

JET-SET



Die Einführung von Emissionshandelssystemen als sozial-ökologischer Transformationsprozess

Joint Emissions Trading as a Socio-Ecological Transformation


Institutionen zur Überwachung und Durchsetzung des EU-
Emissionshandels –
Mögliche Probleme und Möglichkeiten der Verbesserung

Wolfgang Sterk

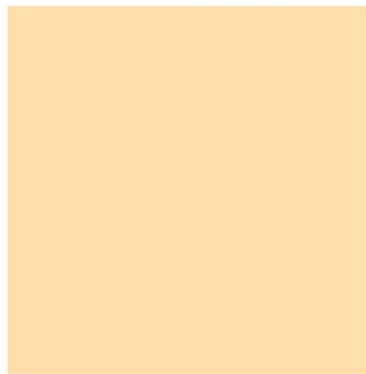
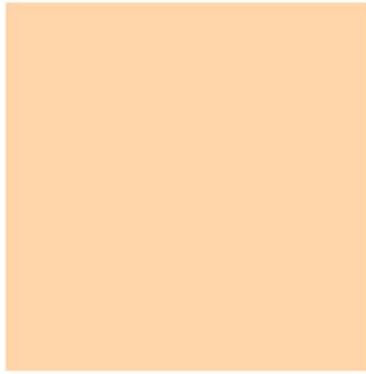


Hintergrundpapier III/05



JET-SET  ist ein Verbundvorhaben im Rahmen der
BMBF-Förderinitiative „Sozial-ökologische Forschung“





JET-SET



Die Einführung von Emissionshandelssystemen als sozial-ökologischer Transformationsprozess

Joint Emissions Trading as a Socio-Ecological Transformation

Wissenschaftszentrum
Nordrhein-Westfalen
Institut Arbeit
und Technik



Kulturwissenschaftliches
Institut
Wuppertal Institut für
Klima, Umwelt, Energie
und

Dr. Ralf Schüle (*Koordination*)
Dipl. Vw. Christiane Beuermann
Dipl. Umw. Wiss. Bernd Brouns
Dipl. Soz. Tilman Santarius
Wolfgang Sterk, M.A.
Dipl. Geogr. Renate Duckat
Marcel Braun, M.A.
Dr. Hermann E. Ott
Prof. Dr. Joseph Alcamo
Dr. Janina Onigkeit

ralf.schuele@wupperinst.org
christiane.beuermann@wupperinst.org
bernd.brouns@wupperinst.org
tilman.santarius@wupperinst.org
wolfgang.sterk@wupperinst.org
renate.duckat@wupperinst.org
marcel.braun@wupperinst.org
hermann.ott@wupperinst.org
alcamo@usf.uni-kassel.de
onigkeit@usf.uni-kassel.de



Dipl. Vw. Niels Anger
Prof. Dr. Christoph Böhringer
Dr. Ulf Moslener
Dipl. Wi.-Ing. Marcus Stronzik
(bis 30.11.04)
Dipl. Wi.-Ing. Marion Hitzeroth
(bis 30.09.04)

anger@zew.de
boehringer@zew.de
moslener@zew.de
stronzik@zew.de



Dr. Irmgard Schultz
Dr. Immanuel Stiess

schultz@isoe.de
stiess@isoe.de

Dipl. Ing. Markus Duscha
Dipl.-Ing. Hans Hertle

duscha@ifeu.de
hertle@ifeu.de

Wuppertal, März 2005

Inhaltsverzeichnis

1	<i>EINLEITUNG</i>	6
2	<i>EMISSIONSÜBERWACHUNG UND BERICHTERSTATTUNG</i>	8
2.1	Theoretische Anforderungen	8
2.2	EU-Rahmen	10
2.3	Umsetzung in den Mitgliedstaaten	10
2.4	Kritische Bewertung	11
3	<i>VERIFIZIERUNG</i>	13
3.1	Theoretische Anforderungen	13
3.2	EU-Rahmen	14
3.3	Umsetzung in den Mitgliedstaaten	14
3.4	Kritische Bewertung	15
4	<i>REGISTER</i>	16
4.1	Theoretische Anforderungen	16
4.2	EU-Rahmen	16
4.3	Umsetzung in den Mitgliedstaaten	16
4.4	Kritische Bewertung	17
5	<i>SANKTIONEN</i>	18
5.1	Theoretische Anforderungen	18
5.2	EU-Rahmen	19
5.3	Umsetzung in den Mitgliedstaaten	19
5.4	Kritische Bewertung	21
6	<i>ÖFFENTLICHER ZUGANG ZU INFORMATIONEN</i>	22
6.1	Theoretische Anforderungen	22
6.2	EU-Rahmen	22
6.3	Umsetzung in den Mitgliedstaaten	23

6.4	Kritische Bewertung.....	23
7	SCHLUSSFOLGERUNGEN.....	24
8	BIBLIOGRAPHIE.....	26

Das Forschungsprojekt JET-SET

Ausgangsproblem

Die Unterzeichnung des Kyoto-Protokolls im Jahre 1997 markiert für die Entwicklung und Umsetzung der Klimapolitik in der Europäischen Union und in der Bundesrepublik Deutschland einen wichtigen Meilenstein: Seit diesem Zeitpunkt kommt der Konkretisierung und Einführung sog. flexibler Mechanismen – und hier insbesondere dem Handel mit Zertifikaten für Treibhausgasemissionen (kurz: Emissionshandel) zwischen den Industriestaaten – eine herausragende Rolle zu. Mit der Entwicklung von Emissionshandelssystemen (EHS) wird der in Europa bislang vorwiegend ordnungsrechtlich ausgerichteten Umweltpolitik ein marktwirtschaftliches Instrumentarium hinzugefügt, das in seiner Ausgestaltung auf nationaler Ebene neue gesellschaftliche Chancen und Risiken birgt. Über das Ausmaß der ökologischen, wirtschaftlichen, institutionellen und sozialen Folgewirkungen besteht jedoch weiterhin ein großer Informations- und Forschungsbedarf – und dies, obwohl hierzu bereits eine Reihe wirtschafts- bzw. politikwissenschaftlicher Studien vorliegen. Darüber hinaus besteht sowohl für die sog. 1. Kyoto-Verpflichtungsperiode zwischen 2008 und 2012 als auch für die Phase ab dem Jahre 2012 ein großes Informationsdefizit über die sektorale und geographische Weiterentwicklung des europäischen Emissionshandelssystems.

Das vom BMBF geförderten Projekt „Emissionshandel als ein sozial-ökologischer Transformationsprozess“ (**JET-SET – Joint Emissions Trading as a Socio-Ecological Transformation**) befasst sich mit einer Analyse der Folgewirkungen der Implementierung des Emissionshandels in der EU und in Deutschland.

Zielsetzungen des Gesamtvorhabens

Dem Verbundvorhaben liegt die übergeordnete **Hypothese** zugrunde, dass die Einführung eines europäischen Emissionshandelssystems weit reichende sozial-ökologische Transformations- und Lernprozesse auslöst, die u.a.

- das institutionelle Setting klimapolitischer Maßnahmen auf europäischer und nationalstaatlicher Ebene verändern,
- die Entscheidungsrationitäten und das Marktverhalten von Unternehmen maßgeblich beeinflussen,
- sich auf den öffentlichen Diskurs über – und die öffentliche Wahrnehmung von – (inter-)nationaler Klimapolitik auswirken und die sich schließlich
- auf die Gestaltung der gesellschaftlichen Naturverhältnisse auswirken.

In dieser Hinsicht lässt sich die Einführung eines europäischen Emissionshandelssystems als ein Transformationsprozess begreifen, der gleichermaßen soziale und ökologische Dimensionen in ihren Wechselwirkungen umfasst.

Die **Zielsetzungen** des Verbundvorhabens liegen

- in der wissenschaftlichen Begleitung der Einführung eines EHS in der EU und der Bundesrepublik Deutschland,
- in einer integrierten Abschätzung und Bewertung ausgewählter (zu erwartender) ökonomischer, ökologischer und sozialer Folgewirkungen eines EHS,

- in der Formulierung von Empfehlungen für die Ausgestaltung eines künftigen EHS und schließlich in einer
- konzeptionellen und theoretischen Einbettung der Forschungsergebnisse in die interdisziplinäre Nachhaltigkeitsforschung.

Aufbau des Gesamtvorhabens

In der **Struktur des Gesamtvorhabens** spiegeln sich ein *analytisches* und ein *praktisch-politisches Element* sozial-ökologischer Transformationen durch die Einführung eines europäischen Emissionshandelssystems wider:

Eine **erste Projektphase** befasst sich in analytischer Perspektive mit den sich gegenwärtig abzeichnenden, durch ein europäisches EHS ausgelösten Transformationsprozessen. Entsprechend der Zielsetzungen befassen sich die Basisprojekte (BP) 1-4

- mit Transformationen der institutionellen Rahmenbedingungen im Bereich der europäischen Klimapolitik (BP 1),
- mit der Veränderung von Unternehmensstrategien (BP 2),
- mit der Veränderung von Diskursen und öffentlicher Wahrnehmung von Klimapolitik (BP 3)
- und mit Landnutzungsänderungen am Beispiel von Energiepflanzen (BP 4).

Weitere Bausteine liegen in der Entwicklung einer integrierten Forschungsperspektive für das Gesamtprojekt bzw. in der Sondierung von Gender-Aspekten internationaler Klimapolitik.

Die **zweite Projektphase** befasst sich mit den Potenzialen und Risiken einer Vernetzung des EU-Emissionshandelssystems mit anderen entstehenden Emissionshandelssystemen in Nicht-EU-Staaten und unternimmt eine integrierte Abschätzung und Bewertung dieser möglichen strategischen Verknüpfung von Systemen. Dabei werden folgende Fragestellungen bearbeitet.

