- und Stahlerzeugung und -verarbeitung, der mineralverarbeitenden Industrie (Herstellung von Zementklinkern, von Glas, keramischen Erzeugnissen), von Zellstoff und Papier und Pappe (vgl. EU-RL 2003/87/EG, Anhang I). In der chemischen Industrie werden nur Verbrennungsanlagen zur Eigenstromerzeugung mit einer Leistung von mehr als 20 MW erfasst. Prozessbedingte Emissionen, bei denen CO₂ als Produkt aus einer chemischen Reaktion entsteht, die keine Verbrennung ist, vorwiegend bei Anlagen der Eisen- und Stahl- und der Mineralölindustrie, sind nicht von einer Kürzung der Emissionen betroffen. Insgesamt unterliegen etwa 45 vH der CO₂-Emissionen in der Europäischen Union dem Emissionshandel. Die Downstream-Variante eignet sich am ehesten für Wirtschaftszweige mit wenigen großen Anlagen und großen Emissionsmengen. Mobile Emissionsquellen in Haushalten und im Verkehr als Kleinverbraucher werden aus Gründen des Gleichheitsgrundsatzes in die Emissionsreduktion einbezogen, wenn auch mit anderen Instrumenten, z.B. der Erhebung einer Umweltabgabe (vgl. Kommission der Europäischen Gemeinschaften 2000, S. 17; auch Reh binder, Schmalholz 2002, S. 8).

Die Betreiber der in den Emissionshandel einbezogenen ortsfesten Anlagen, in der die oben genannten Tätigkeiten durchgeführt werden, benötigen eine Genehmigung (per-

⁸ Gesetz zur Einführung projektbezogener Mechanismen nach dem Protokoll von Kyoto zum Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen vom 11.12.1997, zur Umsetzung der Richtlinie 2004/101/EG und zur Änderung des Kraft-Wärme-Koppelungsgesetzes, Art. 1 (ProMechG). BGBl. I 2005, S. 2826 ff.- Das ProMechG setzte die EU-Richtlinie 2004/101/EG vom 27.10.2004 (sog. Linking Directive), die die Verbindung zwischen den flexiblen Mechanismen des Kyoto-Protokolls im Rahmen des europäischen Rechts herstellt, in nationales Recht um.

⁹ Richtlinie 91/96 EG des Rates vom 24.9.1996 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, 39. Jg. (1996), L 257/26. - Zu ihrer Umsetzung in das deutsche Umweltrecht vgl. RSU, 2002, Tz. 303 ff.

mit) für die Emission von Treibhausgasen. Sie muss bei der zuständigen Behörde beantragt werden. Voraussetzung für die Erteilung einer Genehmigung ist, die Höhe der Emissionen zu überwachen und über sie zu berichten. Im Anschluss daran wird die Gesamtanzahl der Zertifikate, die zur Emission berechtigen (allowances), seitens der Mitgliedsstaaten für eine Zuteilungsperiode auf die einzelnen Anlagen aufgeteilt. Diese haben den Charakter von Inputfaktoren und sind handelbar. Die Betreiber der einbezogenen Anlagen müssen jährlich zu einem Stichtag diejenige Anzahl von Zertifikaten zurückgeben, die den Gesamtemissionen ihrer Anlagen im Vorjahr entspricht. Sie benötigen damit sowohl - wie bisher - eine Anlagengenehmigung als auch eine ausreichende Anzahl von Emissionszertifikaten. Der Zertifikatehandel greift im vollen Umfang der erfassten Treibhausgasemissionen (vgl. Burgi 2003, S. 2489).

Für die Zuteilung der Zertifikate müssen die Mitgliedsstaaten bis zu Beginn jeder Zuteilungsperiode einen nationalen Allokationsplan nach bestimmten Kriterien aufstellen. Er muss die Gesamtmenge der verfügbaren Zertifikate mit der übernommenen Minderungsverpflichtung in Übereinstimmung bringen. Dabei ist das Potential der in den Emissionshandel einbezogenen Anlagen zur Emissionsverminderung einzubeziehen (vgl. EU-RL 2003/87 EG, Anhang III). Weiterhin kann der Allokationsplan erbrachte Vorleistungen berücksichtigen. Die Mitgliedsstaaten sollen die Zuteilung möglichst einheitlich vornehmen, um Wettbewerbsverzerrungen zwischen ihnen zu vermeiden. Die Minderungspflicht ist in der Vorbereitungsphase 2005-2007 noch nicht bindend. Auch fallen eventuelle finanzielle Sanktionen gegenüber privaten Unternehmen bei Überschreiten der zulässigen Emissionsmenge geringer aus (40 anstelle 100 € pro überschrittener Tonne CO₂ in 2008-2012).

Die Betreiber von genehmigungsbedürftigen Anlagen haben in Deutschland nach § 5 Abs. 1 BImSchG als Grundpflichten den Schutz vor und die Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen zu erfüllen. Die Schutzpflicht zielt darauf ab, die durch Immissionen auf Umweltmedien verursachten Schadenswirkungen, die mit hoher Wahrscheinlichkeit Gefahren für die Allgemeinheit und die Nachbarschaft hervorrufen können zu verhindern. Zu den Schutzgütern zählt auch die Atmosphäre und damit das Klima (vgl. Koch, Wieneke 2001, S. 101; Bail, Marr, Oberthür 2003, S. 299; Wustlich 2003, S. 24; Winkler 2005, S. 135 f.). Die Vorsorgepflicht bezieht sich auf einen Schadensverdacht, dessen Wahrscheinlichkeit nicht genau angegeben werden kann. Sie dient der Vorbeugung vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Emissionsverminderung mittels Berücksichtigung der „besten verfügbaren Techniken“¹⁰, die ein hohes Schutzniveau für die Umwelt gewährleisten und - aus der Sicht des durchschnittlichen Betreibers in einem Wirtschaftszweig (so Engelhardt 2002, S. 81) - wirtschaftlich vertretbar sein müssen (zum Vergleich von Umweltvorsorge und Gefahrenschutz vgl. Cansier 1996, S. 52 f.). Emissionsgrenzwerte für Treibhausgase finden sich im Immissionsschutzrecht nicht. Sie sind kein Schadstoff mit lokalem Bezug. Das Vorsorgegebot u.a.

¹⁰ Das deutsche Umweltrecht verwendet nach der Umsetzung der IVU-Richtlinie weiterhin den Terminus "Stand der Technik" (§3 Abs.6 BImSchG; §7a Abs.5 WHG; §12 Abs.2 Krw-/AbfG). -Zum Vergleich beider Technikstandards Heimlich 1998, S. 582 ff.

gegen Restrisiken stellt umfassendere Anforderungen an den Umweltschutz als das Schutzgebot (zum Vergleich der Grundpflichten vgl. Hoppe, Beckmann, Kauch 2000, § 21, Rn 53; Koch 2002, S. 153 ff.). Zu den Grundpflichten gehört weiterhin das Gebot der sparsamen und effizienten Energieverwendung, unabhängig von der damit einhergehenden gleichzeitigen Emissionsminderung, also auch die Ressourcenschonung. Die Wahl einer bestimmten Technologie ist damit nicht vorgeschrieben, z.B. eines bestimmten Energieträgers (vgl. auch Koch, Wieneke 2001, S. 101 ff.; Epiney 2002, S. 579 ff.). Es leidet an der mangelnden Konkretisierung, ein Ausdruck des Vollzugsdefizits im Umweltrecht (vgl. Hohmuth 2006, S. 133 f.). Das Bundesimmissionsschutzgesetz errichtet somit „ein um den Aspekt der Vorsorge erweitertes Gefahrenabwehrregime...“ (Enders 1998, S. 187). Einen nennenswerten Beitrag zum Klimaschutz hat es bisher nicht geleistet (so Winkler 2005, S. 140 f.; Hohmuth 2006, S. 231 f.).

Die Umstellung von der bisherigen Praxis, die Befugnis zur Emission von Treibhausgasen anstelle der Anlagengenehmigung durch die Abgabe handelbarer Emissionszertifikate zu erteilen, stellt eine Beschränkung der grundgesetzlichen Eigentums- und Berufsfreiheit dar (vgl. Zimmer 2004, S. 226). Dieser Eingriff in die Grundrechte wird als gerechtfertigt angesehen: Beim Klimaschutz handelt es sich um Belange des Allgemeinwohls. Das Anlagengenehmigungsrecht vermittelt bei sich verändernden Umständen nur einen eingeschränkten Bestandsschutz, z.B. einer Verschärfung der Emissionsgrenzwerte oder einer Verringerung der Emissionsberechtigungen (vgl. Hohmuth 2006, S. 271; Martini, Gebauer 2007, S. 230). Dabei darf der Emissionshandel für die Anlagenbetreiber nur zu solchen Belastungen führen, die im Falle einer Gratiszuteilung der Emissionsberechtigungen verhältnismäßig sind, d.h. er muss geeignet, erforderlich und angemessen sein (vgl. Zimmer 2004, S. 257; Vosskuhle 2002, S. 192 ff.; Burgi 2005, S. 63 ff.). Das Bundesverwaltungsgericht hat im Jahr 2005 das TEHG für verfassungsgemäß erklärt (vgl. Adam, Hentschle, Kopp-Assenmacher 2006, S. 6; Kobes 2007, S. 858). Insbesondere ist mit ihm keine Verletzung der Eigentumsfreiheit verbunden.

