

Ökonomische Analyse des Europäischen Emissionshandels als Teil globaler Klimapolitik

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades
des Doktors in Wirtschaftswissenschaften
an der Westfälischen Wilhelms-Universität

Münster

Vorgelegt von: Maik Wiesweg

Erstgutachter: Prof. Dr. Gerd-Jan Krol

Zweitgutachter: Prof. Dr. Karl-Hans Hartwig

Dekan: Prof. Dr. Stefan Klein

Tag der mündlichen Prüfung: 1. Juli 2009

Inhaltsverzeichnis

A	Einleitung und Problemstellung.....	1
B	Zertifikatslösung als Instrument der Klimapolitik in der ökonomischen Theorie	5
1	Klimaschutz.....	5
1.1	Klimaschutz als umweltpolitisch relevantes Problem	5
1.2	Besonderheiten des Klimaschutzes.....	7
1.2.1	Unsicherheit und Irreversibilität	7
1.2.2	Globalität	11
2	Funktionsweise von Zertifikaten im Kanon des umweltpolitischen Instrumentariums.....	15
2.1	Umweltpolitische Instrumente im Überblick.....	15
2.2	Zertifikatsmodelle in der Theorie	20
2.2.1	Baseline-and-Credit-Programme	20
2.2.2	Cap-and-Trade-Programme	22
3	Optimaler Klimaschutz.....	29
3.1	Nutzen des Klimaschutzes	29
3.1.1	Wertdimensionen	29
3.1.2	Monetarisierung von Umwelt und Umweltschäden	31
3.2	Kosten des Umweltschutzes	35
3.3	Optimale Klimapolitik	39
3.3.1	Kriterium des optimalen Umweltqualitätsniveaus.....	39
3.3.2	Optimale Treibhausgasemissionsmenge.....	41

4	Second-Best-Klimaschutz	47
4.1	Effektivität im Klimaschutz.....	48
4.1.1	Kriterium der Effektivität im Klimaschutz.....	48
4.1.2	Effektivität von Lizenzen.....	49
4.2	Kosteneffizienz im Klimaschutz.....	51
4.2.1	Wo-Flexibilität.....	51
4.2.2	Transaktionskosten und Theorie des institutionellen Wandels.....	52
4.2.2.1	Wiederkehrende Transaktionskosten.....	53
4.2.2.1.1	Ex-ante Transaktionskosten.....	53
4.2.2.1.2	Ex-post Transaktionskosten.....	58
4.2.2.2	Set-up Kosten.....	60
4.3	Dynamische Effizienz.....	63
4.3.1	Anreizwirkung für unternehmensspezifischen umwelttechnischen Fortschritt.....	65
4.3.2	Anreizwirkung für nicht unternehmensspezifischen umwelttechnischen Fortschritt.....	69
5	Verteilungswirkungen.....	76
5.1	Distributive Aspekte im Klimaschutz.....	76
5.2	Internationale Verteilungswirkungen	77
5.2.1	Verteilungswirkungen zwischen Industrie- und Entwicklungsländern	82
5.2.2	Optimaler Klimaschutz und regionale Verteilungswirkungen von Klimaschäden.....	79
5.2.2.1	Regionale Verteilung von Klimaschäden und globale (optimale) Emissionsreduktionen	79
5.2.2.2	Regionale Lastenverteilung von Emissionsreduktionen.....	82
5.3	Intergenerationelle Verteilungswirkungen	84
C	Klimapolitik und Europäischer Emissionshandel.....	90

1	Europäische Klimapolitik als Bestandteil globaler Klimapolitik.....	90
1.1	Entwicklung der globalen Klimapolitik.....	90
1.2	Zentrale Elemente des Kyoto-Protokolls und dessen Folgeabkommen	92
1.2.1	Ziele, Zeitpläne und Emissionsreduktionsverpflichtungen	92
1.2.2	Flexibilisierungsmechanismen.....	94
1.2.2.1	Emissions Trading	96
1.2.2.2	Projektbasierte Mechanismen.....	97
1.2.2.3	EU-Bubble und EU-Burden-Sharing.....	101
2	Institutionelle Ausgestaltung des Europäischen Emissionshandels.....	104
2.1	Organisation des Europäischen Emissionshandels und seiner nationalen Umsetzung von 2005 bis 2012.....	104
2.1.1	Europäische Emissionshandelsrichtlinie und nationale Umsetzung.....	104
2.1.2	Geltungsbereich des Europäischen Emissionshandels	108
2.1.2.1	Temporale Abgrenzung	108
2.1.2.2	Regionale Abgrenzung	111
2.1.2.3	Sektorale Abgrenzung.....	116
2.1.3	Funktionsweise des Handels mit Emissionsrechten	120
2.1.4	Monitoring, Verifizierung, Kontrolle und Sanktionen	122
2.2	Organisation des Europäischen Emissionshandels und seine nationale Umsetzung ab 2013	125
2.2.1	Makroallokation.....	125
2.2.2	Mikroallokation	126
D	Beurteilung des Europäischen Emissionshandelssystems ...	129
1	Europäischer Emissionshandel als Bestandteil globaler Klimapolitik und deren Teilmengenproblematik	129
1.1	Regionale Teilmengen	129

1.2	Sektorale Teilmengen	135
2	Beurteilung des Europäischen Emissionshandels unter Berücksichtigung der Teilmengenproblematik.....	138
2.1	Beurteilung des Europäischen Emissionshandels hinsichtlich des Kriteriums eines optimalen Klimaschutzes.....	138
2.1.1	Optimale Emissionsmenge und Teilmengenproblematik	138
2.1.2	Optimalität von Lizenzen im Klimaschutz bei Unsicherheit von Grenzschadenskosten und Grenzvermeidungskosten	145
2.2	Ökologische Treffsicherheit	155
2.2.1	Kriterium der Ökologischen Treffsicherheit aus EU-Perspektive	155
2.2.2	Ökologische Treffsicherheit des Europäischen Emissionshandelssystems bei sektoraler Teilmengenproblematik	157
2.2.2.1	Treffsicherheit bei dezentraler Allokation von Emissionsrechten in einem sektoralen Emissionshandelssystem	157
2.2.2.2	Zuteilungsmengen im Europäischen Emissionshandelssystem	159
2.2.2.2.1	Handelsperiode 2005 bis 2007.....	159
2.2.2.2.2	Handelsperiode 2008 bis 2012.....	163
2.2.2.2.3	Handelsperiode 2013 bis 2020.....	166
2.2.3	Ökologische Treffsicherheit des Europäischen Emissionshandelssystems bei regionaler Teilmengenproblematik	167
2.2.3.1	Ökologischer Beitrag der Europäischen Union durch das Emissionshandelssystem.....	167
2.2.3.2	Leakage-Effekte und Europäischer Emissionshandel.....	170
2.2.3.2.1	Formen von Leakage-Effekten	170
2.2.3.2.1.1	Leakage als Folge von Produktions- und Unternehmensverlagerung	170
2.2.3.2.1.2	Internationale Preiseffekte	174
2.2.3.2.1.3	Beeinflussung des ausländischen Regulierungsniveaus.....	176
2.2.3.2.2	Einfluss der Ausgestaltung des Europäischen Emissionshandels auf Leakage-Effekte	180

2.2.3.2.2.1	Branchenabhängige Veränderung der Produktions- und Investitionsentscheidungen durch Europäischen Emissionshandel.....	180
2.2.3.2.2.2	Bedingte Zuteilung von Emissionsrechten als Maßnahme gegen Leakage-Effekte.....	183
2.2.3.2.2.3	Unilaterale Handelsmaßnahmen.....	190
2.2.3.2.2.4	Multilaterale Maßnahmen.....	192
2.3	Kosteneffizienz.....	194
2.3.1	Regionale Teilmengenproblematik.....	195
2.3.1.1	Kostensenkungspotenziale bei regionaler Flexibilisierung.....	195
2.3.1.2	Projektbasierte Mechanismen und Kosteneffizienz.....	197
2.3.1.2.1	Gesetzliche Einschränkungen.....	197
2.3.1.2.2	Transaktionskosten.....	203
2.3.1.2.3	Verzerrte Preise im Emissionshandelssektor.....	204
2.3.2	Sektorale Teilmengenproblematik.....	207
2.3.2.1	Aufteilung des Emissionsbudgets zwischen Emissionshandelssektoren und Nichtemissionshandelssektoren.....	207
2.3.2.2	Kosteneffizienz, Wettbewerbsverzerrungen und Erstzuteilung von Emissionsrechten und Verteilungswirkungen.....	210

E Zusammenfassung und Ausblick221

Literatur224

Abbildungsverzeichnis

Abbildung B.1:	Einfluss anthropogener Treibhausgase an der Klimaerwärmung	5
Abbildung B.2:	Unsicherheiten in der Klimaproblematik.....	8
Abbildung B.3:	Soziale Dilemmata	12
Abbildung B.4:	Systematisierung umweltpolitischer Instrumente	15
Abbildung B.5:	Einzelwirtschaftliche Kosten von klimabewusstem Verhalten	17
Abbildung B.6:	Baseline-and-Credit-System.....	21
Abbildung B.7:	Generierung von Emissionsberechtigungen in einem Cap-and-Trade-System.....	23
Abbildung B.8:	Erstausgabeverfahren von Emissionsrechten.....	24
Abbildung B.9:	Funktionsweise eines Lizenzmarktes.....	26
Abbildung B.10:	Lizenzhandelsmodelle	28
Abbildung B.11:	Wertkomponenten der Umwelt.....	29
Abbildung B.12:	Formen von Unsicherheit.....	42
Abbildung B.13:	Schwierigkeiten bei der Monetarisierung von Umweltschäden	44
Abbildung B.14:	Transaktionskosten umweltpolitischer Instrumente	53
Abbildung B.15:	Marginale Transaktionskosten im Emissionshandel.....	54
Abbildung B.16:	Anreizwirkung für umwelttechnischen Fortschritt.....	66
Abbildung B.17:	Innovationsanreize eines Nettokäufers von Zertifikaten	68
Abbildung B.18:	Innovationsanreize bei Steuern und Lizenzen mit endogenem Zertifikatspreis.....	71
Abbildung B.19:	Innovationsanreize bei Steuern und Lizenzen mit endogenem Zertifikatspreis durch Nichtinnovatoren	73
Abbildung B.20:	Temperatureinfluss auf Ernteerträge	77
Abbildung B.21:	CO ₂ -Emissionen (in Tonnen) pro Kopf in ausgewählten Ländern und Regionen im Jahr 2005	83
Abbildung C.1:	Regionale Flexibilisierung der Reduktionslasten auf Basis des Kyoto-Protokolls.....	95
Abbildung C.2:	Entstehung von heißer Luft.....	97
Abbildung C.3:	CDM-Projektzyklus	100

Abbildung C.4:	Burden-Sharing der EU-15 nach Kyoto.....	103
Abbildung C.5:	Organisation des Europäischen Emissionshandel bis 2012 und dessen Umsetzung in deutsches Recht	105
Abbildung C.6:	Banking und Borrowing im Europäischen Emissionshandelssystem	109
Abbildung C.7:	Verknüpfungspotenzial des Europäischen Emissionshandels.....	112
Abbildung C.8:	Nutzungspotenziale der projektbasierten Mechanismen des Kyoto-Protokolls	114
Abbildung D.1:	Teilmengenproblematik des Europäischen Emissionshandels	129
Abbildung D.2:	Energiebedingte CO ₂ -Emissionen in Millionen Tonnen	133
Abbildung D.3:	Komponenteneinfluss auf die relativen Veränderungen der Treibhausgasemissionen in der EU-15 von 1990-2005 in Prozent ...	134
Abbildung D.4:	Sektorale Struktur der CO ₂ -Emissionen im Jahr 2004 in Prozent ...	136
Abbildung D.5:	Externe Effekte europäischer Treibhausgasemissionen	139
Abbildung D.6:	Verwundbarkeit und Emissionsreduktion.....	140
Abbildung D.7:	Energiebedingte Kohlendioxidemissionen pro Wertschöpfungseinheit verschiedener Länder und Regionen 2005	144
Abbildung D.8:	Wohlfahrtseffekte von Emissionsreduktionen bei unterschiedlichen Grenzvermeidungskosten.....	145
Abbildung D.9:	Mengen- und Preislösungen bei Unsicherheit der Grenzschadenskosten im Vergleich	146
Abbildung D.10:	Wohlfahrtsvergleich von Mengen- und Preislösungen bei Unsicherheit der Grenzvermeidungskosten und relativ steilem Grenzvermeidungskostenverlauf.....	149
Abbildung D.11:	Wohlfahrtsvergleich von Mengen- und Preislösungen bei Unsicherheit der Grenzvermeidungskosten und relativ flachem Grenzvermeidungskostenverlauf.....	150
Abbildung D.12:	Spotpreise für EU-Allowances an der Energiebörse in Leipzig in der ersten Handelsperiode	160
Abbildung D.13:	Überschüsse und Defizite an Emissionsberechtigungen in den Ländern der EU im Jahr 2005.....	161

Abbildung D.14:	Vorgeschlagenes und erlaubtes Emissionsreduktionsziel im Emissionshandelssektor (EHS) und Emissionsreduktionsziel insgesamt in der EU-15	164
Abbildung D.15	Vorgeschlagenes und erlaubtes Emissionsreduktionsziel im Emissionshandelssektor (EHS) und Emissionsreduktionsziel insgesamt in Osteuropa	165
Abbildung D.16:	Schematische Darstellung der Reduzierung des Emissionsbudgets in der dritten Handelsperiode	167
Abbildung D.17:	Umweltregulierung und betriebswirtschaftlicher Nutzen von Umweltinnovationen	172
Abbildung D.18:	Leakage-Effekte durch Übernahme einer Vorreiterrolle	178
Abbildung D.19:	Verringerung des Emissionsniveaus durch einseitiges Handeln	179
Abbildung D.20:	Kostensenkungspotenziale bei regionaler Flexibilisierung	196
Abbildung D.21:	Effizienzwirkung einer quantitativen Beschränkung der Nutzbarkeit flexibler Mechanismen	201
Abbildung D.22:	Handel mit Emissionsgutschriften unter Berücksichtigung von Transaktionskosten	203
Abbildung D.23:	Wirkung von auf Emissionsminderung abzielenden Maßnahmen im Emissionshandelssektor	204
Abbildung D.24:	Lizenzpreisbildung bei Updating	206
Abbildung D.25:	Effizienz- und Distributionswirkungen der Erstallokation in einem föderalen Europa	212
Abbildung D.26:	Effizienz und Wettbewerbsverzerrungen bei Auktionierung und kostenloser Erstaussgabe	215
Abbildung D.27:	Erhöhung des Prozentsatzes der von den EU-Mitgliedsstaaten zu versteigernden Zertifikate	217

Tabellenverzeichnis

Tabelle B.1:	Erderwärmungspotenzial ausgewählter Treibhausgase	6
Tabelle B.2:	Kohlendioxidemissionen bei fossilen Energieträgern.....	36
Tabelle C.1:	Konferenz der Vertragsstaaten der Klimarahmenkonvention (Conference of the Parties, COP) und Treffen der Vertragsstaaten des Kyoto-Protokolls (MOP)	91
Tabelle C.2:	Emissionsziele des Kyoto-Protokolls	93
Tabelle C.3:	Kriterien zur Erstellung von Nationalen Allokationsplänen nach Anhang III der Emissionshandelsrichtlinie.....	106
Tabelle C.4:	In das Emissionshandelssystem einbezogene Tätigkeiten (2005 bis 2007) .	117
Tabelle C.5:	Größe des Emissionshandelssektors in der EU im Jahr 2005.....	119
Tabelle D.1:	Globales Emissionshandelsvolumen 2007.....	130
Tabelle D.2:	CO ₂ -Wachstumprognosen in ausgewählten Ländern und Regionen	135
Tabelle D.3:	Klimarelevante Ziele.....	156
Tabelle D.4:	Emissionsüberschuss in der ersten Handelsperiode.....	162
Tabelle D.5:	Modellschätzungen von Strompreisanstiegen in Euro/MWh bei einem CO ₂ -Preis von 20 Euro/Tonne CO ₂	183
Tabelle D.6:	Carbon-Leakage, Kosteneffizienz und Zuteilungsmethoden.....	190
Tabelle D.7:	Nutzungsgrenzen für CDM/JI-Projekte in der zweiten Handelsperiode	199
Tabelle D.8:	Ansätze zur Bestimmung des Emissionsbudgets und Emissionsbudget im ersten Nationalen Allokationsplan Deutschland	209
Tabelle D.9:	Aufteilung der zwei Prozent zu versteigernden Emissionsrechte.....	218
Tabelle D.10:	Effort-Sharing in nicht von der Emissionshandelsrichtlinie erfassten Sektoren	220

Abkürzungsverzeichnis

AAU:	Assigned Amount Unit
AIJ:	Activities Implemented Jointly
BAT:	Best Available Technology
BMU:	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
CCS:	Carbon Capture and Storage
CDM:	Clean Development Mechanism
CER:	Certified Emissions Reduction
CH ₄ :	Methan
CITL:	Community Independent Transaction Log
CO ₂ :	Kohlenstoffdioxid
COP:	Conference of the Parties
DEHST:	Deutsche Emissionshandelsstelle
DIW:	Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung
DOE:	Designated Operation Entity
EEA:	European Energy Agency
EHS:	Emissionshandelssystem
ET:	Emissions Trading
EU:	Europäische Union
EUA:	European Union Allowance
EIA:	Energie Information Administration
ERU:	Emission Reduction Unit
FKW:	Perfluorierte Fluorkohlenwasserstoffe
GATT:	General Agreement on Tariffs and Trade
H-FKW:	Wasserstoffhaltige Fluorkohlenwasserstoffe
IAM:	Integrated Assessment Model
IEA:	International Energy Agency
IPCC:	Intergovernmental Panel on Climate Change
JI:	Joint Implementation
JUSCANZ:	Japan, USA, Kanada, Australien, Neuseeland
Kwh:	Kilowattstunde
MOP:	Meeting of the Parties

MW:	Megawatt
N ₂ O:	Distickstoffoxid (Lachgas)
OECD:	Organization for Economic Cooperation and Development
ProMechG:	Projektmechanismengesetz
RMU:	Removal Unit
SF ₆ :	Schwefelhexafluorid
TEHG:	Treibhausgasemissionshandelsgesetz
UN:	United Nations
UNFCCC:	United Nations Framework Convention on Climate Change
WBGU:	Wissenschaftlicher Beirat Globale Umweltveränderungen
WTO:	World Trade Organization
ZuG:	Zuteilungsgesetz
ZuV:	Zuteilungsverordnung

A Einleitung und Problemstellung

Ursachen und Folgen eines Klimawandels sind seit einigen Jahren in der öffentlichen Diskussion präsent, wenn auch meist auf der Ebene von Schlagzeilen. Die hierzu bereits seit längerem existierende ökonomische Diskussion wurde lange ausgeblendet. Dies hat sich spätestens mit der Veröffentlichung des Stern-Berichts im Jahr 2007 geändert, in dem eine umfassende Analyse der Ökonomie des Klimawandels erfolgte. Ökonomische Analysen widmen sich ausführlich der Frage, ob wirtschaftspolitische Maßnahmen zur Verlangsamung eines von Menschen herbeigeführten Klimawandels erfolgen sollen, in welchem Ausmaß und mit welchem umweltpolitischen Instrumentarium.

Im Jahr 2005 wurde ausgerechnet in Europa ein Emissionshandelssystem als zentrales Instrument der Klimapolitik etabliert. Ausgerechnet, weil dieses in den USA konzipierte und dort auch erstmalig eingesetzte umweltpolitische Instrument lange als „Ablasshandel“ diskreditiert wurde. Mit einem derartigen Verschmutzungsrechtehandel wurden in den USA gute Erfahrungen gemacht. Der europäische Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten gilt gleichwohl in vielerlei Hinsicht als Novität. Dies betrifft erstens die schiere Größe des Systems – das ist nicht zuletzt insofern relevant, weil mit der Institutionalisierung eines Handels mit Emissionsrechten auch massiv Verteilungsinteressen berührt werden. Zweitens schließlich wird dieses Instrument hiermit erstmalig in großem Maßstab zur Eindämmung der Emission von Treibhausgasen angewandt. Hierbei stellt sich indes die Frage ob und inwiefern das Europäische Emissionshandelssystem in seiner derzeitigen Ausgestaltung ein effektives und kostengünstiges Instrument zur Bekämpfung des Klimawandels ist und sein könnte. Ein Handel mit verbrieften Verschmutzungsrechten, ein Zertifikatshandelssystem, gilt in einer idealisierten Form hierbei im Allgemeinen als ökologisch treffsicher, als kosteneffizient und darüber hinaus als geeignet, umwelttechnischen Fortschritt zu induzieren.

Das Europäische Emissionshandelssystem weist indes einige Besonderheiten auf, welche zu Wirkungsbrüchen führen können, die dessen Funktionsweise und damit auch dessen positive Beurteilung beeinflussen können:

- Erstens wurde der Europäische Emissionshandel nicht in einem regulierungsfreien Raum eingeführt. Zwar gibt es im Ordnungsrecht keine expliziten Grenzwerte für Kohlendioxidemissionen, indes gibt es ein Sammelsurium klimapolitisch relevanter Maßnahmen, welche von der Förderung erneuerbarer Energien bis hin zum Verbot von herkömmlichen Glühbirnen reicht.
- Zweitens ist der Europäische Emissionshandel nicht in seiner Lehrbuchform eingeführt worden. Ein Anhaltspunkt hierfür ist zum Beispiel die Erstzuteilung von Emissionsrechten in Deutschland für die Periode 2005 bis 2007, welche nach Informationen der Deutschen Emissionshandelsstelle auf Basis von 58 Zuteilungsregeln erfolgte.
- Drittens ist der Europäische Emissionshandel nicht in einem Nationalstaat eingeführt worden, sondern auf Basis einer Richtlinie in der Europäischen Union, welche sich mittlerweile auf 27 Mitgliedsstaaten erstreckt.
- Viertens schließlich ist der Europäische Emissionshandel insbesondere mit einer Teilmengenproblematik konfrontiert. Trotz seiner absoluten Größe wird durch das Europäische Emissionshandelssystem nur ein Teil der weltweit emittierten Treibhausgase reguliert. Er ist im Wesentlichen auf Europa beschränkt und selbst innerhalb Europas ist nur ein Teil der Treibhausgas emittierenden Wirtschaftssektoren erfasst.

In der Literatur wird Teilaspekten aller vier genannten potenziellen Ursachen für Wirkungsbrüche theoretisch und empirisch Rechnung getragen. In der vorliegenden Arbeit geht um eine Analyse der Teilmengenproblematik, möglicher Lösungsansätze und dem Umgang mit dieser Teilmengenproblematik in der institutionellen Ausgestaltung des Europäischen Emissionshandelssystems. Die vorliegende Arbeit verfolgt in diesem Zusammenhang zwei Ziele:

Erstens soll die existierende Literatur zu verschiedenen Aspekten der Teilmengenproblematik in Hinblick auf ökonomische Bewertungskriterien strukturiert, mögliche Lösungsansätze analysiert sowie potenzielle trade offs zwischen verschiedenen Zielen aufgezeigt werden. Zweitens sollen zentrale theoretische, mit der Teilmengenproblematik in Verbindung stehende theoretische Analysen angewendet werden auf die aktuelle Ausgestaltung des Europäischen Emissionshandelssystems insbesondere auch in Hin-

blick auf die Ende 2008 vereinbarte Neugestaltung des Europäischen Emissionshandelsystems ab 2013.

Nach dem einleitenden Kapitel soll in Kapitel B auf die Ökonomie des Klimawandels eingegangen werden. Hierbei wird zunächst rudimentär der für das Verständnis erforderliche naturwissenschaftliche Hintergrund beschrieben. Auf eine umfassende Würdigung der naturwissenschaftlichen Diskussion wird verzichtet. Von besonderem Interesse aus ökonomischer Perspektive sind die Besonderheiten der Klimaproblematik, welche bei Anwendung eines klimapolitischen Instrumentariums Beachtung finden sollten. Im Anschluss wird die typische Funktionsweise von Emissionshandelssystemen in zwei prototypischen Varianten, wie sie auch in der Klimapolitik Anwendung finden, dargestellt. Kapitel B schließt ab mit einer Beurteilung von Klimapolitik im Allgemeinen und Zertifikatshandelssystemen im Vergleich zu anderen klimapolitischen Instrumenten im Besonderen anhand gängiger Kriterien, nämlich Effektivität, Kosteneffizienz und Anreizwirkungen für einen umwelttechnischen Fortschritt. Ebenfalls hingewiesen wird in diesem Zusammenhang auf distributive Aspekte. Ohne Zweifel spielen diese bei der Institutionalisierung von Klimapolitik eine wichtige Rolle. Auf globaler Ebene entscheiden souveräne Staaten über ihren Beitrag zur Klimapolitik und auch innerhalb der Europäischen Union sind es häufig Verteilungswirkungen zwischen den Mitgliedsstaaten, welche die Umweltpolitik maßgeblich mitbestimmen.

In Kapitel C wird dargestellt, wie globale Klimapolitik auf der einen Seite und wie der europäische Emissionshandel auf der anderen Seite als Bestandteil globaler Klimapolitik auf der anderen Seite institutionalisiert ist.

Der Europäische Emissionshandel wird in Kapitel D schließlich unter dem Gesichtspunkt der Teilmengenproblematik analysiert. Hierbei soll zunächst erläutert werden, ob und inwiefern eine Mengenzuweisung hinsichtlich des Kriteriums eines optimalen Klimaschutzes unter Berücksichtigung von Unsicherheit und Teilmengenproblematik zu beurteilen ist. Im Anschluss werden die Auswirkungen einer regionalen und sektoralen Teilmengenproblematik auf die ökologische Treffsicherheit analysiert. Es kann an dieser Stelle bereits vorweg genommen werden – dieser Befund wird wenig überraschen – dass die ökologische Treffsicherheit zumindest beeinträchtigt wird, wenn die Regulie-

rung von Treibhausgasen nur Teilmengen umfasst. In diesem Zusammenhang wird auch erörtert werden, inwiefern dieser Problematik durch die konkrete Ausgestaltung des Emissionshandelssystems Rechnung getragen werden könnte bzw. wird und inwiefern diese Lösungsansätze ihrerseits die Kosteneffizienz stiftende Wirkung des Systems beeinträchtigen können. Unabhängig von Maßnahmen, welche die ökologische Integrität des Systems sicherstellen sollen, ist Kosteneffizienz darüber hinaus berührt von einer regionalen und sektoralen Teilmengenproblematik.

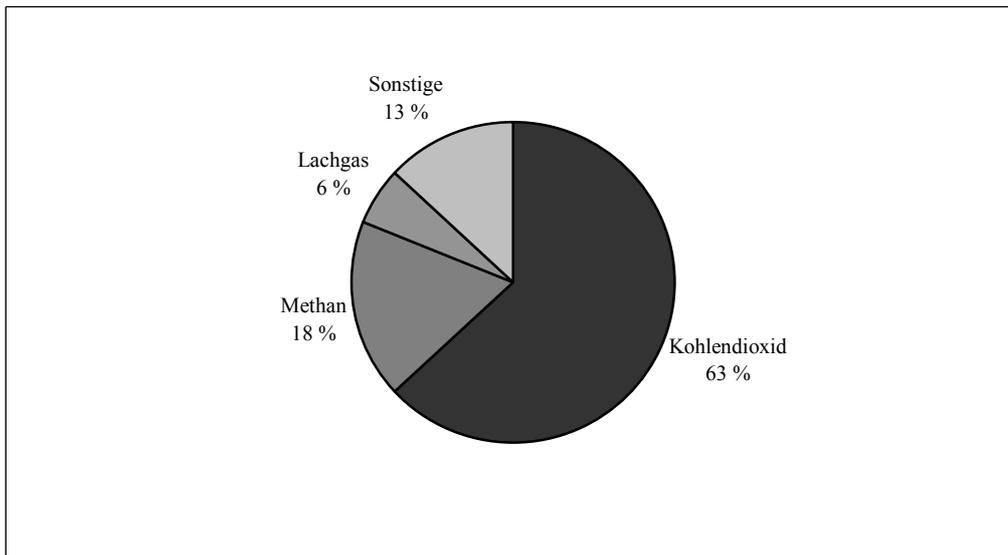
Abschließend werden in Kapitel E die wichtigsten Ergebnisse zusammengefasst und hierauf aufbauend ein Ausblick auf die zukünftige Ausgestaltung europäischer Klimapolitik als Bestandteil globaler Klimapolitik gegeben.

B Zertifikatslösung als Instrument der Klimapolitik in der ökonomischen Theorie

1 Klimaschutz

1.1 Klimaschutz als umweltpolitisch relevantes Problem

Der Treibhauseffekt ist im Prinzip ein natürliches Phänomen. Die Atmosphäre ist durchlässig für kurzwellige Sonnenstrahlen im UV-Bereich, nicht hingegen für die von der Erdoberfläche abgestrahlten langwelligen Wärmestrahlen. Ohne diesen natürlichen Treibhauseffekt läge die Erdoberflächentemperatur etwa 33 Grad Celsius unterhalb der jetzigen und (menschliches) Leben in derzeitiger Form wäre kaum vorstellbar. Die Atmosphäre besteht zu etwa 78 Prozent aus Stickstoff und zu 21 Prozent aus Sauerstoff. Die restlichen ein Prozent werden auch als Spurengase bezeichnet, weil sie nur einen geringen Anteil in der Atmosphäre aufweisen. Einige dieser Spurengase, die Treibhausgase, verursachen den Treibhauseffekt.



Quelle: IPCC (2007a: 141, Tabelle 2.1); eigene Darstellung.

Abbildung B.1: Einfluss anthropogener Treibhausgase an der Klimaerwärmung

Das wichtigste Spurengas ist Wasserdampf. Wasserdampf wird nicht zu den menschengemachten, den so genannten anthropogenen Treibhausgasen gezählt. Anders ist dies z. B. bei Kohlendioxid, Methan und Lachgas, die sowohl natürlichen als auch menschlichen Ursprungs sind, sowie auch einigen rein künstlichen Verbindungen, die in der Na-

tur überhaupt nicht vorkommen. Ein anthropogener Treibhauseffekt wird daher abgeleitet, dass menschliche Aktivitäten mit Beginn der Industrialisierung in nennenswertem Umfang die Zusammensetzung der Atmosphäre verändern.

Abbildung B.1 zeigt den relativen Einfluss der durch menschliche Aktivitäten seit 1750 emittierten Treibhausgase gemessen an der Veränderung der Strahlungsantriebe [Watt/m²]. Das mit Abstand wichtigste Treibhausgas hierbei ist Kohlendioxid.

Zusätzliches Kohlendioxid wird in Folge der Verbrennung fossiler Energieträger und chemischer Reaktionen bei der Herstellung von Zement in der Atmosphäre gespeichert. Die Kohlendioxidemissionen aus diesen Quellen sind zwischen 1990 und 1999 von 22,3 Mrd. Tonnen Kohlendioxid pro Jahr auf 23,8 Mrd. Tonnen gestiegen sind, welches einen durchschnittlichen Anstieg von 0,7 Prozent entspricht. Dieser hat sich bis 2005 mit einem durchschnittlichen Anstieg von 3 Prozent bis auf ca. 28,5 Mrd. Tonnen Kohlendioxid sogar noch beschleunigt (vgl. IPCC 2007a: 139¹). Auch Landnutzungsänderungen wie z. B. die Brandrodung von Wäldern können zusätzliches Kohlendioxid freisetzen oder die Aufnahmefähigkeit von Pflanzen verringern. Für die Klimawirksamkeit der emittierten Treibhausgase kommt es neben der quantitativen Emissionsmenge auf die molekulare Zusammensetzung der Treibhausgase an.

		Erderwärmungspotenzial (100 Jahre)
Kohlendioxid	CO ₂	1
Methan	CH ₄	25
Distickstoffoxid (Lachgas)	N ₂ O	298
Wasserstoffhaltige Fluorkohlenwasserstoffe	H-FKW	124 (CH ₃ CHF ₂) bis 14 800 (CHF ₃)
Perfluorierte Fluorkohlenwasserstoffe	FKW	7 390 CF ₄ bis 12 200 (C ₂ F ₆)
Schwefelhexafluorid	SF ₆	22 800

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach Angaben des IPCC (2007a: 212, Tabelle 2.1.4).

Tabelle B.1: Erderwärmungspotenzial ausgewählter Treibhausgase

Tabelle B.1 zeigt (exemplarisch) die Wirksamkeit von sechs Treibhausgasen in Relation zu Kohlendioxid, ausgedrückt in Erderwärmungspotenzialen normiert über einen Zeit-

¹ Die Emissionsmengen sind im IPCC-Sachstandsbericht in Kohlenstoffeinheiten aufgeführt und werden hier in Kohlendioxideinheiten umgerechnet. Eine Tonne Kohlenstoff entspricht hierbei ca. 3,66 Tonnen Kohlendioxid.

raum von 100 Jahren (vgl. IPCC 2007: 212 f.).² Die Emission einer Tonne Methan über eine Periode von 100 Jahren hat beispielsweise dementsprechend die gleiche Klimawirksamkeit wie die Emission von 25 Tonnen Kohlendioxid. Demnach entspricht eine Tonne Methan 25 Tonnen Kohlendioxidäquivalenten.

1.2 Besonderheiten des Klimaschutzes

Die Klimaproblematik als Gegenstand einer umweltökonomischen Analyse weist (mindestens) zwei charakteristische Merkmale auf, die sich von der Ausprägung in anderen umweltpolitischen Politikfeldern unterscheidet. Zum einen sind mit dem Klimawandel und mit den potenziellen Reaktionen auf den Klimawandel Unsicherheiten und Irreversibilitäten verbunden. Zum anderen ist kennzeichnend für den Klimawandel, dass es sich hierbei um ein globales Problem handelt, welches nicht auf nationalstaatlicher Ebene gelöst werden kann. „If global warming is the mother of all public goods, it may also be the father of decision making under uncertainty“ (W. Nordhaus 2007a: 46).

1.2.1 Unsicherheit und Irreversibilität

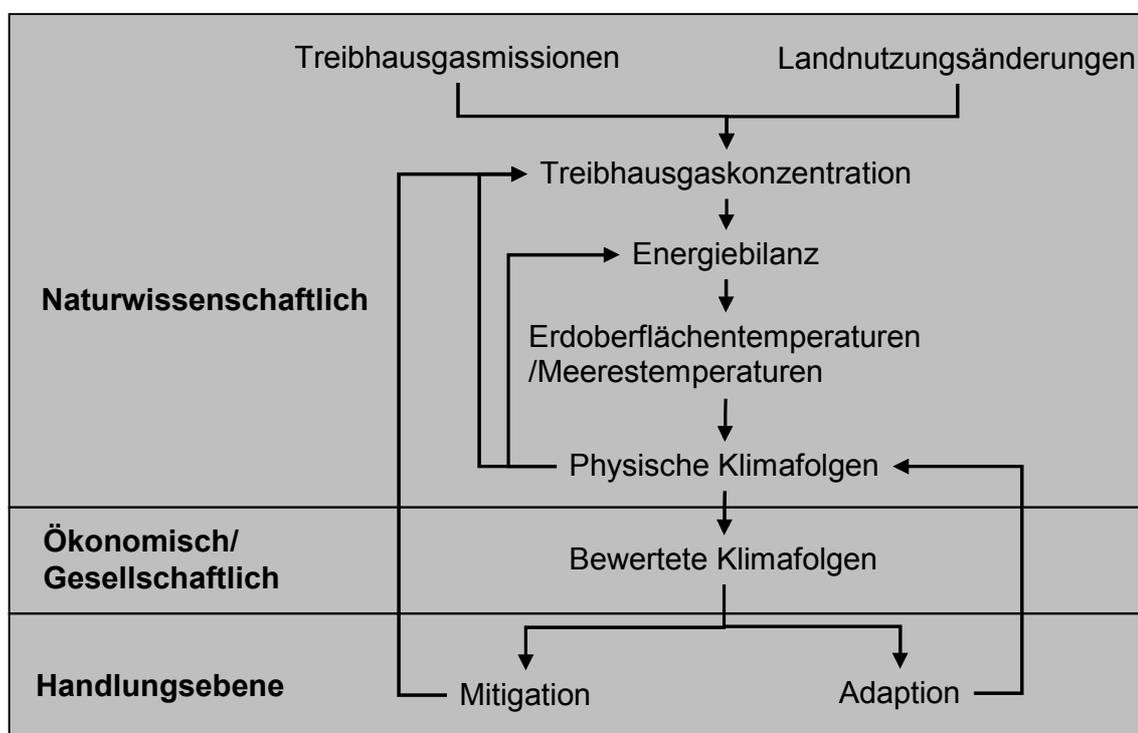
Unsicherheiten sind ein charakteristisches Merkmal der Klimaproblematik und daher bei einer ökonomischen Analyse zu berücksichtigen. Prognosen über zukünftige Schäden durch anthropogene Treibhausgasemissionen sind mit erheblichen Unsicherheiten verbunden. „The only certainty is uncertainty“ (W. McKibben/P. Wilcoxon: 107). Unsicherheiten lassen sich bezüglich des Gegenstandsbereiches auf mindestens drei Ebenen verorten (vgl. G. Heal/B. Kriström 2002: 4 f.): Auf einer naturwissenschaftlichen Ebene, auf einer ökonomisch/gesellschaftlichen Ebene, sowie auf einer Handlungsebene (vgl. Abbildung B.2).