- (1) Welche Länder planen momentan den Aufbau eines nationalen CO₂-Emissionshandelssystems? In welchen zeitlichen Dimensionen werden diese nationale Handelssysteme aufgebaut?
- (2) Welche ökonomischen Wirkungen (Kosten, Zertifikatepreis) lösen verschiedene Alternativen („storylines“) der Verknüpfung des EU-Systems mit anderen nationalen Systemen aus?
- (3) Können anspruchsvolle Emissionsreduktionsziele mit Hilfe der Verknüpfung von Emissionshandelssystemen für die Phase nach 2012 erreicht werden?
- (4) Welche institutionellen und prozeduralen Anforderungen müssen erfüllt sein, um potentielle Verknüpfungen verschiedener Emissionshandelssysteme zu ermöglichen?

Die Fragestellungen werden in vier Querschnittsprojekten behandelt:

- Querschnittsprojekt 1: Modelle und Politikszenerarien von Vernetzungen
- Querschnittsprojekt 2: Beiträge zu ökologischen Stabilisierungszielen
- Querschnittsprojekt 3: Ökonomische und ökologische Wirkungen
- Querschnittsprojekt 4: Institutionelle und prozedurale Rahmenbedingungen

Rolle dieses Hintergrundpapiers im Gesamtvorhaben

Das vorliegende Hintergrundpapier entstand als Teil von BP 1 zu den institutionellen Rahmenbedingungen im Bereich der EU-Klimapolitik. Das Basisprojekt verfolgt zwei Ziele. Erstens soll der Aufstieg, die (politischen) Restriktionen und die Einführung des Instruments Emissionshandels anhand seiner Diskussion auf allen politischen Ebenen, insbesondere aber der internationale und der EU-Verhandlungsprozess, analysiert werden. Zweitens sollen strategische Empfehlungen für die längerfristige Ausgestaltung des Handelssystems entwickelt werden.

Während andere Teile des Basisprojekts deskriptiv-analytisch die Diskussion über das Instrument Emissionshandel von ihren Anfängen bis heute nachzeichnen und diese mit Hilfe des politikwissenschaftlichen Mehrebenenansatzes analysieren, wird in dem vorliegenden Papier eine funktionalistische Betrachtung der in diesen Verhandlungen geschaffenen Institutionen zur Administration und Durchführung eines Emissionshandels vorgenommen. In Abgrenzung von BP 3, das sich mit den Diskussionen über die nationalen Allokationspläne befasst, beschäftigt sich das vorliegende Papier mit den Institutionen zur Überwachung und Durchsetzung des Emissionshandels.

1 Einleitung

„The strength and environmental integrity of any emissions trading regime will largely depend upon its compliance provisions and a robust enforcement regime.“

Green Paper on greenhouse gas emissions trading within the European Union (EU Commission 2000, S. 24)

„Institution“ ist ein weitläufiger Begriff, der je nach Kontext sehr unterschiedliche Sinngehalte annehmen kann. So kann er beispielsweise in einem weiteren Sinne von Weltbildern, Ansichten, Meinungen, Werten und Normen gebraucht werden, oder aber auch in einem engeren Sinne von administrativen Organisationen und rechtlichen Regelwerken. Das vorliegende Papier soll in letzterem Sinne eine funktionalistische Untersuchung der Institutionen zur Überwachung und Durchsetzung des EU-Emissionshandels vornehmen.

Der Cap-and-Trade-Emissionshandel gilt seinen BefürworterInnen als ein Politikinstrument, das anderen Instrumenten gegenüber sowohl wirtschaftliche als auch ökologische Vorteile aufweist. Bezüglich der Wirtschaftlichkeit wird angeführt, dass der Emissionshandel den regulierten Unternehmen die Flexibilität gebe, Optionen und Technologiepfade selber zu bewerten und diese mit dem Preis für Emissionszertifikate zu vergleichen, um so den insgesamt kostengünstigsten Weg zur Pflichterfüllung zu ermitteln. Der Emissionshandel ermögliche es damit, Emissionsreduktionen dort durchzuführen, wo dies am kostengünstigsten sei, und damit würden neben den unternehmenseigenen auch die gesamtwirtschaftlichen Kosten minimiert. Der ökologische Vorteil liege in der Treffgenauigkeit: unter einem Cap-and-Trade-System könnten die Emissionen maximal die von staatlicher Seite festgesetzte Höhe erreichen, jedoch nicht darüber hinausgehen. Demgegenüber gebe es gerade in Bezug auf die Klimaerwärmung keine ökologischen Nachteile durch das mit dem Handel verbundene Verschieben von Emissionen, denn für die Klimawirkung sei es völlig unerheblich, wo die Emissionen anfielen. Zudem könne der Emissionshandel dazu führen, dass Emissionsreduktionen früher als unter Einsatz anderer Instrumente erzielt würden, da sie nun einen wirtschaftlichen Wert beinhalteten, und die Kosteneffizienz ermögliche es, zu den gleichen Kosten einen höheren Umweltnutzen als andere Instrumente zu erzielen (Ellerman 2000, S. 2; US EPA 2003, S. 1-2 – 1-4; Tietenberg et al. 1999, S. 33f).

Einige Standardwerke der Umweltökonomie gingen davon aus, dass es beim Emissionshandel im Prinzip kein Problem damit gebe, das Umweltziel zu erreichen (Baumol/Oates 1988, S. 178). Diese Position beruht allerdings oft auf der impliziten Annahme vollständiger Pflichterfüllung durch die regulierten Unternehmen. Die tatsächliche Erzielung sowohl der ökologischen als auch der wirtschaftlichen Vorteile hängt jedoch von der Fähigkeit ab, Pflichtverletzungen zu entdecken und zu bestrafen bzw. Anreize für die Pflichterfüllung zu setzen. Es bedarf also adäquater Institutionen für die Überwachung und Durchsetzung des

Emissionshandels. Diese Notwendigkeit ist insbesondere dann gegeben, wenn ein Instrument neu eingeführt wird und dabei nicht bereits bestehendes Ordnungsrecht ersetzt, womit eine relative Erleichterung der staatlichen Regulierung eintritt, sondern vielmehr ein zuvor weitgehend unregulierter Gegenstand nun erstmals reguliert wird (Kerth 2004, S. 223). Die Notwendigkeit adäquater Überwachungs- und Durchsetzungsinstitutionen wird auch durch Stavins breit angelegte Untersuchung bisher umgesetzter marktbasierter Instrumente bestätigt: in jedem Fall, wo diese Elemente schwach gewesen seien, sei das Ergebnis ein ineffektives Instrument gewesen (Stavins 2001, S. 42).

Die einschlägigen Institutionen können aufgegliedert werden in Institutionen zu:

- Emissionsüberwachung und Berichterstattung,
- deren Verifizierung,
- Registern,
- Sanktionen,
- öffentlichem Zugang zu Informationen.

Die Untersuchung ist entlang dieser Gliederung aufgebaut. Für jeden Bereich werden zunächst die theoretischen Idealanforderungen, wie sie in der Literatur genannt werden, diskutiert, dann wird die Gesetzgebung auf der EU-Ebene in den Blick genommen, und schließlich die einzelstaatliche Umsetzung in Deutschland, Spanien und dem Vereinigten Königreich verglichen. Ziel dabei ist, festzustellen, inwieweit die auf der EU- und auf der nationalstaatlichen Ebene getroffenen Regelungen den in der Literatur genannten Anforderungen entsprechen, inwieweit die nationalstaatlichen Regelungen voneinander abweichen, und ob diese Abweichungen ein Problem für das Funktionieren des Systems darstellen. Auf dieser Grundlage werden Empfehlungen für mögliche Verbesserungen formuliert.

Einschränkend muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass der Prozess der Rechtssetzung zur Zeit noch nicht abgeschlossen ist. Auf Grund noch nicht vorliegender Rechtsquellen kann daher der angestrebte Vergleich zwischen den untersuchten Mitgliedstaaten oft nicht angestellt werden. Zudem werden die getroffenen Regelungen erst jetzt dem Test in der Praxis ausgesetzt, es fehlt also jegliche Erfahrung in der praktischen Umsetzung. Die Darstellung kann somit an vielen Stellen nur auf einer allgemeinen Ebene auf potentielle Probleme hinweisen. Es besteht daher Bedarf nach weiterer Forschung, die das Funktionieren der hier untersuchten Institutionen in der Praxis untersucht.

2 Emissionsüberwachung und Berichterstattung

2.1 Theoretische Anforderungen

Die Ermittlung der anfallenden Emissionen bildet die Grundlage für die gehandelten Zertifikate. Sie bestimmt, wie viele Zertifikate der/die AnlagenbetreiberIn einreichen muss und damit auch, wie viele Zertifikate zum Verkauf zur Verfügung stehen bzw. zugekauft werden müssen. Da die Zertifikate und damit auch die Emissionen einen ökonomischen Wert haben, besteht ein Anreiz für die AnlagenbetreiberInnen, ihre Emissionen unterzubewerten. Sie würden dann weniger Zertifikate einreichen als eigentlich nötig, um ihre Emissionen abzudecken. Damit würde eine größere Menge an Emissionen anfallen, als von der Regierung als Grenze definiert und in Form von Zertifikaten ausgegeben, es würde also das Umweltziel des Instruments verfehlt. Zudem würde der Anreiz für Emissionsreduktionen vermindert, da entweder das Angebot an Zertifikaten erhöht oder aber die Nachfrage reduziert werden und entsprechend der Zertifikatspreis fallen würde (US EPA 2003, S. 2-4, 4-1). Des Weiteren stellen Zertifikate und Emissionen in buchhalterischer Hinsicht Vermögenswerte bzw. Verbindlichkeiten dar, deren Veränderungen in die Kalkulation der Unternehmen eingehen. Die Buchhaltungsabteilungen benötigen daher einen hohen Grad an Vertrauen in die Emissionsdaten (Phillips 2003, S. 29f).