5.2 Kritik des Konzeptes der EG-Richtlinie

Die EG-Richtlinie - sowie bereits der EG-Richtlinienentwurf (2001) - und das europäische Emissionshandelssystem werden dahingehend kritisiert, dass die begrenzte Anzahl der einbezogenen Wirtschaftszweige die Kostenersparnis des Emissionshandels in der Vorbereitungsphase beschränkt. Zudem wird darauf hingewiesen, dass die Vermeidungskosten als Folge des geltenden Ordnungsrechts ähnlich hoch sind (vgl. RSU 2002, Tz. 478; Meyer, Ströbele 2001, S. 71; Rehbinder, Schmalholz 2002, S. 7). Weiterhin fehle ein Basisjahr für die Erstzuteilung der Zertifikate, so dass erbrachte Vorleistungen in der Emissionsvermeidung nicht berücksichtigt werden könnten (vgl. für die deutsche Industrie Hein 2001, S. 169; auch Rehbinder, Schmalholz, 2002 S. 3 f.). Deutschland erhielt die Möglichkeit, bei der Aufstellung des Nationalen Allokationsplans das Jahr 1990 als Basisjahr für die Zuteilung der Emissionsrechte zu wählen. Weiterhin ist das Problem der Überlagerung von Emissionsregulierungen in der Richtlinie nicht gelöst (vgl. Wackerbauer 2003, S. 73). In Deutschland unterliegen alle Wirtschaftszweige, die am Emissionshandel teilnehmen, auch der ökologisch ausgerichteten Besteuerung des

Energieverbrauches. Die Steuersätze sind allerdings anstelle der CO₂-Intensität am Energiegehalt der Primärenergieträger ausgerichtet. Zudem sind sie für alle Primärenergieträger unterschiedlich hoch. Um eine Doppelregulierung zu vermeiden, wurde die Befreiung von Umweltabgaben für die Unternehmen, die am Emissionshandel teilnehmen, empfohlen (vgl. u.a. Meyer, Ströbele 2001, S. 76 f.).

Entsprechend den Grundpflichten der Anlagenbetreiber, zur Erteilung einer Genehmigung für jede einzelne Industrieanlage den Einsatz der besten verfügbaren Techniken und eine effiziente und zusätzlich sparsame Energieverwendung zu berücksichtigen, waren die Schutz- und die Vorsorgepflicht der IVU-Richtlinie und des deutschen Anlagengenehmigungsrechts mit dem europäischen Emissionshandel ursprünglich nicht vereinbar. Erstere sind anlagenbezogen (bottom up) und beinhalten das Recht zum Ausstoß von Treibhausgasen (vgl. Burgi 2003, S. 2488). Letzterer zielt auf die Höhe der Gesamtemissionsmenge (top down), unabhängig von der Emission der einzelnen Anlage (vgl. Giesberts, Hilf 2002, S. 107; Smith, Sorrell 2001, S. 29). Anlagenbetreiber waren nach geltendem Recht nicht befugt, sich durch den Erwerb von Emissionszertifikaten vom ordnungsrechtlichen „Stand der Technik“ und dem Gebot der sparsamen und effizienten Energieverwendung zu befreien (vgl. Frenz 2001, S. 310; Koch, Wieneke 2001, S. 116; Reh binder, Schmalholz 2002, S. 6 f.). In Erkenntnis der Unvereinbarkeit dieser beiden umweltpolitischen Ansätze ergänzte Art. 26 der Richtlinie 2003/87/EG die Genehmigungsaufgabe von Art. 9 Abs. 3 der IVU-Richtlinie dahingehend, dass keine Emissionsgrenzwerte für direkte Emissionen von Treibhausgasen aus Anlagen, die unter die vorliegende Richtlinie fallen, vorgeschrieben werden und es den Mitgliedsstaaten freisteht, keine Energieeffizienzanforderungen in Bezug auf Verbrennungseinheiten oder andere Einheiten am Standort, die Kohlendioxyd ausstoßen, festzulegen. Allerdings dürfen die Emissionen neben ihren Fernwirkungen keine schädlichen örtlichen oder regionalen Auswirkungen haben, wie es bei CO₂ als Globalschadstoff auch nicht der Fall ist. Das Vorsorgegebot von Art. 3 IVU-Richtlinie als allgemeines Prinzip der Grundpflichten der Betreiber war allerdings weiter zu befolgen. Die Pflicht zum Einsatz der „besten verfügbaren Techniken“ blieb damit bestehen. Ein freier Emissionshandel war entsprechend eingeschränkt.

Um diesen Konflikt zwischen Emissionshandel und Ordnungsrecht aufzuheben, wurde die Einführung eines „Kombinationsmodells“ (Stür, Spreen 1999, S. 165; Koch, Wieneke 2001, S. 120; Epiney 2002, S. 584) zwischen beiden Instrumenten empfohlen. Eine ausschließliche „Binnenrationalisierung‘ des Ordnungsrechts“ (Gawel 1999, S. 290 f.) durch eine noch stärkere Differenzierung und Flexibilisierung mit dem Ziel, seine Effizienz zu erhöhen, galt als wenig Erfolg versprechend (ebd., S. 294). Zudem sind die Vorzüge des Ordnungsrechts für den Schutz der Umwelt wie die direkte Verhaltenssteuerung und die Treffsicherheit bei räumlicher Schadstoffkonzentration (so Lübke-Wolff 2001, S. 484 f.) für den Klimaschutz als globalem Umweltproblem nicht von Belang, da der Ausstoß einer einzelnen Anlage nicht zu Gefahren für die Allgemeinheit durch Luftverunreinigungen führt. Eine spezifische Begründung für den Einsatz ordnungsrechtlicher Instrumente im bisherigen Ausmaß besteht im Falle der Emissionsminderung von Treibhausgasen nicht. Der „Rat von Sachverständigen für Umwelt-

fragen“ (2002, Tz. 584) forderte, dass die Einführung des Emissionshandelssystems lediglich mit der Verringerung, nicht aber der gänzlichen Aufhebung der ordnungsrechtlichen Anforderungen einhergehe (im gleichen Sinne Koenig 1996, S. 947; Köck 1999, S. 351; Koch, Wieneke 2001, S. 121 f.; Reh binder, Schmalholz 2002, S. 7). Dabei müsse mittels der Menge der zugeteilten Zertifikate gewährleistet sein, dass die Emissionen nicht höher ausfielen als nach geltendem Ordnungsrecht zu erwarten wäre. Diese Forderung war allerdings nicht leicht zu erfüllen, da sich die Höhe der Emissionen der Anlagen nach der Höhe des zukünftigen Zertifikatspreises richten wird (vgl. Epiney 2002, S. 584). Alternativ zur Höhe der Zuteilung könnten die Technikregeln zur Einhaltung von Mindeststandards so ausgewählt werden, dass sie lediglich eine „normale, in der Praxis bewährte Problemlösung“ in den technischen Anforderungen („Regeln der Technik“), nicht dagegen den „Stand der Technik“ oder die „beste verfügbare Technik“ als fortschrittliche Praxis sicherten (vgl. Schulte 1999, S. 44; Giesberts, Hilf 2002, S. 118).

Die Kombination mit dem geltenden Anlagengenehmigungsrecht hat zur Folge, dass der Emissionshandel auf die Emissionsminderung unterhalb der gesetzlich erlaubten Höhe begrenzt wird (vgl. Mehrbrey, Reuter 2003, S. 43). Ein Angebot an Zertifikaten (sog. emission reduction credits) entsteht bei dieser Regelung lediglich durch Unterschreiten der Emissionsgrenzwerte als Folge von umwelttechnischen Innovationen, eine Nachfrage bei nicht erlaubten Umweltnutzungen oder durch Mitgliedsstaaten mit national nicht erfüllter Verpflichtung zur Emissionsreduktion. Sie dient der Flexibilisierung und damit der Wirkungsverstärkung des Ordnungsrechtes durch ökonomische Anreizinstrumente (vgl. Hendler 2001, S. 282; auch Gawel 2000, S. 27). Im Vergleich zu einem cap-and-trade Zertifikatsmodell fällt das Handelsvolumen nach diesem alternativen credit-and-trading oder auch baseline-and-credit genannten System auf dem Zertifikatsmarkt erheblich geringer aus, ebenfalls der mögliche Effizienzgewinn, da ordnungsrechtliche Regulierungen Unterschiede in den Vermeidungskosten zwischen den Industrieanlagen in der Europäischen Union verringern (vgl. Hansjürgens 2000, S. 267; Reh binder, Schmalholz 2002, S. 7; Lübke-Wolff 2001, S. 482). Weiterhin resultiert ein hoher Kontrollaufwand aus der gleichzeitigen Einhaltung des Ordnungsrechtes und des Emissionshandels.