Auf einer naturwissenschaftlichen Ebene kann nicht genau bestimmt werden, in welchem Ausmaß anthropogene Treibhausgasemissionen über die Veränderung der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre die Energiebilanz beeinflusst. Der menschliche Einfluss auf physische Klimafolgen durch die Emission von Treibhausgasen bzw. Landnutzungsänderungen über einen Anstieg der Treibhausgaskonzentration in der At-

² Zu einer umfassenderen und differenzierteren Übersicht der Erderwärmungspotenziale verschiedener Treibhausgase sowie zu methodischen Aspekten ihrer Erfassung und Berechnung vgl. IPCC (2007: 210 ff.). Es handelt sich hier um die im Kyoto-Protokoll regulierten Gase. Vgl. hierzu Kap. C.1.2.1. Zu beachten hierbei ist jedoch, dass im Kyoto-Protokoll die Erderwärmungspotenziale aus dem 2. Sachstandsbericht des IPCC aus dem Jahre 1995 zugrunde gelegt werden, woraus leichte Abweichungen resultieren.

mosphäre, die hierdurch induzierte Änderung der Energiebilanz und dem Anstieg der globalen und lokalen (durchschnittlichen) Erdoberflächentemperaturen ist nicht vollständig bekannt.

Die Veränderung der Energiebilanz wird über den Strahlungsantrieb quantifiziert. Im vierten Sachstandsbericht des IPCC wird in der Zeit zwischen 1750 und 2005 der Strahlungsantrieb aufgrund des Anstiegs von Kohlendioxid, Methan und Lachgas mit +2,3 Watt pro Quadratmeter angegeben, jedoch in einer Bandbreite von +2,07 bis +2,53 Watt pro Quadratmeter (vgl. IPCC 2007b: 3 f.).



Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung B.2: Unsicherheiten in der Klimaproblematik

Der globale durchschnittliche Nettoeffekt von menschlichen Aktivitäten auf den Strahlungsantrieb beträgt demnach +1,6 Watt pro Quadratmeter mit einer Bandbreite von +0,6 bis +2,4 Watt pro Quadratmeter. Besonders unsicher ist der kühlende Einfluss von Aerosolen, insbesondere Sulfat, organischem Kohlenstoff, Russ, Nitrat und Staub. Die Reaktion der durchschnittlichen Temperatur auf eine Erhöhung der Treibhausgaskonzentration lässt sich als Klimasensitivität bezeichnen. Sie kann quantifiziert werden als

durchschnittliche Temperaturänderung bei einer Verdoppelung der Konzentration von Treibhausgasen. Aus einfachen Energiebilanzberechnungen ließe sich ein Anstieg der globalen Erdoberflächentemperatur von 1°C bei einer Verdoppelung der Kohlendioxidkonzentration gegenüber vorindustriellen Zeiten errechnen.³ Der tatsächliche Temperaturanstieg dürfte nach Modellrechnungen des IPCC aufgrund positiver Rückkopplungen höher ausfallen, auch wenn negative Rückkopplungen berücksichtigt werden. Hierbei können physische Klimafolgen die Treibhauskonzentration beeinflussen und so die Energiebilanz indirekt beeinflussen (vgl. N. Stern 2007: 14).

- Etwa die Hälfte des emittierten Kohlendioxids gelangt nicht in die Atmosphäre, sondern wird in natürlichen Senken, den Ozeanen und der Biosphäre gespeichert. Dieser Anteil könnte sich jedoch verringern, beispielsweise wenn sich die Meerestemperatur erhöht und/oder saures Wasser Kohlendioxid absorbierende Organismen schädigt. Kohlenstoffsinken an Land könnten ebenfalls in Leidenschaft gezogen werden. Auf der einen Seite könnte ein stärkeres Waldwachstum infolge des erhöhten Kohlendioxidsanteils in der Atmosphäre einen Teil des Kohlendioxids absorbieren (vgl. ebd.).
- Bei einem hinreichend großen Temperaturanstieg könnten erhebliche Mengen an Kohlendioxid und Methan bei einem Auftauen der Permafrostböden freigesetzt werden. Darüber hinaus ist Methan auch in einem großen Umfang in Methanhydraten im Meeresboden an den Kontinentalschelfen gebunden. Diese Hydrate sind nur stabil bei einem hinreichend großen Wasserdruck und hinreichend niedrigen Temperaturen. Würden nur geringe Mengen dieser gebundenen Methanvorräte freigesetzt, würde sich die Konzentration von Treibhausgasen in der Atmosphäre in einem kurzen Zeitraum erheblich erhöhen (vgl. ebd.).
- Eine der wichtigsten Rückkopplungseffekte ist der Zusammenhang von Temperatur und Wasserdampf. Auf der einen Seite kann in der Atmosphäre bei erhöhter Temperatur mehr Wasserdampf aufgenommen werden. Auf der anderen Seite ist Wasserdampf das bedeutendste Treibhausgas, wodurch die Erwärmung zusätzlich verstärkt werden könnte (vgl. S. Rahmstorf/H. J. Schellnhuber: 2006: 36). Andererseits könnte eine zusätzliche Wolkenbildung auch einen kühlenden

³ Der Wärmeeffekt von Kohlendioxid steigt logarithmisch, der von anderen Treibhausgasen linear mit der Konzentration (vgl. N. Stern 2007: 9).

Effekt aufweisen, so dass die Richtung der Rückkopplung unklar bleibt. Deren Ausprägungen wiederum sind mit Unsicherheiten verbunden und wenig erforscht.

Daneben bestehen große Unsicherheiten über die physischen Auswirkungen, die mit Klimaänderungen verbunden sind. Um diese zu bestimmen, reicht es nicht aus, die globale Durchschnittstemperatur zu bestimmen. Für die Ermittlung von Klimafolgen müssen auch lokale Klimaänderungen erfasst werden, die darüber hinaus über die Temperatur alleine nicht ausreichend beschrieben sind. Von besonderer Relevanz sind z. B. Niederschlagshäufigkeiten und die Häufigkeit sowie das Ausmaß von extremen Wetterereignissen.

Wie sich diese globalen und lokalen Klimaänderungen auf Ökosysteme und Wirtschaft auswirken ist ebenso unsicher, wie die Bewertung von Klimafolgen auf gesellschaftlicher Ebene problematisch ist. Zur Bewertung von Klimafolgen sind normative Entscheidungen zu treffen. Auch diese können mit Unsicherheiten z. B. in der Form verbunden sein, dass die Präferenzen gegenwärtiger aber insbesondere auch zukünftiger Generationen nicht bekannt sind.

Neben der Unsicherheit liegen Irreversibilitäten in der Klimaproblematik in vielfältiger Weise vor (vgl. R. S. Pindyck: 47 ff.). Da Treibhausgase eine lange Verweildauer aufweisen, die jährliche Abbaurate also gering ist, sind Negativemissionen praktisch nicht möglich. Das Abschmelzen der grönländischen Eisplatte und der damit verbundene Meeresspiegelanstieg könnte ab einem bestimmten Temperaturanstieg irreversibel sein. Ebenso ist der Verlust an Tier- und Pflanzenarten in Folge von Klimaveränderungen unumkehrbar.

Unsicherheit ist ebenfalls ein bestimmendes Merkmal hinsichtlich der Kosten von Emissionsvermeidung (vgl. ebd.: 52 f.). Dies gilt insbesondere vor dem Hintergrund, dass Vermeidungskosten nicht zuletzt vom umwelttechnischen Fortschritt bestimmt werden. Dieser lässt sich über einen langen Zeitraum kaum prognostizieren. Darüber hinaus ist es dem Normgeber ex-ante nicht bekannt, welche Kosten für Unternehmen und Konsumenten bei der Vermeidung von Treibhausgasemissionen entstehen. Die Vermeidung von Klimaschäden kann auch Irreversibilitäten ausweisen. Einmal getätigte

Investitionen zur Emissionsvermeidung können sich in der Zukunft als sunk costs erweisen, sollte sich herausstellen, dass der Klimawandel nicht im erwarteten Ausmaß eintritt oder nicht die erwarteten Schäden verursacht hat. Die für die Verlangsamung des Klimawandels intendierten Investitionen wären hiermit unwiederbringlich verloren (vgl. ebd.: 55).

1.2.2 Globalität

Weil die Treibhausgase, einmal emittiert, eine lange Verweildauer in der Atmosphäre aufweisen und sich dort auch schnell verbreiten,⁴ ist der Entstehungsort der Emissionen irrelevant für deren Auswirkungen auf das Klima.⁵ Hinsichtlich der Gestaltungsmöglichkeiten von Klimapolitik hat dies zwei Konsequenzen. Erstens können überregionale Kostensenkungspotenziale genutzt werden. Treibhausgasemissionen können vermieden werden, wo dies am kostengünstigsten möglich ist ohne Konsequenzen für die Umweltqualität. Jedenfalls gilt dies für das wichtigste anthropogen bedeutsame Treibhausgas Kohlendioxid. Selbst bei einer lokalen Konzentration von Treibhausgasemissionen in bestimmten Regionen besteht also nicht die Gefahr der Bildung von „hot spots“.

Zweitens macht dies eine Kooperation erforderlich. Die zu schützende Atmosphäre weist Eigenschaften eines öffentlichen Gutes auf. Für öffentliche Güter gilt, dass das Ausschlussprinzip nicht anwendbar ist.⁶ Wirtschaftssubjekte können nicht zu vertretbaren Kosten von der Nutzung eines Gutes ausgeschlossen werden. Anders ist dies bei privaten Gütern. Hier wird sichergestellt, dass sich die Nutzer an den Kosten der Bereitstellung beteiligen müssen. Öffentliche Güter hingegen können unentgeltlich in Anspruch genommen werden, indem potenzielle Nachfrager eine Trittbrettfahrerposition einnehmen. Dies hat zur Folge, dass die Produktion von öffentlichen Gütern ohne weiteres unterbleibt, weil Anbieter ihre Produktionskosten nicht erstattet bekommen wür-

⁴ T. Flannery schreibt in einem populärwissenschaftlichen Buch hierzu: „Die Luft, die Sie gerade ausgeatmet haben, hat sich schon ziemlich weit ausgebreitet. Das CO₂ aus einem Atemzug von letzter Woche ernährt jetzt vielleicht eine Pflanze auf einem fernen Kontinent oder Plankton im Eismeer. Binnen weniger Monate wird sich all das CO₂, das Sie gerade ausgeatmet haben, über den gesamten Planeten verteilt haben.“ (T. Flannery 2006: 44)

⁵ Dies schließt nicht aus, dass mit der Verbrennung fossiler Energieträger andere, nicht klimarelevante Schadstoffe emittiert werden, die sich auch regional auswirken können, und somit „lokale externe Effekte“ entstehen (vgl. R. Steiniger/S. Felder 2003).

⁶ Die Darstellung der Problematik öffentlicher Güter findet sich nahezu in jedem einführenden Lehrbuch zur Wirtschaftspolitik im Allgemeinen und der Umweltökonomik im Besonderen. Für die folgende Darstellung vgl. G.-J. Krol/M. Wiesweg (2007: 104 ff.).

den. Die für den Einzelnen rationale Handlung kann somit in der Summe zu unerwünschten Ergebnissen führen, weil eine Besserstellung aller Beteiligten bei anderen Rahmenbedingungen prinzipiell möglich wäre. Dies kennzeichnet eine soziale Dilemmasituation.

Für ein repräsentatives Individuum mag der Nettonutzen, wenn sich alle Wirtschaftssubjekte klimafreundlich verhalten, z. B. bei 40 Einheiten liegen (Feld I, Abbildung B.3) und es hätte Anreize, sich ebenfalls klimafreundlich zu verhalten, wenn die Erreichung des Nutzens von 50 Einheiten an die Übernahme des Kostenbeitrages in Höhe von 10 Einheiten gebunden ist. Eben dies ist nur bei privaten Gütern, nicht aber bei öffentlichen Gütern wie dem Klimaschutz, der Fall. Wenn die jeweils anderen sich klimafreundlich verhalten, ist ein Einzelner im Feld II in der für ihn besten Situation. Reduziert er selbst seine Klimagasemissionen, so hat er sichere Kosten.

		Verhalten der anderen Konsumenten/Produzenten	
		klimafreundlich	klimafeindlich
Herr Müller	klimafreundlich	I Nutzen 50 EH - Kosten 10 EH <hr/> Nettonutzen + 40 EH	III Nutzen 0 EH - Kosten 10 EH <hr/> Nettonutzen - 10 EH
	klimafeindlich	II Nutzen 50 EH - Kosten 0 EH <hr/> Nettonutzen + 50 EH	IV Nutzen 0 EH - Kosten 0 EH <hr/> Nettonutzen 0 EH

Quelle: G.-J Krol/M. Wiesweg (2007: 105).

Abbildung B.3: Soziale Dilemmata

Ob der Nutzen in Form von Klimaverbesserungen zustande kommt, hängt aber nicht vom Verhalten eines Individuums, sondern vom Verhalten der anderen ab. Der Beitrag eines Einzelnen zur Klimaproblematik bleibt ausbeutbar und es ist zu erwarten, dass er in anonymen Beziehungen auch ausgebeutet wird. Die anderen Wirtschaftssubjekte sind nämlich ganz ähnlichen Anreizstrukturen ausgesetzt wie die des betrachteten Indivi-

duums.⁷ Verhalten sie sich ebenso klimafeindlich, liegt sein Nettonutzen bei Null (Feld IV). Dies ist ganz offensichtlich keine paretooptimale Situation, denn wenn sich alle klimafreundlich verhalten würden, könnten sich auch alle besser stellen. Der Markt ist in diesem Fall kein Garant, dass sich gesamtwirtschaftlich gewünschte Ergebnisse, wie sonst üblich, einstellen, wenn die Individuen, Haushalte oder Unternehmen ihre eigenen Ziele verfolgen. Hier verhält es sich so, dass einzelwirtschaftliche und gesamtwirtschaftliche Rationalität nicht übereinstimmen.⁸ Feld III verdeutlicht, dass individuell moralisches Handeln dem Einzelnen Kosten aufbürdet, ohne dass diesen ein Nutzen gegenübersteht. Auf individuelle Verhaltensänderungen gerichtete moralische Aufrüstung muss in solchen Situationen in Verantwortungszumutungen münden und wirkungslos bleiben.

Soziale Dilemmata können staatliches Handeln und somit umweltpolitische Aktivität legitimieren. Eine Besonderheit von Klimapolitik liegt allerdings darin, dass die räumliche Verteilung der Emissionsquellen über die nationalstaatlichen Gestaltungsspielräume hinausreichen. Globale umweltpolitische Instrumente können nur durch Kooperation grundsätzlich souveräner Staaten durchgesetzt werden. Hieraus lassen sich zwei Bedingungen für eine erfolgreiche globale Kooperation ableiten, sofern sich die Staaten rational und eigeninteressiert verhalten.⁹ Erstens müssen sich Staaten mit internationalen oder globalen Abkommen besser stellen als ohne selbige. Zweitens ist der Anreiz zum Trittbrettfahrerverhalten wirksam zu bekämpfen. Die paradigmatische Grundstruktur internationaler oder sogar globaler Umweltpolitik lässt sich auch hier durch ein Gefangenendilemma charakterisieren (vgl. S. Barret 2003: 54 ff.; A. Endres 2007: 236 ff.).¹⁰

⁷ Während private Haushalte noch über diskretionäre Handlungsspielräume verfügen, gilt dieses für im Wettbewerb stehende Unternehmen nicht.

⁸ Üblicherweise wird dieser Sachverhalt in der Literatur mit Hilfe des Zwei-Personen-Gefangenendilemma erklärt. Vgl. z. B. J. Weimann (2006: 115 ff.) oder H. Berg/D. Cassel/K.-H. Hartwig (2003: 177 f.).

⁹ Genau genommen können erstens Staaten nicht „handeln“, sondern nur Staaten vertretende Individuen. Insofern ist es vorstellbar, dass auf internationaler Ebene von staatlichen Entscheidungsträgern bestimmte, z. B. eigene Interessen vertreten werden, andere aber nicht. Zweitens kann normativ aus liberaler Sicht kein Eigeninteresse von Staaten, sondern nur von Individuen postuliert werden.

¹⁰ Teilweise wird die These vertreten, dass die Struktur internationaler Klimapolitik eher einem Chicken-Spiel ähnelt (vgl. A. Endres 2008: 368). Der Begriff des Chicken-Spieles kann auf ein Beispiel zurückgeführt werden, anhand dessen sich die Grundstruktur dieses Spieles erklären lässt. Demnach führen zwei Jugendliche eine Mutprobe durch, indem sie in zwei Autos aufeinander zufahren. Wer ausweicht verliert und gilt als Angsthase. Wenn keiner der beiden ausweicht, kollidieren die Autos. Dies ist für beide die schlechteste Lösung des Spiels. Es gibt bei diesem Spiel keine dominante Strategie es sei denn, einer der beiden Spieler kann glaubhaft kommunizieren, dass er auf jeden Fall defektiert, also nicht ausweicht. Übertragen auf die Klimapolitik bedeutet dies, dass sich eine Gruppe von Staaten mit Klimapolitik besser stellen könnte, auch wenn der Rest der Welt defektiert.

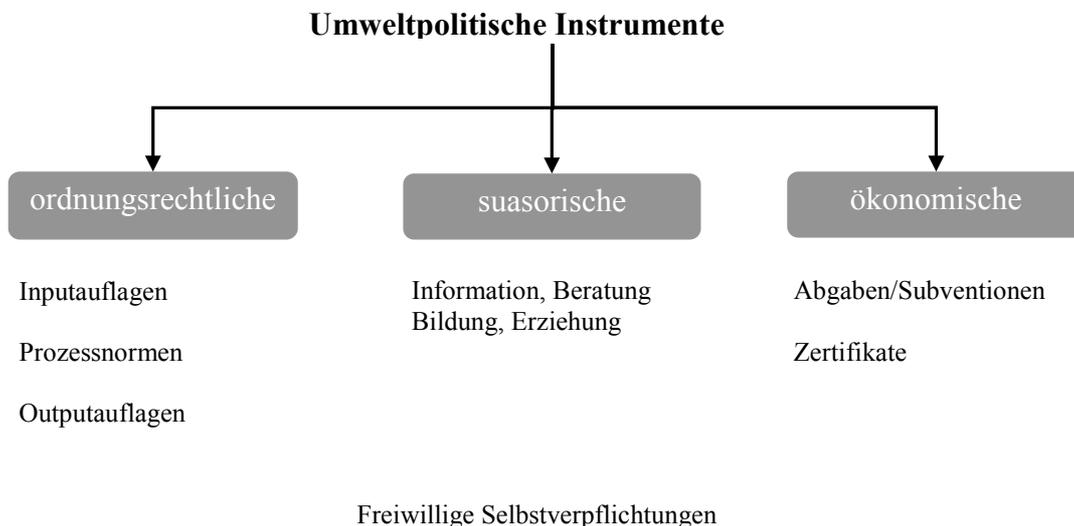
Die erste Bedingung ist nicht leicht zu erfüllen, da die Staaten sehr unterschiedliche Vor- und Nachteile, die sich aus der Klimapolitik ergeben, aufweisen. Exemplarisch: Ein Klimaabkommen, welches einheitliche Pro-Kopf-Emissionsrechte für alle Staaten fordert, wird möglicherweise von Staaten, die in Breitengraden mit niedrigen Durchschnittstemperaturen verortet sind, aus zwei Gründen wenig Zustimmung finden. Erstens könnten einige Staaten von einem gemäßigten Klimawandel sogar profitieren, etwa weil die Heizkosten sinken. Zweitens könnte in diesen Staaten der Energiebedarf aus natürlichen Gründen wie Heizbedarf besonders groß sein, was sich in hohen Pro-Kopf-Emissionen niederschlägt. Eine Politik, welche sich an der „Rasenmähermethode“ orientiert, wird in diesen Ländern also hohe Vermeidungskosten verursachen.

Aus der zweiten Bedingung folgt, dass Vorkehrungen gegen Trittbrettfahrerverhalten getroffen werden müssen. Es ist zwar denkbar, dass sich ein Land mit Klimaschutzabkommen besser stellen könnte als ohne Klimaschutzabkommen. Am meisten könnte es aber möglicherweise dann profitieren, wenn die Klimaschutzpolitik von (vielen oder sogar allen) anderen Staaten praktiziert wird. Klimaschutzabkommen müssen also stabil in dem Sinne sein, dass es keine Anreize gibt, die Koalition zu verlassen.

2 Funktionsweise von Zertifikaten im Kanon des umweltpolitischen Instrumentariums

2.1 Umweltpolitische Instrumente im Überblick

In einer ersten groben Unterscheidung lassen sich mit Michaelis (1996) ordnungsrechtliche, ökonomische und suasorische Instrumente (Moral Suasion) in der Umweltpolitik unterscheiden (vgl. Abbildung B.4). Bei suasorischen Instrumenten wird versucht, z. B. über Bildung oder Erziehung, Einfluss auf die Disposition der Akteure zu nehmen.¹¹ Das Ordnungsrecht beschränkt über Ge- und Verbote Verhaltensspielräume der Akteure. Ökonomische Instrumente suchen auf die Akteure Einfluss zu nehmen über die Beeinflussung von Kosten-Nutzen-Relationen durch den Preismechanismus. Zu den ökonomischen Instrumenten gehören die Steuerlösung und die Zertifikatslösung.¹²



Quelle: In Anlehnung an P. Michaelis (1996: 26).

Abbildung B.4: Systematisierung umweltpolitischer Instrumente

Nicht eindeutig der oben aufgezeigten Systematik zuordnen lassen sich freiwillige Selbstverpflichtungen der Wirtschaft. Unter freiwilligen Selbstverpflichtungen können im Umweltbereich allgemein einseitige, rechtlich unverbindliche Erklärungen eines

¹¹ Hier stellt sich die Frage, inwiefern dies mit dem Leitbild der Konsumentensouveränität vereinbar ist. So könnte z. B. argumentiert werden, dass es in diesem Sinne legitim ist, wenn der Staat anstrebt, das Umweltbewusstsein der Wirtschaftsakteure zu beeinflussen, sofern es um Aufklärung und Umweltbildung und nicht um *Erziehung* mündiger Bürger geht. Vgl. hierzu A. Lerch (2003: 98 f.).

¹² Ferner ließen sich darüber hinaus auch noch haftungsrechtliche Regelungen anführen. Zu unterscheiden sind hierbei im Prinzi Verschuldenshaftung und Gefährungshaftung. Erstere setzt ein schuldhaftes Verhalten voraus.

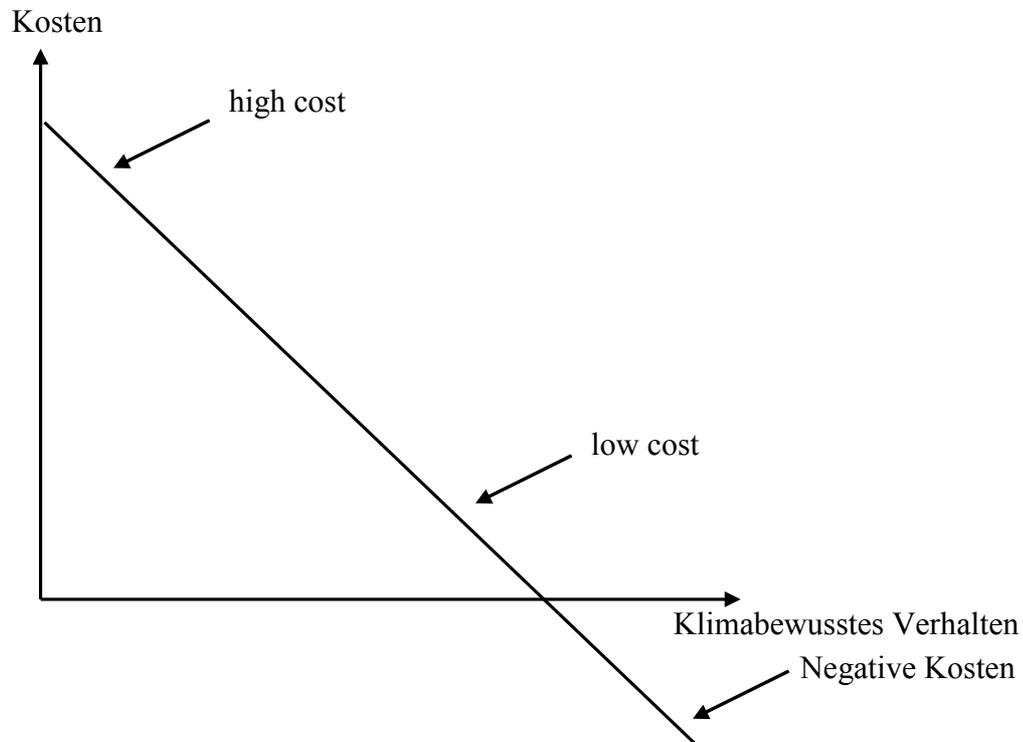
oder mehrerer Unternehmen oder einer Branche bzw. Unternehmensverbandes zur Erreichung eines Umweltzieles verstanden werden (vgl. N. Eickhof 2004: 269 ff.).¹³

Moral Suasion ist ein in dem Sinne sehr weiches Instrument, da keine starken obrigkeitsstaatlichen Eingriffe in die Entscheidungsspielräume der Wirtschaftssubjekte erfolgt. Es ist damit auch nicht per se zum Misserfolg verurteilt. Mit Kirsch darf den Menschen nicht nur „self interest“ sondern auch „interest in his own self“ unterstellt werden (vgl. G. Kirsch 1996: 25). Wird moralisches Handeln unter Umweltgesichtspunkten Teil der eigenen Identität, kann erwartet werden, dass Menschen bis zu einem gewissen Maße bereit sind, Kosten für umweltverträgliches Verhalten auf sich zu nehmen.

Gleichwohl führt ein hohes Umweltbewusstsein nicht notwendigerweise zu umweltfreundlichen Handeln.¹⁴ Die Erfolgsaussichten von Moral Suasion sind nicht (nur) personen-, sondern auch situationsabhängig. Kirchgässner hat zwischen Situationen mit „high cost“-Charakter und Situationen mit „low cost“-Charakter differenziert (vgl. G. Kirchgässner 1992).

¹³ Inwiefern das Attribut der Freiwilligkeit bei Selbstverpflichtungen tatsächlich gerechtfertigt ist, lässt sich nicht immer eindeutig beantworten. Weitestgehend freiwillig dürfte eine Selbstverpflichtungserklärung durch ein Unternehmen oder eine Branche immer dann erfolgen, wenn hierdurch Wettbewerbsvorteile erlangt und/oder zusätzliche Gewinne erwirtschaftet werden können, etwa indem wichtige Stakeholder wie Kunden, Lieferanten oder Mitarbeiter umweltfreundliches Verhalten honorieren. Sofern Umweltschutz aber mit höheren Kosten, nicht aber mit höheren Umsätzen für Unternehmen verbunden ist, kann man nur noch eingeschränkt Freiwilligkeit attestieren. Selbstverpflichtungen werden abgegeben, um aus Unternehmenssicht Schlimmeres wie eine Anwendung des Ordnungsrechts zu verhindern. Freiwillige Selbstverpflichtungen werden in der Literatur kontrovers diskutiert (vgl. ebd.). Sie könnten insofern als marktwirtschaftlich oder ökonomisch bezeichnet werden, da es den Unternehmen bzw. Branchen Freiheitsspielräume lässt, wie das Umweltziel erreicht wird. Gleichwohl lassen sich Selbstverpflichtungen zumindest per se im oben definierten Sinne nicht als ökonomisches Instrument bezeichnen, weil offen bleibt, durch welchen Mechanismus die Aufteilung der Beiträge einzelner Unternehmen zur Erreichung des Umweltzieles erfolgt.

¹⁴ Vgl. hierzu empirisch z. B. A. Dieckmann/P. Preisendörfer (1998) sowie A. Dieckmann/P. Preisendörfer (2003) und konzeptionell G.-J. Krol (2001).



Quelle: In Anlehnung an G.-J. Krol (2006: 76).

Abbildung B.5: Einzelwirtschaftliche Kosten von klimabewusstem Verhalten

Verursacht moralisches Verhalten nur geringe Kosten, können moralische Verhaltensappelle wirksam sein.¹⁵ Das Potenzial von Moral Suasion in sozialen Dilemmasituationen mit „high cost“-Charakter ist dahingegen eher eingeschränkt. Diese Logik ist im Prinzip auch auf die Klimaproblematik übertragbar. In Abbildung B.5 werden verschiedene Optionen klimafreundlichen Verhaltens erfasst, die nach der Höhe der mit ihnen anfallenden einzelwirtschaftlichen Kosten geordnet sind. Es werden hier Situationen mit hohen, mit niedrigen und mit negativen einzelwirtschaftlichen Kosten unterschieden. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass es Situationen gibt, in denen klimabewusstes Verhalten nicht nur gesamtwirtschaftlich, sondern auch einzelwirtschaftlich mit negati-

¹⁵ Ein Paradebeispiel für die Wirksamkeit öffentlicher Appelle ist der Proteste gegen die Versenkung einer Ölplattform in die Nordsee und die sich hieran anschließenden Boykotte gegen Shell durch eine für Shell spürbare Masse an Autofahrern. Die Kosten dieses Boykotts für diese Autofahrer bestanden jedoch i. d. R. lediglich darin, einige Meter weiter zu einem anderen Anbieter zu fahren, wo man dann zum gleichen Preis tanken konnte.

ven Kosten verbunden ist. Derartige Situationen setzen indes voraus, dass Wirtschaftssubjekte Kosteneinsparungspotenziale z. B. bezüglich des Energieverbrauchs zu ihrem eigenen Schaden übersehen.¹⁶ Insbesondere bei derartigen Konstellationen kann Informationsbereitstellung hilfreich sein. Im Regelfall wird klimafreundliches Handeln jedoch mit einzelwirtschaftlichen Kosten verbunden sein. Sind Kosten klimabewussten einzelwirtschaftlichen Verhaltens für die Wirtschaftssubjekte gering, sind sie möglicherweise empfänglich für Moral Suasion. Je höher diese Kosten sind, umso wahrscheinlicher ist es indes, dass sie sich eben nicht klimabewusst verhalten. Während Konsumenten hierbei noch über gewisse Entscheidungsspielräume verfügen, sind die Kosten klimabewussten Handelns für im Wettbewerb stehende Unternehmen möglicherweise prohibitiv hoch. Im Extremfall droht hier die Liquidation des moralisch handelnden Unternehmens. Anders ist dies nur, wenn durch Konsumenten oder andere Stakeholder umweltbewusstes Verhalten der Unternehmen im Allgemeinen und klimabewusstes Verhalten im Besonderen honoriert wird.¹⁷ Konsumenten müssten z. B. eine höhere Zahlungsbereitschaft artikulieren.

Klimafreundliches Verhalten, wie es im Durchschnitt notwendig wäre um die Klimaerwärmung signifikant zu verlangsamen, wäre mit hohen volkswirtschaftlichen und einzelwirtschaftlichen Kosten aber im Alleingang nur mit geringem Nutzen verbunden. Der Nutzen klimafreundlichen Verhaltens streut erheblich. Eine moderne Variante umweltbewussten Verhaltens ist gleichwohl der Ausgleich von klimaschädlichem Verhalten, welches z. B. bei einer Urlaubsreise entstehen könnte, über den Kauf eines Zertifikates, welches bestätigt, dass Treibhausgasemissionen an anderer Stelle vermieden oder gebunden wurden (vgl. A. Kortenjann 2008).

Im Ordnungsrecht lassen sich Inputauflagen, Prozessnormen und Outputauflagen unterscheiden (vgl. P. Michaelis 1996: 25 ff.). Inputauflagen schränken die Wahl der einsetzbaren Produktionsfaktoren ein, indem sie vorschreiben oder verbieten, womit produziert werden darf. Im Extremfall kann die Verwendung eines Produktionsfaktors vollständig verboten werden. Bei Prozessnormen werden direkte Vorschriften gemacht, *wie*

¹⁶ Dies muss nicht, kann aber durchaus rational sein. In das Entscheidungskalkül rational agierender Wirtschaftssubjekte fließen schließlich die Kosten der Informationsbeschaffung ein. Diese könnten auch durch staatliche Unterstützung gesenkt werden.

¹⁷ Genau genommen gilt dies auch nur für Unternehmen, die Endprodukte für den Konsum produzieren.

produziert werden darf. Dies geschieht in der deutschen Luftreinehaltungspolitik über die Festschreibung des Standes der Technik.¹⁸ Im Falle von Outputauflagen geht es schließlich darum, *was* in welchem Umfang produziert bzw. emittiert werden darf.

Während sich Moral Suasion im Bereich der Klimapolitik zumindest teilweise als ineffektiv erweist und Auflagen mit Ineffizienzen verbunden sind, ist es schon intuitiv einleuchtend, dass ökonomische Instrumente für einen effektiven Klimaschutz von herausragender Bedeutung sind. Klimaschutz verursacht Kosten. Zu gegebenen Kosten können mit der Wahl eines (kosten-)effizienten Instrumentariums anspruchsvollere Klimaschutzziele erreicht werden. Anders ausgedrückt: Anspruchsvolle Ziele können durch weiche Instrumente nicht erreicht werden. W. Nordhaus hat dies folgendermaßen formuliert:

„Suppose you hear a public figure who speaks eloquently of the perils of global warming and proposes that the nation should move urgently to slow climate change. Suppose that person proposes regulating the fuel efficiency of cars, or requiring high-efficient light bulbs, or subsidizing ethanol, or providing research support for solar power – but nowhere mentions the need to raise the price of carbon. To a first approximation, raising the price of carbon is a necessary and sufficient step for tackling global warming. The rest is largely fluff and may actually be harmful in inducing economic inefficiencies.”
(W. Nordhaus 2007a: 22)

Umweltschädliches Verhalten soll verteuert und so ein Lenkungseffekt erzielt werden. Dies kann prinzipiell sowohl über Preis- als auch über Mengenlösungen erfolgen. Bei einer Preislösung werden Umwelt beeinträchtigende Aktivitäten verteuert, indem Sie mit einer Abgabe oder einer entgangenen Subventionszahlung belastet werden. Im Falle von Abgaben kann dieses in Form von Emissions- oder Produktabgaben geschehen. Bei einer Emissionsabgabe werden gewinnmaximierende Unternehmen solange Emissionen vermeiden, wie die zusätzlich eingesparten Steuern höher sind als die Grenzvermeidungskosten.¹⁹ Sofern Emissions- und Produktmenge in einem festen Verhältnis zueinander stehen, ergeben sich ökonomisch keine Unterschiede zwischen einer Emissions-

¹⁸ Vgl. hierzu knapp E. Fees (2007: 68).