Es muss also sichergestellt werden, dass eine Tonne von Emissionen aus einer Quelle äquivalent zu einer Tonne aus jeder anderen Quelle ist. Nur so werden gleiche Bedingungen für alle TeilnehmerInnen garantiert und das für das Funktionieren des Marktes nötige Vertrauen geschaffen. Es müssen daher klare standardisierte Verfahren etabliert werden, die verlässliche Ergebnisse garantieren. Dies kann eine große Herausforderung sein, wenn das Handelssystem eine große Bandbreite industrieller Sektoren abdeckt (US EPA 2003, S. 3-10). Die Emissionsüberwachung kann hohe Kosten verursachen, andererseits gibt jedoch ein striktes Regime den Regulierungsbehörden das nötige Vertrauen, davon abzusehen, die Emissionsberichte Fall für Fall zu überprüfen, was ebenfalls sehr hohe Kosten mit sich bringen würde (Kruger/Pizer 2004, S. 24).

Eine der zu klärenden Frage ist, ob die Emissionsüberwachung von staatlicher Seite durchgeführt werden sollte oder aber durch die regulierten Unternehmen selbst. Tietenberg et al. (1999, S. 66-68) plädieren dafür, dies den Unternehmen zu überlassen, da sie offensichtlich über die meisten Informationen über ihr Verhalten verfügen und daher ein solches System sehr viel kosteneffizienter wäre. Die Regierungen verfügten über ausreichende Überprüfungs- und Sanktionsmöglichkeiten, um die nötige Qualitätskontrolle sicherzustellen.

Was die technische Seite angeht, gibt es für die Emissionsüberwachung ebenfalls zwei Möglichkeiten: entweder sie können direkt und kontinuierlich gemessen werden, oder aber sie werden berechnet, etwa auf Grundlage von Aktivitätsdaten und Emissionsfaktoren. Ein Grund, warum das Acid Rain-Programm der USA so erfolgreich war, liegt in der hohen Integ-

rität der „Währung“, die darin begründet liegt, dass alle Anlagen die notwendige Technik installieren mussten, um ihre Emissionen kontinuierlich zu messen (Boemare/Quirion 2002, S. 12f).

Direkte Messungen sind für Treibhausgase jedoch normalerweise nicht möglich, Berechnungen können aber große Unsicherheiten beinhalten. So unterschieden sich in einer Untersuchung des American Petroleum Institute die mit verschiedenen Methodiken ermittelten Emissionswerte an Ölproduktionsanlagen um mehr als das zehnfache und an großen komplexen Raffinerien immer noch um das doppelte. Es ist daher notwendig, ein einheitliches Verfahren für die Emissionsberechnung zu etablieren (Egenhofer/Fujiwara 2003, S. 6).

Im Fall von CO₂ sollte der zusätzliche Monitoringaufwand gering sein, da die meisten Staaten ohnehin bereits komplexe Systeme zur Überwachung der Energieflüsse etabliert haben und genaues Wissen über die Emissionsfaktoren vorliegt. Das Monitoring anderer Treibhausgase ist jedoch schwierig. Einige Quellen könnten gut überwacht werden, wie etwa Methanemissionen aus Kohleminen oder aus der Gasabfackelung, andere jedoch eher nicht. Als Lösungsoptionen bieten sich an, den Emissionshandel auf gut überwachbare Emissionsquellen zu beschränken, oder aber die Unsicherheiten durch die Verwendung von Unsicherheitsfaktoren auszugleichen (Tietenberg et al. 1999, S. 58-60).

Phillips (2003, S. 27f) identifiziert fünf Kernprinzipien für die Emissionsüberwachung und Berichterstattung:

- Vollständige Erfassung aller Emissionen,
- zeitliche Konsistenz der Verfahren,
- Vergleichbarkeit der Ergebnisse, was die Verwendung der gleichen Methodiken voraussetzt,
- Genauigkeit,
- Transparenz.

Bezogen auf ein mehrere Staaten umspannendes System wie die EU bestehen grundsätzlich drei Möglichkeiten:

- Es könnte ein Mitgliedsstaatenmodell gewählt werden, bei dem jeder Staat sein eigenes Handelssystem entwirft und errichtet. Dies würde entsprechend auch jeweils eigene Verfahren für die Emissionsüberwachung und Berichterstattung beinhalten.
- Alternativ könnte ein Gemeinschaftsmodell gewählt werden. In diesem Fall gibt es die zwei Optionen, entweder auf der EU-Ebene Regeln und Leitlinien für die Emissionsüberwachung und Berichterstattung festzulegen, denen die Mitgliedstaaten folgen müssen, oder aber Emissionsüberwachung und Berichterstattung auf der EU-Ebene zu zentralisieren.

Vom ökologischen Standpunkt ist eine gemeinschaftliche Regelung vorzuziehen, da anderenfalls Zweifel darüber entstehen würden, inwieweit Zertifikaten aus unterschiedlichen Staaten tatsächlich entsprechende Emissionsreduktionen gegenüberstehen. Insbesondere in einem System mit KäuferInnenhaftung könnte dies zu einem Vertrauensverlust gegenüber Transaktionen führen. Allerdings gibt es bisher noch keinen Präzedenzfall, bei dem die Emissions-

überwachung auf der EU-Ebene zentralisiert worden wäre. Demgegenüber gibt es eine Reihe von Präzedenzfällen für eine weitgehende EU-weite Harmonisierung der Überwachungsregeln (CCAP/FIELD 1999, S. 4-9).

2.2 EU-Rahmen

Die AnlagenbetreiberInnen müssen gemäß Art. 14 der Emissionshandelsrichtlinie ihre Emissionen selbst überwachen und jährlich Bericht erstatten. Staatliche Emissionskontrollen sind nur insoweit vorgesehen, als die EU-Mitgliedstaaten dafür sorgen müssen, dass die Emissionen von den AnlagenbetreiberInnen korrekt überwacht werden. Die erforderlichen Maßnahmen zur Emissionsüberwachung und Berichterstattung sind in der Emissionsgenehmigung für die jeweilige Anlage gemäß Art. 5 der Emissionshandelsrichtlinie enthalten.

Anhang IV „Monitoring“ der Emissionshandelsrichtlinie enthält Grundsätze für die Emissionsüberwachung. Laut diesen ist die Messung der Emissionen optional, alternativ können die Emissionen auf Basis von Aktivitätsdaten, Emissionsfaktoren und gegebenenfalls Oxidationsfaktoren errechnet werden. Art. 14 der Emissionshandelsrichtlinie fordert die EU-Kommission auf, zur Konkretisierung des Anhang IV Leitlinien zu erlassen. Diese liegen seit dem 29. Januar 2004 vor. Sie lassen den Mitgliedstaaten und AnlagenbetreiberInnen eine beträchtliche Flexibilität, spezifische Monitoringkonzepte zu entwickeln. Die Leitlinien definieren verschiedene „Ebenen“ mit unterschiedlichen Genauigkeitsgraden. So verlangt gemäß Anhang II die anspruchsvollste Ebene für allgemeine Verbrennungsaktivitäten Messungen mit einem anlagenspezifischen Emissionsfaktor und einem maximalen Unsicherheitsfaktor von +/- 1%. Demgegenüber verlangt die niedrigste Ebene die Nutzung der standardisierten Emissionsfaktoren im Annex der Leitlinien und Messungen mit einem maximalen Unsicherheitsfaktor von +/- 7,5%.

Gemäß Kapitel 2.2 der Monitoring-Leitlinien soll das an einer Anlage anzuwendende Monitoringkonzept entweder in den Bedingungen der Genehmigung oder in Form allgemein verbindlicher Regeln festgelegt werden. Die AnlagenbetreiberInnen sollen die höheren Ebenen benutzen, können aber auch die Erlaubnis zur Anwendung der niedrigeren Ebenen erbitten, wenn sie zeigen können, dass ein Verfahren unpassend oder nicht zu angemessenen Kosten anwendbar ist. Diese Erlaubnis wird selbständig von den Mitgliedstaaten erteilt, und es wird keine Anpassung der Emissionsmessung bzw. -berechnung verlangt, um die niedrigere Genauigkeit auszugleichen.

2.3 Umsetzung in den Mitgliedstaaten

In Deutschland legt das Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz (TEHG) die Berücksichtigung der Monitoring-Leitlinien in Anhang 2 fest und eröffnet damit beide Wege, das Monitoringkonzept in der Genehmigung der jeweiligen Anlage oder aber in allgemein verbindlichen Regeln festzulegen. Wenn kein anlagenspezifisches Monitoringkonzept vorgelegt wird, wird davon ausgegangen, dass die Monitoring-Leitlinien in ein anlagenspezifisches Konzept umgesetzt werden und ihren Anforderungen vollständig Genüge getan wird. Eine behördliche Bil-

ligung ist nur dann erforderlich, wenn von den Anforderungen der Monitoring-Leitlinien abgewichen oder die von ihnen eröffneten Auslegungsspielräume genutzt werden sollen.¹

Die britische nationale Gesetzgebung zur Umsetzung der Emissionshandelsrichtlinie, die Greenhouse Gas Trading Schemes Regulations 2003, gibt in Regulation 10 lediglich den in der Emissionshandelsrichtlinie enthaltenen Rahmen wieder. Das Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra) hat bereits im Rahmen des UK Emission Trading Schemes Leitlinien für die Emissionsüberwachung und Berichterstattung aufgestellt und des weiteren von privatwirtschaftlicher Seite erarbeitete Monitoringkonzepte genehmigt. Die resultierende Liste genehmigter Methodiken beläuft sich auf 2 Seiten (Defra 2004b).