5.3 Rechtliche Umsetzung der EG-Richtlinie

5.3.1 Erweiterung des Anlagengenehmigungsrechts

Der Regierungsentwurf zur Umsetzung der EG-Richtlinie über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft in deutsches Recht sah ursprünglich ein dreiteiliges Konzept vor (vgl. Schweer, Ludwig 2004, S. 150). Nach Einspruch des Bundesrates, der eine Stärkung der Länder im Vollzug des Emissionshandels anstrebte, erfolgte diese letztlich durch ein eigenes Umsetzungsgesetz und ein Gesetz über den Nationalen Zuteilungsplan für Treibhausgasemissionsberechtigungen (vgl. Kobes 2004, S. 515; Schweer, Ludwig 2004; Shirvani 2005, S. 182 f.; Appel 2006, S. 779 ff.; Weinreich 2006). Das Umsetzungsgesetz enthält in Art. 1 das Treibhausgas-

emissionshandelsgesetz (TEHG),¹¹ in Art. 2 eine Änderung von § 5 Abs. 1 BImSchG. Eine Begrenzung von Treibhausgasen ist hiernach nur zulässig, um zur Gewährleistung eines hohen Schutzniveaus sicherzustellen, dass im Einwirkungsbereich der Anlagen keine schädlichen Umweltwirkungen für die Allgemeinheit und die Nachbarschaft entstehen. Um das Vorsorgegebot gegen schädliche Umwelteinwirkungen erfüllen zu können, sind bei den im TEHG, Anhang I, genannten Anlagen (Tätigkeiten), die nach § 4 Abs. 1 Satz 3 BImSchG auch genehmigungsbedürftig sind, die Anforderungen an die Ermittlung von Emissionen und die Erstellung eines Emissionsberichtes und an die fristgerechte Abgabe von Emissionsberechtigungen (allowances) einzuhalten (§§ 5 und 6 Abs. 1 TEHG). Das bisherige Anlagenrecht wird um den Emissionsrechtehandel erweitert. Das Vorsorgeprinzip gilt mit der Beschränkung der Emissionsmenge als erfüllt, wenn dadurch eine gleich hohe Emissionsreduktion wie mit der bisherigen ordnungsrechtlichen Regulierung erreicht wird (vgl. Appel 2006, S. 788 f.). Eine Verringerung der Menge der Emissionsberechtigungen führt zu seiner Dynamisierung. Um den Verwaltungsaufwand für die Unternehmen zu vereinfachen, wird die Emissionsgenehmigung für Neuanlagen im gleichen Verfahren wie die immissionsschutzrechtliche Genehmigung nach dem BImSchG erteilt (§ 4 Abs. 6 Satz 1 TEHG). Weiterhin dürfen zur Erfüllung der Pflicht, Energie effizient zu verwenden, in Bezug auf CO₂-Emissionen keine Anforderungen gestellt werden, die über die Pflichten des TEHG hinausgehen. Die Verknüpfung von TEHG und BImSchG durch die Anlagengenehmigung führt zu einem erweiterten Anlagerecht (vgl. Hohmuth 2006, S. 216 ff.). Bei Altanlagen wird die bestehende immissionsschutzrechtliche Genehmigung um Anforderungen zur Ermittlung der Treibhausgasemissionen und zur Abgabe einer die Emissionsmenge des Vorjahres entsprechenden Berechtigungsmenge ergänzt (§ 4 Abs. 7 TEHG).

5.3.2 Nationaler Allokationsplan 2005-2007

Das Zuteilungsgesetz (ZUG 2007) setzt den ersten Nationalen Allokationsplan (NAP I) und damit die Zuteilung der Emissionsberechtigungen auf die einzelnen Anlagen in nationales Recht um. Es ergänzt das TEHG und regelt dessen Ausführung und Vollzug (ebd., S. 209). Der Allokationsplan besteht aus einem Makroplan und einem Mikroplan. Die Zuteilungsregel differenziert nach bestehenden und nach neuen Anlagen. In Deutschland wurden die Emissionsberechtigungen zu 100 vH gratis zugeteilt. Mehr als 90 vH davon entfielen auf weniger als 500 Anlagen (vgl. Schafhausen 2005, S. 37). Die Datenbasis für die in den Emissionshandel einbezogenen Anlagen war noch unzureichend (vgl. ders. 2006, S. 10 ff.). Die Zuteilung erfolgte ganz überwiegend auf der Grundlage der Emissionen der Vergangenheit, die durch Befragungen und Berechnungen ermittelt wurden (Basisperiode 2000-2002). Eine sektorale Differenzierung, vor allem nach Energiewirtschaft und produzierendem Gewerbe, nahm sie nicht vor. Eine

¹¹ Gesetz zur Umsetzung der Richtlinie 2003/87/EG über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft, Art. 1: Gesetz über den Handel mit Berechtigungen zur Emission von Treibhausgasen (TEHG). BGBl. I 2004, S. 1578 ff.- Im Unterschied zur RL 2003/87/EG spricht das TEHG anstelle von Zertifikaten von Berechtigungen. - „Das TEHG ist das..’Stammgesetz’ der Implementierung der Emissionshandelsrichtlinie bzw. das ‚Rahmengesetz’ des Emissionshandels in Deutschland, wenngleich dabei von vorhandenen Strukturen des Anlagengenehmigungsrechts des BImSchG Gebrauch gemacht wird“ (Hohmuth 2006, S. 179).

Übertragung von Berechtigungen von einer Handelsperiode in die nächste ist nicht zulässig (vgl. § 20 ZUG 2007). Zusammenfassend ist der Nationale Allokationsplan als „ein äußerst komplexes und hochinterdependentes Gebilde“ (vgl. ders. 2005, S. 34) gekennzeichnet worden.

Die zugeteilte Gesamtemissionsmenge nach dem Makroplan muss mit dem nationalen Klimaschutzziel und der Verpflichtung aus dem Kyoto-Protokoll übereinstimmen. Als Ergebnis eines Verhandlungsprozesses mit den betroffenen energieintensiven Sektoren beträgt das Emissionsbudget für die Zuteilungsperiode 2005-2007 499 Mio t CO₂/Jahr (§ 4 Abs. 3 ZUG 2007). Er führt im Vergleich zum Emissionsreduktionsziel der Selbstverpflichtung der deutschen Industrie zu einer relativ reichlichen Ausstattung mit Zertifikaten (vgl. ders. 2006, S. 10; 2007, S. 104 ff.), auch als Folge der Unsicherheit über die Höhe der Emissionen in der Basisperiode. Auf andere Sektoren entfallen jährlich 356 Mio t, davon auf Verkehr und private Haushalte 298 Mio t. Diese müssen entsprechend eine höhere Minderungsleistung bei zugleich höheren Vermeidungskosten als die energieintensiven Industrien und die Energiewirtschaft erbringen. Für die Sektoren Haushalte und Verkehr hat die Bundesregierung im Rahmen ihres Nationalen Klimaschutzprogramms Maßnahmebündel vorgeschlagen (vgl. BMU 2005, S. 42 ff.). Die Emissionsberechtigungen werden in gleichen Jahresraten jeweils bis zum 28.2. des Jahres für bestehende Anlagen zugeteilt, die bis zum 31.12.2002 in Betrieb genommen worden sind. Sie müssen bis zum 30.4. des folgenden Jahres in Höhe der verursachten Emissionen des Vorjahres zurückgegeben werden. Ausgabe und Rückgabe der Emissionsberechtigungen erfolgen in der ersten Handelsperiode also zeitlich versetzt. Die Nutzung der Emissionsberechtigungen aus dem jeweils nachfolgenden Jahr für deren Rückgabe entsprechend den Emissionen des Vorjahres ist somit möglich¹².

Der Mikroplan beinhaltet die Regeln für die Zuteilung der Emissionsberechtigungen an die Betreiber der einbezogenen Anlagen und für die Bildung eines Reservefonds für zusätzliche Neuanlagen. Daneben umfasst er solche Emissionsberechtigungen, die für die mögliche Höherauslastung konventioneller Kraftwerke oder für Ersatzanlagen für stillgelegte Kernkraftwerke in der Zuteilungsperiode 2005-2007 benötigt werden (1,5 Mio. t./Jahr). Ab 2008 werden Ersatzinvestitionen für stillgelegte Kraftwerke Berechtigungen aus der Reserve für Neuanlagen zugeteilt. Nach den allgemeinen Allokationsregeln erfolgt auf Antrag die Zuteilung in Höhe der durchschnittlichen CO₂-Emissionen der Anlagen in der Basisperiode, korrigiert um einen sog. Erfüllungsfaktor. Dieser bringt das Emissionsbudget des Makroplans mit den Emissionen der einzelnen Anlagen in der Basisperiode in Übereinstimmung. Für Anlagen, die bis zum Jahre 1999 in Betrieb genommen worden sind, gilt die Basisperiode 2000-2002. Maßgeblich sind für Anlagen mit Inbetriebnahme bis zum Jahre 2002 die historischen, für solche im Zeitraum 2003-2004 die angemeldeten Emissionen (bei Möglichkeit einer nachträglichen

¹² Nach Art. 2 Gesetz zur Änderung des TEHG des Gesetzes zur Änderung der Rechtsgrundlagen zum Emissionshandel im Hinblick auf die Zuteilungsperiode 2008 bis 2012 (BGBl. I 2007, S. 1788 ff.) wird § 18 Abs. 3 TEHG dahingehend geändert, dass der Termin zur Abgabe fehlender Berechtigungen des Vorjahres auf den 31.1. vorgezogen wird. Fehlende Berechtigungen können dann mit dem Zuteilungsanspruch des laufenden Jahres (28.2.) verrechnet werden.