¹⁹ Die Funktionsweise einer Emissionsabgaben wird in nahezu jedem Lehrbuch der Umweltökonomie erläutert, so z. B. in Endres (2007).

abgabe und einer Produktabgabe. Wer in der Wertschöpfungskette belastet wird ist dann irrelevant. Anders ist dies z. B. bei der ökologischen Steuerreform in Deutschland, bei der beispielsweise Strom oder auch Mineralöl besteuert werden. Braunkohle, Steinkohle und Gas beispielweise unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Emissionsintensität. Ein Anreiz zur Substitution von Energieträgern hin zu emissionsarmen Energieträgern wird hier nicht gesetzt. Dies ist insbesondere auch in der Diskussion um Effizienz relevant (vgl. C. Böhringer/R. Schwager 2003: 216 f.).

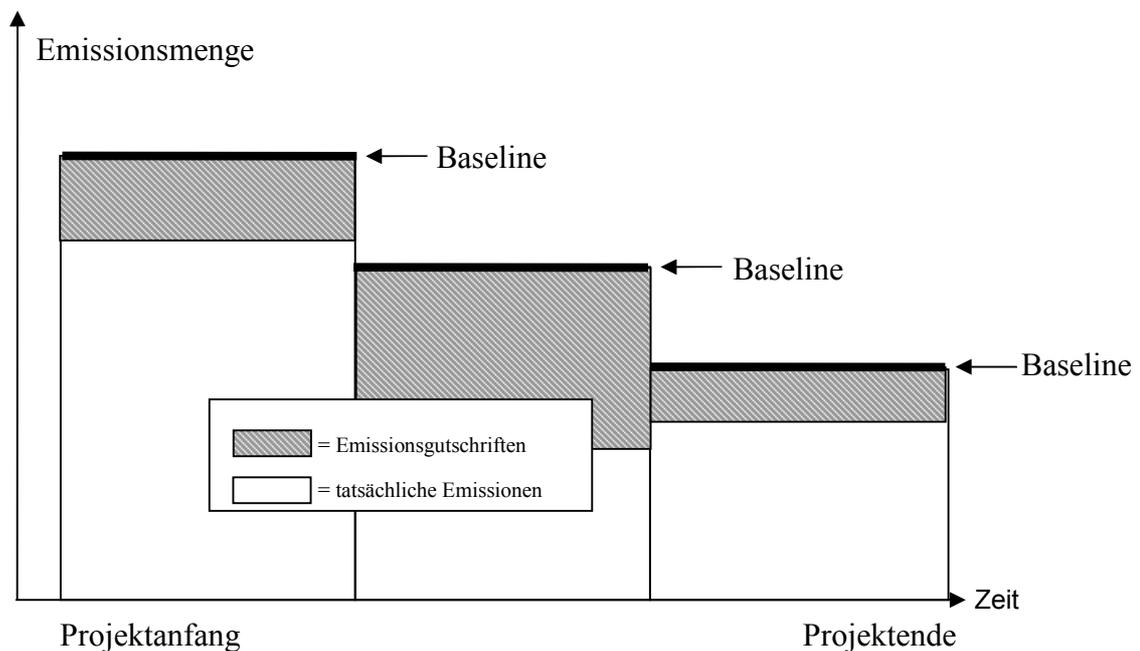
Abgaben sind Preislösungen. Bei der Zertifikatslösung handelt es sich hingegen um eine Mengelösung. Emittenten sind verpflichtet, Emissionsberechtigungsscheine (Zertifikate) für jede Einheit des emittierten Schadstoffes vorzuweisen. Sind diese Zertifikate knapp, entsteht ein Knappheitspreis für jede emittierte Einheit. Das einzelwirtschaftliche Kalkül der Emittenten ist hierbei ähnlich wie bei Steuern und Subventionen (vgl. M. Fritsch/T. Wein/H.-J. Evers 2003: 139 ff.). Es wird solange vermieden wie die Grenzvermeidungskosten niedriger sind als der Lizenzpreis. Liegen die Grenzvermeidungskosten oberhalb des Lizenzpreises ist es für ein gewinnmaximierendes Unternehmen auf einem Wettbewerbsmarkt rentabel, Emissionsberechtigungen zu kaufen, statt Emissionen zu vermeiden.

2.2 Zertifikatsmodelle in der Theorie

Die Lizenzlösung ist ein (vergleichsweise) junges Instrument, welches auf Crocker (1966) und Dales (1968) zurückgeht. Zwei Formen von Emissionshandelsprogrammen lassen sich in der Praxis unterteilen. Das sind zum einen Baseline-and-Credit-Programme, zum anderen Cap-and-Trade-Programme (vgl. R. N. Stavins 2003: 392 f.). Diese werden im Folgenden erläutert.

2.2.1 Baseline-and-Credit-Programme

Baseline-and-Credit-Programme können ein Instrumentarium zur Flexibilisierung des Ordnungsrechts mit Emissionsgrenzwerten darstellen. Wenn eine Anlage Emissionen oberhalb des geforderten (anlagenspezifischen) Standards (Baseline) reduziert, werden Emissionsgutschriften (Credits) erzeugt, die zur Erreichung eines Emissionszieles im gleichen oder anderen Unternehmen genutzt werden können (vgl. R. N. Stavins 2003: 392).



Quelle: In Anlehnung an J. Janssen (2000: 8).

Abbildung B.6: Baseline-and-Credit-System

Abbildung B.6 veranschaulicht die prinzipielle Funktionsweise von Baseline-and-Credit-Programmen. Die Erzeugung von Emissionsgutschriften ist hierbei an bestimmte Projekte gebunden. Baseline-and-Credit-Programme orientieren sich an individuellen Standards, ohne dass eine bestimmte Gesamtemissionsmenge festgelegt wird. Die Baseline kann hierbei unterschiedlich definiert werden: Sie kann ein ordnungsrechtlicher Standard sein oder sich bei Fehlen von ordnungsrechtlichen Standards an derjenigen Emissionsmenge orientieren, die ohne Durchführung des Projektes entstanden wäre. Wird ein Standard bei einer Anlage mehr als erfüllt, können hieraus ex-post mehr oder minder transferierbare Gutschriften generiert werden. Die tatsächlichen Emissionen müssen hierfür bei jedem Projekt mit dem Emissionsstandard abgeglichen werden. Wird also ein als Standard definiertes Referenzszenario unterschritten, kann an anderer Stelle oder zu einem anderen Zeitpunkt mehr emittiert werden. Je nach Ausmaß der Transferierbarkeit der Emissionsreduktionsgutschriften können verschiedene Varianten von Baseline-and-Credit-Programmen unterschieden werden.

Erste Anwendungen von Baseline-and-Credit-Programmen erfolgten in den USA etwa Mitte der 1970er Jahre im Rahmen der Luftreinehaltungspolitik (vgl. hierzu R. W. Hahn 1989; R. W. Hahn/G. L. Hester 1989; G. Klaassen/A. Nentjes 1997). Bis dahin war die amerikanische Umweltpolitik durchdrungen vom Ordnungsrecht. Aufgrund der Überlegung, dass mit Hilfe des Ordnungsrechts anspruchsvolle ökologische Ziele zu vertretbaren Kosten nicht zu erreichen bzw. nicht durchzusetzen waren, sollten marktwirtschaftliche Element in Form von Baseline-and-Credit-Programmen in das Ordnungsrecht integriert werden. Emissionsgutschriften konnten durch Unternehmen geschaffen werden, sofern Emissionsreduktionen über den ordnungsrechtlichen Standard hinaus nachgewiesen wurden. Die so geschaffenen Emissionsgutschriften konnten dann in verschiedenen Programmen genutzt werden. Beim *Netting* konnten einzelne Unternehmen diese Gutschriften für unternehmensinterne Anlagenerweiterungen nutzen. Sofern die Gesamtemissionsmenge nach der Erweiterung nicht größer waren als vorher, konnte ein aufwendiges Genehmigungsverfahren vermieden werden. Die *Offset-Policy* ermöglichte die Neuansiedlung von Unternehmen, sofern diese Emissionsgutschriften erworben hatten. Bei der *Bubble-Policy* wurde für mehrere Anlagen eine Gesamtemissionsmenge bestimmt, welche insgesamt nicht überschritten werden durfte. Das *Banking* erlaubte das Ansparen von Emissionsreduktionsgutschriften für eine spätere Nutzung oder späteren Verkauf. In der amerikanischen Luftreinehaltungspolitik wurde der Handel mit Emissionsrechten aufgrund nicht zufrieden stellender Ergebnisse teilweise auf Cap-and-Trade-Programme umgestellt. Deren Funktionsweise wird im Folgenden erläutert.

2.2.2 Cap-and-Trade-Programme

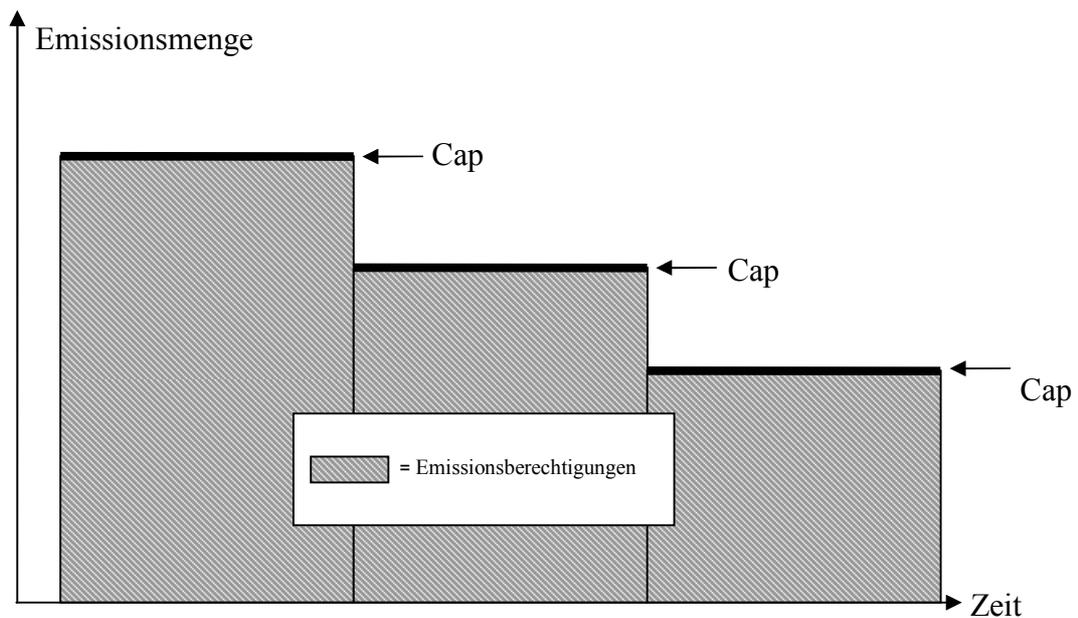
Während Baseline-and-Credit-Programme ordnungsrechtliche Standardsetzung *komplementieren*, sollen Cap-and-Trade-Programme diese Standards *ersetzen* (vgl. T. H. Tietenberg 1998: 20 f.).

Für Cap-and-Trade-Programme sind drei Komponenten charakteristisch:²⁰

1. Durch eine normgebende Instanz muss die höchstzulässige Emissionsmenge („Cap“) in einer Region in einem bestimmten Zeitraum bestimmt werden. Abbildung B.7 veranschaulicht dies schematisch. Dieser Cap bestimmt demnach die Höhe der Emissionsberechtigungen. Entscheidungsgrundlage zur Bestimmung dieser höchstzulässigen Emis-

²⁰ Vgl. im Folgenden auch z. B. A. Endres (2007: 110 ff.).

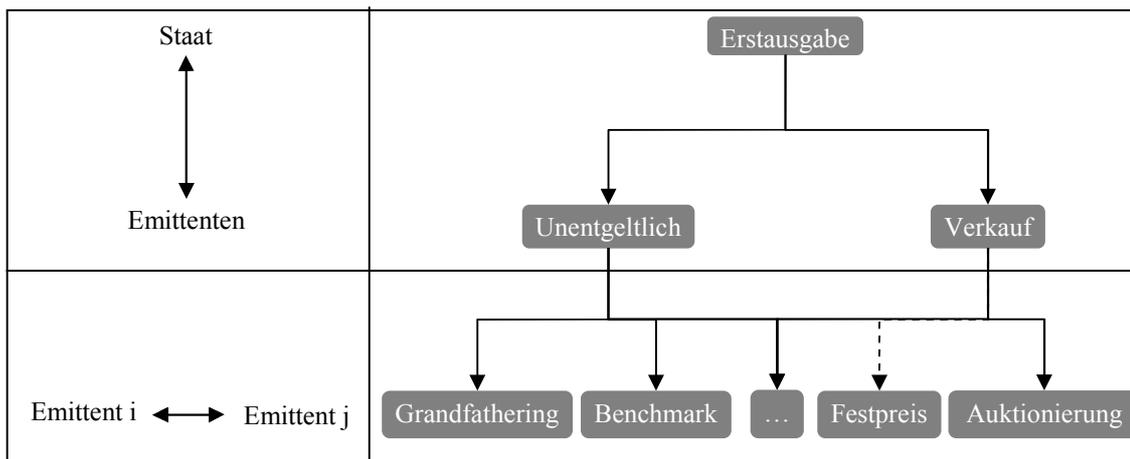
sion können Kosten-Nutzen-Analysen darstellen oder aber auch aufgrund naturwissenschaftlicher Erkenntnisse bestimmte kritische Schwellenwerte. Die zulässige Emissionsmenge wird hier durch eine normgebende Instanz nicht für bestimmte Anlagen oder Unternehmen festgelegt. Es wird vielmehr ein Teilnehmerkreis für ein Cap-and-Trade-System bestimmt, dem verschiedene Unternehmen oder Anlagen angehören, deren Gesamtemissionsmenge den Cap nicht überschreiten darf.



Quelle: In Anlehnung an (J. Janssen 2000: 8).

Abbildung B.7: Generierung von Emissionsberechtigungen in einem Cap-and-Trade-System

2. Die höchstzulässige Gesamtemissionsmenge wird gestückelt in einzelne Emissionsberechtigungen, die verbrieft den Emittenten zugänglich gemacht werden. Ein verbrieftes Emissionspapier berechtigt den Emittenten hierbei zum Ausstoß einer definierten Emissionsmenge. Das Problem der Erstaussgabe der Emissionsrechte lässt sich hinsichtlich der distributiven Wirkungen auf zwei Ebenen differenzieren (vgl. Abbildung B.8). Auf einer ersten Ebene geht es darum, ob den Emittenten die durch die Verknappung entstandenen Vermögenswerte kostenlos übertragen werden oder ob sie hierfür einen Preis zu entrichten haben, dem Staat dementsprechend die Knappheitsrente zufällt. Es geht also um die Aufteilung von Vermögenswerten zwischen dem Staat und den Emittenten.



Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung B.8: Erstaussgabeverfahren von Emissionsrechten

Auf einer zweiten Ebene geht es darum, nach welchen Kriterien die knappen Emissionsrechte den Emittenten zugeteilt werden. Eine gegebene Emissionshöchstmenge muss unter den Emittenten aufgeteilt werden. Werden Sie kostenlos zugeteilt, ist eine Vielzahl von Kriterien bis hin zur Willkür gedanklich vorstellbar. Die wichtigsten Verfahren sind das Grandfathering sowie die Vergabe der Emissionsrechte anhand eines Benchmarks. Beim Grandfathering-Verfahren werden die Emissionsrechte nach Maßgabe historischer Emissionen der Emittenten zugeteilt. Dies bedeutet, dass ein Emittent umso mehr Emissionsrechte zugeteilt bekommt, je mehr er in der Vergangenheit, in einer festzulegenden Basisperiode emittiert hat. Die Basisperiode kann über dem gesamten Regulierungszeitraum konstant sein. Basis für die Zuteilung von Emissionsrechten ist dann die Emissionsmenge in einer bestimmten Periode. Wird die Basisperiode mit der Zeit angepasst, kann man auch von einem rollierenden Grandfathering oder von einem Updating sprechen. Hiermit kann ein einzelnes Unternehmen seine Erstzuteilung in einer zukünftigen Periode durch die Emissionsmenge in der gegenwärtigen Periode beeinflussen.

Werden die Emissionsrechte nach einem Benchmark zugeteilt erfolgt die Zuteilung nicht nach historischen Emissionsmengen, sondern richtet sich nach dem Output in der Produktion oder nach geforderten Reinigungsgraden wie z. B. die Emissionsmenge pro Kubikmeter Abluft. Eine Orientierung an historischen Größen ist möglich, aber keines-

wegs zwingend. Teilweise wird in diesem Fall auch von einem modifizierten Grandfathering gesprochen (vgl. O. Fromm/B. Hansjürgens 1998: 152).

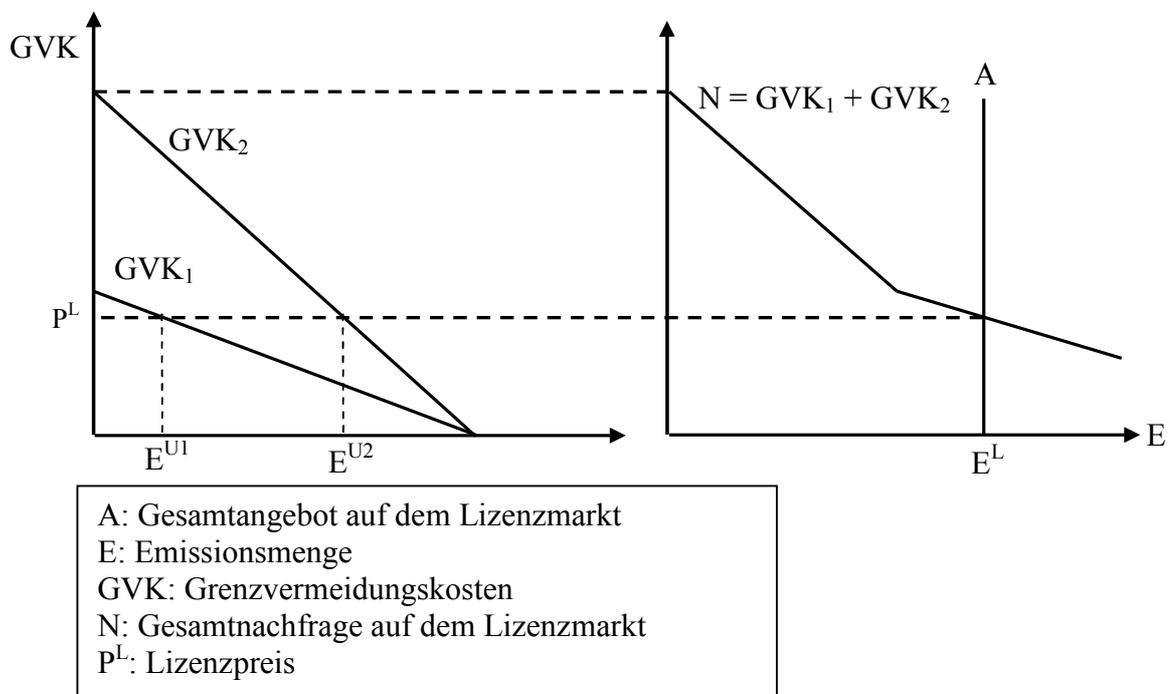
Die Menge der zugeteilten Emissionsrechte richtet sich also danach, wie viel der jeweilige Emittent produziert und wie viele Emissionsrechte pro produzierter Einheit zugeteilt werden. Letzteres bezeichnet man als einen Benchmark. Dieser kann sich z. B. am Stand der Technik oder an Durchschnittsemissionswerten pro produzierter Einheit orientieren, kann aber auch unter verteilungspolitischen Aspekten durch die normgebende Instanz bestimmt werden. Die Bezugseinheit kann ein Produkt auf dem Gütermarkt sein (z. B. 1 Kwh Strom). Ein Benchmark kann aber auch hier weiter differenziert werden, beispielsweise abhängig von der Produktionstechnik oder vom Produktionsinput (z. B. brennstoffspezifische Benchmarks). Sofern Nationalstaaten über eine internationale Zertifikatspolitik als Emittenten definiert sind, ist auch eine Orientierung z. B. am Bruttoinlandsprodukt vorstellbar.

Sowohl das reine Grandfathering-Verfahren als auch das Benchmark-Verfahren eröffnen zusätzliche Regelungen über die Zuteilung von Emissionsrechten. Diese können den Umgang mit Neueinsteigern, mit Anlagenstilllegungen, den Umgang mit der Zuteilung von Emissionsrechten für Anlagen, welche Emissionsminderungsmaßnahmen bereits vor der gewählten Basisperiode geleistet haben, oder Sonderzuteilungsregelungen für bestimmte Anlagen oder Unternehmen betreffen. Diese Regelungen können sich sowohl auf die Verteilung von Einkommendispositionen als auch auf die Effizienz des Systems auswirken.

Werden die Emissionsrechte nicht kostenlos zugeteilt, sondern versteigert, erübrigen sich detaillierte Festlegungen von Kriterien bezüglich der Zuteilung von Emissionsrechten. Emissionsrechte wandern bei entsprechender Ausgestaltung des Auktionsverfahrens dorthin, wo die größte Zahlungsbereitschaft artikuliert wird.

Der Verkauf von Emissionsrechten zu einem Festpreis stellt im eigentlichen Sinne keine Mengelösung dar, weil die Gesamtemissionsmenge eben nicht fixiert wird. Sie ist aber im Rahmen einer Hybridlösung, also einer Kombination von Mengen- und Abgabenlösung vorstellbar.

3. Die Zuteilung von Emissionsrechten durch die normgebende Instanz führt zu einer *Erstallokation* der Emissionsrechte. Die Zertifikatslösung kann aber deswegen als ökonomisches Instrument bezeichnet werden, weil ein zentraler Bestandteil dieses Instrumentes der Handel mit Emissionsrechten darstellt und so die Informations- und Suchfunktion des Preismechanismus genutzt werden kann. Unternehmen, die weniger emittieren als ihnen Emissionsberechtigungen zugeteilt wurden, können ihre Emissionsrechte verkaufen. Unternehmen, die mehr emittieren wollen, können Emissionsrechte von anderen Unternehmen erwerben. Abbildung B.9 zeigt im Prinzip den Preisbildungsmechanismus auf einem idealtypischen Zertifikatsmarkt auf.



Quelle: In Anlehnung an A. Endres (2007: 128).

Abbildung B.9: Funktionsweise eines Lizenzmarktes

Auf der linken Seite der Abbildung werden die Verläufe der Grenzvermeidungskosten zweier Gruppen von Unternehmen ausgewiesen, wobei Gruppe 2 mit GVK_2 höhere Grenzvermeidungskosten aufweist als Gruppe 1 mit GVK_1 . Da die Grenzvermeidungskostenverläufe der Unternehmen deren Nachfrage nach Emissionsberechtigungen spiegeln, lässt sich die Nachfragekurve N auf dem Zertifikatsmarkt (rechte Seite der Abbildung) durch horizontales Aufaddieren der individuellen Grenzvermeidungskosten der

Unternehmen (linke Seite der Abbildung) bestimmen. Das Angebot mit der Zertifikatsmenge ist durch die normgebende Instanz auf E^L fixiert und somit ergibt sich graphisch der Zertifikatspreis P_Z aus dem Schnittpunkt von Angebot und Nachfrage. An diesem Zertifikatspreis passen sich die Unternehmen wie oben beschrieben mit ihrer Emissionsmenge entsprechend dem oben beschriebenen Kalkül an, so dass Gruppe 1 die Menge E^{U1} emittiert und Gruppe 2 die Menge E^{U2} . Es gilt: $E^{U1} + E^{U2} = E^L$.

Die Aufgabe des Staates erschöpft sich in diesem idealtypischen Modell in der Bestimmung der Emissionshöchstgrenze, der Zuweisung der Eigentumsrechte an den Umweltmedien²¹ sowie in der Überwachung der Emissionsmenge und Sanktionierung von Fehlverhalten.

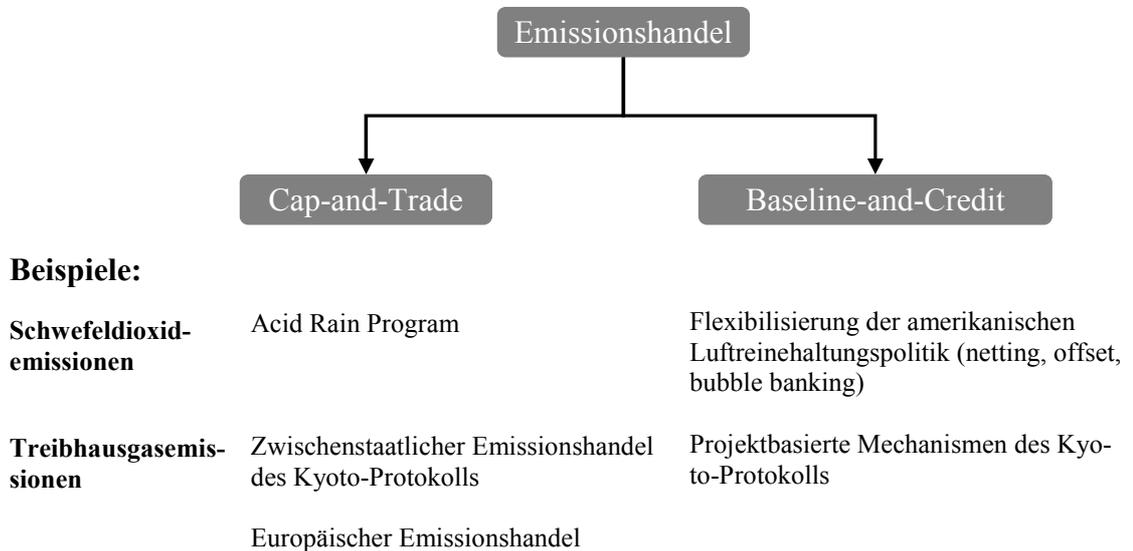
Nach den eher mäßigen Erfolgen einer Flexibilisierung des Ordnungsrechts in den USA ist das Instrument des Zertifikatshandels als Cap-and-Trade-Programm in den USA im so genannten „Acid-Rain-Program“ zur Bekämpfung des sauren Regens im Rahmen des Clean Air Acts (beschlossen im Jahr 1990 und gestartet 1995) zum ersten Mal in größerem Maßstab in Anwendung gekommen²². Hier wurde eine Obergrenze für den Ausstoß von Schwefeldioxid (N_2O) gesetzt. Die Emissionshöchstmenge wurde gestückelt und die verbrieften Rechte den emittierenden, zum Nachweis von Emissionsrechten verpflichteten Unternehmen zum größten Teil über ein Grandfathering-Verfahren zugeteilt.

Die insgesamt positive Beurteilung dieses Instrumentes hat die klimapolitische Diskussion auf globaler Ebene und schließlich auch auf europäischer Ebene beeinflusst. Das Instrument des Emissionshandels hat unter Einfluss der USA in Form von projektbasierten Mechanismen und eines zwischenstaatlichen Emissionshandels Einzug in das Kyoto-Protokoll gehalten. Darüber hinaus ist mit dem innereuropäischen Emissionshandel mit Kohlendioxid das derzeit größte Cap-and-Trade-Regime entstanden. Abbildung

²¹ Genau genommen werden nicht Eigentumsrechte an den Umweltmedien, sondern an der *Nutzung* der Umweltmedien geschaffen. „It is high time we begin to devise some new forms of property rights, not to air and water, but to the use of air and water“ (J. H. Dales 1968: 100). Unberührt hiervon bleibt die Frage, ob in einem juristischen Sinne Eigentumsrechte geschaffen werden. Im Clean Air Act Amendment 1990 der USA zur Implementierung eines Handels mit Schwefeldioxid wurde dieses explizit verneint: „Such Allowance does not constitute a property right“ (US Congress 1990: 403). Hiermit wurde der Besorgnis Rechnung getragen, dass eine weitere Limitierung der Emissionsmenge aufgrund von eigentumsrechtlichen Ansprüchen im Gegensatz zum Ordnungsrecht erschwert werde (vgl. R. N. Stavins 1998: 72).

²² Vgl. zur Funktionsweise und Bewertung z. B. D. Burtraw u. a. (2006); A. D. Ellerman (2004); R. N. Stavins (1998).

B.10 gibt einen Überblick über einige ausgewählte Emissionshandelsmodelle in Theorie und Praxis.



Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung B.10: Lizenzhandelsmodelle

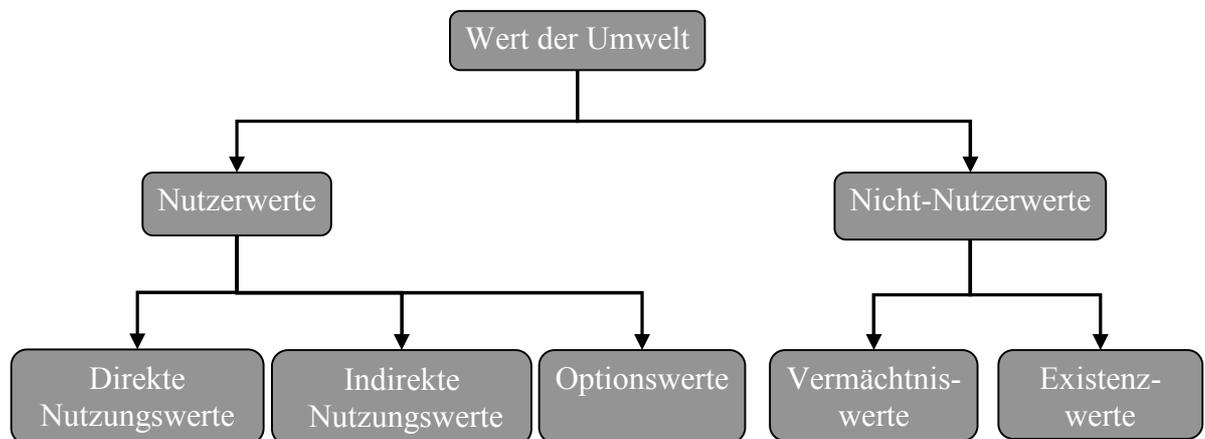
Mit dem Europäischen Emissionshandelssystem, dem zwischenstaatlichen Emissionshandel sowie den projektbasierten Mechanismen des Kyoto-Protokolls finden in der Klimapolitik sowohl Cap-and-Trade- als auch Baseline-and-Credit-Programme Anwendung.

3 Optimaler Klimaschutz

3.1 Nutzen des Klimaschutzes

3.1.1 Wertdimensionen

Umweltschützende Aktivitäten sind in der Regel mit Nutzen und Kosten verbunden. Ein Nutzen durch umweltschützende Aktivitäten lässt sich dann konstatieren, wenn das zu schützende Umweltgut einen Wert aufweist, der im Falle des Unterlassens dieser Aktivität verloren geht. Der Wert von Umweltgütern kann sich aus verschiedenen Komponenten zusammensetzen. Abbildung B.11 gibt eine Übersicht über verschiedene Komponenten des ökonomischen Gesamtwertes von Umweltgütern.



Quelle: In Anlehnung an G.-J. Krol/J. Karpe (1999: 31).

Abbildung B.11: Wertkomponenten der Umwelt

Grundsätzlich lässt sich der ökonomische Gesamtwert („Total Economic Value“) mit David Pearce in Nutzerwerte („use-values“) und Nichtnutzerwerte („non-use-values“) differenzieren. Erstere lassen sich weiter unterscheiden in direkte Nutzerwerte wie z. B. den Wert der Umwelt als Rohstofflieferant, aber auch ihr ästhetischer Wert, und in indirekte Nutzerwerte, wie beispielsweise die Eigenschaft von Umweltgütern als Aufnahmemedium für Schadstoffe (vgl. z. B. D. Pearce/E. Moran 1994). Wird Umweltgütern ein Wert zugesprochen, der aus der Möglichkeit einer zukünftigen Nutzung der gegenwärtigen Bevölkerung besteht, spricht man von Optionswerten. Sie entsprechen einer Versicherungsprämie, die risikoaverse Individuen für die Möglichkeit einer potenziellen zukünftigen Nutzung von Umweltgütern zu zahlen bereit sind. Umweltgütern lässt sich auch ein positiver Wert zuschreiben, wenn sie nicht genutzt werden. Von derartigen

Nichtnutzerwerten spricht man im Falle von Vermächtniswerten und Existenzwerten. Vermächtniswerte bezeichnen den Wert von Umweltgütern nicht für gegenwärtige, sondern für zukünftige Generationen. Unter dem Existenzwert kann der Wert der Umwelt an sich verstanden werden. Dieser ist unabhängig von einer tatsächlichen oder auch nur potenziellen, gegenwärtigen oder zukünftigen produktiven oder konsumtiven Nutzung durch die gegenwärtige oder durch zukünftige Generationen. „There are many persons who obtain satisfaction from mere knowledge that part of wilderness North America remains even they would be appalled by the prospect of being opposed to it” (J. V. Krutilla 1967: 781).

Der „Total Economic Value“ wird also über die Summe von Werten verschiedener Kategorien bestimmt. Er kann insofern als *ökonomisch* bezeichnet werden, als dass der Wert marginaler oder inkrementaler Umweltveränderungen bestimmt wird, nicht aber der aggregierte Gesamtnutzen eines Umweltgutes (vgl. R. D. Simpson 2007: 99 f.).

Ist das Wertefundament eine anthropozentrische Ethik bemisst sich der Existenzwert anhand der marginalen Zahlungsbereitschaft der Individuen. Grundlage für staatliches, also auch umweltpolitisches Handeln muss aus Sicht der Anthropozentrik das Wollen der Individuen sein. Einige Teile der Natur stiften zwar möglicherweise keinen gegenwärtigen und auch keinen wirtschaftlichen Nutzen. Beispielsweise lässt sich die Existenz der vom Klimawandel bedrohten Eisbären wohl allenfalls für wenige Menschen verwerten und nur wenige Menschen werden Eisbären in freier Natur jemals zu Gesicht bekommen. Gleichwohl gibt es möglicherweise eine nicht vernachlässigbare Zahl von Menschen, welche beim Erhalt dieser oder anderer Tierarten im Speziellen oder Ökosystemen im Allgemeinen einen subjektiven Nutzen empfinden und dementsprechend eine gewisse Zahlungsbereitschaft aufweisen, die bei der Allokation von knappen Gütern zu berücksichtigen ist. Nach der biozentrischen Ethik hingegen verschließt sich der Existenzwert einer Monetarisierung (vgl. G.-J. Krol/J. Karpe 1999: 31).

Nach der Biozentrik oder etwas allgemeiner der Ökozentrik weist die Natur unabhängig von menschlichen Präferenzen einen intrinsischen, nicht verrechenbaren und somit auch nicht monetarisierbaren Eigenwert auf. Eine Bio- bzw. ökozentrische Ethik ist aus drei Gründen nicht unproblematisch (vgl. P. Jakubowski/H. Tegner/S. Kotte 1999: 8). Ers-

tens ist sie insofern logisch widersprüchlich, als sogar die Entscheidung, der Natur einen intrinsischen Wert zukommen zu lassen, ein menschlicher Willensakt ist. Zweitens ist sie als Grundlage kollektiven Handelns unbrauchbar, da sie kein Entscheidungskriterium liefert. Um das menschliche Überleben zu ermöglichen, lässt es sich nicht vermeiden, andere Lebewesen – zumindest Pflanzen – zu „töten“. Dies oder auch der Verzicht und damit die „Selbsttötung“ macht eine Hierarchie intrinsischer Werte erforderlich (vgl. A. Lerch 2003: 142). Drittens schließlich ist ein Schutz der Umwelt auch und insbesondere mit einer anthropozentrischen Ethik vereinbar. Umweltschutz scheitert nicht selten an fehlerhaft ausgestalteten Institutionen anstatt am mangelnden Umweltbewusstsein. Grundlage der folgenden Ausführungen ist eine anthropozentrische Ethik.

3.1.2 Monetarisierung von Umwelt und Umweltschäden

Eine Monetarisierung von Umwelt und spiegelbildlich von Umweltschäden stößt teilweise insbesondere in der Öffentlichkeit auf erhebliche Vorbehalte. Es lassen sich hier auch prinzipielle Einwände aufführen, von denen drei hier angesprochen werden²³.