Das spanische Real Decreto Ley 5/2004 macht sich in Art. 4 sowie Anhang III die Monitoring-Leitlinien der Kommission zu eigen. Sie dienen damit als Referenz, der die AnlagenbetreiberInnen bei der Emissionsüberwachung und Berichterstattung folgen müssen.

2.4 Kritische Bewertung

Kerth (2004, S. 225) bewertet die Übertragung der Emissionsüberwachung an die AnlagenbetreiberInnen als positiv. Dadurch könnten der Verwaltungsaufwand und die damit verbundenen Umsetzungskosten gering gehalten werden. Bedenken bezüglich der Zuverlässigkeit sieht sie angesichts der vorgesehenen Sanktionen für eine ungenügende Emissionsüberwachung (s. unten) als unberechtigt an.

Die Entscheidung, zunächst nur mit CO₂ zu handeln, reflektiert laut Boemare und Quirion (2002, S. 13) die Wichtigkeit, die einer akkuraten Emissionsüberwachung zugeschrieben wird. Sie kritisieren jedoch den Ansatz, die Emissionen auf Grundlage von Aktivitätsdaten, Emissions- und Oxidationsfaktoren zu berechnen. Die Genauigkeit der gegenwärtigen nationalen Inventare, die auf dieser Methode basierten, sei geringer als für ein Emissionshandelsystem benötigt. Als Kontrast verweisen sie auf die hohe Integrität des US-amerikanischen SO₂-Handelssystems, die auf der kontinuierlichen Messung der Emissionen beruhe.

Wie oben ausgeführt, sind jedoch direkte Messungen bei Treibhausgasen oft nicht anwendbar. Es kommt daher auf die Etablierung genauer und einheitlicher Berechnungsmethodiken an. Allerdings lassen die Monitoring-Leitlinien den Staaten und Unternehmen beträchtliche Spielräume. Die einzelstaatlichen Regelungen übernehmen lediglich den EU-Rahmen und geben damit die dort vorhandenen Spielräume an die Unternehmen weiter. Es sollten daher weitere Untersuchungen vorgenommen werden, inwieweit die Emissionsüberwachung in den einzelnen Unternehmen voneinander abweicht.

Wie Kruger und Pizer (2004, S. 18) herausstellen, sind diese Spielräume auch der Natur des Systems geschuldet. Der EU-Emissionshandel deckt eine sehr viel größere Bandbreite von

¹ vgl. Umsetzung der EU Monitoring Leitlinien, http://www.dehst.de/cIn_028/nn_74528/DE/Service/FAQs/faqMonitoring__node.html__nnn=true, Stand 25.2.2005.

Quellen ab, als die deutlich präskriptiveren US-Systeme, und es ist schwierig, für unterschiedlich geartete Quellen einheitliche Standards festzulegen. Dennoch wäre es wünschenswert, hier in Zukunft eine größere Einheitlichkeit und Verbindlichkeit herzustellen.

3 Verifizierung

3.1 Theoretische Anforderungen

Die Emissionsüberwachung spielt wie dargestellt eine zentrale Rolle für die Integrität des Systems. Um diese sicherzustellen, ist es angesichts der wirtschaftlichen Anreize für und der ökologischen Folgen von Regelverletzungen von zentraler Bedeutung, dass die Emissionsberichte der AnlagenbetreiberInnen von einer unabhängigen Stelle verifiziert werden (Phillips 2003, S. 29). Dies beinhaltet die Überprüfung der für die Messung der Emissionen bzw. der Aktivitätsdaten verwendeten Technik sowie die Sicherstellung, dass korrekte Emissions- und Verbrennungseffizienzfaktoren verwendet wurden (CCAP/FIELD 1999, S. 9).

Auch hier bestehen wieder die Möglichkeiten, die Verifizierung den Mitgliedstaaten zu überlassen, EU-weite Regeln zu erlassen oder aber die Verifizierung auf der EU-Ebene zu zentralisieren. Die bisherige Umweltgesetzgebung überlässt die Verifizierung in fast allen Fällen den Mitgliedstaaten. Dies wird jedoch kritisiert, da es die Wirksamkeit der EU-Gesetzgebung vermindere und zudem den Binnenmarkt verzerre. Einzig unter dem Ozon-Regime wurde die Verifizierung zu einem hohen Grad zentralisiert: hier kann die EU-Kommission direkt die Behörden der Mitgliedstaaten anweisen, Inspektionen durchzuführen (CCAP/FIELD 1999, S. 11).

Des Weiteren stellt sich die Frage, ob die Verifizierung durch staatliche oder private Stellen durchgeführt werden sollte. Kerth (2004, S. 225) befürwortet die Übertragung der Verifizierungsaufgaben an private Unternehmen. Dadurch könnten der Verwaltungsaufwand und die damit verbundenen Umsetzungskosten gering gehalten werden. Dem gegenüber stellen Kruger und Pizer (2004, S. 19) in Frage, ob die Verifizierung durch Zertifizierungsunternehmen wirklich effizienter und kostengünstiger sei als die durch staatliche Stellen. Sie möge einerseits die Kosten für die Regierung vermindern und einigen Staaten, die nicht über ausreichend Kapazitäten verfügen, wertvolle technische Expertise bereitstellen. Sie dürfte aber die Kosten für die AnlagenbetreiberInnen erhöhen. Des Weiteren dürfte unweigerlich das Problem auftauchen, dass die unterschiedlichen Zertifizierungsunternehmen die Leitlinien für die Verifizierung unterschiedlich interpretieren werden. Die Verifizierung sollte jedoch in jedem Fall nach einem einheitlichen Standard erfolgen. Zudem müsse laut Phillips (2003, S. 30) sichergestellt sein, dass die Zertifizierungsunternehmen von den AnlagenbetreiberInnen, in deren Auftrag sie handeln, unabhängig sind. Es müsse verhindert werden, dass die Zertifizierungsunternehmen in ein „race to the bottom“ eintreten, indem sie darum wetteifern, die kostengünstigste und am wenigsten strenge Überprüfung in Aussicht zu stellen.

3.2 EU-Rahmen

Gemäß Art. 15 der Emissionshandelsrichtlinie muss der Emissionsbericht jeden Jahres bis zum 31. März des Folgejahres verifiziert werden. Die Richtlinie legt nicht fest, dass die Verifizierung durch staatliche Stellen erfolgt, sondern nur, dass die zuständige Behörde darüber informiert wird. Sie stellt es damit den Mitgliedstaaten frei, die Verifizierung der Emissionsberichte durch staatliche Stellen oder aber durch private Unternehmen durchführen zu lassen. Im letzteren Fall müssen die Staaten ein Verfahren etablieren, um Zertifizierungsunternehmen für den EU-Emissionshandel zu akkreditieren. Die Richtlinie enthält keine einheitlichen und verpflichtenden Standards hierfür, sondern lediglich Mindestanforderungen, die in Anhang V aufgeführt sind. Zu diesen gehört vor allem, dass das Zertifizierungsunternehmen unabhängig von der AnlagenbetreiberIn ist, seine Aufgaben professionell und objektiv ausführt und mit den einschlägigen Bestimmungen des EU-Emissionshandels vertraut ist.

3.3 Umsetzung in den Mitgliedstaaten

Anhang IV des spanischen Real Decreto Ley 5/2004 gibt die Kernpunkte der EU-Monitoring Leitlinien zur Verifizierung wieder. Bezüglich der Akkreditierung der VerifiziererInnen verweist Art. 22 auf eine Durchführungsverordnung, die bisher noch nicht vorliegt.

Regulation 10 der Greenhouse Gas Trading Scheme Regulations 2003 wiederholt den Tenor der Emissionshandelsrichtlinie, dass die Emissionsberichte verifiziert werden und die zuständige Behörde darüber informiert werden muss und überlässt somit die Verifizierung privaten Unternehmen. Die Akkreditierung der Verifizierungsunternehmen wird durch den United Kingdom Accreditation Service (UKAS) vorgenommen. Sie erfolgt in einem zweistufigen Prozess, in dem die Akkreditierung zunächst für die Verifizierung der Basisjahr-Emissionen der vom EU-Emissionshandel betroffenen Anlagen und später für die Verifizierung der Emissionsberichte ausgesprochen wird. Es liegen Leitlinien für die Akkreditierung im Sinne des nationalen britischen Emissionshandelssystems vor, das bereits in 2001 etabliert wurde, die Leitlinien für die Akkreditierung für den EU-Emissionshandel werden noch erarbeitet (Defra 2004a, S. 18).

§§ 5 Abs. 3 und 10 Abs. 1 des TEHG sehen die Überprüfung der Angaben der BetreiberInnen durch unabhängige Sachverständige vor. Die Tätigkeit als Sachverständige setzt die Zulassung oder Bestellung in einem vom TEHG vorgesehenen Verfahren und die Bekanntgabe durch die Deutsche Emissionshandelsstelle (DEHSt) oder die für die TEHG-Berichterstattung zuständige Landesbehörde voraus. Gemäß der durch das TEHG vorgesehenen Arbeitsteilung berechtigt eine Bekanntgabe durch die DEHSt nur zur Überprüfung von Zulassungsanträgen, während die Bekanntgabe der Berechtigung für die Überprüfung der Emissionsberichterstattung durch die jeweils zuständige Landesbehörde erfolgt.