Korrektur im Folgejahr). Als Erfüllungsfaktor für letztere wird Eins angesetzt. Die Europäische Kommission hat diese ex-post-Anpassung beanstandet. An die Stelle der Prognose der jahresdurchschnittlichen Emissionsmenge durch den Antragsteller tritt in NAP II der Standardauslastungsfaktor (vgl. Frenz 2007b, S. 589). Um die Zuteilung zu flexibilisieren, kann auf Antrag eines Betreibers die Zuteilung für bestehende Anlagen auf der Basis historischer Emissionen für zusätzliche Neuanlagen durch die Menge ersetzt werden, die sich aus dem Produkt aus der prognostizierten durchschnittlichen jährlichen Produktionsmenge und dem Emissionswert der Anlage pro erzeugter Produkteinheit ergibt (sog. Optionregel; § 7 Abs. 12 i.V.m. § 11 ZUG 2007). Ein Erfüllungsfaktor wird hierfür für einen Zeitraum von zwölf Jahren nicht vorgegeben. Diese Optionsregel nahmen unerwartet viele der am Emissionshandel teilnehmenden Unternehmen in Anspruch. Sie trug dazu bei, dass das maximale Emissionsbudget um knapp 3 vH überschritten wurde. Entsprechend musste die Zuteilung an alle Anlagen ohne Sonderregeln gekürzt werden, auch an die, die eine Zuteilung nach der Optionsregel erhalten („zweiter“ Erfüllungsfaktor 0,9538). „Als Ergebnis wurde auf Intervention der Wirtschaft ein massiver Umverteilungsprozess mit zahlreichen ‚Gewinnern‘ aber zahlenmäßig deutlich mehr ‚Verlierern‘ installiert“ (Schafhausen 2006, S. 20). Im Falle von Kohlekraftwerken, die älter als dreißig Jahre sind und einen bestimmten elektrischen Wirkungsgrad unterschreiten, wird ab der Periode 2008-2012 auf die Emission dieser Anlagen ein Abschlag auf den Erfüllungsfaktor von 15 vH angerechnet (Malusregel). Hierdurch entsteht ein Anreiz zur Modernisierung des Kraftwerksparks.

Bei Ersatz einer stillgelegten Anlage (Inbetriebnahme ab 2005) durch eine Neuanlage vergleichbarer Produkte, der innerhalb von zwei Jahren erfolgen muss, wurden dem Betreiber für die folgenden vier Jahre Berechtigungen in dem Umfang übertragen, wie sich für die ersetzte Anlage ergeben hätte (Übertragungsregel). Für weitere 14 Jahre wurden Berechtigungen ohne Anwendung des Erfüllungsfaktors zugeteilt. Nicht benötigte Zertifikate im Falle einer zu erwartenden geringeren Emissionstätigkeit können verkauft werden. Hieraus entsteht ein gewünschter Anreiz, Altanlagen durch Neuanlagen mit geringerer Emissionstätigkeit zu ersetzen.

Für zusätzliche Neuanlagen mit vergleichbaren Produkten, die ab 1.1.2005 in Betrieb gehen, erfolgte die Zuteilung auf der Grundlage einer Benchmark (produktspezifischer Emissionswert/Produkteinheit), die sich an der besten verfügbaren Technik (dazu § 12 Abs. 3 ZUV 2007¹³) ausrichtet. Der Emissionswert bleibt bis 2012 unverändert. Nach Produktgruppen wurden Benchmark-Klassen gebildet, um einen Wettbewerb zwischen Produktionsverfahren anzuregen. Ein Erfüllungsfaktor wird ab Inbetriebnahme für 14 Jahre nicht angewendet. Auch die Zuteilung nach dem Benchmark-System will einen Anreiz ausüben, effizientere Technologien einzusetzen. Für zusätzliche Neuanlagen wird ein Teil des für Industrie und Energiewirtschaft eingeräumten Gesamtbudgets reserviert (insg. 9 Mio. t). Reicht dieser Reservefonds nicht aus, so kauft die Bundesregierung auf dem Markt Berechtigungen auf und teilt sie kostenlos zu. Die unterschiedli-

¹³ Verordnung über die Zuteilung von Treibhausgasemissionsberechtigungen in der Zuteilungsperiode 2005 bis 2007 (ZUV 2007). BGBl. I 2007, S. 1941 ff.

che Behandlung von Alt- und Neuemittenten führt zu einer Verzerrung des Wettbewerbs zugunsten ersterer.

Für im Zeitraum 1994-2002 modernisierte Altanlagen („early actions“), die Betreiber von Anlagen mit überwiegend prozess- statt energiebedingten CO₂-Emissionen und für Anlagen der Kraft-Wärme-Koppelung zur Stromerzeugung gelten spezielle Allokationsregeln. In den beiden ersten Fällen wird ein Erfüllungsfaktor von Eins angesetzt (für 12 Jahre), dabei bei frühzeitigen Emissionsminderungen unter der Voraussetzung eines Nachweises von spezifischen Minderungen. Für Anlagen der Kraft-Wärme-Koppelung wird eine Sonderzuteilung an Emissionsberechtigungen vorgenommen, die sich an der Höhe der Stromerzeugung bemisst. Im Ergebnis unterliegen 36 vH der vom Emissionshandel erfassten CO₂-Emissionen diesen Sonderregeln. Entsprechend müssen die übrigen 64 vH der erfassten Emissionen die erforderliche Emissionsreduktion erbringen (vgl. Schafhausen 2006, S. 14).

Der Erfüllungsfaktor errechnet sich aus dem Verhältnis der aufsummierten Berechtigungen der in den Emissionshandel einbezogenen Anlagenbetreiber, korrigiert um die genannten Sonderregelungen und den Reservefonds, zum nach dem Makroplan zulässigen Emissionsbudget. Daraus resultiert rechnerisch ein Wert von 0,9709 für nicht-prozessbedingte Emissionen (§ 5 ZUG 2007). Auf den eigentlichen Reduktionsfaktor des Emissionsbudgets entfallen lediglich 0,4 vH. Er ist für alle Anlagen gleich, unabhängig von deren Vermeidungskosten. Insgesamt entspricht europaweit die Allokation von Emissionszertifikaten in etwa der Höhe der historischen Emissionen (vgl. Grubb, Azar, Persson 2005, S. 128). Das Reduktionsziel von Kyoto kann dadurch nicht erreicht werden. Nachdem der Preis für Emissionszertifikate von Januar 2005 bis April 2006 zwischen 10 € und 30 € schwankte, sank er danach zunächst abrupt auf unter 10 € und seit Anfang 2007 über 4 € auf Mitte 2007 wenige Cent ab.

Zusammenfassend kommt die Europäische Kommission (2006, S. 11) zum Ergebnis, dass die Vorbereitungsphase des europäischen Emissionshandels eine wertvolle Lernphase für die erste offizielle Verpflichtungsperiode 2008-2012 darstelle. Sie schaffe die Grundlage für die Überarbeitung des Handelssystems. Am Grundprinzip des cap-and-trade Systems hält sie fest. Als einzelne Kritikpunkte am Nationalen Allokationsplan in Deutschland neben der Überallokation von Emissionszertifikaten werden insbesondere genannt („lessons learned“) (vgl. Schafhausen 2007, S. 104 ff.; Zapfel 2007, S. 121 ff.)

- die hohe Anzahl von speziellen Allokationsregeln und die entsprechend hohe Komplexität des Zuteilungsverfahrens,
- unzureichende Anreize für den Neubau von energieeffizienteren Kraftwerken auch auf Grund der lediglich fünfjährigen Zuteilungsperiode,
- die unzureichende Harmonisierung der Allokationsregeln auf europäischer Ebene, z.B. in Bezug auf die Zuteilungsmethode, die Verteilungskriterien auf die einzelnen Sektoren, die Bildung von Reserven für die kostenlose Zuteilung von Zertifikaten an neue Marktteilnehmer.