- Erstens weigern sich nicht wenige Individuen, manche Lebensbereiche wie die Natur zu monetarisieren (vgl. U. Hampicke 2001: 152 f.). Auch eine Präferenz zur Nichtmonetarisierung ist aus Sicht des normativen Individualismus zu respektieren und für viele Bereiche gut nachvollziehbar, wie dies z. B. bei Geschenken der Fall ist. Gleichwohl weist Hampicke zu Recht darauf hin, dass man sich Intuition und Spontaneität als Alternative zu „Buchhalterei“ als einem kalkulierenden Zugang in vielen Fällen nicht „leisten“ könne. Dies ist dann der Fall, wenn falsche Entscheidungen zu hohen Kosten führen. Sowohl Naturschutz als auch der Verzicht auf Naturschutz kann sich als teuer herausstellen. Hiervon ist bei der Klimaproblematik auszugehen.
- Zweitens ist nach Hampicke hinsichtlich der Monetarisierbarkeit zu unterscheiden zwischen instrumentellen Werten und nicht instrumentellen Werten (z. B. intrinsischen Werten). „Grundsätzlich können nur *Mittel im Hinblick auf Zielerreichungen* monetär bewertet werden. Man zahlt für einen Liter gutes Motorenöl doppelt so viel wie für einen Liter weniger gutes, weil es eben besser schmiert. Es gibt immer das Wort *weil*.“ (U. Hampicke 2001: 155; kursiv im Original).

²³ Vgl. hierzu ausführlich und differenzierter U. Hampicke (2001: 151 ff.).

Hier ist die Frage zu klären, was genau einen Eigenwert aufweist, mithin nicht monetarisierbar ist. Weitestgehend unbestritten hat der Mensch einen intrinsischen Wert, mit Kant eine Würde. Darüber hinaus können entsprechend der anthropozentrischen Ethik Eigenwerte nur vom Menschen selbst definiert werden.

Trotz dieser prinzipiellen Einwände sprechen gute Gründe auch und gerade aus Sicht ökologisch Engagierter für eine Monetarisierung von Umweltschäden. Drei Gründe sollen an dieser Stelle genannt werden (für eine weitere Differenzierung vgl. G.-J. Krol/J. Karpe 1999: 38 f.).

- Notwendige Bedingung für eine Verbesserung der Aussagekraft des Bruttoinlandsproduktes als Wohlfahrtsindikator ist eine Monetarisierung von Umweltschäden. Im Bruttoinlandsprodukt werden zwar einige Umweltschäden wie zu Beispiel Ernteverluste erfasst. Andere gehen jedoch nicht in das Bruttoinlandsprodukt ein, wie z. B. gesundheitliche Beeinträchtigungen oder erhöhen wie Defensiv- oder Reparaturausgaben sogar das Bruttoinlandsprodukt. Defensivausgaben wie Lärmschutz, der Bau von Deichen zum Schutz vor Überflutungen oder Reparaturen von öffentlichen oder privaten Einrichtungen nach Unwettern beeinflussen das Bruttoinlandsprodukt positiv, stellen aber lediglich ein statistisches Artefakt dar. Sie beeinflussen die Wohlfahrt allenfalls insofern positiv, als schlimmeres verhindert wird. Defensiv- und Reparaturausgaben müssen aus ökonomischer Sicht als durch Beeinträchtigung der Umwelt entstandene Kosten verstanden werden und stellen eine Untergrenze für Umweltschäden dar, welche die Wohlfahrt negativ, nicht positiv beeinflussen.²⁴ Auch in einigen Nachhaltigkeitskonzeptionen wird eine Verrechenbarkeit von Umweltgütern mit anderen Gütern vorausgesetzt. So kann unter schwacher Nachhaltigkeit eine im Zeitablauf nicht abnehmende Wohlfahrt in Form eines nicht abnehmenden Pro-Kopf-

²⁴ Die Umweltschäden sind in der Regel höher als die Defensiv- und Reparaturausgaben, weil im individuellen Entscheidungskalkül die maximale Schadensvermeidungsmenge nur selten der optimalen Vermeidungsmenge entspricht. Bei steigenden Grenzvermeidungskosten und steigenden Grenzschadenskosten, gilt die Regel im Optimierungskalkül, dass die Grenzvermeidungskosten den Grenzschadenskosten entsprechen mit der Folge von Restschäden. Liegen die Grenzvermeidungskosten für den gesamten Aktivitätsbereich oberhalb der Grenzschadenskosten gibt es überhaupt keine Reparatur- und Defensivaktivitäten. Die Schäden werden schlicht in Kauf genommen.

Nutzens verstanden werden. Sie setzt implizit die Substituierbarkeit von Naturkapital und anderen Kapitalformen voraus. Indikatoren schwacher Nachhaltigkeit sind dementsprechend monetärer Art (vgl. E. Neumayer 2004: 139 f.). Die Ermittlung einer „echten Ersparnis“ von Volkswirtschaften beispielsweise, wie sie von der Weltbank durchgeführt wird (vgl. World Bank 2006) und bei der für die Ermittlung von Kapitaländerungen neben Sachkapitalinvestitionen auch die Veränderung des Bestandes an Humankapital und Naturkapital berücksichtigt wird, setzt eine Monetarisierung von Umweltgütern voraus.

- Für eine rationale Findung und Überprüfung von Umweltzielen aus ökonomischer Sicht ist eine Monetarisierung von Umweltschäden hilfreich, wenn nicht erforderlich. Im Rahmen des Konzeptes des (ökonomisch) optimalen Umweltschutzes sind Nutzen und Kosten umweltpolitischer Maßnahmen zu vergleichen und abzuwägen. Ein derartiger Vergleich setzt aber ein tertium comparationis voraus. Hierzu bietet sich eine Bewertung in Geldeinheiten an.
- Eine Alternative zur Monetarisierung von Umweltschäden bestünde in Angaben zu spezifischen Schadensdimensionen des jeweiligen Bereiches. Es müssten also die physischen Schäden in unterschiedlichen Dimensionen im Detail aufgelistet werden, wie z. B. der Anteil kranker Bäume (wie auch immer krank definiert ist) am Gesamtbestand der Bäume,²⁵ oder Milligramm eines bestimmten Schadstoffes pro Mengeneinheit Luft, Wasser oder Boden. Hierbei besteht die Gefahr, dass ein Datenfriedhof produziert wird, dessen Bestandteile nur für Experten und das auch nur in ihrem jeweiligen Fachgebiet interpretierbar sind. Die Summe vieler Eindrücke liefert jedoch noch kein Bild. Eindimensionale, insbesondere monetäre Schadenszahlen sind nicht zuletzt auch für den gesellschaftlichen Kommunikationsprozess leichter verständlich und leichter zu handhaben. Es waren schließlich diese Schadenszahlen, die nach der Veröffentlichung des Stern-Berichtes in Öffentlichkeit und Wissenschaft diskutiert wurden. Dies wurde von den Verfassern des Stern-Berichtes teilweise beklagt (vgl. S. Dietz/N. Stern 2008: 96 f.). Indes bleibt fraglich, ob dem Stern-Bericht bei einem diesbezüglichen Verzicht die gleiche Aufmerksamkeit zuteil gekommen wäre.

²⁵ Selbst dies wäre noch eine verdichtete Information, die gegebenenfalls noch differenziert werden müsste, nach Baumart und/oder Schadensregion.

Diese physischen Schäden sind zu bewerten. Am ehesten ist dies dann möglich, wenn Marktpreise hinsichtlich der entstandenen Schäden existieren. Sind diese nämlich marginal, bilden Marktpreise gute Indikatoren für den aus den entstehende Schäden resultierenden Wohlfahrtsverlust. Für den Fall, dass keine Marktpreise vorliegen, deren Ermittlung nicht möglich oder mit prohibitiv hohen Kosten verbunden ist, existieren vielfältige Möglichkeiten, Zahlungsbereitschaften für Umweltgüter auf andere Art und Weise festzustellen. Endres und Holm-Müller (1997) unterscheiden z. B. direkte und indirekte Verfahren. Zu den direkten Verfahren zählen z. B. Zahlungsbereitschaftsanalysen. Hier wird versucht, die Zahlungsbereitschaft von Individuen (direkt) über Befragungen zu ermitteln. Gefragt wird hierbei danach, was Individuen für eine Verbesserung der Umweltqualität maximal zu zahlen bereit wären (Willingnes to Pay) oder welche Kompensation sie mindestens für eine Verschlechterung der Umweltqualität verlangen würden für den Fall, dass sie ein Eigentumsrecht auf das Umweltgut haben (Willingness to Accept). Befragungen weisen in der praktischen Umsetzung einige Probleme auf. Ob und inwiefern diese Probleme methodisch beherrschbar sind oder den Nutzen dieser Verfahren grundsätzlich in Frage stellen, wird kontrovers diskutiert (vgl. z. B. W. M. Hanemann 1994; P. A. Diamond/J. A. Hausman 1994). So lässt sich z. B. feststellen, dass die Abfrage der Willingness to Pay systematisch zu (teils erheblich) niedrigeren Werten führt als die Abfrage der Willingness to Accept (vgl. F. Söllner 1997).

Indirekte Verfahren nehmen Bezug auf das tatsächliche Verhalten von Wirtschaftssubjekten und versuchen hieraus (indirekt) Rückschlüsse auf den Nutzen von Umweltgütern für Individuen zu ziehen. Die auf dem Markt artikulierte Zahlungsbereitschaft gilt in der Regel als ein guter Indikator für den marginalen Nutzen eines Gutes, weil die Individuen durch den Marktpreis mit den Verzichtskosten für eine marginale Änderung des Konsums dieses Gutes konfrontiert werden. Dementsprechend lassen sich beispielsweise Schäden in Form von Produktionsausfällen (z. B. Ernteschäden) und veränderten Energiekosten recht gut erfassen. Indes sind Umweltgüter häufig eben dadurch gekennzeichnet, dass Marktpreise für Umweltgüter entweder gar nicht existieren oder die realen Knappheiten nicht richtig wiedergeben. Wenn Marktpreise nicht beobachtbar sind, könnte versucht werden, diese zu konstruieren. Hierfür gibt es ganz unterschiedliche Methoden. Beim sogenannten hedonischen Preisansatz werden Preisunterschiede bei ansonsten identischen Immobilien auf unterschiedliche Umweltsituationen zurück-

geführt. Mithilfe des Reisekostenansatzes wird versucht, die Nachfrage nach einem Umweltgut wie einer Sehenswürdigkeit über die unterschiedlichen Reisekosten zu bestimmen, welche Individuen auf sich nehmen, um diese Sehenswürdigkeit zu besichtigen. Über den Vermeidungskostenansatz werden von den Aufwendungen, die Wirtschaftssubjekte auf sich nehmen um Umweltschäden zu vermeiden oder zu reparieren, Rückschlüsse gezogen auf die Umweltschäden selbst. Ein Beispiel hierfür können die zusätzlichen Aufwendungen für Medikamente im Fall von Umweltschäden sein, die die Gesundheit beeinflussen. All diese Methoden sind mit unterschiedlichen Problemen behaftet, die abgesehen von Schwierigkeiten der Datenverfügbarkeit entweder daraus resultieren, dass sie für bestimmte Umweltgüter überhaupt nicht anwendbar sind oder hiermit der Wert von Umweltgütern unterschätzt, gegebenenfalls aber auch überschätzt wird.

Bei zunehmender Größenordnung von zukünftigen Umweltschäden sinkt der Informationsgehalt von gegenwärtigen Marktpreisen. Besonders schwierig zu bewerten sind Zweitrundeneffekte von makroökonomisch bedeutenden Umweltschäden wie z. B. Immigration, soziale Konflikte auf nationaler und internationaler Ebene, Kapitalflucht usw. (vgl. N. Stern 2006: 171).

3.2 Kosten des Umweltschutzes

Kosten des Umweltschutzes können sowohl aus den pekuniären Kosten der für den Umweltschutz eingesetzten Mittel, wie etwa durch den Einbau einer Filteranlage bestehen, als auch aus den Opportunitätskosten einer entgangenen Produzenten- und Konsumentenrente im Falle einer geringeren Marktversorgung mit Gütern.

Im Folgenden werden drei Strategien dargestellt, wie Emissionen vermieden werden können und es werden exemplarisch die Schwierigkeiten der ex-ante-Ermittlung der Grenzvermeidungskosten illustriert:

1. Eine Option zur Reduktion von Treibhausgasen besteht in einer Änderung des Produktionsverfahrens. Hiermit ist beispielsweise ein Wechsel des Energieträgereinsatzes angesprochen. Energieträger weisen keinen einheitlichen Kohlenstoffanteil auf. Dies gilt schon für fossile Brennstoffe. Tabelle B.2 zeigt in Spal-

te 2 den Kohlendioxidgehalt pro Kilowattstunde für verschiedene Brennstoffe. Die Unterschiede resultieren aus der Tatsache, dass einige Brennstoffe kohlenstoffhaltiger sind als andere. Öl beispielsweise enthält auch Wasserstoff, welches ebenfalls ein Energielieferant ist, bei dessen Verbrennung lediglich Wasser zurückbleibt. Bei Methangas [CH₄] kommen auf ein Kohlenstoffatom sogar vier Wasserstoffatome.

	Brennstoffspezifischer Kohlenstoffgehalt [g CO ₂ /kWh]	Angenommener Brennstoffnutzungsgrad [Prozent]	Spezifische Kraftwerksemissionen [g CO ₂ /kWh _{el}]
Braunkohle alt	390	32	1219
Braunkohle neu	390	42	929
Steinkohle alt	330	36	917
Steinkohle neu	330	45	733
Heizöl schwer	280	38	737
Heizöl leicht	270	40	657
Erdgas-GuD	200	57	351

Quelle: G. Erdmann/P. Zweifel (2008: 348).

Tabelle B.2: Kohlendioxidemissionen bei fossilen Energieträgern

Dementsprechend weist Braunkohle einen Kohlenstoffgehalt von 390 [g/kWh] auf, Steinkohle von 330 [g/kWh], Heizöl von 270 [g/kWh] und Erdgas sogar nur 200 [g/kWh]. Je nach Kraftwerkstyp kann nur ein Teil der Brennstoffe genutzt werden. Der Kohlendioxidausstoß pro kW_{el} erhöht sich in Abhängigkeit vom Brennstoffnutzungsgrad.

Eine weitere Option bestünde in Effizienzverbesserungen, wie in Spalte 3 und 4 von Tabelle B.2 zu erkennen ist. So können im Bereich der Strom erzeugenden Kraftwerke neue Anlagen Brennstoffe effizienter nutzen als ältere Anlagen. Ein altes Braunkohlekraftwerk mit einem Brennstoffnutzungsgrad von 32 Prozent produziert 1219 gCO₂/kWh, während ein neues Braunkohlekraftwerk nur 929 gCO₂/kWh emittiert. Ein altes Braunkohlekraftwerk emittiert im Vergleich zu einem modernen Gas- und Dampfturbinenkraftwerk das Vierfache.

Ein Umstieg von der Nutzung fossiler Energieträger auf erneuerbare Energieträger stellt eine weitere Möglichkeit dar, weniger Kohlendioxid zu emittieren. Hierzu lassen sich beispielsweise die Verbrennung von Biomasse²⁶, Wasserkraft, Photovoltaik, Windkraft etc. Eine ebenfalls „kohlenstoffarme“ Technologie ist die Kernkraft zählen.

Schon die tatsächliche Klimabilanz der einzelnen, nicht fossilen Energieträger im Allgemeinen oder erneuerbaren Energieträger im Besonderen zu bestimmen, ist keine triviale Aufgabe. Erstens ist auch hier die gesamte Prozesskette zu berücksichtigen. Hierbei ist es problematisch, dass es bei vielen nicht fossilen Energieträgern keine einheitliche Klimabilanz gibt, die sich etwa in dem Maßstab Kohlendioxidäquivalente pro Kilowattstunde ausdrücken ließe. Dies erweist sich schon daher als schwierig, weil die Nutzung erneuerbarer Energieträger nicht völlig frei von Kohlendioxid ist. Beispielsweise verbergen sich hinter dem Sammelbegriff der Biokraftstoffe ganz unterschiedliche Produkte verschiedener regionaler Herkunft und mit unterschiedlichen Anbauverfahren (vgl. M. Bräuninger/L. Leschus/H. Vöpel 2008: 55ff.).

2. Eine zweite Möglichkeit zur Reduktion von Schadstoffemissionen ist die Verwendung von End-of-Pipe-Technologien. Denkbar ist z. B. das Auffangen und die Speicherung von Kohlendioxid (Carbon Capture and Storage, CCS)²⁷. Diese Technologien werden noch nicht in großem Maßstab genutzt und es ist noch fraglich, ob sie im Vergleich zu anderen Vermeidungsoptionen effizient nutzbar sind, zumal die Abscheidung von Kohlendioxid in Kraftwerken zur Stromerzeugung mit einem höheren Energieaufwand in Form eines erhöhten Brennstoffeinsatzes verbunden ist. Zudem gilt auch hier, dass zur Beurteilung hinsichtlich einer gesamtwirtschaftlich kosteneffizienten Vermeidung die gesamte Prozessket-

²⁶ Bei der Verbrennung von Biomasse wird zwar Kohlenstoff frei gesetzt. Allerdings genau in der Höhe, in der dieser (relativ kurz) zuvor beim Aufbau der Biomasse der Atmosphäre entzogen wurde. Bei der Verbrennung fossiler Energieträger wird der Atmosphäre zusätzlicher, zuvor (über relativ lange Zeiträume) gebundener Kohlenstoff beigesteuert.

²⁷ Darüber hinaus kann Kohlendioxid zur effektiveren Ausbeutung von Erdölfeldern genutzt werden. Auf der anderen Seite ist allerdings zu beachten, dass Kosten an andere Stelle entstehen. Die Speicherung von Kohlendioxid ist nicht ganz ungefährlich. Würde in alten Schächten gespeichertes Kohlendioxid durch ein Unglück freigesetzt, wäre dies für Anwohner lebensbedrohlich.

te zu berücksichtigen ist (vgl. N. Supersberger u. a.: 139 ff.). Es müssen auch die Treibhausgasemissionen der vorgelagerten (z. B. Kohleförderung) und nachgelagerten Prozesse (z. B. Transport und Speicherung) berücksichtigt werden. Auch für weitere Treibhausgase könnten Abscheidetechniken genutzt werden, wie dies z. B. beim Auffangen von Methan aus Deponien der Fall ist.

3. Schließlich können Treibhausgasemissionen auch durch eine Änderung des Konsumverhaltens erzielt werden. Die Beispiele möglicher Änderungen sind zahlreich. Nur einige Beispiele sollen aufgezählt werden, um die Vielfalt der Optionen und damit auch die Schwierigkeiten ihrer Kostenermittlung zu verdeutlichen. So könnte im Winter Heizung durch wärmere Kleidung substituiert werden, im Sommer die Klimaanlage mit unruhigem Schlaf in „tropischen“ Nächten. Die Standby-Funktion bei Elektrogeräten in Haushalten könnte deaktiviert werden. Es könnten statt größeren, sportlicheren Autos oder Familienwagen kleine, Benzin sparende Autos mit geringem Treibstoffverbrauch verwendet werden. Das zuvor möglicherweise eher sportliche Fahrverhalten könnte angepasst werden, Fahrgemeinschaften könnten gebildet werden, der öffentliche Personennahverkehr könnte verstärkt genutzt werden. Alle diese Möglichkeiten haben eins gemeinsam. Sie verursachen Kosten, die aber nicht leicht zu ermitteln sind. Nur scheinbar lassen sich durch diese Maßnahmen nämlich teilweise sogar Kosten einsparen. So wird ein Treibstoff sparendes Fahrverhalten z. B. die Rechnung an der Tankstelle reduzieren. Nicht erfasst wird hierdurch aber der subjektiv empfundene Verlust an Lebensqualität. Diese Kosten werden in Politik und Öffentlichkeit nicht selten vernachlässigt. Jüngst hat J. Weimann in einer populärwissenschaftlichen Monographie auf diese Problematik aufmerksam gemacht (J. Weimann 2008: 65 ff.).

3.2 Optimale Klimapolitik

3.3.1 Kriterium des optimalen Umweltqualitätsniveaus

Sowohl das Tun als auch Unterlassen von umweltschützenden Aktivitäten ist mit Opportunitätskosten verbunden.²⁸ Im Falle des Unterlassens einer umweltschützenden Aktivität bestehen die Opportunitätskosten aus den Kosten der Umweltschädigung. Diese bilden spiegelbildlich den Nutzen aus umweltqualitätsverbessernden Aktivitäten durch emissionsvermeidende Maßnahmen. Hierbei können wiederum Opportunitätskosten entstehen, wenn mit der Entscheidung für umweltqualitätsverbessernde Aktivitäten auf alternative Konsum- oder Investitionsgüter verzichtet werden muss. Die Differenz von Nutzen und Kosten in Abhängigkeit von Emissionsvermeidungsaktivitäten soll im Folgenden als Wohlfahrt W einer Maßnahme bezeichnet werden, die eine Verbesserung der Umweltqualität intendiert:

$$W = N(V) - K(V).$$

Das dem zugrunde liegende Kriterium ist das der Paretooptimalität, wonach niemand besser gestellt werden kann, ohne einen anderen schlechter zu stellen.

In der Regel verteilen sich Nutzen und Kosten von staatlichen Aktivitäten jedoch auf unterschiedliche Menschen, so dass Paretoverbesserungen nur selten erreicht werden können. Nach dem Kaldor-Hicks-Kriterium ist eine Maßnahme wohlfahrtsverbessernd, wenn mindestens ein Gewinner dieser Maßnahme sich besser stellen könnte, wenn die Verlierer durch die Gewinner im vollen Umfang kompensiert *würden*. In diesem Sinne lässt sich aus der Maximierung der Wohlfahrt die optimale Höhe eines *umweltfreundlichen* Aktivitätsniveaus und hiermit auch spiegelbildlich eines optimalen *umweltschädlichen* Aktivitätsniveaus aus der Maximierung der Differenz von Nutzen und Kosten einer Aktivität bestimmen:

$$\max_V [N(V) - K(V)] \rightarrow V^*.$$

$N(V)$ ist der Nutzen in Abhängigkeit von der Emissionsvermeidungsmenge V , $K(V)$ sind die Kosten in Abhängigkeit von der Emissionsvermeidungsmenge. Übliche und plausible Annahmen sind, dass $N'(0) > K'(0)$, sowie $N'(V) < K'(V)$ für eine hinrei-

²⁸ Das im Folgenden beschriebene Konzept des optimalen Umweltqualitätsniveaus, Marktversagen aufgrund negativer externer Effekte sowie deren Internalisierung sind Bestandteil nahezu jedes umweltökonomischen Lehrbuchs. Exemplarisch soll hier auf A. Endres (2007) verwiesen werden.

chend große Vermeidungsaktivität. Die erste Annahme stellt sicher, dass sich Vermeidungsaktivitäten ausgehend von einer Nullvermeidung überhaupt lohnen. Die zweite Annahme impliziert, dass das optimale Vermeidungsniveau und damit die *optimale* Umweltqualität nicht der *maximalen* Umweltqualität entspricht.

Weitere übliche Annahmen sind, dass $N''(V) < 0$ und $K''(V) > 0$. Ersteres bedeutet, dass der zusätzliche Nutzen von umweltschützenden Aktivitäten mit zunehmendem Vermeidungsniveau sinkt. Zweiteres bedeutet, dass die Grenzvermeidungskosten mit zunehmender Emissionsvermeidung steigen. Dies lässt sich damit begründen, dass zur Vermeidung von Emissionen auf funktionierenden Märkten mit den Kosten ihres Handelns konfrontierte Wirtschaftssubjekte zunächst die kostengünstigsten Verfahren zur Vermeidung von Emissionen in Anspruch nehmen werden und gegebenenfalls zunächst diejenigen Wirtschaftssubjekte auf den Konsum derjenigen Güter verzichten werden, welche den geringsten privaten Nutzen, artikuliert durch ihre Zahlungsbereitschaft, aus den mit den Emissionen verbundenen Konsum ziehen.²⁹ Notwendige Bedingung für ein Wohlfahrtmaximum ist:

$$\frac{\partial W}{\partial V} = \frac{\partial N}{\partial V} - \frac{\partial K}{\partial V} = 0.$$

Es folgt:

$$\frac{\partial N}{\partial V} = \frac{\partial K}{\partial V} \text{ bzw. } N'(V) = K'(V).$$

Alternativ lässt sich die optimale Schadensaktivität auch durch das Minimum der Gesamtkosten, also der Summe von Vermeidungskosten und Schadenskosten (als entgangenem Nutzen durch Emissionen) in Abhängigkeit von der Emissionsmenge oder Produktionsmenge eines Gutes bestimmen (vgl. A. Endres 2007: 16 ff.).

Bei Vorliegen negativer externer Effekte, wie sie im Umweltbereich typisch sind, müssen zur Ermittlung der sozialen Grenzkosten der Produktion eines Gutes die hieraus entstehenden externen Grenzkosten bzw. Grenzschadenskosten auf die privaten Grenzkos-

²⁹ Wenn die Vermeidungsoptionen in eine politische Reihenfolge gebracht werden, scheinen Kostenargumente nicht immer die gewichtigste Rolle zu spielen. So wird im Rahmen der Förderung erneuerbarer Energien beispielsweise die Photovoltaik als zurzeit eine der teuersten Vermeidungsoptionen von Kohlendioxid am stärksten gefördert.

ten aufgeschlagen werden. Zur Bestimmung des Paretooptimums müssen diese sozialen Grenzkosten der Produktion mit den Grenznutzen der Produktion in Übereinstimmung gebracht werden. Der externe Effekt wird genau dann auf ein gesamtwirtschaftlich optimales Niveau reduziert, wenn eine Steuer eingeführt wird, welche der Differenz von privaten und sozialen Grenzkosten der Produktion bei der optimalen Produktionsmenge entspricht. Hierbei spricht man von einer Pigou-Steuer. Ein Paretooptimum stellt sich also dann ein, wenn die Grenzvermeidungskosten der Produktion den Grenzschadenskosten entsprechen. In diesem Fall werden die Gesamtkosten minimiert.

Nur im Ausnahmefall ist die Produktionsmenge proportional zu Emissionsmenge. Emissionseinsparungen sind nicht nur möglich durch Produktionseinschränkung, sondern auch durch Veränderungen der Produktionsverfahren, der Faktorinputs oder durch Abscheidung der Schadstoffe z. B. durch Filtereinrichtungen. Eine Steuer, die sich auf die Produktionsmenge bezieht, würde dann zur Fehlallokation führen.

3.3.2 Optimale Treibhausgasemissionsmenge

Aus ökonomischen Gründen ist es wenig sinnvoll, die Klimaschäden durch Vermeidungsanstrengungen auf Null zu reduzieren. Dies ist auch nicht möglich, da ein Teil dieser Kosten irreversibel und damit auch nicht mehr entscheidungsrelevant ist (vgl. D. Pearce 2003: 363). Da Treibhausgase eine hohe Verbleibdauer in der Atmosphäre aufweisen, sind gegenwärtige und zukünftige Klimaschäden auch und hauptsächlich das Resultat vergangener, bereits getätigter Emissionen. Aufgrund von Trägheiten im Klimasystem ist ein weiterer Temperaturanstieg selbst bei sofortiger Reduktion aller Treibhausgasemissionen auf Null damit nicht mehr abzuwenden. Darüber hinaus ist im ökonomischen Entscheidungskalkül dem Nutzen der (beeinflussbaren) gegenwärtigen und zukünftigen Treibhausgasemissionsreduktion in Form von abgewendeten Klimaschäden die Kosten ihrer Vermeidung gegenüberzustellen. Die zuvor aufgezeigten Kostenverläufe mit in Abhängigkeit von der Treibhausgasemissionsmenge zunehmenden Grenzschadenskosten und abnehmenden Grenzvermeidungskosten sind für die Klimaproblematik nicht unrealistisch. Zur Bestimmung einer optimalen Emissionsmenge müssen also die Kosten und Nutzen von marginalen Änderungen der Emissionsmenge für verschiedene Emissionsniveaus bekannt sein. Die Klimaproblematik weist wie in

Kapitel B.1.2 beschrieben eine Reihe von Besonderheiten auf. Hierzu gehören Unsicherheit und Globalität.

Unsicherheit ist nicht zuletzt ein bestimmendes Merkmal der Klimaproblematik, da sie langfristiger Natur ist. Die Kosten gegenwärtiger Emissionen fallen überwiegend in der Zukunft an. Die Langfristigkeit der Klimaproblematik verschärft die aus der Unsicherheit und Irreversibilität auf der einen Seite und der Bewertungsschwierigkeiten auf der anderen Seite entstehenden Probleme für Kosten-Nutzen-Analysen in besonderer Weise. Die Klimaproblematik grenzt sich hierdurch von Kosten-Nutzen-Analyse in anderen öffentlichen Bereichen ab. Kosten und Nutzen von Klimapolitik müssen über einen langen Zeitraum bestimmt und periodenübergreifend vergleichbar gemacht werden.

Zustand bekannt nach...	Schadensart	Potenziellem Schadensausmaß	Eintrittswahrscheinlichkeit	Eintrittszeitpunkt
Sicherheit	✓	✓	✓	✓
Risiko	✓	✓	✓	-
Ungewissheit	✓	✓	-	-
Undeutlichkeit	✓	-	-	-
Unkenntlichkeit	-	-	-	-

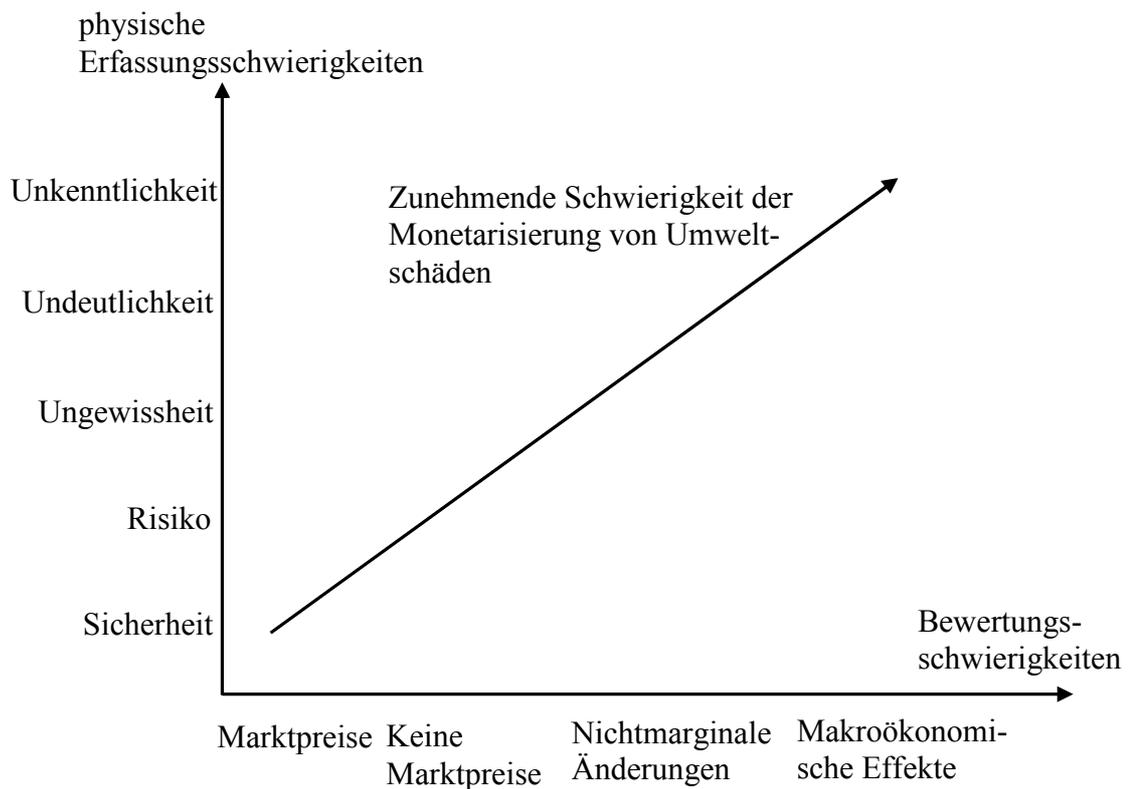
Quelle: P. Jakubowski/H. Tegner/S. Kotte (1997: 21).

Abbildung B.12: Formen von Unsicherheit

Aufgrund von Unsicherheit ist es beispielsweise sehr schwierig, Klimaschäden bzw. den Nutzen des Klimaschutzes zu monetarisieren. Hierfür muss zunächst ein physisches Mengengerüst für Schäden angegeben werden. Dies ist bei Unsicherheit keine triviale Angelegenheit. Differenziert nach Verfügbarkeit über Informationen zukünftiger Situationen, entsprechend Abbildung B.12, kann zwischen vier verschiedenen Formen von Unsicherheit differenziert werden (vgl. P. Jakubowski/H. Tegner/S. Kotte 1997: 20 ff.). Risiko und Ungewissheit (uncertainty) unterscheiden sich zurückgehend auf Knight (1921) dadurch, dass nur für erstere Eintrittswahrscheinlichkeiten formuliert werden können. Sind diese bekannt, lassen sich dann auch Erwartungswerte berechnen. Im Fall von Undeutlichkeiten ist nicht nur die Eintrittswahrscheinlichkeit unbekannt, sondern

sogar die potenzielle Höhe der Schäden. Bei Unkenntlichkeiten ist nicht einmal die Schadensart bekannt.

Zwar werden in den IPCC-Berichten Wahrscheinlichkeitsintervalle für bestimmte zu erwartende Umweltsituationen angegeben. Die globale Durchschnittstemperatur wird demnach für eine Verdoppelung der Kohlendioxidkonzentration „wahrscheinlich“ zwischen 2°C und 4,5°C steigen. „Sehr wahrscheinlich“ liegt der Anstieg über 1,5°C (vgl. IPCC 2007b: 12). „Wahrscheinlich“ bedeutet in der Sprache des IPCC hierbei eine Wahrscheinlichkeit von über 66 Prozent, „sehr wahrscheinlich“ eine Wahrscheinlichkeit von über 90 Prozent. Darüber hinaus können Temperaturanstiege von mehr als 4,5°C nicht ausgeschlossen werden. Auch wenn man die Schätzungen des IPCC als den Stand der wissenschaftlichen Forschung anerkennt, ist die Spannweite des möglichen (durchschnittlichen!) Temperaturanstiegs bei einer Verdoppelung der Kohlendioxidkonzentration immer noch sehr hoch. Wenn Temperaturanstiege berechnet werden sollen, müssen die zukünftige Emissionsentwicklung und deren Einfluss auf die Treibhausgaskonzentration in der Atmosphäre prognostiziert werden. Die zukünftig erwarteten klimatischen Zustände sind dann auch noch zu übersetzen in physische Schadensgrößen und diese wiederum in monetäre Schadensgrößen unter Berücksichtigung von Anpassungsmaßnahmen an einem Klimawandel.



Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung B.13: Schwierigkeiten bei der Monetarisierung von Umweltschäden

Die Bestimmung zukünftiger Klimaschäden oder sogar die Ermittlung von Grenzscha-
denskosten über den relevanten Emissionsbereich ist sowohl mit erheblichen Unsicher-
heiten bezüglich der physischen Klimafolgen konfrontiert, als auch mit Problemen, die-
se zu bewerten. Abbildung B.13 gibt hierzu einen Überblick. Die Bewertung von Um-
weltschäden wird erleichtert, wenn Marktpreise als Maß für die marginale Zahlungsbe-
reitschaft, Umweltschäden zu vermeiden zur Verfügung stehen. Liegen keine Markt-
preise vor erschwert dies die Bewertung von Umweltschäden. Bei nichtmarginalen Än-
derungen verbietet sich sogar die Verwendung von Marktpreisen für die Bewertung ei-
nes Gutes. Müssen zu diesen mikroökonomischen auch noch makroökonomische Effek-
te betrachtet werden, erschert dies die Monetarisierung von Umweltschäden zusätzlich..

Diese Überlegungen legen nahe, dass die Klimaproblematik zu einem großen Teil der
„Undeutlichkeit“ zuzuordnen ist. Ein besonderes Problem stellt hierbei die Existenz von
möglichen kritischen ökologischen Schwellenwerten eines Temperaturanstieges dar.
Ein Überschreiten der Anpassungskapazitäten von Ökosystemen könnte also mögli-

cherweise sogar in eine ökologische Katastrophe führen. Nur ist auch dieser kritische Schwellenwert unbekannt. Pindyck bezeichnet dies als „tipping point uncertainty“ (R. S. Pindyck 2007: 51).