Eine Tätigkeit als Sachverständige erfordert entweder eine Zulassung als UmweltgutachterIn oder Umweltgutachterorganisation nach dem Umweltauditgesetz durch die Deutsche Akkreditierungs- und Zulassungsgesellschaft für Umweltgutachter (DAU) oder eine Bestellung als Sachverständige nach § 36 Gewerbeordnung durch die örtlich zuständige Industrie- und Han-

delskammer. Die Website der DEHSt enthält umfangreiche Informationen über das Akkreditierungsverfahren und die zu erfüllenden Anforderungen. Zusätzlich zu der Verifizierung durch private Zertifizierungsunternehmen wird der Emissionsbericht gemäß § 5.4 TEHG stichprobenartig von den zuständigen Länderbehörden überprüft.

3.4 Kritische Bewertung

Kruger und Pizer (2004, S. 20) kritisieren die Übertragung der Verifizierung an private Unternehmen aus den oben genannten Gründen als eine „dramatic departure“ von den positiven US-amerikanischen Erfahrungen. Es stellt sich tatsächlich die Frage, inwieweit die zahlreichen Zertifizierungsunternehmen² die Verifizierung einheitlich durchführen werden. Auch die Kosteneffizienz ist in der Tat zu hinterfragen. Im Rahmen des Clean Development Mechanism (CDM) des Kyoto-Protokolls machen die Kosten für die Zertifizierungsunternehmen mit Abstand den größten Anteil der CDM-spezifischen Transaktionskosten aus (de Gouvello/Coto 2003, S. 19).

Zur Verbesserung der Einheitlichkeit sollten die Regeln für die Verifizierung und die Akkreditierung der Zertifizierungsunternehmen EU-weit harmonisiert werden. Falls dies nicht durchsetzbar ist, sollten die Akkreditierungsbehörden zumindest einheitlichen Regeln folgen. Des weiteren sollten die von den einzelnen Staaten akkreditierte Unternehmen wechselseitig auch in den jeweils anderen Staaten zugelassen werden.

² Alleine die Liste der bisher in Deutschland akkreditierten Sachverständigen ist 55 Seiten lang, vgl. http://www.dehst.de/cIn_028/nn_121318/SharedDocs/Downloads/DE/Sachverst_C3_A4ndige_20Anmeldeformular/Sachverstaendigenliste_20_28PDF_29.html, Stand 3.3.2005.

4 Register

4.1 Theoretische Anforderungen

Register sind Buchungssysteme für Zertifikate. Sie verbuchen Kontoinformationen, Kontostände und Transfers zwischen Konten. Sie sind jedoch keine Handelsplattformen sondern vielmehr Datensysteme, die die Integrität des Handelssystems schützen, indem sie sicherstellen, dass nur die in dem Emissionsdeckel festgelegte Anzahl an Zertifikaten transferiert und für die Pflichterfüllung verwendet wird.

Laut US EPA (2003, S. 4-1) ist eine der wichtigsten Lektionen bisheriger Emissionshandelssysteme die Notwendigkeit von umfassenden, korrekten, transparenten und zeitnahen Informationen über die Emissionen und die gehandelten Zertifikate. Computer-basierte Systeme sind die effektivste verfügbare Methode zur Verarbeitung und Verbreitung dieser Daten.

Konkrete Anforderungen an Registersysteme werden in der zu Grunde gelegten Literatur jedoch nicht diskutiert.

4.2 EU-Rahmen

Laut Art. 19.1 Emissionshandelsrichtlinie muss jeder EU-Mitgliedstaat ein nationales Register führen, die Staaten können jedoch auch gemeinsame Register mit anderen Staaten erstellen. Gemäß der Registerverordnung der EU-Kommission hätten alle Mitgliedsstaaten bis zum 1. Januar 2005 Register nach uniformen Standards etablieren müssen.

Die Kommission muss zudem laut Art. 20 einen zentralen Verwalter bestellen, der ein unabhängiges Transaktionsprotokoll für die Überwachung von Transfers führt. Bei Unregelmäßigkeiten unterrichtet er den betroffenen Mitgliedstaat bzw. die betroffenen Staaten und die betreffende Transaktion wird laut Art. 28 der Registerverordnung beendet.

Die Kommission muss gemäß Artikel 19.3 eine Durchführungsverordnung über ein standardisiertes und sicheres Registrierungssystem erlassen. Diese Registerverordnung liegt seit dem 21. Dezember 2004 vor.

4.3 Umsetzung in den Mitgliedstaaten

Im Zuge der fortlaufenden Verschiebungen bei der Einführung des EU-Emissionshandels kann mit der Etablierung der Register wahrscheinlich erst für den Sommer 2005 gerechnet werden. Gemäß Entscheidung 280/2004/EG werden die Register für die Zwecke des EU-Emissionshandels integriert mit den Registern für die Zwecke des Kyoto-Protokolls. Es ist je-

doch damit zu rechnen, dass die für den EU-Emissionshandel nötigen Elemente prioritär eingeführt werden.

Gemäß Regulation 20 der britischen Greenhouse Gas Trading Schemes Regulations 2003 ist der Secretary of State für die Etablierung und Führung des britischen Registers zuständig. Das Vereinigte Königreich hatte bereits für das nationale britische Emissionshandelssystem ein Register (GRETA – Greenhouse Gas Registry for Emissions Trading Arrangements) entwickelt, das in überarbeiteter Form das führende System für den EU-Emissionshandel geworden ist. Neben dem Vereinigten Königreich werden auch Dänemark, Estland, Finnland, Irland, Italien, Litauen, die Niederlande, Schweden, Slowenien und Ungarn GRETA verwenden.³

Demgegenüber hat die französische Staatsbank Caisse des Dépôts et Consignations ihre eigene Registersoftware „Seringas“ entwickelt. In Deutschland ist gemäß § 14 TEHG die DEHSt für die Führung des Emissionsregisters zuständig. Sie wird dafür ebenfalls die französische Software Seringas nutzen (Umweltbundesamt 2004).

Spanien hat sich ebenfalls entschieden, Seringas zu verwenden.⁴ Zuständig für die Führung des Registers ist Iberclear, die auch für die Abwicklung aller Transaktionen an der spanischen Börse zuständig sind.⁵

4.4 Kritische Bewertung

Die gewählte Lösung mit nationalen Registern und dem unabhängigen Transaktionsprotokoll der Kommission ist deutlich komplizierter als die Etablierung eines einzigen zentralen Registers. Ein Handel zwischen zwei Staaten erfordert damit die Einschaltung von nicht weniger als drei verschiedenen EDV-Systemen.

Durch die Gruppenbildung um das britische GRETA-System und das französische Seringas-System hat sich eine gewisse Harmonisierung „von unten“ eingestellt, die Frage der Schaffung eines einheitlichen Registers sollte jedoch weiter geprüft werden, wie es auch in Art. 30.2(f) der Emissionshandelsrichtlinie für die Überprüfung des Emissionshandels in 2006 vorgesehen ist.

³ vgl. Emissions Trading Registry,
<http://www.defra.gov.uk/environment/climatechange/trading/eu/registry/intro.htm>, Stand 25.2.2005.

⁴ 14.01.05 Spain opts for French software to manage the national registry, Stand 14.1.2005.

⁵ 22.11.04 Iberclear to manage the Spanish national CO₂ allowance registry, Stand 25.11.2004.

5 Sanktionen

5.1 Theoretische Anforderungen

Das Vertrauen in den Markt ist eine zentrale Voraussetzung für sein Funktionieren. Das zentrale Anliegen bei der Durchsetzung eines Emissionshandelssystems ist daher nicht die Reparatur entstandenen Schadens sondern seine Verhinderung, d. h. die Abschreckung von Pflichtverletzungen. Sanktionen müssen so empfindlich und ihre Anwendung bei Pflichtverletzungen so wahrscheinlich sein, dass sie letztendlich nur selten angewendet werden müssen (Tietenberg 1999, S. 84-86).

Die Sanktionen für den Fall, wenn nicht genügend Zertifikate eingereicht werden, können entweder in einer Strafzahlung bestehen, oder aber in der Verpflichtung, in der nächsten Verpflichtungsperiode ein mehrfaches des Defizits an Zertifikaten einzureichen. Die zweite Methode könnte jedoch zu weiteren Pflichtverletzungen führen, da so die Reduktionsanforderung in der nächsten Verpflichtungsperiode erhöht wird. Sie könnte zudem zu absichtlichen Pflichtverletzungen verleiten, falls AnlagenbetreiberInnen darauf spekulieren, dass der Zertifikatspreis fallen wird. Zudem würde durch die gesteigerte Nachfrage der Preise für alle HandelsteilnehmerInnen steigen, es würden also alle bestraft, auch wenn dies normalerweise kaum in signifikantem Ausmaß erfolgen dürfte. Laut der US EPA (2003, S. 3-24) sollten aus den genannten Gründen finanzielle Sanktionen bevorzugt werden. Diese sollten bedeutend höher als der erwartete Zertifikatspreis sein, um von Pflichtverletzungen abzuhalten.

Neben der Höhe der Sanktionen ist auch die Wahrscheinlichkeit ihrer Verhängung ein kritisches Element. Sanktionen sollten daher automatisch verhängt werden. Falls für Unternehmen, wie in klassischen regulatorischen Ansätzen, die Möglichkeit besteht, über die Sanktionen zu verhandeln, und die damit verbundenen Verhandlungskosten niedriger sind als die Kosten für die nötigen Zertifikate, besteht kein wirtschaftlicher Anreiz, seine Pflichten zu erfüllen (Kruger/Pizer 2004, S. 24). Die Kontrollwahrscheinlichkeit spielt in diesem Zusammenhang ebenfalls eine Rolle: Je geringer sie ist, desto höher sollte die Sanktion der Pflichtverletzung sein (Boemare/Quirion 2002, S. 13).