5.3.3 Nationaler Allokationsplan 2008-2012

Der Nationale Allokationsplan für die Verpflichtungsperiode 2008-2012 (NAP II) und das darauf beruhende Zuteilungsgesetz (ZUG 2012¹⁴) sieht vor, die Zertifikatsmenge für emissionspflichtige Anlagen auf 456 Mio t CO₂ pro Jahr abzusenken. Sein Ziel ist, das Minderungsziel des Kyoto-Protokolls von 21 vH gegenüber dem Basisjahr 1990 zu erreichen, ohne dabei die internationale Wettbewerbsfähigkeit der energieintensiven Wirtschaftszweige zu gefährden. Im Unterschied zu NAP I differenziert NAP II bei der Minderungsverpflichtung für Bestandsanlagen zwischen der Energiewirtschaft und dem produzierenden Gewerbe zu Lasten ersterer. Die Zuteilung erfolgt überwiegend weiterhin kostenlos. Ca. 9 vH der Zertifikate werden erstmalig veräußert, entweder versteigert oder zum Festpreis verkauft (§ 19 ZUG 2012). Die zu veräußernden Berechtigungen werden dem Zuteilungsbudget der Strom produzierenden Anlagen entnommen (§ 20 ZUG 2012). Die Erlöse stehen dem Bund zu. Über deren Verwendung entscheidet das jährliche Haushaltsgesetz (§ 19 ZUG 2012). Die Obergrenze für die Nutzung von JI-/CDM-Gutschriften wird auf 20 vH der anlagenbezogenen Zuteilungsmenge für den Gesamtzeitraum erhöht.

Entsprechend des Makroplans werden die Berechtigungen für die Tätigkeitsbereiche des produzierenden Gewerbes auf der Basis historischer Emissionen (2000-2005) mit einem Erfüllungsfaktor von 98,75 vH, also mit einer Minderung von 1,25 vH, zugeteilt. Der höhere Erfüllungsfaktor gegenüber NAP I stellt eine Kompensation für den Wegfall der Sonderregelung für prozessbedingte CO₂-Emissionen dar. Die Zuteilung für Alt- und Neuanlagen in der Energiewirtschaft wird nach einem Benchmark-System auf der Basis der besten verfügbaren Technik vorgenommen. Ein gesonderter Erfüllungsfaktor erübrigt sich damit. Diese Ungleichbehandlung wird damit begründet, dass die daraus resultierende höhere Belastung der Energiewirtschaft dazu diene, die Zusatzgewinne aus der kostenlosen Verteilung der Zertifikate und der Einbeziehung der Opportunitätskosten in die Strompreise abzuschöpfen. Auch werden von der Energiewirtschaft größere Minderungspotentiale erwartet. Für Kleinanlagen (Emissionen bis 25 Tsd. t CO₂/Jahr im Jahresdurchschnitt) ist ein Erfüllungsfaktor von Eins festgelegt.

Nach dem Mikroplan werden für Bestandsanlagen des produzierenden Gewerbes, die vor 2002 in Betrieb genommen sind, auf der Basis einer verbesserten Datengrundlage (dazu Frenz 2007a, S. 515 f.) Berechtigungen entsprechend der durchschnittlichen historischen Emissionen in der Basisperiode 2000-2005 unter Anwendung des Erfüllungsfaktors einheitlich für alle Anlagen zugeteilt. Die Anzahl der Sonderregelungen wird im Vergleich zu NAP I verringert. Für Anlagen, die in der Periode 2003-2007 in Betrieb gegangen sind, erfolgt die Zuteilung auf der Basis der Kapazität einer Anlage, der Benchmark der produktbezogenen besten verfügbaren Technik (BAT) (z.B. für Zement, Glas, Ziegeln) sowie der für Neuanlagen jeweils festgelegten Standardauslastungsfaktoren. Letztere treten an die Stelle der Optionsregel in NAP I. Sie sollen eine zu optimisti-

¹⁴ Gesetz zur Änderung der Rechtsgrundlagen zum Emissionshandel im Hinblick auf die Zuteilungsperiode 2008 bis 2012, Art. 1: Gesetz über den nationalen Zuteilungsplan für Treibhausgasemissionsberechtigungen in der Zuteilungsperiode 2008 bis 2012 (ZUG 2012). BGBl. I 2007, S. 1788 ff.

sche Projektion der zukünftigen Produktion vermeiden. BAT-Benchmarks führen zu einer geringeren Zuteilung als solche auf der Basis der verfügbaren durchschnittlichen Technologie.

Für Bestandsanlagen im Energiebereich werden Emissionsberechtigungen in Höhe der durchschnittlichen historischen Produktion der Anlage in der Basisperiode 2000-2005 und einer Benchmark auf der Basis der besten verfügbaren Technik einheitlich für alle Anlagen, die bis 2002 in Betrieb gegangen sind, ausgegeben. Eine Differenzierung nach Energiequellen wie noch in NAP I erfolgt nicht mehr. Einheitliche sind im Vergleich zu produkt- bzw. prozessbezogenen Benchmarks effizienter. Letztere üben Innovationseffekte lediglich für Untergruppen von Anlagen aus. Zudem stehen sie der Intention des Emissionshandels entgegen (vgl. Betz, Rogge, Schleich 2006, S. 376). Je höher der CO₂-Ausstoß je Produkteinheit (Strom, Wärme, Prozesswärme), desto weniger Zertifikate werden kostenlos zugeteilt, ohne Differenzierung nach Energiequellen, z.B. Kohlekraftwerke. Für bestehende und neue KWK-Anlagen gilt als verbleibende Sonderregel eine doppelte Benchmark-Regel, für die Stromversorgung nach der Benchmark für Strom, für die Wärmeerzeugung nach der für Wärme. Anlagen mit Inbetriebnahme zwischen 2003 und 2007 erhalten ebenso wie Industrieanlagen die Zuteilung nach dem Benchmark-System. Die Zuteilung für energiewirtschaftliche Anlagen unterliegt gegebenenfalls einer zusätzlichen anteiligen Kürzung, in Abhängigkeit von deren Effizienzstandard, um die Einhaltung der verfügbaren Zuteilungsmenge gewährleisten zu können. Von einer anteiligen Kürzung sind solche Anlagen ausgenommen, die in der ersten Handelsperiode eine Sonderzuteilung wegen vorzeitiger Erfüllung erhalten haben und die noch in den Zeitraum 2008-2012 hineinreicht (§ 4 Abs. 3 ZUG 2012). Neuanlagen (ab 2008) werden entsprechend ihrer Kapazität, dem produktbezogenen Emissionswert als Benchmark und einem Standardauslastungsfaktor mit Zertifikaten ausgestattet. Die Reservehaltung in Höhe von 27 Mio Zertifikaten richtet sich vor allem nach der Abschätzung gegenwärtiger Investitionsplanungen für die Inbetriebnahme von Neuanlagen im Zeitraum 2008-2012. Zudem dient sie dazu, die durch den Emissionshandel entstehenden Systemkosten durch einen Verkauf am Markt zu decken. Für das Zuteilungsverfahren der Emissionsberechtigungen folgt aus der theoretischen Analyse und aus den Erfahrungen mit den Allokationsplänen, dass für die Zuteilungsperioden nach 2012 ein zunehmend höherer Anteil versteigert werden sollte. Dadurch werden die Transaktionskosten gesenkt, der Einfluss von Sonderinteressen zurückgedrängt und finanzielle Mittel für den Staat aufgebracht.

6. Ausblick

Die Verringerung der Treibhausgasemissionen mit dem Ziel, den Anstieg der CO₂-Konzentration in der Erdatmosphäre zu verlangsamen und die Anpassung an den hierdurch verursachten Temperaturanstieg zu erleichtern, erfolgt mittels unterschiedlicher nationaler Minderungen im institutionellen Rahmen einer (unvollständigen) internationalen Kooperation der Vertragsstaaten entsprechend der Verpflichtung aus dem Kyoto-Protokoll. Neben ergebnisorientierten ordnungsrechtlichen Emissionsnormen kamen als ökonomische Instrumente international harmonisierte inländische Umweltsteuern und handelbare Emissionszertifikate in Betracht. Die Vertragsstaaten entschieden sich auf Verlangen der USA für die Mengensteuerung der Emissionen. Die Einführung eines Emissionshandelssystems war mit dem geltenden deutschen und europäischen Ordnungsrecht nicht vereinbar. Die EU-Kommission und der nationale Gesetzgeber ersetzten daraufhin die anlagenbezogene Vorsorgepflicht durch die Vorgabe einer nationalen Emissionsbegrenzung. Das Ergebnis war ein Paradigmenwechsel im Immissionsschutzrecht. Der im März 2005 aufgenommene europäische Emissionshandel hat die praktische Funktionsfähigkeit dieses neuen umweltpolitischen Instruments erwiesen. Die europäische Klimapolitik kann auf den bisherigen Erfahrungen aufbauen, ebenfalls auf die politische Architektur des Kyoto-Protokolls. „There are strong practical reasons to build on the achievements of Kyoto in the next round of negotiations, whilst exploring ways to learn from other approaches and to increase the breadth and depth of international cooperation for climate change“ (Stern 2007, S. 542). Ein Kyoto-Nachfolgeabkommen muss die Emissionsminderungen mittelfristig erheblich verstärken. Dazu hat der Europäische Rat (Umwelt) beschlossen, die Treibhausgasemissionen der Industriestaaten bis zum Jahre 2020 um 15-30 vH gegenüber dem Basisjahr 1990 zu senken. Zudem ist der Emissionshandel auf weitere Länder, sowohl Industrieländer als auch vor allem industrielle Schwellenländer, auszuweiten, ebenfalls um weitere Sektoren, z.B. den Flugverkehr. Hierdurch steigt die Effektivität in Bezug auf die globale Emissionsminderung. Für letztere Staatengruppe ist zu prüfen, alternative Allokationsregeln einzuführen, z.B. die Zuteilung proportional zur Größe der Bevölkerung (Prinzip der Gleichheit) oder des Inlandsprodukts (Prinzip der Zahlungsfähigkeit). Damit müssen eine verstärkte Technologiekooperation und eine Finanzierung von Anpassungsmaßnahmen in Schwellen- und Entwicklungsländer einhergehen. Auf diese Weise besteht die Möglichkeit, die notwendige internationale Kooperation im Klimaschutz weiterzuentwickeln.