Das Emissionsoptimum und hiermit auch die sozialen Grenzkosten im Emissionsoptimum, an dem sich eine Pigou-Steuer zu orientieren hätte, könnte für jede Periode gesondert bestimmt werden, sofern die hierfür notwendigen Informationen bekannt wären. Es müssen hierfür aber ebenfalls Schäden und Vermeidungsoptionen berücksichtigt werden, die in zukünftigen Perioden anfallen. Die in einer Periode auftretenden Klimaschäden sind abhängig von der Treibhausgaskonzentration als Bestandsgröße in der Atmosphäre, welche überwiegend abhängt von den Emissionen vergangener Perioden. Eine dynamische Betrachtungsweise müsste erstens berücksichtigen, dass Grenzschaadenkosten und Grenzvermeidungskosten keine im Zeitablauf konstante Größen sind und somit die optimale Emissionsmenge im Zeitablauf variieren kann. Zweitens müssen Zahlungsströme über verschiedene Perioden aggregiert, Nutzengrößen überführt und diskontiert werden.

Die Analyse von gesamtwirtschaftlichen Nutzen und Kosten von Klimapolitik erfolgt in der Regel über sogenannte „Integrated Assessment Models“ (IAMs). IAMs kombinieren physikalische und ökonomische Aspekte des Klimawandels und modellieren deren Interdependenzen (vgl. D. Kelly/C. Kolstad 1999). Aus den gängigen IAMs lassen sich über die Optimierung der gesamtwirtschaftlichen Wohlfahrt Politikempfehlungen ableiten. Der Vorteil derartiger Modelle ist, dass Fragen zum Klimawandel in einem konsistenten Analyserahmen beantwortet werden können (vgl. W. Nordhaus 2007a: 13).

Der im Jahr 2007 veröffentlichte Stern-Bericht kommt z. B. mit dem PAGE2002 IAM zu dem Ergebnis, dass Nichthandeln zu Klimaschäden in Höhe von mindestens fünf Prozent des Bruttoinlandsproduktes („each year, now and forever“) bis zu 20 Prozent führen könnten³⁰, während die schlimmsten Folgen des Klimawandels mit lediglich einem Prozent des Bruttoinlandsproduktes vermieden würden. Mit diesen Schadenskosten

³⁰ Dies bedeutet freilich nicht notwendigerweise, dass „die Weltwirtschaft in die schwerste Rezession der neueren Geschichte“ (K. H. Hausner/S. Simon 2006: 771) gestürzt würde. Es handelt sich hierbei um zukünftige Schäden, die zu der heutigen Wirtschaftsleistung in Relation gebracht werden. Darauf hat auch R. S. J. Tol in einer kritischen Stellungnahme zum Stern-Bericht hingewiesen (vgl. R. S. J. Tol 2006: 977 f.). Gleichwohl sind Schäden in dieser Größenordnung nicht vernachlässigbar.

und dem daraus abgeleiteten schnellen und hohen Handlungsbedarf liegt der Stern-Bericht jedoch eher im oberen Bereich der Schätzungen (R. S. J. Tol 2007). Über das Ausmaß der Kosten des Klimawandels besteht nämlich eine nicht unerhebliche Unsicherheit. Tol (2005; 2007) gibt einen Überblick über verschiedene Modellrechnungen und eine Einschätzung über das Ausmaß der Unsicherheit zur Bestimmung der marginalen Schadenkosten von Kohlendioxid im Optimum.

4 Second-Best-Klimaschutz

Der Begriff der „nachhaltigen Entwicklung“ wird heute nahezu inflationär verwendet. Vielen Konzeptionen gemein ist die Annahme, dass das ökonomische System Teil des ökologischen Systems ist. Eine gängige Unterscheidung zur Beurteilung der Nachhaltigkeit einer Wirtschaftsweise ist die zwischen starker und schwacher Nachhaltigkeit. Eine Volkswirtschaft entwickelt sich demnach nachhaltig im Sinne der Definition schwacher Nachhaltigkeit, wenn der Gesamtkapitalbestand dieser Volkswirtschaft nicht abnimmt. Zukünftige Generationen haben dann mindestens genauso gute Entwicklungsmöglichkeiten wie die gegenwärtige Generation. Das Konzept schwacher Nachhaltigkeit geht davon aus, dass die verschiedenen Kapitalformen, also insbesondere Sachkapital und Naturkapital miteinander substituierbar sind. Dies wird in den Konzeptionen starker Nachhaltigkeit bestritten. Hier gilt eben, dass Naturkapital nicht durch Sachkapital substituierbar ist, eine Volkswirtschaft sich also nur dann nachhaltig entwickelt, wenn das Naturkapital erhalten bleibt.

Coase (1960) konnte zeigen, dass bei Abwesenheit von Transaktionskosten und Informationsproblemen durch alle Instrumente ein Optimum herbeigeführt werden kann, auch durch das Ordnungsrecht. Umweltpolitisches Eingreifen der normgebenden Instanz ist nicht einmal erforderlich, da es bei paretoinferioren Situationen unter diesen Annahmen zu Verhandlungen zwischen Schädigern und Geschädigten kommt bis ein Paretooptimum erreicht ist.

First-Best-Lösungen scheitern indes an eben diesen prohibitiv hohen Transaktionskosten. Zu jedem Zeitpunkt einen optimalen Emissionsstandard zu setzen und mit geringst möglichen Kosten durchzusetzen, scheitert an fehlenden und asymmetrischen Informationen. Um eine optimale Emissionsmenge bzw. einen optimalen Emissionsstand festzulegen, muss die normgebende Instanz über vollständige Informationen bezüglich der Schadens- und Vermeidungskostenverläufe verfügen. Die Bestimmung eines optimalen Emissionsniveaus ist mit anspruchsvollen Informationserfordernissen verbunden. Kann ein optimales Emissionsniveau nicht bestimmt werden oder soll nicht auf Kosten-Nutzen-Analysen zurückgegriffen werden, können ökonomische Kriterien gleichwohl zur Beurteilung dann standardorientierter Instrumente zur Anwendung kommen. Ein Emissionsstandard wird nicht endogen abgeleitet, sondern als exogen durch die Politik

vorgegeben betrachtet. Dies bedeutet nicht, dass Standards gleich „Manna vom Himmel“ fallen. Sie können genauso Resultat einer Orientierung an Kosten-Nutzen-Analysen wie aus naturwissenschaftlichen Grenzwerten abgeleitet sein. Bei letzterem werden dann bestimmte Immissionsfrachten unterstellt, die nicht überschritten werden können, ohne dass Ökosysteme gefährdet würden.³¹ Dem nahe liegen einige Konzeptionen „nachhaltiger Entwicklung“ wie das „Leitplankenkonzept“ des Sachverständigenrates Umwelt.

Im Folgenden sollen die Kriterien der Effektivität, der Kosteneffizienz und der Anreizwirkungen für den umwelttechnischen Fortschritt im Kontext der Klimaproblematik betrachtet werden.

4.1 Effektivität im Klimaschutz

4.1.1 Kriterium der Effektivität im Klimaschutz

Unter Effektivität eines umweltpolitischen Instrumentes soll im Folgenden seine ökologische Treffsicherheit verstanden werden. Ein Instrument ist umso effektiver je genauer und je schneller durch dieses Instrument ein umweltpolitisches Ziel erreicht wird. Das zu erreichende Ziel, anhand dessen die Effektivität eines Instrumentes beurteilt werden kann, muss indes selbst definiert und operationalisiert werden. Dies ist für die Klimaproblematik keine triviale Angelegenheit, auch wenn darauf verzichtet wird, ein optimales Emissionsniveau zu bestimmen. In Artikel 2 der Klimarahmenkonvention von 1992 heißt es, dass die Treibhausgaskonzentration auf einem Niveau stabilisiert werden solle, „auf dem eine gefährliche anthropogene Störung des Klimasystems verhindert wird“ (UN 1992). Ungeachtet der Frage wie eine gefährliche Störung des Klimasystems genau bestimmt werden kann und welche (und wessen) Werturteile im Einzelnen zugrunde gelegt werden, muss konzediert werden, dass es die Gefahr nichtmarginaler Änderungen im Klimasystem bei Überschreiten kritischer Schwellenwerte in der Konzentration von Treibhausgasen in der Atmosphäre gibt. Diese Schwellenwerte sind jedoch aufgrund der zuvor beschriebenen Unsicherheiten und der Komplexität des Klimasystems (zumindest noch) nicht bekannt.³² Als eine Näherung im Rahmen einer Second-Best-

³¹ Auch ist hierbei zu beachten, dass sich aus ökologischen Zuständen logisch keine normativen Ziele ableiten.

³² Zu beachten ist zudem, dass das Klimasystem auch natürlichen Schwankungen unterworfen ist.

Lösung könnte die Reduktion der weltweiten Treibhausgasemissionen dienen (vgl. A. Endres/C. Ohl 2005: 22).

4.1.2 Effektivität von Lizenzen

Lizenzen gelten als äußerst treffsicher. Wird eine Emissionshöchstmenge vom Normgeber fixiert und durchgesetzt³³, kann ein Emissionsstandard nicht überschritten werden. Bei Veränderungen der Grenzvermeidungskostenstruktur verändert sich nicht die Emissionsmenge, sondern der Emissionspreis. Dies gilt sowohl für den Fall eines umwelttechnischen Fortschritts als auch für Wirtschaftswachstum.

Auflagen können sehr effektiv sein, weil umweltrelevantes Verhalten sanktionsbewehrt über Gebote und Verbote gesteuert werden kann. Auflagen gelten daher insbesondere als geeignet für die unmittelbare Gefahrenabwehr. Die Effektivität von Auflagen ist jedoch in der Praxis in vierfacher Hinsicht zu relativieren.

1. Die ökologische Treffsicherheit gilt lediglich für Input- oder Outputbeschränkungen, nicht aber für Prozessnormen. Zum einen werden Technikstandards in der Regel für neue Anlagen gefordert und für alte Anlagen nur, sofern eine Umrüstung wirtschaftlich vertretbar ist. Dies kann dazu führen, dass alte, besonders umweltschädliche Anlagen länger genutzt werden als ursprünglich vorgesehen und so ein Sinken des Emissionsniveaus im Zeitablauf verzögern.³⁴ Zum anderen lässt sich über Prozessnormen nicht steuern, wie viel mit einer vorgeschriebenen Technik produziert wird.

2. Die ökologische Treffsicherheit kann (praktisch) nur für absolute Emissionsnormen konstatiert werden, nicht aber für spezifische Emissionsnormen (vgl. M. Fritsch/T. Wein/C. Evers 2003: 120). In der Regel werden Emissionsnormen in Abhängigkeit von einer Outputgröße formuliert (z. B. X Tonnen Schadstoff pro Kubikmeter Abluft). Durch einen Anstieg des Outputs steigt dann die (rechtlich) zulässige Emissionsmenge. Das absolute Emissionsziel wird jedoch verfehlt.

³³ Dies setzt voraus, dass keine unentdeckte Überschreitung der Emissionshöchstgrenze stattfindet. Die Kontrollkosten müssen hierfür hinreichend gering sein.

³⁴ Dies ist beispielsweise beobachtet worden unter der amerikanischen Luftreinehaltungsgesetzgebung in den 1970er und 1980er Jahren.

3. Selbst wenn absolute Emissionsnormen für einzelne Anlagen formuliert werden, müssen Regelungen getroffen werden für den Fall, dass neue Unternehmen auf den Markt treten oder etablierte Unternehmen ihre Produktion und damit ihre Emissionen über neue oder erweiterte Anlagen ausdehnen wollen (vgl. P. Michaelis 1996: 54). Dies kann erklärt werden durch Wirtschaftswachstum oder durch Marktanteilsveränderungen infolge gewöhnlicher Wettbewerbsprozesse. Soll ein Emissionsgrenzwert eingehalten, bzw. die absolute Emissionsmenge in einer Region nicht überschritten werden, ist dann entweder die Auflage für alle anderen Anlagen zu verschärfen (dies dürfte rechtlich und auch ökonomisch hinsichtlich der Planungssicherheit problematisch sein) oder es müsste ein Ansiedelungsverbot für (möglicherweise ökologisch innovative) neue Unternehmen bzw. Erweiterungsverbot für alte Unternehmen erfolgen. Dies würde eine aus ökologischer und ökonomischer Perspektive bedenkliche Wirtschaftsstruktur konservieren.

4. Darüber hinaus ist in der Praxis ein Vollzugsdefizit im Ordnungsrecht zu beobachten (vgl. P. Michaelis 1996: 41).³⁵ Im Einzelfall gibt es Ermessensspielräume der Behörden bezüglich des wirtschaftlich Vertretbaren in der Abwägung von (im engeren Sinne) wirtschaftlichen und ökologischen Interessen, die zu Lasten der Ökologie ausgenutzt werden können.

Abgaben im Rahmen des Standard-Preis-Ansatzes gelten als ökologisch nicht treffsicher. Zwar könnte durch die Wahl eines Abgabensatzes, welcher sich an den Grenzvermeidungskosten der Unternehmen orientiert, eine bestimmte Emissionsmenge erreicht werden. Dennoch sprechen einige Gründe dafür, dass die Treffsicherheit von Abgaben nur eingeschränkt ist: Es handelt sich definitionsgemäß hier um eine Preislösung, nicht um eine Mengenlösung. Das Emissionsniveau hängt davon ab, wie die Emittenten auf das Preissignal mit Mengenanpassungen reagieren. Bei Unsicherheit über die Höhe der Grenzvermeidungskosten wird der treffsichere Abgabensatz allenfalls zufällig rich-

³⁵ Vgl. hierzu auch bereits sehr früh die in das Umweltgutachten des Jahres 1978 integrierte empirische Untersuchung von Renate Mayntz (1978). „Obwohl bei den Interviews auch legalistische Orientierungen zum Ausdruck kamen, fällt doch der erfolgsorientierte Pragmatismus der Behörden auf, der vor allen Dingen darin zum Ausdruck kommt, dass die Kombination von Anforderungsdruck, erfahrener eigener Durchsetzungsschwäche und Ressourcenknappheit nicht zur Resignation, sondern zur Entwicklung von Handlungsstrategien geführt hat, die zur Konfliktreduktion und zur Vermeidung von Verwaltungsaufwand beitragen und damit den Handlungsspielraum der Behörden [...] erweitern. Bei regulativer Politik und entsprechend wenig motivierten Normadressaten laufen diese Strategien folgerichtig auf möglichst kooperative Beziehungen zu den Betreibern bzw. auf bargaining statt auf die volle Nutzung behördlicher Zwangsmittel hinaus.“ (R. Mayntz 1978: 44 f.).

tig bestimmt. Baumol and Oates (1971) bringen ein Trial-and-Error-Verfahren in die Diskussion. Wird ein Emissionsziel bei einem bestimmten Abgabesatz verfehlt, wird dieser bei einer zu hohen (niedrigen) Emissionsmenge nach oben (unten) korrigiert. Dieses Verfahren kann jedoch im politischen Entscheidungsfindungs- und Durchsetzungsprozess sehr langwierig sein und ist mit erheblichen Unsicherheiten für die Emittenten verbunden, deren Planungssicherheit hiermit erschwert wird. Des Weiteren ist die Grenzvermeidungskostenstruktur z. B. durch umwelttechnischen Fortschritt oder Wirtschaftswachstum einem stetigen aber nicht vorhersehbaren Wandel unterworfen. Anders ausgedrückt: „man will mit einer Kanone (der Abgabe) auf einen Gegenstand schießen (den Schattenpreis), der sich im Nebel bewegt und dessen Standort man nicht kennt; dabei ist die Zielvorrichtung der Kanone verrostet, so daß man sie nur mühsam und ungenau bewegen kann“ (H. Bonus 1990: 347).

4.2 Kosteneffizienz im Klimaschutz

4.2.1 Wo-Flexibilität

Zertifikate gelten als kosteneffizientes Instrument. Emissionen werden dort vermieden, wo dieses am kostengünstigsten möglich ist.³⁶ Unternehmen mit geringen Grenzvermeidungskostenstrukturen werden mehr Emissionen vermeiden als Unternehmen mit hohen.

Ist die Erstausrüstung ineffizient, ergeben sich definitionsgemäß über den Handel Spielräume zu Paretoverbesserungen. Unternehmen mit geringen Grenzvermeidungskosten werden so lange Emissionsrechte an Unternehmen mit hohen Grenzvermeidungskosten verkaufen bis gilt, dass die Grenzvermeidungskosten der letzten vermiedenen Einheit in jeder Verwendungsrichtung ausgeglichen sind.

Mit einer Flexibilisierung einer Auflagenpolitik könnte ebenfalls eine kosteneffiziente Lösung erreicht werden. Hierzu müssten dem Staat allerdings die Grenzvermeidungskostenverläufe der Unternehmen bekannt sein. Hängt die Stringenz der Regulierung für die Unternehmen von der Höhe der Grenzvermeidungskosten ab, haben diese einen An-

³⁶ Vgl. hierzu und im Folgenden soweit nicht anders angegeben A. Endres (2007), E. Feess (2007), P. Michaelis (1996).

reiz, ihre Grenzvermeidungskosten zu verschleiern und in der Kommunikation mit staatlichen Institutionen zu übertreiben.

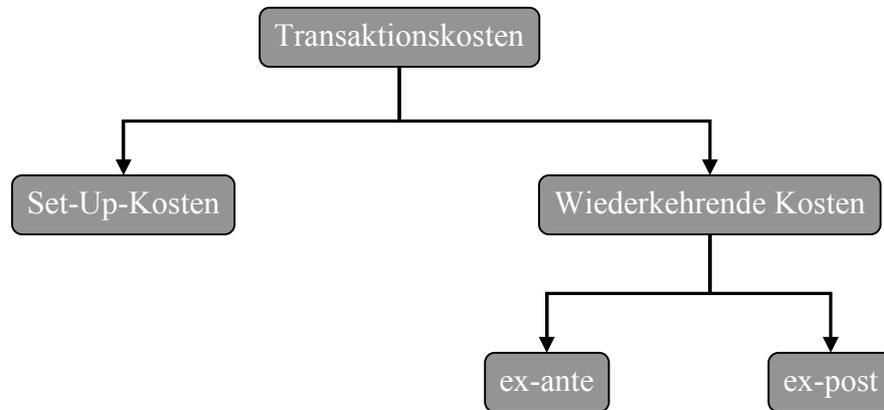
Anders ist dies bei Lizenzen. Wird die Gesamtemissionsmenge bestimmt, in verbriefte Emissionsberechtigungen gestückelt und an die Emittenten versteigert, werden Unternehmen den Auktionspreis mit ihren Grenzvermeidungskostenverläufen vergleichen und Lizenzen entsprechend der Regel $GVK=P^L$ erwerben. Eine gesamtwirtschaftlich kostenminimale Lösung stellt sich unmittelbar ein. Auch wenn die Lizenzen nicht versteigert, sondern nach einem anderen Verfahren zugeteilt werden, wird über den Handel mit Lizenzen die kostenminimale Lösung erreicht. Es ist hier im Gegensatz zur Auflagenpolitik nicht erforderlich, dass der Staat die Grenzvermeidungskosten der Unternehmen kennt. Unternehmen werden Lizenzen nachfragen, wenn der Lizenzpreis unterhalb ihrer Grenzvermeidungskosten liegt und anbieten, wenn der Lizenzpreis größer ist die Grenzvermeidungskosten. Die Grenzvermeidungskosten der letzten vermiedenen Emissionseinheit entsprechen dem Lizenzpreis und sind somit für alle Unternehmen identisch.. Lizenzen sind damit kosteneffizient. Ebenfalls kosteneffizient sind bei entsprechender Ausgestaltung Umweltabgaben oder Subventionen für Emissionsvermeidung. Hier gilt, dass der Steuersatz bzw. der Subventionssatz den Grenzvermeidungskosten der Unternehmen entspricht.

4.2.2 Transaktionskosten und Theorie des institutionellen Wandels

Bei den bisherigen Ausführungen wurde die Existenz von Transaktionskosten vernachlässigt. Ohne diese wäre ein Eingreifen des Staates genau genommen überflüssig. Externe Effekte würden wie durch R. Coase (1960) gezeigt, durch Verhandlungen der Betroffenen „spontan und blitzschnell“ (H. Bonus/M. Häder 1998: 34) internalisiert. Transaktionen finden in der Realität indes nicht reibungslos statt. Mit der Verwendung umweltpolitischer Instrumente entstehen Transaktionskosten über die erstmalige Implementierung und über die wiederkehrende Nutzung des Systems (vgl. H. Bonus/M. Häder 1998 36 ff.; M. Häder: 1997: 96 ff.).

Eine Transaktion kann mit Williamson (1985) als ein Transfer eines Gutes über eine technologisch separierbare Schnittstelle verstanden werden. Sie verursachen Transaktionskosten sowohl im Vorfeld der Transaktion hinsichtlich Such-, Informations und

Verhandlungskosten (ex-ante) als auch im Nachhinein (ex-post) bezüglich Kontroll- und Anpassungskosten (vgl. O. E. Williamson 1985: 25).



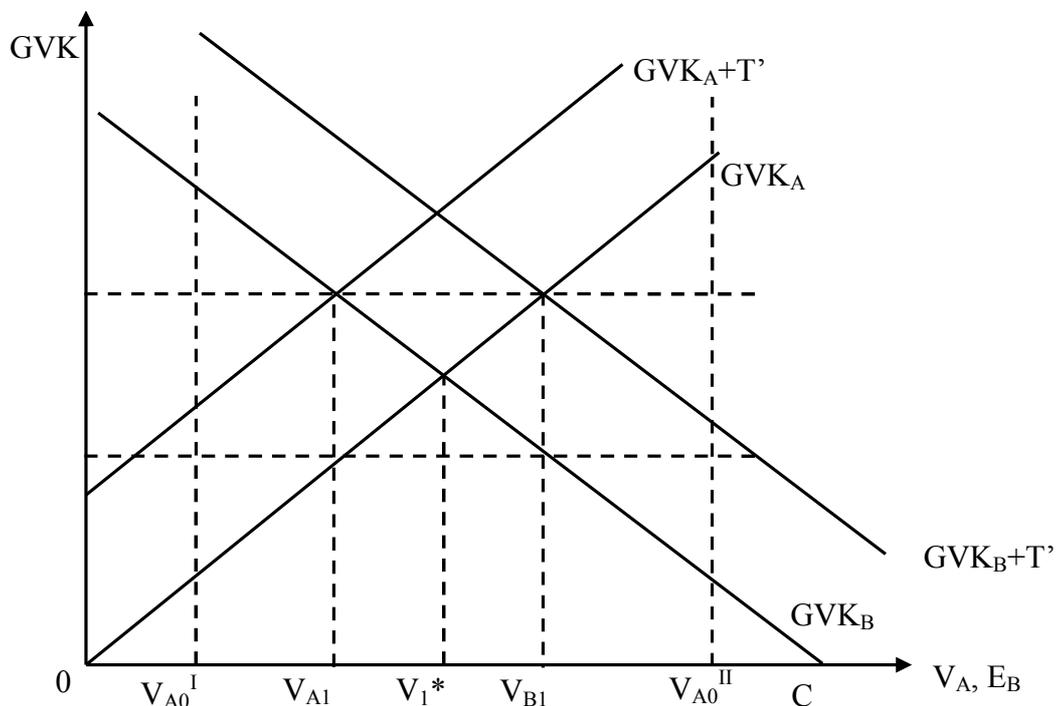
Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung B.14: Transaktionskosten umweltpolitischer Instrumente

4.2.2.1 Wiederkehrende Transaktionskosten

4.2.2.1.1 Ex-ante Transaktionskosten

R. N. Stavins hat insbesondere die Auswirkungen von Such-, Informations- und Verhandlungskosten innerhalb eines Emissionshandelssystems auf die Kosteneffizienz analysiert. Bei einem Lizenzsystem fallen derartige Kosten des Transfers von Emissionsrechten beispielsweise an, weil sich Unternehmen Kenntnis über die eigene Grenzvermeidungskostenstruktur verschaffen müssen, sich gegebenenfalls Transaktionspartner zu suchen haben, mit denen sie in Verhandlung treten müssen und sich gegen schwankende Zertifikatspreise ansichern müssen. Die von Montgomery konstatierte bestmögliche Kosteneffizienz lässt sich bei derartigen Transaktionskosten nicht mehr ohne weiteres aufrechterhalten. Die paretooptimale Tauschmenge wird nicht realisiert. Für zwei Unternehmen A und B gilt für die letzte vermiedene Emissionseinheit nach dem Handel mit Emissionsrechten nicht mehr $GVK_A = GVK_B$, sondern $GVK_A + GTK = GVK_B$, wenn GTK die Grenztransaktionskosten darstellen (vgl. R. N. Stavins 1995: 139).



E_B : Emissionsmenge Unternehmen B
 GVK_A : Grenzvermeidungskosten Unternehmen A
 GVK_B : Grenzvermeidungskosten Unternehmen B
 T' : Marginale Transaktionskosten
 V_A : Vermeidungsmenge Unternehmen A

Quelle: In Anlehnung an R. N. Stavins (1995: 139).

Abbildung B.15: Marginale Transaktionskosten im Emissionshandel

Abbildung B.15 zeigt diesen Zusammenhang für zwei Unternehmen. Die Grenzvermeidungskosten des Unternehmens A steigen von links nach rechts mit zunehmender Vermeidungsaktivität bzw. von rechts nach links mit zunehmender Emissionsmenge. Die Grenzvermeidungskosten des Unternehmens B steigen von rechts nach links mit zunehmender Vermeidungsaktivität bzw. von links nach rechts mit zunehmender Emissionsmenge. Bei knappen Emissionsrechten ergibt sich die kosteneffiziente Emissionsmenge bzw. die kosteneffiziente Vermeidungsaktivität im Schnittpunkt von GVK_A und GVK_B . Bei einem Emissionshandelssystem wird dieses Ergebnis auf einem Wettbewerbsmarkt ohne Transaktionskosten unabhängig von der Erstausrüstung mit Emissionsrechten realisiert.

Dargestellt sind hier die Grenzvermeidungskosten von Unternehmen A in Abhängigkeit von der Vermeidungsmenge V_1 und die Grenzvermeidungskosten von Unternehmen B abhängig von der Emissionsmenge E_2 . Wird eine Emissionsobergrenze in Höhe der Strecke OC gewählt, kann diese Emissionsmenge durch unterschiedliche Vermeidungsaktivitäten der Unternehmen realisiert werden. Die Vermeidungsmenge des Unternehmens A entspricht bei jedem beliebigen Punkt auf dieser Strecke genau der Emissionsmenge von Unternehmen B. Umgekehrt entspricht die Emissionsmenge von Unternehmen A der Vermeidungsmenge von Unternehmen B.

Muss Unternehmen A die Menge V_{A0}^I vermeiden und darf Unternehmen B auf der anderen Seite lediglich die Menge V_{A0}^I emittieren entstehen Spielräume für Paretoverbesserungen durch Handel mit Emissionsrechten, weil hier gilt, dass Grenzvermeidungskosten des Unternehmens B größer sind als die Grenzvermeidungskosten des Unternehmens A. Unternehmen A kann bis zur Menge V_1^* Emissionen zu geringeren Kosten vermeiden als Unternehmen B und wird somit zum Verkäufer von Emissionsrechten während Unternehmen B zum Käufer von Emissionsrechten wird.

Muss Unternehmen A die Menge V_{A0}^{II} vermeiden, während Unternehmen B die Menge V_{A0}^{II} emittieren darf, wird Unternehmen B zum Verkäufer von Emissionsrechten, weil dessen Grenzvermeidungskosten kleiner sind als die des Unternehmens A. Hierdurch ist die Aufnahme eines Handels lohnenswert und wieder wird nach Ausschöpfung aller Kooperationsvorteile der Unternehmen die Vermeidungsmenge V_1^* des Unternehmens A realisiert, welcher der Emissionsmenge von Unternehmen B entspricht. Die Anfangsausstattung mit Emissionsrechten ist irrelevant für das Allokationsergebnis.

Werden Transaktionskosten berücksichtigt, gilt die These der Invarianz der Anfangsausstattung mit Emissionsrechten und die These der Kosteneffizienz nicht mehr. Wird Unternehmen A mit Emissionsrechten in Höhe von $V_{AI}C$ ausgestattet und Unternehmen B mit OV_{AI} , ist ein Handel nur dann vorteilhaft, wenn die Vorteile, die sich aus den Grenzvermeidungskostenunterschieden ergeben, nicht durch marginale Transaktionskosten überkompensiert werden. Fallen die marginalen Transaktionskosten beim Ver-

käufer an³⁷, schlägt sich dies in der Abbildung B.15 dahingehend nieder, dass die Grenzvermeidungskostenkurve von Unternehmen A nach oben verschoben wird. Sind die marginalen Transaktionskosten konstant, handelt es sich um eine Parallelverschiebung. Realisiert wird hier nicht das kosteneffiziente Vermeidungsniveau V_1^* , sondern das Vermeidungsniveau V_{A1} . Hier sind alle Kooperationsvorteile bei gegebener Anfangsausstattung unter Berücksichtigung von Transaktionskosten ausgeschöpft.

Das kosteneffiziente Ergebnis wird ebenfalls verfehlt, wenn die Anfangsausstattung von Unternehmen A bei $V_{A0}^{II}C$ und von Unternehmen B bei OV_{A0}^{II} liegt. Hier wird Unternehmen B zum Verkäufer, die Grenzvermeidungskostenkurve verschiebt sich unter Berücksichtigung der von dem Verkäufer zu zahlenden Transaktionskosten nach oben und nach dem Handel mit Emissionsrechten wird für Unternehmen A das Vermeidungsniveau und für Unternehmen B das Emissionsniveau V_{B1} realisiert.

Das kosteneffiziente Vermeidungs- und Emissionsniveau wird also nur dann erreicht, wenn auch die Erstaussstattung mit Emissionsrechten bereits kosteneffizient ist. Darüber hinaus zeigt sich, dass die Endverteilung der Emissionsrechte zwischen den Unternehmen nicht unabhängig von der Erstallokation ist. Bei einer Erstaussstattung für Unternehmen B im Bereich von O bis V_{A1} wird Unternehmen B nach Handel bei konstanten marginalen Grenztransaktionskosten das Niveau V_{A1} emittieren, bei einer Erstaussstattung im Bereich von V_{B1} bis C wird es bei konstanten marginalen Transaktionskosten das Emissionsniveau V_{B1} realisieren.³⁸

Im Falle konstanter Grenztransaktionskosten sind die aggregierten Vermeidungskosten der Unternehmen A und B unabhängig von der Erstallokation (vgl. R. N. Stavins 1995: 140 ff.). Es wird stets das Vermeidungs-/Emissionsniveau V_{A1} bzw. V_{B1} erreicht. Die Höhe der aggregierten Transaktionskosten kann, abhängig von der jeweiligen Erstaussstattung mit Emissionsrechten, variieren. Je weiter das Erstaussstattungs niveau vom gleichgewichtigen Niveau entfernt ist, umso mehr Emissionsrechte werden gehandelt und umso höher sind dementsprechend auch die Transaktionskosten.

³⁷ Dies ist zunächst unbedeutend hinsichtlich der Frage, wer die Transaktionskosten zu tragen hat. Hierfür ist entscheidend, wie „steil“ die jeweiligen Grenzvermeidungskostenkurven verlaufen.

³⁸ Liegt die Erstaussstattung zwischen V_{A1} und V_{B1} , findet kein Handel statt und die Anfangsausstattung entspricht der Endausstattung mit Emissionsrechten. Die marginalen Transaktionskosten machen jeden Handel unrentabel.

Steigende Grenztransaktionskosten führen dazu, dass Handel umso teurer wird, je mehr Emissionsrechte gehandelt werden (vgl. ebd.: 141 f.).³⁹ Je weiter die Erstausrüstung mit Emissionsrechten von der kosteneffizienten Ausstattung abweicht, umso weiter wird die Endausstattung mit Emissionsrechten von einer kosteneffizienten Lösung entfernt sein. Im Falle steigender Grenztransaktionskosten erhöhen sich sowohl die aggregierten Vermeidungskosten als auch die aggregierten Transaktionskosten mit zunehmender Erstausrüstung des/der Verkäufer von Emissionsrechten. Die steigenden Grenztransaktionskosten führen dazu, dass Tausch mit Emissionsrechten relativ schnell unattraktiv wird. Die aggregierten Transaktionskosten steigen mit zunehmender Erstausrüstung des Verkäufers von Emissionsrechten, weil die potenziellen marginalen Tauschgewinne umso größer sind, je weiter die Erstausrüstung mit Emissionsrechten von einer kosteneffizienten Ausstattung entfernt ist. Es wird mehr getauscht. Gleichwohl verhindern steigende Grenztransaktionskosten, dass die Zahl der verkauften Emissionsrechte genauso stark steigt wie die Erstausrüstung des Verkäufers mit Emissionsrechten. Die aggregierten Vermeidungskosten steigen dementsprechend, weil die Endausstattung mit Emissionsrechten ineffizienter wird.

Liegen sinkende Grenzvermeidungskosten vor, tritt das kontraintuitive Ergebnis ein, wonach die aggregierten Vermeidungskosten mit zunehmender Erstausrüstung des Verkäufers von Emissionsrechten steigen (vgl. ebd.: 142). Mit dem Handel von Emissionsrechten können „Economies of Scale“ verbunden sein, die sich z. B. in Mengenrabatten von Brokern artikulieren können.

Die Existenz von marginalen Transaktionskosten im Tausch kann die Vorteilhaftigkeit des Emissionshandels bezüglich des Kriteriums der Kosteneffizienz schmälern. Die Wo-Flexibilität kann jedoch kaum hinter diejenige des Ordnungsrechts zurückfallen, auch wenn der Handel mit Emissionsrechten aufgrund hoher Grenztransaktionskosten signifikant eingeschränkt ist. Anders als Prozessnormen wie z. B. technologischer Standards stellen Emissionshandelssysteme frei *wie* und *wo* ein bestimmtes Emissionsziel *innerhalb* eines Unternehmens erreicht wird. Besitzen Unternehmen diesbezüglich In-

³⁹ Eine Stückelung von Transaktionen in kleinere Einheiten, um den Effekt steigender Grenztransaktionskosten auszuschalten, könnte durch fixe Transaktionskosten, die pro Transaktion anfallen, unwirtschaftlich werden.

formationsvorteile gegenüber der normgebenden Instanz, bleibt die Vorteilhaftigkeit eines Emissionshandelssystems erhalten.

Die Wo-Flexibilität von Emissionshandelssystemen mit marginalen Transaktionskosten kann zudem kaum schlechter sein als diejenige von Outputauflagen. Im ungünstigsten Fall findet kein Handel mit Emissionsrechten statt und die Anfangsausstattung mit Emissionsrechten entspricht gleichzeitig der Endausstattung. Dies ist nicht anders als bei Auflagen, bei denen mit der Festlegung von Grenzwerten implizit die (kostenlose) Emissionsberechtigung für eine bestimmte Menge verbunden ist. Eine Auflagenpolitik würde nur dann kosteneffizienter hinsichtlich der Wo-Flexibilität ausfallen, wenn die Ausgestaltung von Emissions- oder Produktionsgrenzwerten und damit der impliziten Erlaubnis von Emissionen zwischen den Unternehmen effizienter ausgestaltet wäre als dies bei der Erstaussstattung in einem Emissionshandelssystem der Fall wäre.

Bezüglich der kosteneffizienten Erstaussstattung bei einem Emissionshandelssystem kommt es maßgeblich auf das Erstaussgabeverfahren des Emissionshandelssystems an. Bei einer Versteigerung von Emissionsrechten wird Wo-Flexibilität durch das Lizenzsystem zumindest vorübergehend erreicht. Sofern die Zuteilung von Emissionsrechten unentgeltlich erfolgt, ist Wo-Flexibilität nicht gewährleistet. Sofern die Zuteilung von Emissionsrechten sowohl bei Auflagen als auch bei Zertifikaten nach Effizienzkriterien erfolgen soll, sind die Erfolgsaussichten dieses Vorhabens bezüglich der beiden Instrumente gleich fraglich. Es sind in der Regel eher die Unternehmen, welche über die notwendigen Informationen verfügen. Bei einem Lizenzsystem ist der Anreiz zur Weitergabe gefilterter Informationen an die zuständigen staatlichen Institutionen möglicherweise sogar noch größer als beim Ordnungsrecht, weil die Höhe der zugeteilten Zertifikate nicht nur die Vermeidungskosten determiniert, sondern auch einen Vermögenswert darstellen, sofern die Transaktionskosten des Handels nicht prohibitiv hoch sind. Darüber hinaus ist fraglich, ob die normgebende Instanz bzw. die zuständigen Behörden sich in ihren Entscheidungen überhaupt an Effizienzkriterien orientieren werden.