Eine weitere Frage ist, ob die Zertifikate ihren Wert behalten sollten, wenn die VerkäuferIn der Pflichtverletzung überführt wird. Hier ist zu entscheiden, ob ein System mit VerkäuferInnenhaftung oder mit KäuferInnenhaftung etabliert werden soll. In ersterem Fall behalten die Zertifikate ihre Gültigkeit und die VerkäuferIn muss die Strafe dafür zahlen, auf Grund des Verkaufs selber nicht mehr genügend Zertifikate zu besitzen. In letzterem Fall verlieren die Zertifikate ihre Gültigkeit und entsprechend fällt die KäuferIn der Strafe anheim. Welches Haftungssystem gewählt werden sollte, hängt davon ab, wie stark der Sanktionsmechanismus ist. In einem System mit schwacher Durchsetzungskraft sollte eine reine VerkäuferInnenhaftung vermieden werden, da sie einen Anreiz für übermäßiges Verkaufen böte. In einem System mit starker Durchsetzungskraft steigert eine reine VerkäuferInnenhaftung demgegenüber die Effizienz des Systems, denn damit beinhalten alle Zertifikate den gleichen Wert, wohingegen die KäuferInnen dies bei KäuferInnenhaftung jeweils im Einzelfall überprüfen müssten (Boemare/Quirion 2002, S. 13; Ellerman 2000, S. 22f; Tietenberg 1999, S. 95-98).

Zusätzlich zu den Strafen sollte pro nicht abgedeckter Tonne ein Zertifikat aus der nächsten Verpflichtungsperiode zurückgezogen oder aber am Markt gekauft werden, um die ökologische Integrität des Systems zu wahren. Andere Vergehen wie beispielsweise in Bezug auf die Emissionsüberwachung und die Verifizierung sollten mit Strafen belegt werden, die in Relation zu der Art und Schwere des Vergehens stehen. Um die Einheitlichkeit zu wahren, sollten diese Strafen weitestmöglich ebenfalls im Voraus festgelegt werden (US EPA 2003, S. 3-24 – 3-25).

Auf ein mehrere Staaten umspannendes System wie das der EU bezogen, beinhaltet ein Gemeinschaftsmodell laut CCAP und FIELD (1999, S. 12) für den Emissionshandel eine höhere Sicherheit als ein Mitgliedstaatenmodell, dass EU-weit strikte Strafen gelten. In einem Mitgliedstaatenmodell ist es essentiell, dass die Sanktionen für den Fall, dass nicht genügend Zertifikate eingereicht werden, harmonisiert werden, um zu verhindern, dass transnationale Unternehmen ihre Zertifikate zwischen Staaten verschieben, um die Sanktionen zu minimieren. Bisher wurde im EU-Umweltrecht noch nie auf EU-Ebene die Festsetzung einer Sanktionshöhe vorgenommen.

5.2 EU-Rahmen

Für den Fall, dass die Emissionen einer Anlage die eingereichten Zertifikate überschreiten, schreibt Art. 16 der Emissionshandelsrichtlinie eine uniforme Strafzahlung fest. Diese beträgt pro nicht abgedeckter Tonne in der ersten Handelsperiode 40 Euro und ab der zweiten Periode 100 Euro. Zudem hebt diese Strafzahlung nicht die Pflicht auf, die überschüssigen Emissionen mit Zertifikaten abzudecken, sondern die fehlenden Zertifikate müssen im darauf folgenden Jahr nachgereicht werden. Des weiteren müssen die Namen der jeweiligen AnlagenbetreiberInnen veröffentlicht werden. Weitere zivil- oder strafrechtliche Sanktionen bleiben den Mitgliedstaaten überlassen. Die Emissionshandelsrichtlinie gibt hier nur die generelle Leitlinie vor, dass die Sanktionen „wirksam, verhältnismäßig und abschreckend“ sein sollen. Die Kommission muss über die jeweiligen nationalen Regularien informiert werden.

Des weiteren legt Artikel 15.2. der Emissionshandelsrichtlinie fest, dass wenn die Verifizierung des Emissionsberichts nicht zufrieden stellend ausfällt, die AnlagenbetreiberIn so lange keine Zertifikate übertragen darf, bis ein Bericht als zufrieden stellend bewertet wurde. Konkret umgesetzt wird diese Sanktion gemäß Art. 27 der Registerverordnung dadurch, dass das Konto für die betreffende Anlage am 1. April gesperrt wird, wenn nicht bis zum 31. März die geprüften Emissionsdaten des Vorjahres in die Tabelle der geprüften Emissionen im jeweiligen nationalen Register eingetragen sind. Die Sperrung wird aufgehoben, sobald die Eintragung erfolgt ist.

5.3 Umsetzung in den Mitgliedstaaten

In allen drei betrachteten Staaten werden im Fall der Nichteinreichung des Emissionsberichts die an der betreffenden Anlage angefallenen Emissionen durch die zuständige Behörde festgestellt und dienen dann als Grundlage für die Pflicht zur Einreichung von EU-

Treibhausgasemissionsberechtigungen (Regulation 24 der britischen Greenhouse Gas Trading Scheme Regulations 2003; § 18.1 TEHG; Art. 23 Real Decreto Ley 5/2004).

Weitere Vergehen sind in Großbritannien laut Regulation 32 der britischen Greenhouse Gas Trading Scheme Regulations 2003 der Betrieb einer Anlage ohne Genehmigung, die Verletzung der Genehmigungsbestimmungen, die Durchführung von Veränderungen an der Anlage ohne Information der zuständigen Behörde, das nicht zur Verfügung stellen von durch die zuständige Behörde angeforderten Informationen, eine Falschaussage, falsche Buchführung für Zwecke des Emissionshandels sowie die Fälschung von Dokumenten. Solche Vergehen werden mit einer nicht näher spezifizierten Strafzahlung und/oder einer Gefängnisstrafe von bis zu zwei Jahren geahndet.

Ordnungswidrig im Sinne des TEHG handelt laut § 19, wer eine regulierte Tätigkeit ohne Emissionsgenehmigung durchführt, unrichtige oder unvollständige Angaben bei der Abgabe des Antrags für eine Emissionsgenehmigung nach § 4 macht, seine genehmigungspflichtige Anlage nicht anzeigt, die Verordnungen zur Beantragung von EU Treibhausgasemissionsberechtigungen laut § 10.5 verletzt, Überwachungsmaßnahmen seitens der zuständigen Behörde laut § 21 nicht duldet, Auskünfte nicht, nicht richtig, vollständig oder rechtzeitig erteilt, Unterlagen nicht vorlegt oder sonstige Verpflichtungen laut § 21 verletzt. Eine Ordnungswidrigkeit kann mit einer Geldbuße von bis zu 50.000 Euro geahndet werden.

Laut Art. 29 des spanischen Real Decreto Ley 5/2004 sind die Ausführung einer regulierten Tätigkeit ohne Genehmigung, die Nichtinformation über Änderungen an der Anlage, die Nichteinreichung des jährlichen Emissionsberichts, die Unterschlagung oder Veränderung von Informationen in Bezug auf den Antrag auf Ausstellung von EU-Treibhausgasemissionsberechtigungen, die Nichteinreichung von EU-Treibhausgasemissionsberechtigungen, die Verweigerung des Zutritts für das Zertifizierungsunternehmen sowie das nicht zur Verfügung stellen von für die Verifizierung nötigen Informationen sehr schwere Vergehen. Die Verheimlichung oder Veränderung von Informationen in Bezug auf den Antrag zur Erteilung einer Emissionsgenehmigung oder zur Genehmigung eines Poolings, die Nichtinformation über eine Änderung der Identität der AnlagenbetreiberIn, das Nichteinhalten der in der Emissionsgenehmigung festgehaltenen Bestimmungen zur Emissionsüberwachung sowie die Nichteinhaltung der Verordnungen über den Emissionsbericht, wenn diese die festgestellte Emissionsmenge verändern, sind schwere Vergehen. Das Nichteinhalten der in der Emissionsgenehmigung festgehaltenen Bestimmungen zur Emissionsüberwachung sowie die Nichteinhaltung der Verordnungen über den Emissionsbericht, wenn diese die festgestellte Emissionsmenge nicht verändern, sowie die Nichtbefolgung jeglicher anderer im Gesetz festgelegten Bestimmungen sind leichte Vergehen. Für sehr schwere Vergehen können eine oder alle der folgenden Sanktionen verhängt werden: eine Strafzahlung von 50.001 bis zu 2 Millionen Euro, eine zeitweise, vollständige oder teilweise Schließung der Anlage von bis zu zwei Jahren, eine bis zu zweijährige Aberkennung der Erlaubnis, als treuhänderischer Verwalter für einen Anlagenpool tätig zu sein oder die Aufhebung oder Aussetzung der Emissionsgenehmigung für maximal zwei Jahre. Schwere Vergehen werden mit einer Strafe von 10.001 bis 50.000 Euro oder der Aussetzung der Emissionsgenehmigung für maximal ein Jahr geahndet. Leichte Vergehen werden mit einer Strafe von bis zu 10.000 Euro geahndet.

5.4 Kritische Bewertung

Angesichts von derzeitigen Zertifikatspreisen im Bereich von 8-10 Euro⁶ erfüllen die vorgesehenen Strafzahlungen für die Nichteinreichung von Zertifikaten in Höhe von 40 Euro für die erste und 100 Euro für die folgenden Handelsperioden offensichtlich die Maßgabe, deutlich über dem Zertifikatspreis zu liegen. Sie sollten daher eine ausreichend abschreckende Wirkung entfalten. Zudem ist diese Strafhöhe EU-weit harmonisiert und dem strategischen Verschieben von Zertifikaten damit ein Riegel vorgeschoben. Durch die Anforderung, die fehlenden Zertifikate im folgenden Jahr nachzureichen, ist zudem auch die ökologische Integrität des Systems gewahrt.