Literaturverzeichnis:

- Adam, M., Hentschke, H., Kopp-Assenmacher, S. (2006), Handbuch des Emissionshandelsrechts. Berlin, Heidelberg.
- Aldy, J., Barrett, S., Stavins, R. (2003), Thirteen plus one: a comparison of global climate policy architecture. *Climate Policy*, Vol. 3, S. 373-397.
- Appel, I. (2006), Emissionshandel zwischen ordnungsrechtlicher Emissionsbegrenzung und integriertem Umweltschutz. In: H. Bauer et al. (Hrsg.), *Wirtschaft im offenen Verfassungsstaat. Festschrift für Reiner Schmidt zum 70. Geburtstag*. München, S. 775-802.
- Azar, C. (1998), Are Optimal CO₂ Emissions Really Optimal? *Environmental and Resource Economics*, Vol. 11, S. 301-315.
- Bader, P. (2000), Europäische Treibhauspolitik mit handelbaren Emissionsrechten. Berlin.
- Bail, C., Marr, S., Oberthür, S. (2003), Klimaschutz und Recht In: H.-W. Rengeling (Hrsg.), *Handbuch zum europäischen und deutschen Umweltrecht (EUDUR)*, 2. Aufl., Bd. II, § 54. München, Köln u.a.
- Barrett, S. (2003), *Environment and Statecraft. The Strategy of Environmental Treaty-Making*. Oxford, New York.
- Barrett, S. (2005), Kyoto Plus. In: D. Helm (ed.), *Climate-change Policy*. Oxford, S. 282-303.
- Baumol, W., Oates, W. (1988), *The Theory of Environmental Policy*, 2nd ed. Cambridge.
- Betz, R., Rogge, K., Schleich, J. (2006), EU emissions trading: an early analysis of national allocation plans for 2008-2012. *Climate Policy*, Vol. 6, S. 361-394.
- Blümel, W., Pethig, R., von dem Hagen (1986), The Theory of Public Goods: A Survey of Recent Issues. *Journal of Institutional and Theoretical Economics*, Bd. 142, S. 241-309.
- Böhringer, C. (2002), Climate Politics from Kyoto to Bonn. From little to nothing. *The Energy Journal*, Vol. 23, S. 51-72.
- Böhringer, C., Vogt, C. (2003), Economic and environmental impacts of the Kyoto protocol. *Canadian Journal of Economics*, Vol. 36, S. 475-494.
- Böhringer, C., Finus, M. (2005), The Kyoto Protocol: Success or Failure? In: D. Helm (ed.), *Climate-change Policy*. Oxford, S. 253-281.
- Boom, J.-T., Nentjes, A. (2003), Alternative design options for emissions trading: a survey and assessment of the literature. In: M. Faure, J. Gupta, A. Nentjes (eds.), *Climate Change and the Kyoto Protocol*. Cheltenham, Northampton, S. 45-67.
- Bovenberg, A., Goulder, L. (2002), Environmental Taxation and Regulation. In: A. Auerbach, M. Feldstein (eds.), *Handbook of Public Economics*, Vol. 3. Amsterdam et al., S. 1471-1545.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (2005), Nationales Klimaschutzprogramm 2005. www.bmu.de.

- Burgi, M. (2003), Die Rechtsstellung der Unternehmen im Emissionshandelssystem. *Neue Juristische Wochenschrift*, 56. Jg., S. 2486-2492.
- Burgi, M. (2005), Die Rechtsstellung von Unternehmen im Emissionshandel. In: *Auswirkungen des Emissionshandels auf die Praxis*, H. 103 der Schriftenreihe der GDMH. Clausthal-Zellerfeld, S. 59-69.
- Burgi, M., Lange, K. (2006), Der Emissionshandel als Herausforderung für die gesamte Rechtsordnung. *Zeitschrift für das gesamte Handels- und Wirtschaftsrecht*, 170. Bd., S. 539-566.
- Cansier, D. (1996), *Umweltökonomie*, 2. Aufl. Stuttgart, Jena.
- Cansier, D. (1998), Ausgestaltungsformen handelbarer Emissionsrechte und ihre politische Durchsetzbarkeit. In: H. Bonus (Hrsg.), *Umweltzertifikate. Der steinige Weg zur Marktwirtschaft*. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung*, Sonderheft 9, S. 97-112.
- Cline, W. (1992), *The Economics of Global Warming*. Washington, D.C.
- Cline, W. (1999), Discounting for the very long term. In: P. Portney, J. Weyant (eds.), *Discounting and Intergenerational Equity. Resources for the Future*. Washington, D.C., S. 131-140.
- Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung (DIW) (2006), CO₂-Emissionen in Deutschland im Jahre 2005 deutlich gesunken. *Wochenbericht*, 73. Jg., Nr. 12, S. 154-162 (2006a).
- Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung (2006), Trotz Klimaschutzabkommen: Weltweit steigende CO₂-Emissionen. *Wochenbericht*, 73. Jg., Nr. 35, S. 485-499 (2006b).
- Ellerman, A. (2004), The U.S. SO₂ Cap-And-Trade Programme. In: OECD, *Tradeable Permits. Policy Evaluation, Design and Reform*. Paris.
- den Elzen, M., de Moor, A. (2002), Analyzing the Kyoto Protocol under the Marrakesh Accords: economic efficiency and environmental effectiveness. *Ecological Economics*, Vol. 43, S. 141-158.
- Enders, C. (1998), Ökonomische Prinzipien im Dienst des Umweltrechts? Die Öffentliche Verwaltung, 51. Jg., S. 184-191.
- Endres, A. (1995), Zur Ökonomie internationaler Klimaschutzvereinbarungen. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht*, 19. Jg., S. 143-178.
- Endres, A. (1999), Assessing the different instruments in climate change mitigation from the perspective of economics. In: J. Hacker und A. Pelchen (eds.), *Goals and Economic Instruments for the Achievement of Global Warming Mitigation in Europe*. Dordrecht, Boston, London.
- Endres, A., Schwarze, R. (1994), Das Zertifikatsmodell vor der Bewährungsprobe. In: A. Endres, E. Rehbinder, H. Schwarze (Hrsg.), *Umweltzertifikate und Kompensationslösungen aus ökonomischer und juristischer Sicht*. Bonn.
- Endres, A., Holm-Müller, K. (1998), *Die Bewertung von Umweltschäden*. Stuttgart, Berlin, München.
- Engelhardt, K. (2002), Die Umsetzung der IVU- Richtlinie in Deutschland. *Augsburger Rechtsstudien* 33. Baden-Baden.
- Epiney, A. (2002), Emissionshandel in der EU. *Deutsches Verwaltungsblatt*, 117. Jg., S. 579-584.