4.2.2.1.2 Ex-post-Transaktionskosten

Nach dem Transfer eines Gutes über eine technologisch separierbare Schnittstelle entstehen Transaktionskosten in Form von Kontroll- und Anpassungskosten. Dies ist der

Fall, weil die Schnittstelle nach dem Transfer des jeweiligen Gutes wieder geschlossen werden kann, ohne dass zuvor ein Gegenwert transferiert wurde. Hier sind nach Bonus und Häder (1998) spezifische Investitionen von großer Bedeutung. Sind Investitionen hochspezifisch, sind die Erträge einer Investition sehr stark an eine bestimmte Verwendung gebunden. Erlischt die Transaktion, gehen diese gebundenen Erträge verloren.

Unternehmen benötigen für spezifische Investitionen auch Sicherheit bezüglich der staatlichen Rahmenbedingungen, weil im Moment der Investition eine Abhängigkeit entsteht. Sind die spezifischen Investitionen nämlich erst einmal getätigt, werden die hier gebundenen Ressourcen zu versunkenen Kosten. Sie sind dann nicht (mehr!) entscheidungsrelevant und sind somit ausbeutbar. Ohne Sicherheit der institutionellen Rahmenbedingungen ist diese Ausbeutungsgefahr voraussehbar und es besteht die Gefahr, dass Investitionen gar nicht erst getätigt werden. (vgl. H. Bonus/M. Häder 1998: 37). Unternehmen investieren bspw. in Vertrauen auf einen vom Staat erlaubten Emissionsstandard. Bonus und Häder widmen sich der Frage, ob und wie sich Investitionen bei einem Übergang von einem ordnungsrechtlichen System zu einem Zertifikatssystem absichern lassen und so zur Planungssicherheit von Unternehmen beitragen können. Hierzu sei es hilfreich, wenn die Zertifikate den Emittenten in „Anlehnung an ihre bisherigen (legalen) Emissionen“ (ebd.: 38) zugeteilt würden. So könnte verhindert werden, dass bereits getätigte Investitionen staatlich entwertet werden. Sie liefern hiermit eine ökonomische Begründung für eine unentgeltliche Vergabe von Emissionsrechten.

40

Darüber hinaus ist es von Vorteil, wenn Emittenten auch über Erwartungssicherheit über die zukünftige Ausstattung mit Emissionsrechten verfügen könnten (vgl. ebd.: 39). Dies schließt eine voraussehbare Einschränkung der Ausstattung mit Zertifikaten nicht aus. Selbst wenn neue Informationen über die Schadenswirkungen des Schadstoffes eine Verknappung des Emissionszieles erforderlich machen, können die Emittenten zwischen Emissionskauf und Emissionsvermeidung wählen.

⁴⁰ Aus ökonomischer Sicht ist hierbei insbesondere auch wichtig, dass eine verlässliche und konstante Wirtschaftspolitik auch Planungssicherheit und Vertrauen für zukünftige Investitionen bietet.

Der Staat investiert nach Bonus und Häder ebenfalls spezifisch, weil er das Recht zu emittieren an die Emittenten transferiert. Wenn diese aber mehr emittieren als erlaubt, können ökologische Probleme die Folge sein. Mit einer institutionellen Absicherung gegen die Nichteinhaltung von Emissionszielen entstehen Kosten in Form von Kontrollkosten. Diese sind bei einem Lizenzsystem nicht notwendigerweise höher als bei Auflagen. Jedenfalls dann nicht, wenn das gleiche Messziel zugrunde liegt, z. B. die Einhaltung eines bestimmten Gesamtemissionsvolumens, bei dem sowohl in einem Zertifikatssystem als auch bei einer Bewirtschaftung über Auflagen eine stetige Überwachung der Emissionen erforderlich ist, anstatt einer stichprobenartigen Kontrolle von Maximalkonzentrationen (vgl. H. Bonus/M. Häder 1998).

Die Effizienzvorteile eines Emissionshandelssystems sind indes nicht oder nur eingeschränkt verwirklichtbar, wenn sich die Grenzvermeidungskostenstrukturen der potenziellen Transaktionspartner ähneln. Dann lassen sich nicht mehr große Effizienzgewinne verwirklichen. Ist dies der Fall, können Transaktionskosten die Vorteilhaftigkeit eines Emissionshandels zunichte machen (vgl. W. Ströbele 2005: 341 ff.). Die Höhe der Transaktionskosten hängt nicht zuletzt von der Ausgestaltung des Emissionshandelssystems ab. So ist ceteris paribus z. B. zu erwarten, dass bei einem Cap-and-Trade-System die Transaktionskosten geringer ausfallen als bei einem Baseline-and-Credit-System, bei welchem aufwendige Einzelfallprüfungen vorgenommen werden müssen. Es soll an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, dass die genaue Höhe der Transaktionskosten von der konkreten Institutionalisierung des Systems abhängig ist, so dass ein Cap-and-Trade-System nicht zwingend mit geringeren Transaktionskosten verbunden ist (vgl. E. Woerdman 2001).

4.2.2.2 Set-up Kosten

Die Set-up-Kosten eines Lizenzhandelssystems sind nicht vernachlässigbar (vgl. M. Häder 1997: 96 ff.). Hierzu gehören z. B. die Festlegung der Teilnehmer, die Ausgestaltung des Erstaussgabeverfahrens, Gesetzesänderungen, die Bildung einer Verwaltungsinfrastruktur etc. Nicht zuletzt lässt sich hierzu auch die Überwindung politischer Widerstände zählen.

Die Set-up-Investitionen in ein umweltpolitisches Instrument sind spezifisch, weil die hier aufgebrauchten Ressourcen nicht mehr für andere Verwendungen zur Verfügung stehen können. Einmal getätigt handelt es sich hierbei um sunk costs. Für die meisten Umweltpolitikbereiche gilt, dass das Ordnungsrecht dominiert. Dies lässt sich zum einen damit erklären, dass das marktwirtschaftliche Instrumentarium mit dem verstärkten Einsatz von Umweltpolitik noch nicht ausgereift war, zum anderen aber auch, dass marktwirtschaftliche Instrumente aufgrund fehlerhafter mentaler Modelle lange nicht akzeptiert wurden. Der Zertifikatshandel wurde gar als Ablasshandel diskreditiert. Diese beiden Gründe haben dazu geführt, dass marktwirtschaftliche Instrumente (zunächst) nicht eingeführt wurden.

Die für die Implementierung des Ordnungsrechts aufgebrauchten Ressourcen sind „versunken“ und somit insofern nicht entscheidungsrelevant. Während Institutionen ordnungsrechtlicher Instrumente bereits eingerichtet sind, wären für Lizenzsysteme in vielen Politikbereichen einmalige auftretende Set-Up-Kosten aufzuwenden. Diese sind unter der Voraussetzung, dass es sich um volkswirtschaftliche Kosten handelt, bei einer rationalen Entscheidungsfindung auch zu berücksichtigen. Aber auch wenn diese Set-Up-Kosten aus volkswirtschaftlicher Sicht nicht prohibitiv hoch sind, können einzelwirtschaftliche Erwägungen die Einführung eines überlegenen marktwirtschaftlichen Instrumentes verhindern und so die Umweltpolitik in eine „evolutionäre Sackgasse“ (H. Bonus/M. Häder: 19) führen. So haben sich auf der einen Seite in Unternehmen Umweltaufteilungen und auf der anderen Seite staatliche Behörden gebildet, deren Mitarbeiter mit ordnungsrechtlichen Details und dessen Umsetzung vertraut sind. Diese Investitionen würden durch die Einführung eines neuen Instrumentes entwertet.

Auch wenn sich in der Summe das Lizenzsystem als kosteneffizienter herausstellen sollte, als das dominierende Ordnungsrecht, ist mit dem Widerstand derjenigen zu rechnen, deren Investitionen entwertet würde. Anders ausgedrückt: Die Gewinner würden durch einen Wechsel des Instrumentarium mehr gewinnen als die Verlierer verlieren. Gleichwohl ist mit Widerstand der Verlierer zu rechnen. Die Neue Politische Ökonomie kann im Detail erklären, warum eigeninteressiertes Handeln zu politischen Blockaden führen kann.

Bei der Neuen Politischen Ökonomie wird das Erklärungsprogramm der Ökonomik auf die Gegenstandsbereich der Politik ausgedehnt.⁴¹ Schon J. A. Schumpeter hat die paradigmatische Struktur der Entkopplung gesellschaftlicher Ergebnisse von den Handlungsmotiven der Akteure auch auf den politischen Prozess übertragen. Er schreibt: „Aber um zu verstehen, wie die demokratische Politik diesen sozialen Zielen dient, müssen wir vom Konkurrenzkampf um Macht und Amt ausgehen und uns klar werden, dass die soziale Funktion so wie Dinge nun einmal liegen nur nebenher erfüllt wird. Im gleichen Sinne wie die Produktion eine Nebenerscheinung beim Erzielen von Profiten ist.“ (A. Schumpeter 1950: 448).

Probleme können sich insbesondere dann ergeben, wenn Informationsasymmetrien auftreten. Informationsasymmetrien sind nicht nur bedeutsam zwischen der Politik und der Bürokratie oder dem Wähler und der Politik, sondern auch innerhalb der Wählergruppe selbst. Stimmenmaximierende Politiker müssen dann gleiche Stimmen nicht gleich behandeln. Es ist auch keineswegs so, dass alle Interessen in der Bevölkerung durch Interessengruppen gleichermaßen schlagkräftig vertreten sind. Auch Verbände sind mit der Problematik öffentlicher Güter konfrontiert, die deren Gründung und Aufrechterhaltung sowie eine Kontrolle durch ihre Mitglieder schwierig macht. Der Nutzen eines Engagements kann in großen, heterogenen Gruppen erheblich streuen (vgl. M. Olson 1968). Dies kann nicht nur erklären, dass die Interessen von Konsumenten oder auch nachfolgenden Generationen unzureichend vertreten werden, sondern erklärt auch einen unter Effizienzgesichtspunkten unzureichenden Einbezug ökonomischer Instrumente in der Umweltpolitik. Wähler gelten in ihrer Rolle als „rationale Ignoranten“ als eher desinteressiert an der *Instrumentenwahl*, welches ein großes Interesse an Umweltzielen nicht ausschließt. Ordnungsrechtliche Instrumente gelten hierbei vielmehr noch als leicht verständlich, deren Wirkungsweise gut nachzuvollziehen ist. Das Eigeninteresse derjenigen, welche in das Ordnungsrecht spezifisch investiert haben und hiervon profitieren,

⁴¹ Hiermit ist Vielfalt und Tiefe der Theorieansätze der Neuen Politischen Ökonomie nur sehr rudimentär wiedergegeben. Grundlegende Beiträge im Rahmen der Neuen Politischen Ökonomie haben beispielsweise verfasst zum Wählerverhalten A. Downs (1957); zur ökonomischen Theorie der Bürokratie W. Niskanen (1971) und zum Verhalten von Interessengruppen M. Olson (1968). Zur Anwendung der Neuen Politischen Ökonomie auf die Umweltpolitik vgl. exemplarisch B. S. Frey/F. Schneider (1997) und F. Schneider/G. Kirchgässner (2005). Wichtige Beiträge zur Anwendbarkeit des ökonomischen Denkansatzes auf andere Gegenstandsbereiche wie Politik, Kriminalität oder Familie kommen vom Nobelpreisträger Gary Becker. Vgl. hierzu z. B. grundlegend G. S. Becker (1982).

wird unter diesen Bedingungen sehr viel leichter durchzusetzen sein. Dies gilt, zumal die Profiteure anderer Regulierungsinstrument ex-ante nicht bekannt sind.

Wurde also bereits ein ineffizienter institutioneller Pfad beschritten, der mit spezifischen Investitionen verbunden war, ist ein Verlassen dieses Pfades sehr schwierig.⁴² Dies hat Implikationen für die Einführung von marktwirtschaftlichen Instrumenten. Sie werden dann eher entsprechend „der reinen Lehre“ durchgesetzt werden können, wenn erstens ordnungsrechtliche Maßnahmen im Regulierungsbereich (noch) nicht existieren, diese zweitens aufgrund fehlerhafter mentaler Modelle nicht abgelehnt und drittens einflussreichen Interessenpositionen nicht widersprechen. Mit dem letzten Punkt sind insbesondere Verteilungsinteressen angesprochen.

4.3 Dynamische Effizienz

Das Kriterium der dynamischen Effizienz soll zum einen Auskunft geben, ob und in welchem Ausmaß ein Instrument in der Lage ist, umwelttechnischen Fortschritt zu fördern. Es geht um zum einen um die Frage, inwiefern ein Instrument die Entwicklung von neuen Technologien (Innovationen) begünstigt und hiervon nicht unabhängig darum, in welchem Ausmaß die Diffusion dieser Technologie gefördert oder behindert wird. Zum anderen geht es um die Frage nach dem optimalen Ausmaß an umwelttechnischen Fortschritt. Maximale Anreize für umwelttechnischen Fortschritt können nicht mit optimalen Anreizen gleichgesetzt werden, da berücksichtigt werden muss, dass auch Innovationen in der Regel knappe Ressourcen beanspruchen und somit nicht kostenlos sind. Im Folgenden soll dieser Problematik nur auf der Ebene von Hinweisen nachgegangen werden, da die Annahme gerechtfertigt erscheint, dass es positive externe Effekte von Innovationen gibt, die nicht vollständig internalisierbar sind.

Die Untersuchung bezüglich der Anreizwirkung von umweltpolitischen Instrumenten auf den umwelttechnischen Fortschritt kann in zweierlei Hinsicht für die Politikgestaltung relevant sein. Erstens könnte versucht werden, ein Instrumentenranking hinsichtlich der Größe der Anreizwirkungen auf umwelttechnischen Fortschritt zu entwickeln. Zweitens kann auch die Ausgestaltung der Instrumente Anreize für umwelttechnischen

⁴² Zur Theorie des institutionellen Wandels vgl. grundlegend D. C North (1988).

Fortschritt bieten. Bei Zertifikaten ist hier insbesondere das Erstausgabeverfahren von Belang.

In der theoretisch arbeitenden Literatur sind die Ergebnisse hinsichtlich des Rankings von umweltpolitischen Instrumenten im Allgemeinen und verschiedenen Zuteilungsverfahren im Besonderen nicht einheitlich. Milliman und Prince (1989) sowie Jung u. a. (1996) beispielsweise kommen hinsichtlich eines Instrumentenrankings zu folgenden Ergebnissen: Ein Zertifikatssystem mit versteigerten Emissionsrechten bietet die größten Anreizwirkungen gefolgt von Umweltabgaben. Diese wiederum bieten größere Anreize für Umweltinnovationen als ein Zertifikatssystem mit einer Erstausgabe nach dem Grandfathering-Verfahren. Die schlechtesten Anreize gehen von Umweltstandards aus. Dieses Ranking der Instrumente ist verschiedentlich infrage gestellt worden. Die Grundlinien der Argumentation sollen im Folgenden nachgezeichnet und in Bezug zur Klimaproblematik gesetzt werden.

Hier bietet es sich an, den technologischen Fortschritt innerhalb einer Volkswirtschaft wie üblich in drei Phasen zu unterteilen:

1. Invention,
2. Innovation,
3. Diffusion.

Mit der Invention ist die eigentliche Erfindung, die Entwicklung einer Idee beschrieben. Aus ökonomischer Sicht besonders interessant sind die Phasen der Innovation und der Diffusion. Unter einer Umweltinnovation wird hier mit Downing und White (1986) die wirtschaftliche Nutzung einer Entdeckung verstanden, welche die Vermeidungskosten von Emissionen reduziert. Hiermit ist in der Regel eine Investition verbunden, der zukünftige Einzahlungen bzw. eingesparte Auszahlungen gegenüberstehen. Grundsätzlich ist ein Anreiz, eine bereits vorhandene Technologie zu implementieren oder eine neue Technologie zu entwickeln dann größer, wenn die diskontierten Ersparnisse oder Einnahmen hieraus größer sind als die Innovationskosten. Unter Diffusion soll hier mit Millimann und Prince (1989: 250) Ausmaß und Schnelligkeit, mit der sich diese neue Technologie bei anderen Unternehmen verbreitet, verstanden werden.

Im Folgenden soll zunächst die Anreizwirkung für Umweltinnovation untersucht werden, wenn die Innovation unternehmensspezifisch ist, also nicht in anderen Unternehmen implementiert werden kann. Eine Diffusion der Technologie kann dann im Entscheidungskalkül des innovierenden Unternehmens keine Rolle spielen. Anschließend wird dargestellt, ob und wie sich das Entscheidungskalkül bei verschiedenen umweltpolitischen Instrumenten ändert, wenn die Innovation auch für andere Unternehmen nutzbar ist.

4.3.1 Anreizwirkung für unternehmensspezifischen umwelttechnischen Fortschritt

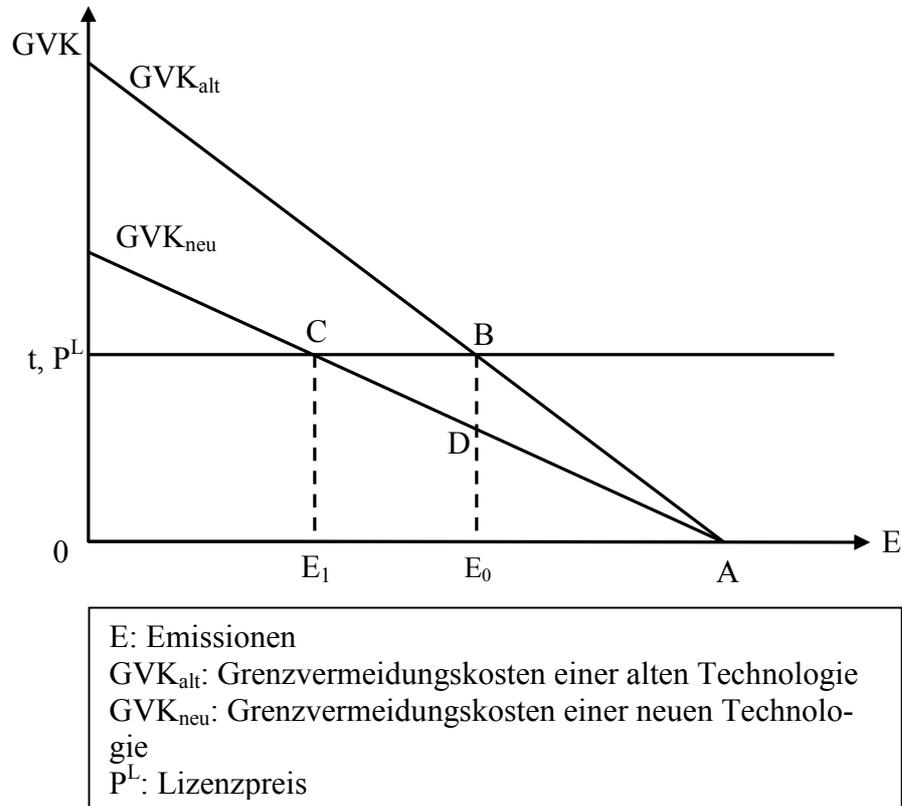
Die Ersparnisse und Einnahmen einer Umweltinnovation aus Unternehmenssicht können sich im Fall eines unternehmensspezifischen umwelttechnischen Fortschritts aus drei Komponenten zusammensetzen:

1. eingesparte Vermeidungskosten/effizientere Technologien zur Erreichung des gegebenen Emissionszieles,
2. Gewinne aus dem Verkauf von Zertifikaten,
3. Einsparungen aus nicht gekauften Zertifikaten/eingesparte Steuerzahlungen.

Abbildung B.16 veranschaulicht die Anreizwirkung für umwelttechnischen Fortschritt bei verschiedenen Instrumenten für ein Unternehmen (vgl. A. Endres 2007: 140). Hierbei soll es sich um unternehmensspezifische Investitionen handeln. In Abbildung B.16 wird das Emissionsniveau E_0 durch eine Auflage in Höhe von E_0 , durch eine Abgabe in Höhe von t oder durch eine Lizenzlösung, die zu dem Lizenzpreis P^L führt, bestimmt. Eine umwelttechnische Innovation wirkt sich in Abbildung B.16 dergestalt aus, dass die Grenzvermeidungskosten über den gesamten Emissionsbereich von GVK_{alt} auf GVK_{neu} sinken. Derartige Umweltinnovationen sind in der Regel nicht kostenlos. Gewinnmaximierende Unternehmen werden diese Investition dann tätigen, wenn dessen Kapitalwert positiv ist, demnach die abdiskontierten Einzahlungen dieser Innovation die abdiskontierten Auszahlungen überschreiten.

Die Höhe der Auszahlungen für die Investition in die Technologie GVK_{neu} ist unabhängig vom gewählten umweltpolitischen Instrument. Das umweltpolitische Instrumentarium beeinflusst nur die Erträge einer neuen Technologie. Hier spielt der Nutzen dieser

neuen Technologie eine Rolle, der von den verschiedenen umweltpolitischen Instrumenten ganz unterschiedlich beeinflusst wird.



Quelle: In Anlehnung an A. Endres (2007: 140).

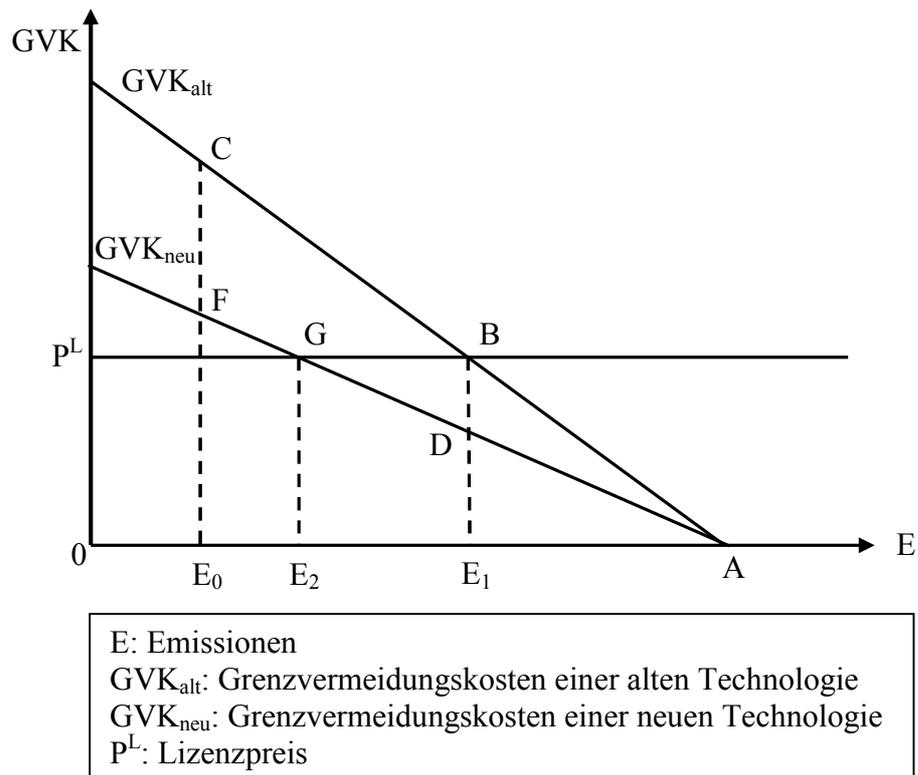
Abbildung B.16: Anreizwirkung für umwelttechnischen Fortschritt

Auflagen, welche das Emissionsniveau E_0 vorschreiben, bieten aus Unternehmenssicht lediglich einen Anreiz, die Kosten der Normeinhaltung zu senken. Die Kosten der Normeinhaltung würden bei Einführung der neuen Technologie GVK_1 von E_0AB auf E_0AD sinken. Der Nettovorteil läge bei DAB , an dem sich die Kosten der Einführung dieser Technologie messen lassen müssten. Alternativ könnte die Einführung der neuen Technologie mit dem Emissionsniveau E_0 auch durch den Staat vorgeschrieben werden. Dies setzt indes voraus, dass diese Innovationspotenziale dem Staat auch bekannt sind. Das ist in der Regel aber nicht der Fall. Wird eine Technologie etwa nach dem Stand der Technik durch den Staat vorgeschrieben, sind die Anreize zur Verbesserung des Standes der Technik nur gering. Es droht sogar ein „Schweigekartell der Oberingenieure“.

re“, wenn befürchtet werden muss, dass eine Innovation zum Stand der Technik erhoben wird und somit die Umweltstandards verschärft werden. Darüber hinaus ist die Festlegung oder Änderung des Standes der Technik sehr zeitaufwändig (vgl. A. Endres 2007: 135 f.). Da die Definition des Standes der Technik nicht frei von wirtschaftlichen Erwägungen ist, müssen bei der Prüfung des Verhältnismäßigkeitsgebotes die Emittenten in den Abwägungsprozess einbezogen werden (vgl. ebd.: 136).

Marktwirtschaftliche Instrumente setzen aus Unternehmenssicht hingegen Anreizwirkungen für die Entwicklung neuer, emissionseinsparender Technologien, welche über diejenigen des Ordnungsrechts hinausgehen. Bei Umweltabgaben und Lizenzen sind Restemissionen nicht kostenlos. Im Falle von Emissionsabgaben macht die neue Technologie GVK_{neu} eine geringere Emissionsmenge wirtschaftlich. Eine zusätzliche Emissionsvermeidung von E_0 auf E_1 verursacht zwar zusätzlich Vermeidungskosten in Höhe von E_1E_0DC , dem stehen aber Steuereinsparungen in Höhe von E_1E_0BC gegenüber, so dass sich durch einer Verringerung der Emissionsmenge ein Nettovorteil von CDB ergibt. Dieser Nettovorteil einer verringerten Emissionsmenge durch eine neue Technologie stellt zugleich auch den Nettovorteil einer Abgabenslösung gegenüber einer Auflage in Höhe von E_0 dar. Wie bei einer Auflage lässt sich auch die alte Vermeidungsmenge E_0A zu geringeren Kosten erreichen.

Bei Lizenzen gilt analog, dass eingesparte Emissionen durch das Unternehmen gewinnbringend auf dem Lizenzmarkt verkauft werden können. Die Erlöse auf dem Zertifikatsmarkt würden bei einem Lizenzpreis in Höhe von P^L der Fläche E_1E_0BC entsprechen. Wieder entstünde nach Abzug der mit einer erhöhten Emissionsmenge verbundenen zusätzlichen Vermeidungskosten gegenüber einer Auflage ein Nettovorteil in Höhe von CDB. Dies bedeutet nicht, dass für alle Unternehmen innerhalb eines Emissionshandelssystems der Anreiz für umwelttechnischen Fortschritt gleichermaßen hoch ist. Im Einzelfall kann dieser Anreiz sogar hinter den einer Auflage zurückfallen. Dies ist dann der Fall, wenn der potenzielle Innovator vor und nach der Innovation Nettoverkäufer von Emissionsrechten ist (vgl. D. Malueg 1987: 55 ff.). Abbildung B.17 illustriert diese Situation.



Quelle: In Anlehnung an D. Malueg (1987: 55).

Abbildung B.17: Innovationsanreize eines Nettokäufers von Zertifikaten

E_0 stellt hierbei die Zuteilung von Emissionsrechten an ein Unternehmen dar. Weil die Grenzvermeidungskosten höher sind als der Zertifikatspreis wird dieses Unternehmen als Käufer auf dem Zertifikatsmarkt auftreten. Mit der Technologie GVK_{alt} wird dieses Unternehmen nach Abschluss aller Tauschmöglichkeiten die Emissionsmenge E_1 realisieren. Eine neue Technologie würde diesem Unternehmen einen Vorteil in Höhe der Fläche GAB verschaffen. Eine Auflage in Höhe von E_0 , welche der Zuteilungsmenge innerhalb eines Zertifikatssystems entspricht, hätte für das betrachtete Unternehmen mit der Fläche FAC eine größere Anreizwirkung für umwelttechnischen Fortschritt als eine Zertifikatslösung.

Abgaben und Zertifikate entfalten gleichwohl zusammengefasst eine größere Anreizwirkung für umwelttechnischen Fortschritt als ordnungsrechtliche Maßnahmen. Wenn die Innovation unternehmensspezifisch ist, also nicht auf andere Unternehmen übertragbar ist, hat das innovativ tätige Unternehmen auf einem perfekten Markt durch eine Innovation keinen Einfluss auf den Zertifikatspreis und kann diesen als gegeben ansehen. Wenn das potenziell innovative Unternehmen davon ausgehen kann, dass der ge-

genwärtige Zertifikatspreis auch in Zukunft zu erwarten ist, gibt es zwischen Abgabenslösung und Zertifikatslösung hinsichtlich der innovationsfördernden Wirkung keinen Unterschied. Dies gilt indes nur unter der Voraussetzung, dass sich die Knappheitsverhältnisse auf dem Zertifikatsmarkt nicht ändern. Diese sind Schwankungen unterworfen. Im Falle von Wirtschaftswachstum wird die Nachfrage nach Zertifikaten tendenziell steigen. Dies hätte einen Zertifikatspreisanstieg zur Folge. Umgekehrt ist es aber auch denkbar, dass die Nachfrage nach Zertifikaten gerade in Folge von umwelttechnischem Fortschritt zurückgeht. Wenn die normgebende Instanz die Anzahl der Emissionsberechtigungen nicht verknappt, hätte dies einen zukünftig sinkenden Zertifikatspreis zur Folge. Dadurch sinkt der Anreiz für umwelttechnischen Fortschritt. Im Folgenden wird dargestellt, wie sich die Anreizwirkungen im Instrumentenvergleich darstellen, wenn der Zertifikatspreis durch ein einzelnes Unternehmen mit Innovation und Diffusion beeinflussbar ist.

4.3.2 Anreizwirkung für nicht unternehmensspezifischen umwelttechnischen Fortschritt

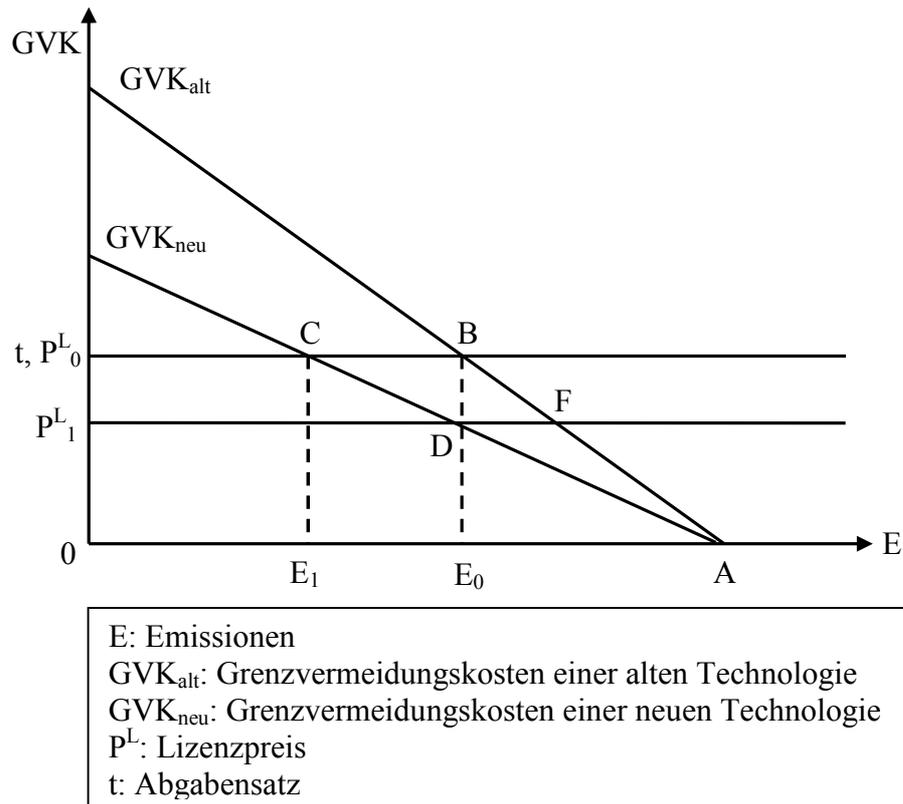
Etwas differenzierter ist die Anreizwirkung für Umweltinnovationen, wenn diese dazu führt, dass die Umweltinnovation auch in anderen Unternehmen übernommen oder imitiert wird. Wird bei ordnungsrechtlichen Maßnahmen die Vermeidungstechnik vorgeschrieben, haben emittierende Unternehmen keinerlei Spielräume, innovativ tätig zu werden (vgl. C. Fischer 2005: 42 f.). Der Stand der Technik erlaubt in der Realität immerhin die Einführung einer kosteneffizienteren Technologie. Wird diese zum neuen Standard erhoben, könnte sich dies für das innovierende Unternehmen aus zwei Gründen als vorteilhaft auswirken. Zum einen ist es denkbar, dass sich ein Unternehmen einen Wettbewerbsvorteil gegenüber der Konkurrenz verschaffen könnte, wenn diese über verschärfte Umweltstandards geschädigt werden könnte. Hierbei ist es allerdings fraglich, ob es nicht bessere Methoden des Verdrängungswettbewerbs gibt (vgl. A. Endres 2007: 134 f.). Zum anderen haben möglicherweise Zulieferunternehmen von Umwelttechnik ein Interesse daran, dass die von ihnen getätigte Innovation zum Standard erhoben wird. Hier gilt indes, dass der umwelttechnische Fortschritt in eine bestimmte Richtung gedrängt wird. Zulieferunternehmen von Umwelttechnik haben ein Interesse an standardisierten Lösungen. Hierbei handelt es sich in der Regel aber um End-of-Pipe-Technologien. Bei Emissionsgrenzwerten gilt ebenfalls, dass Unternehmen an

neuen Technologien interessiert sein könnten, so dass eine Zahlungsbereitschaft für die Implementierung neuer Technologien besteht, welche durch innovative Unternehmen unter Umständen nutzbar gemacht werden könnte. Dieses Interesse gilt wiederum anders als bei marktwirtschaftlichen Instrumenten nur bis zur Einhaltung der vorgeschriebenen Emissionsnormen, nicht aber darüber hinaus. Insgesamt lässt sich festhalten, dass ordnungsrechtliche Maßnahmen zur Verbreitung von bereits bekannten Technologien beitragen können. Dies wäre prinzipiell möglich, indem neue Technologien einfach vorgeschrieben werden oder indem ein anspruchsvoller Emissionsgrenzwert gesetzt wird. Sind Technologie und Vermeidungspotenzial von Vermeidungsverfahren nicht bekannt, bieten ordnungsrechtliche Maßnahmen auch nur einen geringen Anreiz für deren Entwicklung (vgl. ebd.: 142).

Noch etwas differenzierter ist die Anreizwirkung bezüglich des umwelttechnischen Fortschritts zu sehen, wenn Abgaben und Lizenzen verglichen werden. Ist umwelttechnischer Fortschritt nicht unternehmensspezifisch, beeinflusst das innovierende Unternehmen im Falle eines Emissionshandelssystems auch auf Wettbewerbsmärkten über die neue Vermeidungstechnik den Zertifikatspreis. Dieser ist dann also keine exogene Größe mehr, sondern durch Innovationen beeinflussbar. Ist dies der Fall, könnte auch das Erstausgabeverfahren einen Einfluss auf den Innovationsanreiz haben. Werden die Lizenzen befristet versteigert, wäre ein sinkender Marktpreis aus Unternehmenssicht positiv zu bewerten. Die Ausgaben für die Ersteigerung von Lizenzen würden sinken und somit entsteht aus Unternehmenssicht ein zusätzlich positiver Innovationsanreiz. Anders ist dies bei nach dem Grandfatheringverfahren zugeteilten Emissionsrechten. Käufe und Verkäufe innerhalb des Emissionshandelssystems gleichen sich dann netto aus. Der Vermögenswert der unentgeltlich zugeteilten Emissionsrechte würde ganz im Gegenteil sogar sinken. Die Innovationsanreize bei unentgeltlich zugeteilten Zertifikaten wären bei einer erwarteten Diffusion der Technologie also geringer als bei versteigerten Zertifikaten (vgl. ebd.).