Kerth (2004, S. 228) zufolge kann auch das Prinzip des „naming and shaming“ im Kontext des EU-Emissionshandels durchaus abschreckend wirken, da ein negatives Image auch unmittelbare finanzielle Nachteile für das betreffende Unternehmen nach sich ziehen kann. Dies sei um so mehr der Fall, als viele der betroffenen Unternehmen im PrivatkundInnengeschäft tätig seien. Es wäre daher kontraproduktiv, ihr kostenintensives Bemühen um ein positives öffentliches Image durch eine Anprangerung gemäß der EU-Emissionshandelsrichtlinie zu konterkarieren.

Bei den Sanktionen, deren Ausgestaltung den Mitgliedstaaten überlassen ist, bestehen offensichtlich deutliche Unterschiede. Auffällig sind hier vor allem die ausdifferenzierten Tatbestände sowie die drakonischen Strafanordnungen in Spanien. Die Rechtstheorie ist jedoch nur die eine Seite der Medaille, die Rechtspraxis, wie Kruger und Pizer (2004, S. 22) anmerken, die andere. Zwischen den 25 EU-Mitgliedstaaten bestehen erhebliche Unterschiede in Bezug auf die juristischen Systeme, Gepflogenheiten bei der Durchsetzung rechtlicher Anforderungen und Verwaltungskapazitäten. Ein ungleiches Vorgehen bei der Rechtsdurchsetzung würde den Unternehmen in Staaten mit einer weniger strikten Durchsetzung einen Wettbewerbsvorteil einräumen. Insbesondere werden laut Kruger und Pizer Bedenken in Bezug auf die mittel- und osteuropäischen Beitrittsstaaten geäußert, die historisch nur über schwache Umweltinstitutionen verfügen, aber auch in Bezug auf andere Länder, wie beispielsweise eben Spanien.

Es wird daher genau zu beobachten sein, wie sich die Rechtsdurchsetzung in der Praxis entwickelt.

⁶ Für aktuelle Preise vgl. www.pointcarbon.com.

6 Öffentlicher Zugang zu Informationen

6.1 Theoretische Anforderungen

Die öffentliche Akzeptanz eines Politikinstruments ist von zentraler Bedeutung für seinen Erfolg. Die kontinuierliche Information der Beteiligten kann dabei helfen, das Vertrauen in das Instrument selber sowie in die Regulierungsbehörde zu stärken. Öffentliche Unterstützung ist insbesondere in der Umweltpolitik wichtig, da sie oft kontroverse Debatten zwischen unterschiedlichen Interessensgruppen mit unterschiedlichen Zielen und Wertvorstellungen beinhaltet. Öffentlicher Zugang zu den Emissions- und Handelsdaten ermöglicht es Interessierten, der Wissenschaft und Umweltgruppen, den Erfolg des Handelssystems ebenso wie das Abschneiden einzelner Anlagen zu bewerten. Er befördert somit das Vertrauen in das System, schafft eine weitere Ebene der Überprüfung und erhöht damit den Anreiz zur Pflichterfüllung. Den MarktteilnehmerInnen ihrerseits wird es so ermöglicht, die Entwicklung von Angebot und Nachfrage abzuschätzen. Die modernen Informationstechnologien machen es möglich, allen Interessierten zeitnah relevante Informationen über Emissionen, Handelsverlauf und den Erfolg des Handelssystems zur Verfügung zu stellen. Es kommt jedoch nicht nur auf das bloße zur Verfügung stellen von Informationen an, sondern dies muss in einer nutzbaren Form geschehen (Tietenberg/Wheeler 1998, S. 11; US EPA 2003, S. 5-1 – 5-5).

6.2 EU-Rahmen

Art. 17 der Emissionshandelsrichtlinie verlangt, dass die Zuteilungsentscheidungen sowie die Emissionsberichte der AnlagenbetreiberInnen durch die jeweilige zuständige nationale Behörde der Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden. Die Verfügbarkeit von Daten kann jedoch gemäß Art. 3.3 und 4 der Umweltinformationsrichtlinie begrenzt werden, etwa mit Bezug auf nationale Gesetze zum Schutz von Geschäftsgeheimnissen.

Diese Bestimmung wird durch Art. 9 der Registerverordnung konkretisiert, dem zufolge die in ihrem Anhang XVI aufgeführten Informationen von dem zentralen Verwalter und den zuständigen nationalen Behörden auf ihren Internetseiten zur Verfügung gestellt werden müssen. Die Liste in Anhang XVI legt unter anderem fest, dass Informationen über die KontoinhaberInnen, die verifizierten Emissionsmengen aller Anlagen, die zur Pflichterfüllung eingereichten Zertifikate, die durchgeführten Transaktionen (Beteiligte, Zeitpunkte und transferierte Zertifikate, jedoch nicht der Preis) sowie darüber, ob eine Anlage ihren Verpflichtungen nachgekommen ist oder nicht, der Öffentlichkeit zur Verfügung gestellt werden müssen.

6.3 Umsetzung in den Mitgliedstaaten

Die konsultierten nationalen Rechtsquellen enthalten keine weitergehenden Bestimmungen bezüglich des Zugangs zu Informationen, insbesondere auch keine expliziten Einschränkungen wie gemäß Art. 17 Emissionshandelsrichtlinie möglich.

6.4 Kritische Bewertung

Mit den Bestimmungen der Registerverordnung wird der Grundstein für einen weitgehenden Zugang zu Informationen gelegt. Es bleibt noch abzuwarten, inwieweit die zuständigen Behörden die Informationen in einer passend aufbereiteten Form zur Verfügung stellen werden. Prinzipiell werden Interessierte jedoch ohne weiteres die jährlichen Emissionen an allen einzelnen regulierten Anlagen und den Status ihrer Pflichterfüllung einsehen sowie zeitnah die Entwicklung des Handels verfolgen können. Vor dem Hintergrund des Streits über das Pooling während der Verhandlungen über die Emissionshandelsrichtlinie, bei dem es u.a. darum ging, die Transparenz niedrig zu halten, kann dies als Erfolg gewertet werden.

Allerdings wird die interessanteste Größe, der Preis, nicht von staatlicher Seite zur Verfügung gestellt. Und es ist laut der Theorie gerade der Preis, der für die verpflichteten Unternehmen die Hauptbezugsgröße bilden wird, um ihre Strategie in Bezug auf ihre Emissionen zu definieren. Vermutlich wurde der Preis aus Gründen der Wahrung des Geschäftsgeheimnisses aus dem Veröffentlichungskatalog herausgehalten. Es zeichnet sich jedoch ab, dass diese Lücke von den Börsen und privaten Informationsanbietern wie PointCarbon geschlossen werden wird. Es sind damit alle Voraussetzungen für eine hohe Transparenz und damit die Entwicklung von Vertrauen in den EU-Emissionshandel gegeben.

7 Schlussfolgerungen

Jede Bewertung des EU-Emissionshandels muss in Betracht ziehen, dass in einem supranationalen Gebilde wie der EU mit ihren inzwischen 25 Mitgliedstaaten die idealen Vorstellungen der Theorie über die Ausgestaltung eines Politikinstruments naturgemäß besonders schwer in die Realität zu übersetzen sind. Dennoch kommen die Institutionen zur Pflichterfüllung und Durchsetzung des EU-Emissionshandels den Idealvorstellungen bemerkenswert nahe und in einigen Punkten betreten sie regelrechtes Neuland für die EU-Umweltpolitik insgesamt.

So gilt für das Vergehen, nicht genügend Zertifikate einzureichen, EU-weit die gleiche Strafzahlung. Der EU-Emissionshandel folgt damit nicht nur einer der zentralen Lektionen der Literatur und der US-amerikanischen Erfahrungen, sondern es ist zum ersten Mal überhaupt im EU-Umweltrecht gelungen, die Festlegung einer Sanktion auf der EU-Ebene vorzunehmen. Auch die Monitoring-Leitlinien betreten Neuland. Sie lassen den Mitgliedstaaten und den Unternehmen sehr große Auslegungsspielräume und stellen damit die Einheitlichkeit und Vertrauenswürdigkeit des EU-Emissionshandels in Frage. Kruger und Pizer (2004, S. 25) zufolge sind die Monitoring-Leitlinien aber deutlich detaillierter als diejenigen, die in der Vergangenheit für EU-Umweltrichtlinien erstellt wurden. Sie dürften daher das Maximum an Harmonisierung darstellen, was zum Zeitpunkt der Verabschiedung möglich war. Dennoch eröffnen sie weite Auslegungsspielräume und es wäre wünschenswert, hier in Zukunft eine noch stärkere Harmonisierung und Verbindlichkeit zu erreichen.

In der Frage des öffentlichen Zugangs zu Informationen scheint der EU-Emissionshandel die theoretischen Anforderungen nahezu mustergültig zu erfüllen. Es wird für Interessierte ohne weiteres möglich sein, die Entwicklungen des Handels und die Emissionsentwicklung und den Status der Pflichterfüllung an allen einzelnen Anlagen zu verfolgen. Die EU hat damit eine zentrale Voraussetzung für das Funktionieren des Systems und das Wachsen des öffentlichen Vertrauens in sein Funktionieren geschaffen.

Die Bestimmungen zur Verifizierung der Emissionsberichte sind demgegenüber ein deutlicher Bruch mit der theoretischen Literatur und den Erfahrungen aus den USA. Allein in Deutschland sind mehrere Dutzend sachverständige Stellen befugt, die Berichte zu verifizieren, in den anderen Ländern dürfte die Situation ähnlich aussehen. Es ist unausweichlich, dass diese die Bestimmungen für die Berichterstellung und die Verifizierung unterschiedlich interpretieren werden, zumal angesichts der dort vorhandenen Auslegungsspielräume. Auch hier wäre daher eine weitere Harmonisierung der Leitlinien und eine EU-weit gültige Akkreditierung der sachverständigen Stellen wünschenswert. Zudem sollte überprüft werden, inwieweit die Übertragung der Verifizierung an private Unternehmen wirklich von Vorteil ist, oder ob diese bei den staatlichen Behörden nicht besser aufgehoben wäre.