- Frenz, W. (2001), Klimaschutz und Instrumentenwahl. Zum Stand nach der Konferenz von Den Haag und vor der Konferenz in Bonn. *Natur und Recht*, 23. Jg., S. 301-311.
- Frenz, W. (2006), Kostenlose Emissionszertifikate und unangemessene Preise. *Wirtschaft und Wettbewerb*, Jg. 56, S. 737-747.
- Frenz, W. (2007), Die Zuteilungsregeln für die zweite Emissionshandelsperiode Teil 1: Industrie- und Energieanlagen. *Natur und Recht*, 29. Jg., S. 513-520 (2007a).
- Frenz, W. (2007), Die Zuteilungsregeln für die zweite Emissionshandelsperiode Teil 2: Benchmark-System und Standardauslastungsfaktor für alle Anlagen ab 2003 sowie Zertifikatsveräußerung. *Natur und Recht*, 29. Jg., S. 587-594 (2007b).
- Gawel, E. (1997), Akzeptanzbarrieren für Marktlösungen im Umweltschutz - der Fall handelbarer Umweltnutzungsrechte. *Staatswissenschaften und Staatspraxis*, 8. Jg., S. 485-529.
- Gawel, E. (1999), Umweltordnungsrecht- ökonomisch irrational? Die ökonomische Sicht. In: E. Gawel, G. Lübke-Wolff (Hrsg.), *Rationale Umweltpolitik- Rationales Umweltrecht*. Baden-Baden.
- Gawel, E. (2000), Effizientes Umweltordnungsrecht - Anforderungen und Grenzen aus ökonomischer Sicht. In: E. Gawel, G. Lübke-Wolff (Hrsg.), *Effizientes Umweltordnungsrecht*. Baden-Baden.
- Giesberts, L., Hilf, J. (2002), *Handel mit Emissionszertifikaten*. Köln u.a.
- Graichen, P., Harders, E. (2002), Die Ausgestaltung des internationalen Emissionshandels nach dem Kyoto-Protokoll und seine nationalen Umsetzungsvoraussetzungen. *Zeitschrift für Umweltrecht*, Jg. 12., S. 73-80.
- Grubb, M. et al. (1999), *The Kyoto Protocol. A Guide and Assessment*. The Royal Institute of International Affairs. London.
- Grubb, M. (2000), Optimal Climate Policy versus Political and Institutional Realities: The Kyoto Protocol and its Follow-Up. In: H. Siebert (ed.), *The Economics of International Environmental Problems*. Tübingen, S. 223-235.
- Grubb, M. (2003), *The Economics of the Kyoto Protocol*. *World Economics*, Vol. 4, S. 143-188.
- Grubb, M., Sebenius, J. (1992), Participation, Allocation and Adaptability in International Tradable Emission Permit Systems for Greenhouse Gas Control. In: OECD, *Climate Change. Designing a Tradable Permit System*. Paris, S. 185-225.
- Grubb, M., Azar, C., Persson, U. (2005), Allowance allocation in the European emission trading system: a commentary. *Climate Change*, Vol. 5, S. 127-136.
- Grubb, M., Neuhoﬀ, K. (2006), Allocation and competitiveness in the EU emission trading scheme: policy overview. *Climate Policy*, Vol. 6, S. 7-30.
- Gupta, S. et al. (2007), Policies, Instruments and Co-operative Arrangements. In: B. Metz et al. (eds.), *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the 4th Assessment Report of the IPCC*. Cambridge, New York (forthcoming).
- Hanley, N., Spash, C. (1993), *Cost-Benefit Analysis and the Environment*. Cheltenham, Northampton (Mass.).

- Hansjürgens, B. (1998), Wie erfolgreich ist das neue Schwefeldioxid-Zertifikatesystem in den USA?-Erste Erfahrungen und Lehren für die Zukunft. Zeitschrift für Umweltökonomie und Umweltrecht, 21. Jg., S. 1-32.
- Hansjürgens, B. (2000), Effizienzsteigerungen in der Umweltpolitik durch Policy Mix - Umweltordnungsrecht und handelbare Umweltnutzungsrechte. In: E. Gawel, G. Lübbé-Wolff (Hrsg.), Effizientes Umweltordnungsrecht. Baden-Baden.
- Heimlich, J. (1998), Der Begriff „Stand der Technik“ im deutschen und europäischen Umweltrecht. Natur und Recht, 11. Jg., S. 582-587.
- Hein, J. (2001), Kosteneffiziente Klimavorsorge durch flexible Elemente. In: H.-W. Rengeling (Hrsg.), Klimaschutz durch Emissionshandel. Schriften zum deutschen und europäischen Umweltrecht 26. Köln u.a., S. 165-178.
- Heister, J., Michaelis, P. et al. (1991), Umweltpolitik mit handelbaren Emissionsrechten. Kieler Studien 237. Tübingen.
- Heister, J. (1997), Der internationale CO₂-Vertrag. Kieler Studien 282. Tübingen.
- Hendler, R. (2001), Zur Abstimmung von Anreizinstrumenten und Ordnungsrecht. Umwelt- und Planungsrecht, 21. Jg., S. 281-287.
- Hepburn, C. (2006), Regulation by Prices, Quantities, or both: A Review of Instrument Choice. Oxford Review of Economic Policy, Vol. 23, No. 2, S. 226-247.
- Hepburn, C. et al. (2006), Auctioning of EU ETS phase II allowances: how and why? Climate Policy, Vol. 6, S. 137-160.
- Hohmeyer, O. (1997), Social Costs of Climate Change. Strong Sustainability and Social Costs. In: O. Hohmeyer, R. Ottinger, K. Rennings (eds.), Social Costs and Sustainability. Berlin, Heidelberg.
- Hohmuth, T. (2006), Emissionshandel und deutsches Anlagerecht. Köln, Berlin, München.
- Hoppe, W., Beckmann, M., Kauch, P. (Hrsg.) (2000), Umweltrecht, 2. Aufl. München.
- Houghton, J. (1997), Global Warming, 2nd ed. Cambridge, New York, Melbourne.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2001), Climate Change 2001: Synthesis Report. Cambridge et al.
- Jaffe, A., Newell, R., Stavins, R. (2003), Technological Change and the Environment. In: K.-G. Mähler, J. Vincent (eds.), Handbook of Environmental Economics, Vol. 1. Amsterdam et al., S. 461-516.
- Jepma, C., Munasinghe, M. (1998), Climate Change Policy. Facts, Issues, and Analyses. Cambridge, New York, Melbourne.
- Keohane, N., Revesz, R., Stavins, R. (1998), The Choice of Regulatory Instruments in Environmental Policy. Harvard Environmental Law Review, Vol. 22, S. 313-367.
- Kobes, S. (2004), Grundzüge des Emissionshandels in Deutschland. Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht, 23. Jg., S. 513-520.
- Kobes, S. (2007), Emissionshandel 2008-2012. Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht, 26. Jg., S. 857-867.
- Koch, H.-J. (Hrsg.) (2002), Umweltrecht. Neuwied, Kriftel.

- Koch, H.-J., Wieneke, A. (2001), Das europäische und das deutsche Anlagengenehmigungsrecht als Ordnungsrahmen eines Emissionshandels. In: H.-W. Rengeling (Hrsg.), Klimaschutz durch Emissionshandel. Schriften zum deutschen und europäischen Umweltrecht 26. Köln u.a., S. 99-122.
- Köck, W. (1999), Umweltordnungsrecht- ökonomisch irrational? Die juristische Sicht. In: E. Gawel, G. Lübbe-Wolff (Hrsg.), Rationale Umweltpolitik- Rationales Umweltrecht. Baden-Baden.
- Koenig, C. (1996), Möglichkeiten und Grenzen von Zertifikatmärkten als Steuerungsmedien im Umweltrecht. Die öffentliche Verwaltung, 49. Jg., S. 943-950.
- Kolstad, C., Toman, M. (2005), The Economics of Climate Change. In: K.-G. Mähler, J. Vincent (eds.), Handbook of Environmental Economics, Vol. 3. Amsterdam et al., S. 1561-1618.
- Kommission der Europäischen Gemeinschaften (2000), Grünbuch zum Handel mit Treibhausgasemissionen in der Europäischen Union, KOM(2000) 87 final v. 8.3.2000.
- Dies. (2001), Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council establishing a scheme for greenhouse gas emission allowance trading within the Community and amending Council Directive 96/61 EC, COM(2001) 581 final v. 23.10.2001.
- Dies. (2003), Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 13.10.2003 über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 96/61 EG des Rates, ABl. L 275 v. 25.10. 2003.
- Dies. (2006), Mitteilung der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament und den Ausschuss der Regionen, Errichtung eines globalen Kohlenstoffmarktes. Bericht nach Maßgabe von Art. 30 der RL 2003/87/EG vom 13.11.2006. Kom (2006) 676. Brüssel.
- Krumm, R. (1996), Internationale Umweltpolitik. Berlin, Heidelberg.
- Lind, R. (1995), Intergenerational equity, discounting, and the role of cost-benefit analysis in evaluating global climate change policy. Energy Policy, Vol. 23, S. 379-389.
- Lind, R., Schuler, R. (1998), Equity and Discounting in Climate-Change Decisions. In: W. Nordhaus (ed.), Economics and Policy Issues in Climate Change. Resources for the Future. Washington, D.C., S. 59-96.
- Lübbe-Wolff, G. (2001), Instrumente des Umweltrechts- Leistungsfähigkeit und Leistungsgrenzen. Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht, 20. Jg, S. 481-493.
- Martini, M., Gebauer, J. (2007), „Alles umsonst?“ Zur Zuteilung von CO₂-Emissionszertifikaten: Ökonomische Idee und rechtliche Rahmenbedingungen. Zeitschrift für Umweltrecht, Jg. 18, S. 225-234.
- McKibbin, W., Wilcoxon, P. (2002), The Role of Economics in Climate Change Policy. The Journal of Economic Perspectives, Vol. 16, No. 2, S. 107-129.
- Mehrbrey, K., Reuter, A. (2003), Europäischer Emissionshandel. Der EU-Richtlinienvorschlag auf dem rechtlichen Prüfstand. Baden-Baden.
- Mendelsohn, R. (2005), The Social Costs of Greenhouse Gases: Their Values and Policy Implications. In: D. Helm (ed.), Climate-change Policy. Oxford, S. 134-151.
- Meyer, E., Ströbele, W. (2001), Ökonomische und institutionelle Beurteilung des Zertifikatehandels für CO₂ in der EU. In: H.-W. Rengeling (Hrsg.), Klimaschutz durch Emis-