Des Weiteren kommt es aber hier auch darauf an, ob und in welchem Ausmaß konkurrierende Unternehmen die Innovation imitieren können, ohne eine Zahlung an das innovierende Unternehmen zu leisten. Abbildung B.18 zeigt die Innovationsanreize für den einen Extremfall, dass das innovierende Unternehmen überhaupt nicht mit Gebüh-

ren für die Verwendung der Technologie durch andere Unternehmen rechnen kann, etwa weil alle anderen Unternehmen in der Lage sind, die Technologie vollständig zu imitieren oder weil kein Patentschutz besteht und sich die innovative Technologie nicht verbergen lässt (vgl. C. Fischer/I.W.H. Parry/W. Pizer 2003: 530 f).



Quelle: In Anlehnung an C. Fischer/I.W.H. Parry/W. Pizer (2003: 530 f.).

Abbildung B.18: Innovationsanreize bei Steuern und Lizenzen mit endogenem Zertifikatspreis

Bei einer Abgabenslösung würde sich an den Innovationsanreizen gegenüber einer Situation mit unternehmensspezifischen Innovationen nichts ändern. Das Unternehmen würde eine neue Technologie GVK_{neu} implementieren, sofern die Kosten der Implementierung die Fläche CAB nicht übersteigen würden. In einem Emissionshandelssystem hingegen würde eine Innovation den Marktpreis beeinflussen.

Bei einer vollständigen Diffusion der neuen Technologie sinkt der Marktpreis für Lizenzen in Abbildung B.18 auf P^L₁. Werden die Emissionsberechtigungen für die jewei-

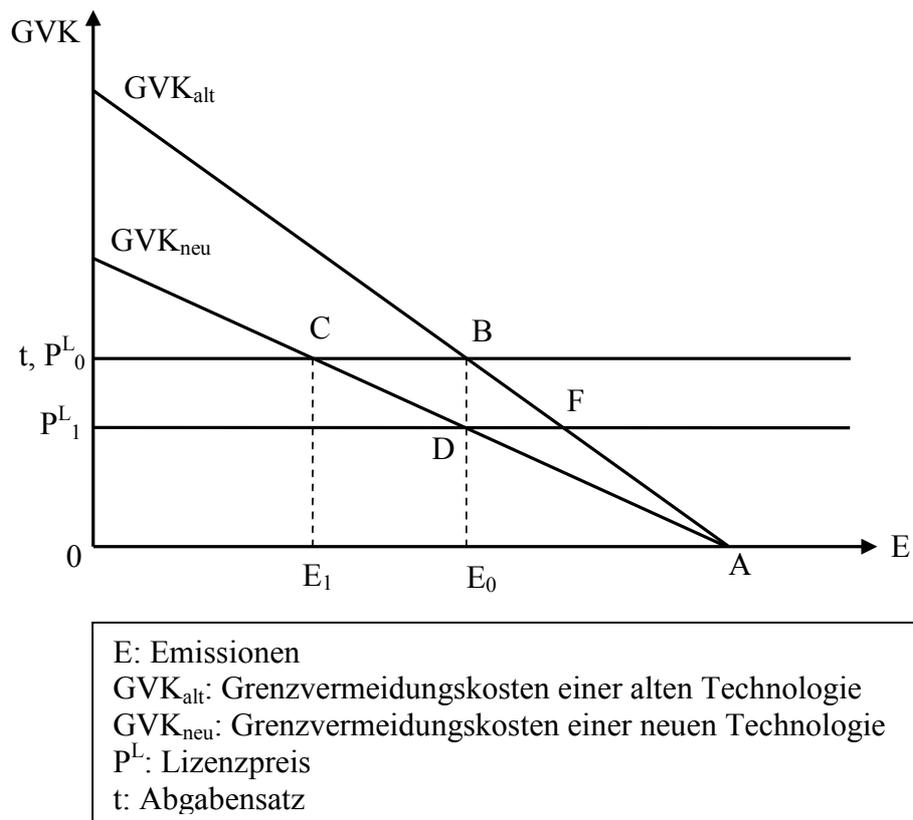
lige Periode versteigert, kann das repräsentative Unternehmen nicht nur Vermeidungskosten in Höhe von DAB einsparen, sondern auch in Höhe von $P^L_1DBP^L_0$ Kosten für eine Ersteigerung der Emissionsberechtigung. Die Anreizwirkung eines Emissionshandelssystems für umwelttechnischen Fortschritt übersteigt diejenige einer Abgabenslösung dann um die Fläche $P^L_1DCP^L_0$. Die Vorteile der Innovation für andere Unternehmen können nicht genutzt werden.

Kann die neue emissionseinsparende Technologie hingegen nicht oder nur zu prohibitiv hohen Kosten von anderen Unternehmen schlicht imitiert werden und sind sie dementsprechend gezwungen für dessen Nutzung zu zahlen, bietet dies einen zusätzlichen Innovationsanreiz. Der Vorteil für innovierende Unternehmen durch eine Umweltinnovation liegt dann nicht mehr allein in den eingesparten Vermeidungskosten und im Falle einer Auktionierung in niedrigeren Preisen für die Ersteigerung von Emissionsrechten, sondern darüber hinaus auch in den zu erwartenden Gebühren anderer Unternehmen für die Nutzung dieser Technologie.

Auch dies kann anhand von Abbildung B.19 dargestellt werden. Mit GVK sollen an dieser Stelle allerdings die Grenzvermeidungskosten aller anderen Unternehmen verstanden werden. So kann gezeigt werden, wie hoch der zusätzliche Innovationsvorteil im Rahmen eines Zertifikatssystems und einer Abgabenslösung sein kann, wenn nicht-innovative Unternehmen die neue Technologie nur kaufen, jedoch nicht imitieren können.

Die zusätzlichen Innovationsvorteile betragen bei einer Abgabe dann maximal die Fläche CAB multipliziert mit der Anzahl der Unternehmen, welche die Nutzung der neuen Technologie kaufen. Der Innovationsanreiz würde bei einer Abgabenslösung stark zunehmen, wenn das innovierende Unternehmen in sein Kalkül auch jene Innovationsvorteile einbezieht, welche bei anderen anfallen. Mit anderen Worten: Wenn es gelänge, die positiven externen Effekte zu internalisieren.⁴³

⁴³ Mit dem Begriff der Internalisierung positiver externer Effekte ist implizit schon die Problematik einer optimalen Anreizwirkung für umwelttechnischen Fortschritt angesprochen. Hierauf wird weiter unten eingegangen. An dieser Stelle soll es nur um einen Vergleich der einzelnen Instrumente bezüglich des Ausmaßes der Anreizwirkung für umwelttechnischen Fortschritt gehen.



Quelle: In Anlehnung an C. Fischer/I.W.H. Parry/W. Pizer (2003: 530).

Abbildung B.19: Innovationsanreize bei Steuern und Lizenzen mit endogenem Zertifikatspreis durch Nichtinnovatoren

Ebenfalls zunehmen würde der Anreiz für umwelttechnischen Fortschritt bei einer Lizenzlösung. Dieser zusätzliche Anreiz ist indes aus zwei Gründen nicht so stark wie bei einer Abgabenslösung. Erstens sind die durch eine Innovation eingesparten Vermeidungskosten bei einer Zertifikatslösung schon deshalb geringer als bei einer Abgabenslösung, weil bei einer Abgabenslösung mit dem Abgabensatz t ex-post eine geringere Emissionsmenge und damit eine höhere Vermeidungsmenge verbunden ist als bei einer Zertifikatslösung mit dem Zertifikatspreis P^L_1 . Dies führt zu einer geringeren Innovationsanreizwirkung für Zertifikate entsprechend der Fläche CDB in Abbildung B.19. Zweitens haben nichtinnovierende Unternehmen auch bei gleich bleibender Emissionsmenge die Option Emissionsrechte zu kaufen, statt die Nutzung der neuen Technologie. Diese Option wird mit sinkendem Zertifikatspreis attraktiver. Der Innovationsanreiz für Zertifikate gegenüber Abgaben verringert sich aus diesem Grund um die Fläche DFB multipliziert mit der Anzahl an nichtinnovierenden Unternehmen. Nichtinnovatoren

können somit als Trittbrettfahrer agieren. Insgesamt beträgt der zusätzliche Innovationsanreiz, der sich aus einem Verkauf der Technologie an nichtinnovierende Unternehmen ergibt, bei einer Lizenzlösung maximal DAF multipliziert mit der Anzahl an nichtinnovierenden Unternehmen. Der Innovationsanreiz bei der Zertifikatslösung ist also um die Fläche DFBC multipliziert mit der Anzahl der nichtinnovierenden Unternehmen geringer als bei der Abgabenlösung.

Oben sind zwei Extremsituationen dargestellt worden. Zum einen ging es um eine Technologie, die vollständig und kostenlos von nichtinnovierenden Unternehmen imitierbar ist. Innovative Unternehmen können im Falle versteigerten Zertifikate von sinkenden Zertifikatspreisen profitieren, nicht aber von der Nutzung der Technologie in anderen Unternehmen. Hier bieten versteigerte Emissionsrechte einen größeren Innovationsanreiz als Abgaben. Zum anderen ging es in einer anderen Extremvariante um Technologien, die von nichtinnovierenden Unternehmen zwar adoptiert, aber in keiner Weise imitiert werden können. Innovatoren konnten sich in dieser Darstellung die gesamtwirtschaftlichen Vorteile der Innovation zunutze machen. Der Anreiz für umwelttechnischen Fortschritt ist in diesem Fall bei Abgaben noch größer als bei versteigerten Zertifikaten, sofern der Effekt der verringerten Kosten bei einer Ersteigerung von Emissionsrechten nicht zu stark ausfällt. Abgaben bieten hier größere Anreize, weil nichtinnovative Unternehmen neben dem Kauf der Technologie die mit sinkendem Zertifikatspreis kostengünstiger werdende Alternative des Zertifikatskaufs haben.

Es ist nahe liegend, dass zwischen diesen beiden Extremvarianten eine kritische Grenze existiert, bei welcher das Ranking zwischen Abgaben und versteigerten Zertifikaten umschlägt (vgl. C. Fischer/I. W. H. Parry/W. Pizer 2003: 532). Im Allgemeinen gilt, dass Umweltabgaben im Vergleich zu Zertifikaten einen umso höheren Anreiz für umwelttechnischen Fortschritt bieten, je weniger die neue Technologie imitierbar ist und somit der Patentschutz umgangen werden kann.

R. Schwarze (2001; 2005) sieht das Trittbrettfahrerverhalten von Nichtinnovatoren bei versteigerten Emissionsrechten als besonders kritisch bezüglich der relativen Anreizwirkung zwischen Abgaben und Zertifikaten. Die Rolle der Innovatoren und Nichtinnovatoren sei demnach in der Realität nicht im Vorhinein festgelegt. Profitabler sei es bei

einer Lizenzlösung die Trittbrettfahrerrolle anstatt der Innovatorenrolle einzunehmen. Auf der anderen Seite könne kollektives Freifahrerverhalten keine Gleichgewichtslösung sein, weil es dann überhaupt keine Spillovereffekte geben könnte, von denen man profitieren könne. Das Gleichgewicht in einem Zertifikatssystem würde aus gemischten Strategien bestehen. Einige Unternehmen würden die neue Technologie imitieren, andere nicht. Eine vollständige Diffusion der Technologie würde bei einem Lizenzsystem im Gegensatz zu einer Abgabenlösung unter den bestehenden Voraussetzungen nicht stattfinden.⁴⁴

Bezüglich eines Emissionshandelssystems kommt es darauf an, wie segmentiert es umgesetzt wird. Ist ein Emissionshandel auf eine Branche beschränkt, kann der Einfluss einer Innovation auf den Zertifikatspreis groß sein. Wenn Emissionsrechte branchenübergreifend gehandelt werden, sind die Auswirkungen einer Innovation auf den Zertifikatspreis eher gering, eine Zertifikatslösung ähnelt aus Sicht eines Unternehmens bezüglich der Innovationsanreize dann eher einer Steuer.

⁴⁴ Nach R. Schwarze ist es nicht von Beginn an zu beklagen, dass das Lizenzsystem geringere Anreize für umwelttechnischen Fortschritt bietet als eine Abgabenlösung. Verortet man nämlich sowohl Abgaben- als auch Lizenzlösung als Standard-Preisansatz und ist E_0 in Abbildung B.24 der angestrebte Emissionsstandard mit und ohne neue Technologie, würden mit einer Abgabenlösung und der hiermit verbundenen vollständigen Diffusion der Technologie zu große Anreize für umwelttechnischen Fortschritt gesetzt. „While tradable permits provide weaker incentives to adopt new technologies than taxes, they are dynamically efficient“ (R. Schwarze 2005: 55).

5 Verteilungswirkungen

5.1 Distributive Aspekte im Klimaschutz

Sowohl der Klimawandel selbst als auch Maßnahmen zur Eindämmung des Klimawandels sind mit erheblichen Kosten verbunden. Es kann daher nicht überraschen, dass eine Diskussion um die (gerechte) Verteilung der Lasten zwischen souveränen Staaten, verschiedenen Branchen und Sektoren, Unternehmen und Haushalten oder auch verschiedenen Generationen eine wichtige Rolle spielt.⁴⁵ Gleichwohl sollte man sich vor normativ kurzschlüssigen Argumenten in Acht nehmen. Die Höhe der Last insgesamt ist nämlich keineswegs eine feste Größe und an dieser Stelle kommt das Kriterium der Effizienz zum tragen. Effizienz ist ein zentrales Kriterium zur Beurteilung wirtschaftspolitischen Handelns, weil letzteres stets mit Kosten verbunden ist. „There’s no such thing as a free lunch“, so ist der Titel eines Buches des Nobelpreisträgers Milton Friedman. Sollen wirtschaftspolitische Aktivitäten beurteilt werden, müssen stets Verzichtskosten in das Kalkül einbezogen werden. Genauer: Verzichtskosten sollten so gering wie möglich gehalten werden, um Verschwendung zu vermeiden.

Aus Sicht vieler Ökonomen sind Effizienz- und Verteilungsziele gedanklich auseinanderzuhalten. Am besten ist es, den Kuchen möglichst groß werden zu lassen und ihn anschließend zu verteilen. Van Suntum (2005) bemüht zur Erläuterung des letzteren ein Beispiel von Herbert Giersch: Ganz offensichtlich ist es besser, einem Taxifahrer ein Trinkgeld zu geben als ihn ein weiteres Mal zur Aufbesserung seiner Einnahmen um den Häuserblock fahren zu lassen (U. van Suntum 2005: 32 f.). Beide stellen sich mit dem Trinkgeld besser.

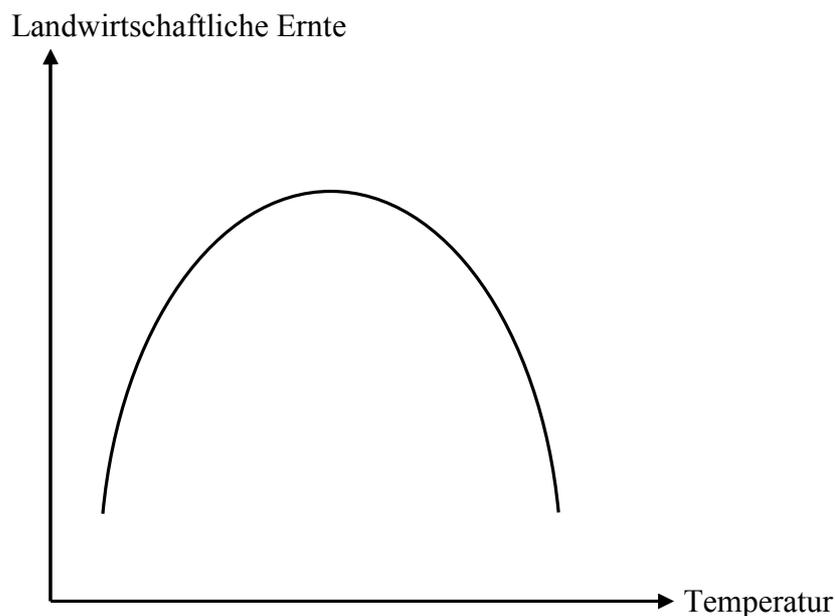
In diesem Kapitel sollen im Folgenden einige ausgewählte Restriktionen und Verzichtskosten offengelegt werden, mit denen politisches Handeln bei der Lastenzuteilung von Klimaschutz konfrontiert ist. In diesem Zusammenhang sollen insbesondere regionale und intertemporale Verteilungswirkungen betrachtet werden. Beide können einen Einfluss haben auf das optimale Vermeidungsniveau und auf die Aufteilung von Reduktionslasten.

⁴⁵ Vgl. im Folgenden M. Wiesweg (2008: 67 ff.).

5.2 Internationale Verteilungswirkungen

5.2.1 Verteilungswirkungen zwischen Industrie- und Entwicklungsländern

Der anthropogene Klimawandel wird verursacht durch die mit dem Beginn der Industrialisierung weltweit verstärkten Emissionen von Treibhausgasen. Da sich diese Klimagase bei einer hohen Verweildauer gleichmäßig in der Atmosphäre verteilen, ist deren Einfluss auf das regionale und globale Klima und damit auch auf regionale und globale Klimafolgen gänzlich unabhängig vom Entstehungsort der Emissionen.



Quelle: M. Wiesweg (2008: 68).

Abbildung B.20: Temperatureinfluss auf Ernteerträge

Die Schäden durch die Emission von Treibhausgasen sind indes höchst ungleich verteilt. Auch wenn die Kosten des Klimawandels in der Summe größer sind als deren Nutzen, sind nicht alle Regionen, Staaten, Sektoren oder Personen gleichermaßen negativ betroffen. Im Einzelfall könnte es sogar Profiteure eines Klimawandels geben. Obwohl die Durchschnittstemperatur in Industrieländern teilweise stärker angestiegen ist und voraussichtlich ansteigen wird als in vielen Entwicklungsländern, ist insgesamt zu erwarten, dass Industrieländer (cum grano salis) nicht so stark der Klimaproblematik ausgesetzt sein werden wie Entwicklungsländer. Der dritte und vierte Sachstandsbericht des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) legen dies ausführlich dar (vgl. insbesondere Smith u. a. 2001; Schneider u. a. 2007). Hierfür können mehrere Gründe ausschlaggebend sein (vgl. auch R. Tol 2004: 265 ff.; N. Stern 2006: 106 ff.).

1. Ärmere Länder weisen tendenziell höhere Temperaturen auf (R. Tol 2004: 265 f.). Nun ist es nicht so, dass gleiche Temperatur*veränderungen* regionenübergreifend mit gleichen Klimafolgen verbunden sind. Die ökonomischen und sozialen Folgen eines Temperaturanstiegs können u. a. auch vom Ausgangstemperaturniveau abhängen. Abbildung B.20 illustriert einen denkbaren und nicht unrealistischen Zusammenhang von Temperaturniveau und Ernteerträgen. Demnach könnten die Ernteerträge ausgehend von niedrigen Temperaturen mit steigender Durchschnittstemperatur z. B. aufgrund des Kohlendioxid-Düngeeffektes oder verlängerter Wachstumsperioden sogar steigen, ausgehend von einer hohen Durchschnittstemperatur bei Überschreiten bestimmter Toleranzschwellen aber sinken; Letzteres möglicherweise wie in der Abbildung dargestellt sogar mit zunehmenden Raten.

In der Tat zeigen Modellrechnungen, dass bei geringen bis mittleren Durchschnittstemperaturanstiegen (1-3°C) Ernteerträge in Regionen mittlerer und höherer Breitengrade steigen, während selbst bei geringen Temperaturanstiegen (1-2°C) die Effekte in Regionen niedriger Breitengrade negativ sind. Die genauen Auswirkungen sind aber auch u. a. abhängig von der jeweiligen Frucht, den jeweiligen Veränderungen in den Niederschlägen und nicht zuletzt von Anpassungsmaßnahmen.⁴⁶ Der aufgezeigte, für Entwicklungsländer negative Zusammenhang von Temperaturanstieg und Klimaschäden lässt sich auf die Fälle verallgemeinern, bei denen ein zunehmender Temperaturanstieg mit zunehmenden Grenzschäden verbunden ist. Immer dann sind Regionen mit bereits hohen Durchschnittstemperaturen besonders negativ betroffen.⁴⁷ Für Entwicklungsländer in tropischen Regionen gilt im Allgemeinen, dass es dort bereits zu heiß ist (vgl. R. Mendelsohn/A. Dinar/L. Williams 2006: 11).

2. In Entwicklungsländern ist ein größerer Anteil der Wirtschaft direkt abhängig vom Klima. Beispielsweise ist der landwirtschaftliche Sektor in ärmeren Ländern anteilmäßig von größerer Bedeutung als in reicheren Ländern (vgl. R. S. J. Tol 2004: 265 f.). Dies bedeutet im Umkehrschluss, dass mit zunehmendem

⁴⁶ Vgl. hierzu ausführlich W. E. Easterling u. a. (2007) und die dort angegebene Literatur.

⁴⁷ Für weitere Bereiche und Beispiele vgl. auch N. Stern (2007: insbesondere 65 ff.).

Strukturwandel, insbesondere zugunsten des Dienstleistungssektors, die Verwundbarkeit gegenüber einem Klimawandel sinkt.

3. Entwicklungsländer verfügen kaum über Kapazitäten, Anpassungsmaßnahmen an Klimaschäden vorzunehmen (Adaptionsstrategie). Die Kosten eines Deichbaus beispielsweise sind in unterentwickelten Ländern etwa gleich groß wie in Industrieländern, jedoch in Relation zum Gesamteinkommen erheblich größer (R. S. J. Tol 2004). Strömberg (2007) zeigt, dass vergleichbare Katastrophen in ärmeren Ländern in den letzten Jahrzehnten mit einer höheren Anzahl von Todesfällen verbunden waren als in reicheren Ländern. Nach diesen Schätzungen führen Katastrophen der gleichen Art auf dem gleichen Kontinent und im gleichen Jahr zu 70 Prozent weniger Todesfällen in Ländern mit hohem Einkommen als in Ländern mit geringem Einkommen (vgl. D. Strömberg 2007: 208 f.).⁴⁸ Ohne Wirtschaftswachstum zwischen 1960 und 2004 wäre gegenwärtig mit einer etwa 30 Prozent höheren Anzahl an durch Naturkatastrophen verursachten Todesfällen zu rechnen (vgl. ebd.: 210).

5.2.2 Optimaler Klimaschutz und regionale Verteilungswirkungen von Klimaschäden

Die sich unterscheidenden Wirkungen eines Klimawandels in unterschiedlichen Regionen können in mindestens zweifacher Hinsicht relevant werden, nämlich erstens für die Bestimmung des globalen Ausmaßes der Emissionsreduktionsanstrengungen und zweitens hinsichtlich der regionalen Lastenaufteilung von Emissionsreduktionen. Beide Aspekte sollen im Folgenden erörtert werden.

5.2.2.1 Regionale Verteilung von Klimaschäden und globale (optimale) Emissionsreduktionen

Im Rahmen von Kosten-Nutzen-Analysen werden die Kosten von Emissionsreduktionen deren Nutzen gegenübergestellt, um die sozialen Kosten von Treibhausgasemissionen zu bestimmen. Im Optimum entsprechen bei „normalen“ Kostenverläufen die Kosten einer zusätzlichen Emissionseinheit genau den Kosten ihrer Vermeidung. Das Konzept des optimalen Umweltschutzes bietet den Vorteil, dass konsistent und explizit

⁴⁸ Die Klassifizierung erfolgt nach derjenigen der Weltbank in Länder mit hohem, mittlerem und geringem Einkommen.

Verzichtskosten erfasst und berücksichtigt werden. Implizit müssen diese unter Knappheitsbedingungen immer in Kauf genommen werden. Jede wirtschaftspolitische Entscheidung zugunsten einer Aktivität, jedes klimapolitisches Handeln oder Nichthandeln ist stets mit Verzichten an anderer Stelle konfrontiert. Nun ist die Monetarisierung von Umweltschäden im Allgemeinen und Klimaschäden im Besonderen schon aus technischen Gründen nicht unproblematisch.⁴⁹ Umweltgüter sind häufig eben dadurch gekennzeichnet, dass das Ausschlussprinzip privatwirtschaftlich nicht anwendbar ist und somit keine Marktpreise existieren.

Die Monetarisierung von Umwelt bzw. Umweltschäden wird aber auch mit darüber hinausgehender, grundsätzlicher Kritik konfrontiert. So kann eingewendet werden, dass die Monetarisierung von Kosten und Nutzen des Klimaschutzes auf der Basis von Zahlungsbereitschaften Ungleichheiten produziert. Zahlungsbereitschaften hängen nämlich nicht unerheblich vom Einkommen ab, und der Einfluss des Klimawandels auf reichere Menschen bekommt dann dementsprechend ein größeres Gewicht. So unterscheiden sich beispielsweise nach Hohmeyer (2005) die Bewertung eines Todesfalls im Niger und den USA abhängig von der jeweiligen Zahlungsbereitschaft ungefähr um den Faktor 100 (vgl. O. Hohmeyer 2005: 166). Dies kann in zweifacher Hinsicht Anlass zur Kritik geben. Erstens stellt sich die Frage, ob eine Monetarisierung und hiermit eine Verrechenbarkeit von Menschenleben, die mit Kant einen intrinsischen Wert besitzen, überhaupt ethisch zu verantworten ist (vgl. z. B. C. Azar 2000: 234; U. Hampicke 2001: 154 ff.). Andererseits wird bei einer Monetarisierung in Kosten-Nutzen-Analysen nicht versucht, den Wert eines bestimmten individuellen Lebens zu erfassen. Es wird nicht abgefragt, wie viel ein Individuum zahlen würde, um ein (bestimmtes) Menschenleben zu retten (willingness to pay) oder welche Summe man ihm bieten müsste, um den Verlust eines (bestimmten) Menschenlebens zu akzeptieren (willingness to accept). Vielmehr wird versucht zu ermitteln, wie viel den Individuen eine geringe Veränderung der Wahrscheinlichkeit in einem bestimmten Jahr zu verunglücken wert ist (vgl. S. Fank-

⁴⁹ Für einen Überblick über Monetarisierungsverfahren vgl. A. Endres/K. Holm-Müller (1998). Es lassen sich indirekte und direkte Monetarisierungsverfahren unterscheiden. Bei indirekten Verfahren wird versucht, den Wert der Umwelt bzw. spiegelbildlich das Ausmaß von Umweltschäden über die tatsächliche Reaktionen der Akteure auf Umweltveränderungen beispielsweise über Marktdaten zu erfassen. Bei direkten Verfahren soll die Zahlungsbereitschaft für Umweltgüter z. B. über Befragungen ermittelt werden. Zur Diskussion von letzterem vgl. stellvertretend W. M. Hanemann (1994), P. A. Diamond/J. A. Hausman (1994) und F. Söllner (1997).

hauser/R. S. Tol 1998: 87 f.; L. Robinson: 283 ff.; R. N. Stavins 2007: 4). Menschen nehmen in der Realität gewisse *Risiken* auch hinsichtlich einer Verkürzung ihres Lebens *in Kauf*. Diese Zahlungsbereitschaft könnte dementsprechend abgefragt werden, um die Präferenzen der Menschen auch für entsprechende öffentliche Maßnahmen zur Geltung zu bringen. Darüber hinaus stehen Mittel, die in den Klimaschutz investiert werden, möglicherweise – wenn auch zunächst nur hypothetisch – in Verwendungskonkurrenz zu anderen Maßnahmen, die ebenfalls Leben retten könnten.

Eine Entscheidung, ob Todesfälle oder auch andere Werte wie z. B. die reine Existenz von Staaten monetarisiert werden sollten, lässt sich nicht leicht beantworten. Man kann dies aus grundsätzlichen Erwägungen ablehnen oder aus pragmatischen Gründen zulassen.

Es stellt sich aber noch ein zweites Problem, welches auch gewöhnliche, prinzipiell verrechenbare Güter betrifft. Ist es ethisch vertretbar, einen physisch gleichen Schaden unterschiedlich zu bewerten? Diesem Einwand steht nämlich ein generelles Misstrauen gegenüber Marktmechanismen zur Allokation von knappen Gütern und Produktionsfaktoren nahe, da unterschiedliche Zahlungsbereitschaften bei einer Marktallokation eine wesentliche Rolle spielen. Es müsste zumindest die Frage geprüft werden, warum ausgerechnet Umweltgüter von der Bewertung durch Zahlungsbereitschaften ausgenommen werden sollten (vgl. D. Pearce 2003: 364).

Grundsätzlich ist an einer Bewertung durch Zahlungsbereitschaften schließlich auch nichts auszusetzen, sofern das Wollen der Individuen Grundlage für die Beurteilung von wirtschaftspolitischen Projekten sein soll. Menschen haben unterschiedliche Präferenzen und dementsprechend auch unterschiedliche Zahlungsbereitschaften für gleiche Güter. Gleichwohl ließe sich eine Gewichtung von Zahlungsbereitschaften zugunsten armer Regionen rechtfertigen. Schließlich ist eine überregionale Aggregation dieser unterschiedlichen Zahlungsbereitschaften wiederum unvermeidlich mit Wertungen verbunden. Letztlich ist auch eine Entscheidung gegen die Verwendung von Gewichtungsfaktoren zugunsten armer Regionen innerhalb von Kosten-Nutzen-Analysen eine normative Entscheidung. „[...] 'not equity weighting' implies a value of an equity weight equal to unity, i.e. \$1 of damage to a poor person is treated as if it is the same as \$1 of

loss to a rich person” (D. W. Pearce 2003: 372). Dies wird nicht selten als ungerecht erachtet und würde auch bei einer Wohlfahrtsanalyse implizit unterstellen, dass ein zusätzlicher Dollar für eine reiche Person denselben Nutzen stiftet wie für eine arme Person. Normative Wertungen lassen sich durch die Formulierung der entsprechenden Wohlfahrtsfunktion mit unterschiedlichen Arten von Gewichtungsfaktoren modellieren (vgl. C. Azar 1999; C. Azar/T. Sterner 1996; S. Fankhauser/R. S. Tol/D. W. Pearce 1997; C. Helm/T. Bruckner/F. Toth 1999; D. W. Pearce 2003) Es geht hierbei dementsprechend auch um die Frage, welche Einkommensverteilung als gerecht angesehen wird. Jedoch bleibt fraglich, ob die Klimapolitik als Instrument zur Korrektur von globalen Ungerechtigkeiten in der Einkommensverteilung genutzt werden *kann* und *sollte*. Können setzt voraus, dass Einkommensumverteilung zulasten bestimmter Regionen durchgesetzt werden kann. Sollen muss sich auch an Alternativen messen lassen. Einkommensumverteilung könnte schließlich auch über andere, möglicherweise effizientere Maßnahmen erfolgen.

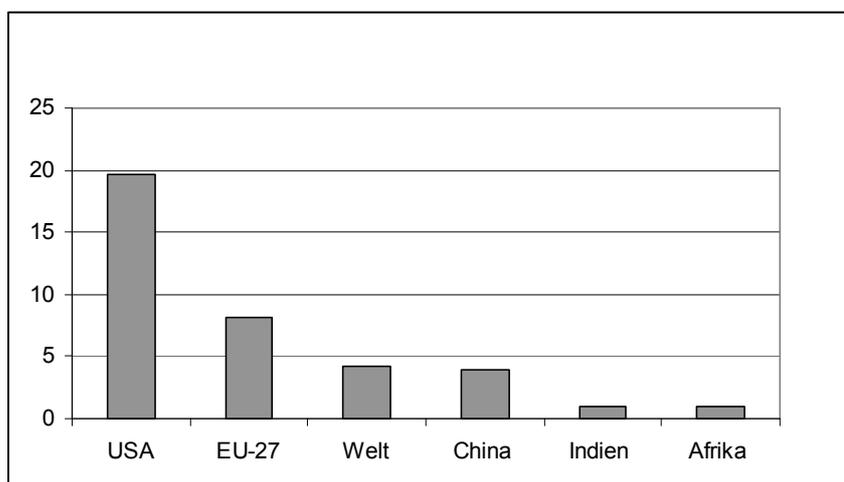
5.2.2.2 Regionale Lastenverteilung von Emissionsreduktionen

Neben der Frage, welche Emissionsreduktionsanstrengungen insgesamt ergriffen werden sollten und wie diese von der regionalen Gewichtung von Zahlungsbereitschaften abhängen, lässt sich die Frage der gerechten regionalen Verteilung von Emissionsreduktionslasten politisch bestimmter globaler Emissionsreduktionslasten stellen.⁵⁰ Hier spielt in der öffentlichen Diskussion über Gerechtigkeit eine nicht unerhebliche Rolle, dass in den Industrieländern lebende Menschen anteilmäßig in einem erheblich größeren Ausmaß zum Klimawandel beitragen und in der Vergangenheit beigetragen haben als Menschen in Entwicklungs- und Schwellenländern. In Abbildung B.21 lässt sich erkennen, dass die Kohlendioxidemissionen pro Kopf 2005 in den USA und auch in der EU-27 ein Vielfaches derer in Schwellenländern wie China und Indien oder auch dem Kontinent Afrika betragen. Hinzu kommt, dass der Klimawandel das Resultat der akkumulierten Emissionen vieler Jahre ist.

Gleichzeitig weisen insbesondere Staaten wie Indien oder China die höchsten Emissionszuwächse auf. Während die EU-15 insgesamt ihre Kohlendioxidemissionen fast sta-

⁵⁰ Diese politisch bestimmten Emissionsreduktionen können Kosten-Nutzen-Analysen zur Grundlage haben. Sie könnten aber auch anders bestimmt werden, etwa durch wie auch immer genau definierte, kritische Schwellenwerte von ökologischen Systemen, die nicht überschritten werden sollen.

bilisieren konnten, hat sich der Ausstoß von Kohlendioxidemissionen in China und Indien zusammen genommen mehr als verdoppelt, so dass sie in der Summe fast so viel emittieren wie die USA. China alleine emittiert bereits mehr Kohlendioxid als die EU-15 und Indien mehr als Deutschland (vgl. H.-J. Ziesing 2006). Es ist auch nicht unplausibel anzunehmen, dass sich diese Entwicklung verschärfen wird. Bezieht man die übrigen Treibhausgase mit ein, sind die Emissionen von Klimagasen „sogar“ leicht gesunken. Auch der Rückgang der Treibhausgasemissionen in der EU ist zu relativieren. Er kann insgesamt hauptsächlich zurückgeführt werden auf die Emissionsrückgänge in Deutschland und Großbritannien, die ihrerseits wieder erklärbar sind durch sogenannte wall-fall-profits im Falle Deutschlands und das Ende der Kohlesubventionen in Großbritannien.



Quelle: IEA: <http://www.iea.org/Textbase/stats/index.asp> (Stand März 2008); eigene Darstellung.

Abbildung B.21: CO₂-Emissionen (in Tonnen) pro Kopf in ausgewählten Ländern und Regionen im Jahr 2005

Die UN-Klimarahmenkonvention von 1992 spricht von gemeinsamer, aber unterschiedlicher Verantwortung der Staaten. Das auf der 3. Vertragsstaatenkonferenz der Klimarahmenkonvention 1997 in Kyoto beschlossene Kyoto-Protokoll trennt die Vertragsparteien in zwei Staatengruppen: In Staaten mit Emissionsziel und Staaten ohne Emissionsziel. Bei den Ländern ohne Emissionsziel handelt es sich im Wesentlichen um Entwicklungs- und Schwellenländer – beispielsweise auch um Indien und China. Wenn auch unter Gerechtigkeitsmotiven eine derartige Differenzierung möglicherweise ver-

ständig erscheint,⁵¹ stellt sich dies anders dar, wenn man die Folgen dieser Differenzierung betrachtet. Nicht nur werden günstige Emissionsreduktionspotenziale in Entwicklungsländern nicht oder nur unzureichend ausgeschöpft, sofern sie in der Klimapolitik nicht berücksichtigt werden. Es besteht auch die Gefahr, dass das globale Emissionsziel angesichts der dynamischen Entwicklung in Ländern wie China und Indien verfehlt wird.