In der Frage der Register hat sich durch die Gruppenbildung um das britischen GRETA- und das französische Seringas-System eine weitgehende Harmonisierung „von unten“ eingestellt. Dennoch wird jedes Land sein eigenes Register führen und zudem läuft jede Transaktion über

das zentrale Transaktionsprotokoll der Kommission. Die Erfahrung wird zeigen, ob bei dem Zusammenwirken der verschiedenen EDV-Systeme größere Probleme auftreten.

Zusammenfassend betrachtet gibt es also Licht aber auch noch einige Schatten. Mit der harmonisierten und automatisch anfallenden Sanktion für die Nichteinreichung von Zertifikaten und den weitgehenden Bestimmungen zur öffentlichen Transparenz erfüllt der EU-Emissionshandel zentrale Lektionen aus der Theorie und aus den US-amerikanischen Erfahrungen. Die EU hat damit wichtige Voraussetzungen dafür geschaffen, dass der Markt und die allgemeine Öffentlichkeit Vertrauen in das neue Instrument fassen.

Demgegenüber bieten die Bestimmungen zur Emissionsüberwachung und der Verifizierung vielfältige Möglichkeiten zur uneinheitlichen Auslegung. Sollte sich in der Praxis erweisen, dass die MarktteilnehmerInnen tatsächlich unterschiedlichen Bedingungen unterliegen und das eine Tonne CO₂ von Unternehmen X nicht gleich einer Tonne CO₂ von Unternehmen Y ist, würde dies das Vertrauen in das System unweigerlich erschüttern. Zudem muss noch einmal darauf hingewiesen werden, dass in diesem Papier weitgehend noch theoretische Überlegungen angestellt worden sind, der Praxistest der EU-Institutionen wird erst noch erfolgen. Dabei wird sich nicht nur erweisen, wie robust das grundsätzliche Design des EU-Emissionshandels ist, sondern auch, inwieweit die Bestimmungen in den 25 EU-Mitgliedstaaten von den Behörden einheitlich in die Praxis umgesetzt werden. Fern ab von jeglicher theoretischer Betrachtung könnte in den unterschiedlichen Rechtstraditionen und Durchsetzungskulturen der Behörden, die den Emissionshandel umsetzen sollen, vielleicht der größte Stolperstein für sein EU-weit einheitliches Funktionieren liegen.

Die gemäß Art. 30 der Emissionshandelsrichtlinie in 2006 anstehende Überprüfung des Emissionshandels sollte daher gut vorbereitet und für eine wirklich eingehende Analyse genutzt werden. Dies gilt wie ausgeführt insbesondere für die Fragen einheitlicher Bestimmungen für die Emissionsüberwachung, die Verifizierung und für die Frage eines einheitlichen Registers.

Vor dem Hintergrund der aufkommenden Diskussion über die Verbindung des EU-Emissionshandels mit den in Nicht-EU-Staaten wie Kanada oder Japan entstehenden Emissionshandelssystemen erhalten diese Fragen noch einmal eine zusätzliche Bedeutung. Das Thema der Standardisierung wird unweigerlich auch im Zuge dieser Diskussionen eine zentrale Rolle einnehmen. Auf der einen Seite stehen souveräne Staaten, die sich möglichst wenige Beschränkungen bezüglich der Ausgestaltung ihrer nationalen Systeme werden machen wollen. Auf der anderen Seite stehen die Literatur und die US-amerikanischen Erfahrungen, die eine möglichst hohe Harmonisierung nahe legen.

Das multi-nationale EU-System wird direkte empirische Hinweise dafür liefern, welchen Grad an Harmonisierung verschiedene Systeme aufweisen müssen, um zusammengeschlossen werden zu können, bzw. welcher Grad an Entscheidungsspielraum und Unterschiedlichkeit möglich ist, ohne die Funktionsfähigkeit des Gesamtsystems zu gefährden. Die Untersuchung der EU-Erfahrungen eröffnet daher die Möglichkeit, für die internationale Diskussionen Erfahrungen zu sammeln und Grundlagen zu legen.

8 Bibliographie

Baumol, W.J./Oates, W.E. (1988): *The Theory of Environmental Policy*, 2nd ed, Cambridge.

Boemare, C./Quirion, P. (2002): *Implementing Greenhouse Gas Trading in Europe: Lessons from Economic Literature and International Experiences*, 31 July 2002, Nogent sur Marne.

CCAP (Center for Clean Air Policy)/FIELD (Foundation for International Environmental Law and Development) (1999): *Compliance-related Aspects of Greenhouse Gas Emissions Trading in the EU*, To the European Commission, DG IX, Study contract B4-3040/98/000795/MAR/B1, Design Options for Implementing an Emissions Trading Regime for Greenhouse Gases in the EC, Scoping Paper No. 7. Washington, DC/London.

Defra (Department for Environment, Food and Rural Affairs) (2004a): *EU Emissions Trading Scheme, Guidance Note 2, Guidance on Baseline Data Verification*.

Defra (Department for Environment, Food and Rural Affairs) (2004b): *EU Emissions Trading Scheme, Guidance on Baseline Data Verification - Guidance Note 2, Updated Annex 2 Approved Monitoring and Emissions Calculation Methods*.

Egenhofer, C./Fujiwara, N. (2003): *Institutional Requirements. Emissions Trading Policy Briefs, No. 4*, Dublin: Environmental Institute.

Ellerman, A.D. (2000): *Tradable Permits for Greenhouse Gas Emissions: A primer with particular reference to Europe*, Report No. 69. MIT Joint Program on the Science and Policy of Global Change.

Emissionshandelsrichtlinie: Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 13. Oktober 2003 über ein System für den Handel mit Treibhausgas-emissionszertifikaten in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 96/61/EG des Rates, Amtsblatt der Europäischen Union L 275, 25.10.2003, S. 32-46.

Entscheidung Nr. 280/2004/EG: Entscheidung Nr. 280/2004/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 11. Februar 2004 über ein System zur Überwachung der Treibhausgasemissionen in der Gemeinschaft und zur Umsetzung des Kyoto-Protokolls, Amtsblatt der Europäischen Union L 49, 19.2.2004, S. 1-8.

EU-Kommission (2000): *Green Paper on greenhouse gas emissions trading within the European Union (presented by the Commission)*. COM(2000) 87 final, Brussels, 8 March 2000.

de Gouvello, C./Coto, O. (2003): Transaction Costs and Carbon Finance Impact on Small-Scale CDM Projects; Washington, DC: World Bank (PCFplus Report 14).

The Greenhouse Gas Trading Scheme Regulations 2003, Statutory Instruments, 2003 No. 3311.

Kerth, Y. (2004): Emissionshandel im Gemeinschaftsrecht, Die EG-Emissionshandelsrichtlinie als neues Instrument der europäischen Klimaschutzpolitik, (Ius Europaeum 29), Baden-Baden.

Kruger, J./Pizer, W.A. (2004): The EU Emissions Trading Directive: Opportunities and Potential Pitfalls, Discussion Paper 04-24, Washington, D.C.

Monitoring Leitlinien: Entscheidung der Kommission vom 29. Januar 2004 zur Festlegung von Leitlinien für Überwachung und Berichterstattung betreffend Treibhausgasemissionen gemäß der Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates, Amtsblatt der Europäischen Union L 59, 26.2.2004, S. 1-74.

Phillips, G. (2004): „The Verification Market and the Growing Importance of ‚High Level of Assurance‘“. In: Greenhouse Gas Market 2003, emerging but fragmented, Geneva, S. 27-30.

Real Decreto Ley 5/2004: Real Decreto Ley 5/2004, de 27 de agosto, por el que se regula el régimen del comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero, Boletín Oficial del Estado número 208, 28/08/2004, S. 30096-30111.

Registerverordnung: Verordnung (EG) Nr. 2216/2004 der Kommission vom 21. Dezember 2004 über ein standardisiertes und sicheres Registrierungssystem gemäß der Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates sowie der Entscheidung 280/2004/EG des Europäischen Parlaments und des Rates, Amtsblatt der Europäischen Union L 386, 29.12.2004, S. 1-77.

Stavins, R.N. (2001): Experience with Market-Based Environmental Policy Instruments, Discussion Paper 01-58, Washington, D.C.

TEHG (Treibhausgasemissionshandelsgesetz): Gesetz zur Umsetzung der Richtlinie 2003/87/EG über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft vom 8. Juli 2004, Bundesgesetzblatt Jg. 2004, Teil I, Nr. 35, 14/07/2004, S. 1578-1590.

Tietenberg, T./Wheeler, D. (1998): Empowering the Community: Information Strategies for Pollution Control. Frontiers of Environmental Economics Conference, Airlie House, Virginia, October 23-25, 1998.

Umweltbundesamt 2004: Presse-Information Nr 92/2004, Emissionshandel: Deutsch-französische Zusammenarbeit beim Emissionshandelsregister, Kooperationsvertrag unterzeichnet., 14.10.2004.

Umweltinformationsrichtlinie: Richtlinie 2003/4/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 28. Januar 2003 über den Zugang der Öffentlichkeit zu Umweltinformationen und zur Aufhebung der Richtlinie 90/313/EWG des Rates, Amtsblatt der Europäischen Union L 41, 14.2.2003, S. 26-32.

US EPA (United States Environmental Protection Agency) (2003): Tools of the Trade: A Guide to Designing and Operating a Cap and Trade Program for Pollution Control. US EPA, Office of Air and Radiation, EPA430-B-03-002.