- sionshandel. Schriften zum deutschen und europäischen Umweltrecht 26. Köln u.a., S. 57-93.
- Milliman, S., Prince, R. (1989), Firm Incentives to Promote Technological Change in Pollution Control. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 17, S. 247-265.
- Nationaler Allokationsplan 2008-2012 v. 13.02. 2007:
http://www.bkww.de/aktuelles/politik/EmiHNAPII%20revidiert%2013%202%2007%20_4_.pdf
- Nordhaus, W. (1991), To Slow or not to Slow? The Economics of the Greenhouse Effect. *The Economic Journal*, Vol. 101, S. 920-937.
- Nordhaus, W. (1993), Reflections on the Economics of Climate Change. *The Journal of Economic Perspectives*, Vol. 7, No. 4, S. 11-25.
- Nordhaus, W. (1994), *Managing the Global Commons. The Economics of Climate Change*. Cambridge (Mass.), London.
- Nordhaus, W. (1999), Discounting and Public Policies that Affect the Distant Future. In: P. Portney, J. Weyant (eds.), *Discounting and Intergenerational Equity. Resources for the Future*. Washington, D.C., S. 145-162.
- Nordhaus, W. (2005), Life after Kyoto: Alternative Approaches to Global Warming Policies. NBER Working Paper No. 11889. Cambridge (Mass.).
- Nordhaus, W. (2007), A Review of the *Stern Review on the Economics of Climate Change*. *The Journal of Economic Literature*, Vol. 45, S. 686-702.
- Parry, I. (2005), Fiscal Interactions and the Case for Carbon Taxes over Grandfathered Carbon Permits. In: D. Helm (ed.), *Climate-change Policy*. Oxford, S. 218-237.
- Pearce, D. (2005), The Social Cost of Carbon. In: D. Helm (ed.), *Climate-change Policy*. Oxford, S. 99-133.
- Perman, R. (1994), The Economics of the Greenhouse Effects. *Journal of Economic Surveys*, Vol. 8, S. 99-132.
- Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (RSU) (1996), *Umweltgutachten 1996. Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung*. Stuttgart.
- Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (RSU) (2002), *Umweltgutachten 2002. Für eine neue Vorreiterrolle*. Stuttgart.
- Rehbinder, E., Schmalholz, M. (2002), Handel mit Emissionsrechten für Treibhausgase in der Europäischen Union. *Umwelt- und Planungsrecht*, 22. Jg., S. 1-10.
- Rogner, H.-H. et al. (2007), Introduction. In: B. Metz et al. (eds.), *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the 4th Assessment Report of the IPCC*. Cambridge, New York (erscheint demnächst).
- Rose, A. (1992), Equity Considerations of Tradeable Carbon Emission Entitlements. In: UNCTAD, *Combating Global Warming*. New York, S. 55-83.
- Schafhausen, F. (2005), Der Handel mit Kohlendioxid - Hintergründe, Stand, erste Ergebnisse und Perspektiven. In: *Auswirkungen des Emissionshandels auf die Praxis*, H. 103 der GDMB. Clausthal-Zellerfeld, S. 9-45.
- Schafhausen, F. (2006), Emissionshandel-Start frei für die zweite Runde. *Zeitschrift für Energiewirtschaft*, Jg. 30, S. 3-30.

- Schafhausen, F. (2007), Perspektiven des Emissionshandels aus deutscher Sicht. DIW-Vierteljahreshefte zur Wirtschaftsforschung, Bd. 76, S. 99-117.
- Schröder, M. et al. (2002), Klimavorhersage und Klimavorsorge. Berlin, Heidelberg.
- Schmidt, H. (1998), Die Klimakonferenz in Kyoto: Interpretation der Ergebnisse und Folgen für die internationale Klimapolitik. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 21. Jg., S. 441-462.
- Schulte, H. (1999), Umweltrecht. Heidelberg.
- Schweer, C.-S., Ludwig, B. (2004), Verfahren und Form der Umsetzung der EU-Richtlinie über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten. Zeitschrift für Neues Energierecht, Jg. 8, S. 148-156.
- Shirvani, F. (2005), Die Richtlinie der EU über den Handel mit Emissionszertifikaten: Rechtliche Umsetzung eines umweltökonomischen Modells. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, Jg. 28, S. 155-192.
- Sinn, H.-W. (2007), Pareto Optimality in the Extraction of Fossil Fuels and the Greenhouse Effect. A Note. CESifo Working Paper No. 2083. München.
- Smith, A., Sorrell, S. (2001), Interaction between environmental policy instruments: carbon emission trading and Integrated Pollution Prevention and Control. International Journal of Environment and Pollution, Vol. 15, S. 22-41.
- Solomon, S. et al. (2007), Technical Summary. In: S. Solomon et al. (eds.), Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the 4th Assessment Report of the IPCC. Cambridge, New York (erscheint demnächst).
- Springer, U. (2003), The market for tradable GHG permits under the Kyoto Protocol: a survey of model studies. Energy Economics, Vol. 25, S. 527-551.
- Stern, N. (2007), The Economics of Climate Change. The Stern Review. Cambridge et al.
- Stür, B., Spreen, H. (1999), Emissionszertifikate- Ein Plädoyer zur Einführung marktwirtschaftlicher Instrumente in die Umweltpolitik. Umwelt- und Planungsrecht, 19. Jg., S. 161-167.
- Tietenberg, T. (1995), Transferable Discharge Permits and Global Warming. In: D. Bromley (ed.), Handbook of Environmental Economics. Oxford. Cambridge (Mass.).
- Tietenberg, T. (2005), The Tradable-permit Approach to Protecting the Commons: Lessons for Climate Change. In: D. Helm (ed.), Climate-change Policy. Oxford, S. 167-193.
- Tol, R. (2005), The Marginal Damage Costs of Carbon-dioxide Emissions. In: D. Helm (ed.), Climate-change Policy. Oxford, S. 152-166.
- Tol, R., Yohe, G. (2006), A Review of the *Stern Review*. World Economics, Vol. 7, No. 4, S. 233-250.
- Verheyen, R. (2002), Klimaschutz- ein Beispiel für kooperative Umweltpolitik? Das Zusammenspiel zwischen Staat und privaten Akteuren zur Erreichung von Klimaschutzziele auf internationaler, europäischer und deutscher Ebene. Natur und Recht, 24. Jg., S. 445-455.
- Voskuhle, A. (2002), Rechtsfragen der Einführung von Emissionszertifikaten. In: R. Hender u.a. (Hrsg.), Energierecht zwischen Umweltschutz und Wettbewerb. Umwelt- und Technikrecht, Bd. 61. Berlin, S. 159-198.

- Wackerbauer, J. (2003), Emissionshandel mit Treibhausgasen in der Europäischen Union. Ifo-Forschungsbericht 16. München.
- Weinreich, D. (2006), Klimaschutzrecht in Deutschland. Stand und Entwicklung der nationalen Gesetzgebung zum Klimaschutz. Zeitschrift für Umweltrecht, 17. Jg., S. 399-405.
- Weitzman, M. (1999), „Just Keep Discounting, But...“. In: P. Portney, J. Weyant (eds.), Discounting and Intergenerational Equity. Resources for the Future. Washington, D.C., S. 23-29.
- Weitzman, M. (2007), A Review of *The Stern Review on the Economics of Climate Change*. The Journal of Economic Literature, Vol. 45, S. 703-724.
- Wiener, J. (1999), Global Environmental Regulation. Instrument Choice in Legal Context. The Yale Law Journal, Vol. 108, S. 677-800.
- Winkler, M. (2005), Klimaschutzrecht. Münster.
- Woerdman, E. (2000), Organizing emission trading: the barrier of domestic permit allocation. Energy Policy, Vol. 28, S. 613-625.
- Woerdmann, E. (2003), Developing carbon trading in Europe: does grandfathering distort competition and lead to state aid? In: M. Faure, J. Gupta, A. Nentjes (eds.), Climate Change and the Kyoto Protocol. Cheltenham, Northampton, S. 108-127.
- Wustlich, G. (2003), Die Atmosphäre als globales Umweltgut. Schriften zum Umweltrecht, Bd. 130. Berlin.
- Zapfel, P. (2007), Die Weiterentwicklung des europäischen Emissionshandels nach 2012. DIW-Vierteljahreshefte zur Wirtschaftsforschung, Bd. 76, S. 118-125.
- Zimmer, T. (2004), CO₂-Emissionsrechtehandel in der EU. Ökonomische Grundlagen und EG-rechtliche Probleme. Berlin.