Eine Klimapolitik, die ökologische Treffsicherheit und Kosteneffizienz mit einer differenzierten Lastenverteilung kombiniert, ist indes nicht grundsätzlich ausgeschlossen. Ein globaler Handel mit Treibhausgaszertifikaten wäre ein Instrument, der dieses ermöglichen könnte. Unabhängig von der Erstausrüstung wird durch den Handel mit Emissionsrechten ein effizientes Ergebnis erreicht. Grundsätzlich ist es also möglich, jedes gewünschte Verteilungsergebnis umzusetzen.

5.3 Intergenerationelle Verteilungswirkungen

Die Wahl der „richtigen“ Diskontrate im Rahmen von Kosten-Nutzen-Analysen wird insbesondere im Kontext mit der Klimapolitik kontrovers diskutiert. Nordhaus (1991) bezeichnet die Bestimmung der Diskontierungsrate als „thorny issue“.⁵² Auch folgendes Zitat von Weitzman zeigt dies recht eindrucksvoll:

“There does not now exist within the economics profession, nor has there ever existed, anything remotely resembling a consensus, even – or perhaps one should say, especially – among the ‘experts’ on this subject [...] an expert here might be defined as an economist who knows the literature well enough to be able to justify any reasonable discount rate by some internally consistent story” (M. L. Weitzman 2001: 261).

Dies ist nicht zuletzt deswegen von zentraler Bedeutung, weil die Diskontrate einen maßgeblichen Einfluss auf die Beurteilung von öffentlichen Projekten haben kann. Die

⁵¹ Der Frage, was nun konkret auf welcher ethischen Grundlage unter einer gerechten Lastenverteilung verstanden werden könnte und welchen Einfluss dies genau bisher auf Klimaverhandlungen gehabt hat oder haben wird, soll an dieser Stelle nicht näher nachgegangen werden. Vgl. hierzu stellvertretend W. Buchholz/W. Peters (2005), B. Buchner/J. Lehmann (2005), A. Lange/C. Vogt/A. Ziegler (2007), L. Ringius/A. Torvanger/A. Underdal (2002), A. Rose u. a. (1998).

⁵² Vgl. zur Problematik der Diskontierung in Zusammenhang mit Klimapolitik ausführlich S. Bayer (2000).

Wahl der Diskontrate im Rahmen von Kosten-Nutzen-Analysen bestimmt insbesondere bei generationenübergreifenden Projekte über deren Vorteilhaftigkeit. Die Bestimmung einer Diskontrate, mit derer Einkommensströme über verschiedene Perioden vergleichbar und somit aggregierbar gemacht werden können, ist ein zentraler Bestandteil von Kosten-Nutzen-Analysen staatlichen Handelns.

Insbesondere über lange Zeiträume haben Diskontraten eine fast dominierende Bedeutung in Kosten-Nutzen-Analysen. Die Bedeutung der Wahl der Diskontrate über lange Zeiträume lässt sich leicht anhand eines Beispiels veranschaulichen. Ein Schaden von 100 Euro in 100 Jahren würde sich bei einer Diskontrate von einem Prozent auf einen Gegenwartswert von etwa 37 Euro reduzieren, bei einer Diskontrate von fünf Prozent auf etwa 76 Cent und bei einer Diskontrate von zehn Prozent sogar nur auf einen Gegenwartswert von 0,7 Cent fast marginalisieren.

Die Wahl der Diskontrate ist dem entsprechend auch zu einem großen Teil verantwortlich für unterschiedliche Politikempfehlungen aus verschiedenen Kosten-Nutzen-Analysen.

Nicht zuletzt dieser erhebliche Einfluss der Diskontratenwahl auf Vorteilhaftigkeitskalküle von Maßnahmen in langen Zeiträumen, wie sie beim Klimawandel so typisch sind, trägt zu der erheblichen Unsicherheit bezüglich der Bewertung klimapolitischer Maßnahmen bei. Es ist die vergleichsweise hohe soziale Diskontrate, welche zu den im Vergleich zu anderen Kosten-Nutzen-Analysen hohen Schadenskosten führen. Es überrascht vor diesem Hintergrund nicht, dass die vergleichsweise niedrige Diskontrate von Stern kritisch diskutiert wurde (vgl. z. B. P. Dasgupta 2008; W. Nordhaus 2007c; R. S. J. Tol/G. W. Yohe 2007; M. L. Weitzman 2007). Die Wahl der Diskontrate hat einen wesentlichen Einfluss auf die heutige Bewertung zukünftiger Vermeidungs- und Schadenskosten. Gleichzeitig ist die Wahl des richtigen Diskontfaktors mit Unsicherheiten verbunden: „In fact, it is no 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” (M. Weitzman 2007: 705).

Unbestritten ist weitestgehend, dass grundsätzlich drei gängige Begründungen für eine Diskontierung zukünftigen Konsums herangezogen werden können. Als Diskontierungsmotive kommen hierbei die soziale Zeitpräferenzrate, ein abnehmender Grenznutzen des Konsums und etwaige Opportunitätskosten in Betracht.⁵³ Dies geht schon auf Böhm-Bahwerk zurück, der die Existenz von Zinsen mit eben diesen Argumenten begründet hat. Während die ersten beiden Motive erklären, warum Zinsen verlangt werden, liefert das dritte Motiv die Begründung, warum diese Zinsen auch erwirtschaftet werden können.

Durch die soziale Zeitpräferenzrate wird zum Ausdruck gebracht, dass Menschen faktisch gegenwärtigen gegenüber zukünftigem Konsum vorziehen. Dafür kann es gute Gründe geben, wie etwa Unsicherheit darüber, ob zukünftiger Konsum überhaupt realisiert werden kann. Betrifft die Entscheidung weit in der Zukunft lebende Generationen, kann die Möglichkeit eines Weltuntergangs ein rationales Argument für die Diskontierung zukünftigen Konsums darstellen. Reine Zeitpräferenz kann aber auch durch Kurzsichtigkeit und Ungeduld der Individuen, durch Myopie, begründet sein.

Ein zweiter Grund für die Diskontierung zukünftigen Konsums ist der unterschiedliche Grenznutzen des Konsums bei unterschiedlichen Konsumniveaus. Übertragen auf mehrere Generationen könnte eine Diskontierung zukünftiger Konsumströme mit einer Ungleichheitsaversion begründet werden. Ist zu erwarten, dass zukünftige Generationen reicher sind als die gegenwärtigen Generationen, kann bei Ungleichheitsaversion eine Umverteilung zugunsten der letzteren die Wohlfahrt erhöhen. Ein Projekt, welches von der gegenwärtigen Generation einen Konsumverzicht in Höhe von einem Euro verlangt, muss dann zusätzliche Konsummöglichkeiten von mehr als einem Euro ermöglichen. Anders ausgedrückt, werden zusätzliche Konsummöglichkeiten für zukünftige Generationen abdiskontiert. Sind zukünftige Generationen ärmer müssten diese bei gleicher Ungleichheitsaversion dann aufdiskontiert werden.

Die Diskontierungsrate zukünftigen Konsums ergibt sich dementsprechend aus einer Kombination dieser beiden Motive. Unter vereinfachten Annahmen (vgl. N. Stern 2006:

⁵³ Vgl. hierzu im Folgenden auch S. Bayer (2004: 145 f.).

50 ff.) aus einer Wohlfahrtsfunktion abgeleitet kann sie entsprechend folgender Gleichung formuliert werden: $r = \delta + \eta \hat{c}$.

Mit δ wird hierbei als erstes Diskontierungsmotiv die reine Zeitpräferenz bezeichnet. Der zweite Bestandteil des Terms $\eta \hat{c}$ spiegelt die wachstumsbedingte Diskontierung wider. Hierbei wird die Wachstumsrate des Pro-Kopf-Konsums mit \hat{c} bezeichnet, η stellt die Elastizität des Grenznutzens des Konsums dar. Während \hat{c} auch das Resultat technischer Restriktionen und Prognosen zukünftiger Konsummöglichkeiten darstellt⁵⁴, ist die Wahl von sowohl von δ als auch von η Resultat normativer Entscheidungen. Bei einer logarithmischen Nutzenfunktion in Form von $u(c) = \ln c$ gilt beispielsweise: $\eta = 1$. Ein einprozentiger Zuwachs des Konsums führt zu einer einprozentigen Nutzensteigerung. In absoluten Größen impliziert dies im Falle eines doppelt so hohen Konsumniveaus zukünftiger Generationen, dass ein absoluter Konsumzuwachs für letztere nur halb soviel Wert beigemessen wird wie für die gegenwärtige Generation. Prinzipiell gilt: Je größer die Ungleichheitsaversion des Bewerter ist, desto höher ist der Parameter η zu wählen.

Die reine Zeitpräferenzrate δ macht den Nutzen gegenwärtiger und zukünftiger Perioden vergleichbar. In Bezug auf ein repräsentatives Individuum reflektiert δ , dass Menschen gegenwärtigen Nutzen gegenüber zukünftigem Nutzen vorziehen. Auf der Grundlage eines methodologischen Individualismus in der normativen Interpretation sind die Präferenzen (genauer: Präferenzartikulationen) souveräner Individuen zu respektieren und sollten dementsprechend zum Kriterium der Entscheidung über wirtschaftspolitisches Handeln oder Nichthandeln gemacht werden. Fraglich bleibt, ob und wie die Präferenzen zukünftiger Generationen zu berücksichtigen sind. Kritiker halten eine Diskontierung des Nutzens zu Lasten zukünftiger Generationen für moralisch nicht vertretbar, zumal diese ihre Präferenzen naturgegeben nicht artikulieren können.

K. J. Arrow u. a. (1995) haben diese beiden unvereinbaren Positionen als deskriptiven und als präskriptiven Ansatz bezeichnet. Der deskriptive Ansatz zur Ermittlung einer

⁵⁴ Hier besteht insbesondere für lange Zeiträume eine erhebliche Unsicherheit. M. L. Weitzman (1998) konnte zeigen, dass bei Unsicherheit über die Wachstumsrate des Konsums und damit über die Höhe der Diskontrate selbige langfristig gegen den niedrigst möglichen Wert konvergieren sollte.

Diskontrate nimmt die artikulierten Präferenzen der gegenwärtig lebenden Individuen als Entscheidungsgrundlage. Prinzipiell ließe sich die Diskontrate dann auch über Marktzinssätze bestimmen. Zumindest müssten Diskontraten mit dem tatsächlichen Konsum- und Sparverhalten der Wirtschaftssubjekte vereinbar sein. Mit dem präskriptiven Ansatz wird die Diskontrate nach der oben dargestellten Gleichung bestimmt. Insbesondere eine Diskontierung des Nutzens zukünftiger Generationen wird hier abgelehnt.

Die Wahl der Diskontrate ist also auf der einen Seite mit Unsicherheiten über zukünftige Entwicklung der Konsummöglichkeiten und der Präferenzen zukünftiger Generationen verbunden. Auf der anderen Seite müssen normative Entscheidungen getroffen werden: Erstens, wie damit umzugehen ist, dass zukünftige Generationen (oder die gegenwärtige Generation in der Zukunft) höhere (oder vielleicht sogar niedrigere) Konsummöglichkeiten haben und zweitens wie der zukünftige Nutzen im Vergleich zum gegenwärtigen Nutzen bewertet werden soll.

Diskontierung ist eines der häufigst genannten Argumente für eine Verschiebung von klimaschützenden Investitionen in die Zukunft (vgl. H. L. F. de Groot 2002: 132). Eine anfänglich eher moderate Klimapolitik und deren Verschärfung im Zeitablauf lässt sich mit Nordhaus als „climate policy ramp“ bezeichnen (W. Nordhaus 2007c: 687).

Ist nicht das ökonomische Umweltoptimum, sondern starke Nachhaltigkeit die ethische Grundlage der Klimapolitik, erübrigt sich die Diskussion um die „richtige“ Diskontrate. Ist Naturkapital nicht durch Menschen gemachtes Kapital substituierbar, kann ein Verlust an Naturkapital für zukünftige Generationen nicht dadurch ausgeglichen werden, dass sie reicher sind (vgl. E. Neumayer 2007: 299). Im Worst Case des Stern-Berichtes geht es einer zukünftigen Generation im Jahr 2200 mit Schadenskosten von 20 Prozent oder sogar bis zu 32 Prozent des BIP immer noch achtmal besser als der gegenwärtigen Generation. Ohne Klimawandel ginge es ihnen 12,3 mal besser. „But the worst, that can happen, if the world fails to heed the Review’s advice is that the distant future is only much, much better off than the present instead of being much, much, much better off. That is too bad, but it is not really a tragedy” (E. Neumayer 2007: 300). Dies ist insbe-

sondere vor dem Hintergrund zu betrachten, dass die Vermeidungskosten für die gegenwärtige Generation nicht vernachlässigbar sind.

Die klimapolitischen Bemühungen scheinen sich bezüglich der Zieleetzungen eher an dem Prinzip starker Nachhaltigkeit zu orientieren. „It may come as a surprise to some economists, but Article 2 of the United Nations Framework on Climate Change calls for ‘stabilisation of greenhouse gas concentrations in the atmosphere at a level that would prevent dangerous anthropogenic interference with the climate system’, not for maximizing the present discounted value of an intertemporal social welfare function” (ebd.: 301). Hierauf wird im folgenden Kapitel noch näher eingegangen. Ob dies damit zusammenhängt, dass Wähler Opferbereitschaft für eine ambitionierte Klimapolitik nur aufbringen würden, um eine Schlechterstellung künftiger Generationen zu verhindern (vgl. ebd.), oder ob das Prinzip der Nachhaltigkeit in der Öffentlichkeit so weit definiert wird, dass er allgemein zustimmungsfähig ist und nichts ausgeschlossen wird, sei hier dahingestellt.

Zusammenfassend kann hier für die Diskussion um die Instrumentenwahl festgehalten werden, dass für eine Politik, welche sich an ökologischen Schwellenwerten orientiert, um Naturkapital auch für zukünftige Generationen erhalten zu können, ökologische Treffsicherheit ein herausragendes Kriterium ist. Da es unerheblich ist, wo Treibhausgasemissionen emittiert werden, ist die Mengenlösung in Form der Lizenzlösung ein geeignetes Instrument. Es könnte insofern auch als ein ordnungspolitisches Instrument bezeichnet werden, welches Eigentumsrechte festlegt, den Wirtschaftsobjekten aber die Verfügung über diese Eigentumsrechte überlässt. Das ökologische Ziel kann durch kein anderes umweltpolitisches Instrument treffsicherer erreicht werden, Verteilungsgerechtigkeitsüberlegungen können über die Zuteilung von Emissionsrechten als Vermögens-transfer Rechnung getragen werden und obendrein ist dieses Instrument auch noch kosteneffizient und bietet Anreize für umwelttechnischen Fortschritt.

C Klimapolitik und Europäischer Emissionshandel

Während im vorherigen Kapitel zum einen die umweltpolitisch relevanten Charakteristika der Klimaproblematik erläutert wurden und zum anderen die grundlegende Wirkungsweise der Zertifikatslösung als klimapolitisches Instrument erörtert und im Vergleich zu anderen Instrumenten beurteilt wurde, wird im Folgenden der Europäische Emissionshandel als Bestandteil europäischer Klimapolitik dargestellt. Hierzu wird zunächst die europäische Klimapolitik in der globalen Klimapolitik verortet. Anschließend wird der Europäische Emissionshandel als zentrales europäisches Instrument der Klimapolitik vorgestellt.

1 Europäische Klimapolitik als Bestandteil globaler Klimapolitik

1.1 Entwicklung der globalen Klimapolitik

Globale Klimapolitik ist nur mit Einverständnis und Unterstützung souveräner Staaten möglich. Eine völkerrechtlich verbindliche Basis für eine internationale Kooperation stellt hierbei die 1992 auf dem sogenannten Erdgipfel in Rio verhandelte und 1994 völkerrechtlich in Kraft getretene Klimarahmenkonvention (United Nations Framework Convention on Climate Change, UNFCCC) dar (UN 1992).⁵⁵ 155 Staaten haben 1992 die Klimarahmenkonvention unterzeichnet. Hervorzuheben ist die Klimarahmenkonvention hinsichtlich mindestens zweier Aspekte. Erstens wurden zum ersten Mal in der Geschichte, wenn auch keine verbindlichen, Treibhausgasemissionsziele gesetzt (vgl. B. Buchner 2005: 21). In Art. 2 der Klimarahmenkonvention heißt es, dass es das „Endziel“ ist „eine Stabilisierung der Treibhausgaskonzentration in der Atmosphäre auf einem Niveau zu erreichen, auf dem eine gefährliche anthropogene Störung des Klimasystems verhindert wird.“ Die Klimarahmenkonvention basiert auf dem Grundsatz des Vorsichtsprinzips (Art. 3; UN 1992). Darüber hinaus wird unter der „Grundlage der Gerechtigkeit und entsprechend ihren gemeinsamen aber unterschiedlichen Verantwortlichkeiten“ die Hauptverantwortung bei den Industrieländern gesehen (vgl. ebd.). Nach Art. 4 wird das Ziel formuliert, die Treibhausgasemissionen „einzeln oder gemeinsam“ auf das Niveau von 1990 zurückzuführen. Es gibt indes keine verbindliche Reduktionspflicht für irgendeine der Vertragsparteien. Barrett (2002) sieht hierin auch den Grund,

⁵⁵ Im Folgenden wird lediglich ein Überblick über die wesentlichen Inhalte globaler Klimapolitik gegeben, soweit sie für das weitere Verständnis in den folgenden Kapiteln erforderlich sind. Detailliertere Darstellungen insbesondere hinsichtlich der Inhalte des Kyoto-Protokolls finden sich z. B. in M. Grubb/C. Vrolijk/D. Brack (1999) oder S. Oberthür/E. Ott (2002).

warum diese Vereinbarung von so vielen Staaten unterzeichnet wurde und so schnell (März 1994) in Kraft getreten ist (vgl. S. Barrett 2002: 369).

Neben diesem Setzen von eher vagen und unverbindlichen Zielen kann der Beitrag der Klimarahmenkonvention zweitens in der Schaffung von Institutionen gesehen werden. Die Klimarahmenkonvention sollte entsprechend ihres Namens einen „Rahmen“ bilden für zukünftige Verhandlungen und Vereinbarungen. Oberstes Gremium der Klimarahmenkonvention ist die jährlich stattfindende Konferenz der Vertragsstaaten (Conference of the Parties, COP). Bisher haben 14 Vertragsstaatenkonferenzen stattgefunden, erstmalig 1995 in Berlin (vgl. Tabelle C.1).

Konferenz	Ort
COP 1 (1995)	Berlin
COP 2 (1996)	Genf
COP 3 (1997)	Kyoto
COP 4 (1998)	Buenos Aires
COP 5 (1999)	Bonn
COP 6 (2000/2001)	Den Haag/Bonn
COP 7 (2001)	Marrakesh
COP 8 (2002)	Delhi
COP 9 (2003)	Mailand
COP 10 (2004)	Buenos Aires
COP 11/MOP1 (2005)	Montreal
COP 12/MOP2 (2006)	Nairobi
COP 13/MOP3 (2007)	Bali
COP 14/MOP4 (2008)	Posen

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Tabelle C.1: Konferenz der Vertragsstaaten der Klimarahmenkonvention (Conference of the Parties, COP) und Treffen der Vertragsstaaten des Kyoto-Protokolls (MOP)

Ein besonderes Gewicht hat die dritte Vertragsstaatenkonferenz 1997 in Kyoto, in welcher das so genannte Kyoto-Protokoll (UN 1997) unterzeichnet wurde. Zentrale Bestandteile des Kyoto-Protokolls waren auf die Signatarstaaten herunter gebrochene Treibhausgasemissionsziele für die in Annex B des Protokolls genannten Industrieländer, sowie die so genannten flexiblen Mechanismen, welche eine regionale Verschiebung der Emissionsreduktionslasten möglich machen sollten. Hierauf wird jeweils im folgenden Kapitel näher eingegangen. Voraussetzung für ein Inkrafttreten war die Ratifikation des Protokolls durch mindestens 55 Vertragsstaaten, auf die mindestens 55 Prozent der Kohlendioxidemissionen in den zu Emissionszielen verpflichteten und in An-

nex I der Klimarahmenkonvention aufgelisteten Industrieländern entfallen sollten (Art. 25). Der zweite Teil der Voraussetzung hat sich mit dem durch den damaligen US-Präsidenten G. W. Bush im März 2001 erklärten Rückzug der USA als eines der größten Industrieländer aus dem Kyoto-Protokoll als schwierig erwiesen.⁵⁶ Erst mit der Ratifizierung Russlands Ende 2004 konnte somit das Kyoto-Protokoll am 16.02.2005 in Kraft treten. Gegenwärtig (Stand Januar 2009) haben 183 Staaten und die Europäische Union das Kyoto-Protokoll ratifiziert, welche zusammen 63,7 Prozent der Kohlendioxidemissionen der in Annex I der Klimarahmenkonvention aufgeführten Industrieländer auf sich vereinigen.⁵⁷

1.2 Zentrale Elemente des Kyoto-Protokolls und dessen Folgeabkommen

1.2.1 Ziele, Zeitpläne und Emissionsreduktionsverpflichtungen

Im Kyoto-Protokoll werden die Staaten in zwei Gruppen unterteilt. Die erste Gruppe besteht aus den Ländern, die sich für ein Emissionsziel verpflichtet haben. Es handelt sich hierbei um die in Annex B des Kyoto-Protokolls aufgeführten Industrieländer. Die zweite Gruppe besteht im Wesentlichen aus Entwicklungs- und Schwellenländern ohne Emissionsziel. Die in Annex B aufgeführten Staaten sind dazu verpflichtet, die Emissionen von sechs Treibhausgasen in der Periode 2008 bis 2012 im Vergleich zum Jahr 1990 durchschnittlich um insgesamt mindestens 5,2 Prozent zu verringern. Die Erreichung dieses Gesamtzieles ist für Industrieländer mit unterschiedlichen Emissionszielen verbunden wie Tabelle C.2 zeigt. Während einigen Staaten wie Island, Australien und Norwegen steigende Emissionsmengen zugestanden werden, sind andere Staaten zu Emissionsreduktionen verpflichtet, die über den Durchschnitt von rund 5 Prozent hinausgehen.

⁵⁶ An dieser Stelle soll darauf hingewiesen werden, dass für eine Ratifizierung des Kyoto-Protokolls in den USA eine Zwei-Drittel-Mehrheit im Senat erforderlich gewesen wäre. Auch der während der Kyoto-Verhandlungen amtierende Präsident Bill Clinton mit dem bekanntermaßen in Klimafragen engagierten Vizepräsidenten Al Gore hatte zuvor das Kyoto-Protokoll zwar im November 1998 unterzeichnet, aber nicht zur Ratifizierung dem Senat vorgelegt. Einige republikanische Senatoren hatten genau dies gefordert, allerdings vor dem Hintergrund, dass das Kyoto-Protokoll dann abgelehnt worden wäre (vgl. S. Barrett 2002: 370). Bereits im Sommer 1997 hatte der Senat mit 97-0 Stimmen (!) eine Resolution eingebracht, dass die USA keine Verpflichtung eingehen dürften, sofern erstens Entwicklungsländer nicht ebenfalls in einem derartigen Abkommen verpflichtet würden und zweitens der US-amerikanischen Wirtschaft geschadet würde (vgl. ebd: 369).

⁵⁷ Eine Liste der Staaten, welche das Kyoto-Protokoll ratifiziert haben, findet sich auf den Internetseiten der Klimarahmenkonvention:
http://unfccc.int/files/kyoto_protocol/status_of_ratification/application/pdf/kp_ratification.pdf.

Im Zuge der Folgekonferenzen in Bonn und Marrakesh sind die Emissionsziele weiter abgeschwächt worden (vgl. B. Buchner 2005: 30 ff.). In Folge des Entschlusses der USA, das Kyoto-Protokoll nicht zu ratifizieren, sind Schlüsselspielern wie Russland und Kanada hinsichtlich der Anrechenbarkeit von Kohlenstoffsinken einige Konzessionen gewährt worden. Dies ist auch insofern bemerkenswert, als die Emissionsziele einiger Staaten, wie z. B. die Ziele Russlands unterhalb einem Business-as-Usual liegen. Da ein Verkauf derartiger Emissionsrechte möglich ist, wie im folgenden Kapitel erläutert wird, wird auch von einem Handel mit heißer Luft (Hot Air) gesprochen. An dieser Stelle kann festgehalten werden, dass auch die ökologische Wirksamkeit der Kyoto-Ziele nach dem Rückzug der USA allenfalls als bescheiden angesehen werden kann (vgl. z. B. C. Böhringer 2001; 2003).⁵⁸

Medium	Treibhausgase: Kohlendioxid (CO ₂) Methan (CH ₄) Distickstoffoxid (N ₂ O) Teilhalogenierte Fluorkohlenwasserstoffe (H-FKW/HFC) Perfluorierte Kohlenwasserstoffe (FKW/PFC) Schwefelhexafluorid (SF ₆)
Zeitraum	1990-2008/12
Umfang	- 5,2 %
Ort	Annex B-Staaten: Industrie- und Transformationsländer (-8 %: EU-15, Bulgarien, Estland, Lettland, Liechtenstein, Monaco, Rumänien, Schweden, Schweiz, Slowakei, Slowenien, Tschechische Republik -7 %: USA -6 %: Japan, Kanada, Polen, Ungarn -5 %: Kroatien +/-0 %: Neuseeland, Russische Föderation, Ukraine +1 %: Norwegen +8 %: Australien +10 %: Island)

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Tabelle C.2: Emissionsziele des Kyoto-Protokolls

⁵⁸ Die ökologische Integrität wird darüber hinaus in Zweifel gezogen, weil die im Kyoto-Protokoll vorgesehenen Sanktionsmechanismen als unwirksam angesehen werden (vgl. z. B. S. Barrett: 384 ff.)

1.2.2 Flexibilisierungsmechanismen

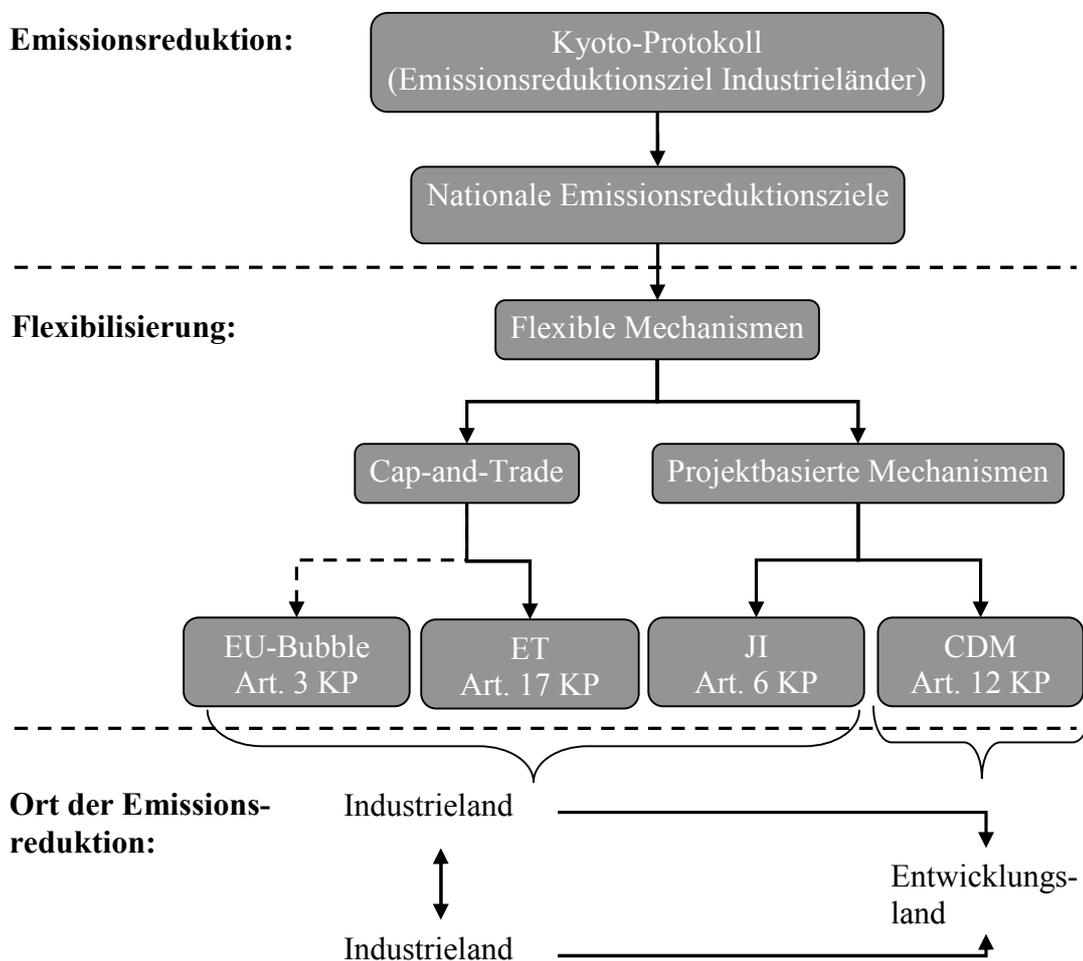
Entsprechend der Verpflichtungen des Kyoto-Protokolls haben die in Annex B aufgeführten Staaten individuelle Reduktionsverpflichtungen auf Basis historischer Emissionen übernommen (vgl. Tabelle C.1). Grundlage für diese Mengenziele ist indes nicht primär eine kosteneffiziente Ausgestaltung der Lastenverteilung. Besonders augenscheinlich ist dies für die Aufteilung der Emissionsziele zwischen Entwicklungsländern und Industrieländern. Letztere weisen überhaupt kein Emissionsziel auf. Hier liegen die Grenzvermeidungskosten also definitionsgemäß bei Null, während bei Industrieländern aufgrund des teilweise bereits hohen Standards an Vermeidungstechnologie von vergleichsweise hohen Vermeidungskosten einer zusätzlichen Emissionsreduktion auszugehen ist. Das Erreichen der Emissionsziele des Kyoto-Protokolls könnte sich also als sehr teuer herausstellen. Das Kyoto-Protokoll sieht nun einige Mechanismen vor, welche gesamtwirtschaftliche Kostensenkungspotenziale durch eine Angleichung der Grenzvermeidungskosten zwischen Industrie- und Entwicklungsländern aber auch innerhalb der Industrieländer nutzbar machen können. Abbildung C.1 gibt eine Übersicht über diese Mechanismen. Hierbei lassen sich grundsätzlich projektbasierte Mechanismen von denjenigen unterscheiden, welche bei Einhaltung eines Gesamtemissionszieles einen Handel mit Emissionsmengen entsprechend eines Cap-and-Trade-Regimes ermöglichen.

Beim so genannten Emissions Trading (ET) gemäß Art. 17 des Kyoto-Protokolls können Staaten ihre Reduktionsverpflichtungen auch dadurch erfüllen, indem sie überschüssige Emissionsrechte anderer Staaten erwerben. Da die Gesamtemissionsmenge durch die nationalen Emissionsmengenvorgaben bestimmt ist und der Handel mit Emissionsberechtigungen nicht an konkrete Projekte gebunden ist, bei denen die Emissionsminderungen im Vergleich zu einem Business-as-Usual für jeden Einzelfall zu belegen sind, ähnelt das ET einem Cap-and-Trade-System. Hierauf wird in Kapitel 1.2.2.1 eingegangen.

Die projektbasierten Mechanismen, welche in Kapitel 1.2.2.2 beschrieben werden, entsprechen in ihrer Funktionsweise einem Baseline-and-Credit-Ansatz. Staaten können durch konkrete emissionsmindernde Projekte im Ausland Emissionsgutschriften erwerben, welche auf das nationale Emissionsziel angerechnet werden dürfen. Emissionsmin-

derungen beziehen sich immer auf einen Referenzwert, der sich am Business-as-Usual orientiert. Die Emissionen müssen also über das Niveau hinaus reduziert werden, welches ohne das Projekt realisiert würde. Joint Implementation (JI) und Clean Development Mechanism (CDM) unterscheiden sich nun dadurch, in welchem Land diese Projekte stattfinden.

Einen Sonderfall stellt die Bildung einer sogenannten EU-Bubble dar. Die EU-Mitgliedsstaaten können entsprechend Art. 3 ihre Verpflichtung gemeinsam erfüllen. Dies wird in Kap. 1.2.2.3 ausgeführt.



Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung C.1: Regionale Flexibilisierung der Reduktionslasten auf Basis des Kyoto-Protokolls

ET und JI sowie die EU-Bubble ermöglichen einen Emissionshandel zwischen Industrieländern während CDM einen Handel mit Emissionsrechten zwischen Industrieländern und Entwicklungsländern ohne Emissionsziel möglich macht.⁵⁹

1.2.2.1 Emissions Trading

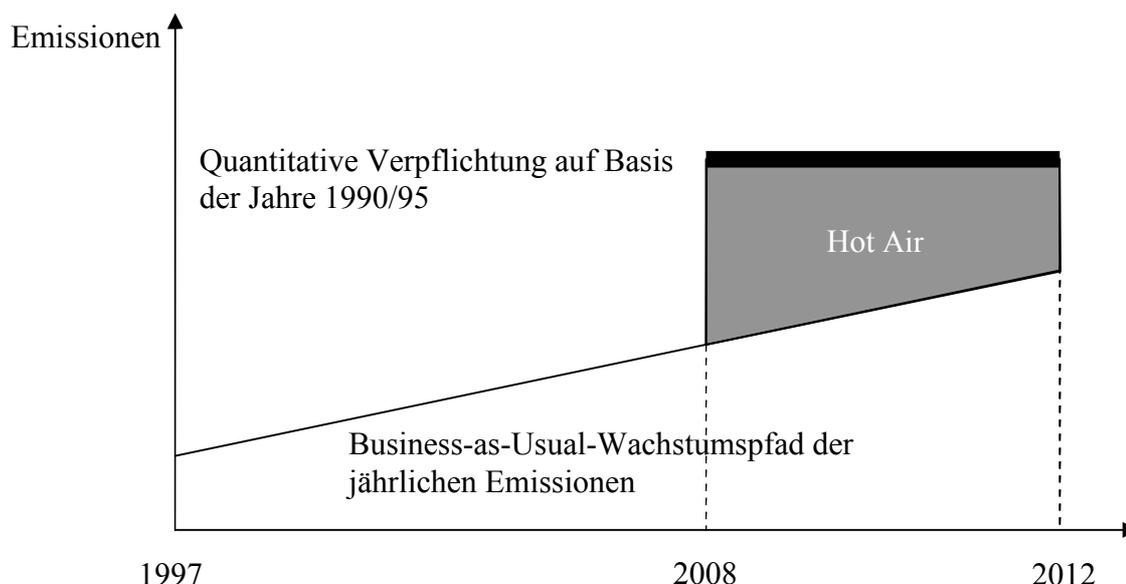
Artikel 17 des Kyoto-Protokolls macht einen zwischenstaatlichen Emissionshandel möglich. Es ähnelt insofern einem Cap-and-Trade-System, als ein Gesamtemissionsziel bestimmt wird (Cap), Emissionsrechte definiert und gestückelt und dann den jeweiligen Staaten entsprechend ihrer Verpflichtungen zugeteilt werden sowie ein Handel dieser Emissionsrechte zwischen den Vertragsparteien möglich gemacht wird (Trade). Jedoch gibt es einen gewichtigen Unterschied zu den nationalen Emissionshandelsprogrammen wie dem Acid-Rain-Program in den USA und dem später beschriebenen Europäischen Emissionshandel. Die handelnden Akteure sind nicht Unternehmen, sondern die durch die jeweilige Regierung vertretenen Vertragsstaaten des Kyoto-Protokolls.

In Satz 3 von Artikel 17 des Kyoto-Protokolls heißt es, dass ein Handel mit Emissionsrechten ebenso wie der im folgenden Kapitel beschriebene Handel mit Gutschriften aus projektbezogenen Mechanismen ergänzend zu inländischen Emissionsreduktionsmaßnahmen erfolgen soll.

In Folge des Emissions Trading stellt sich die Problematik der heißen Luft . Die Entstehung von heißer Luft wird schematisch in Abbildung C.2 beschrieben. Sie resultiert im Wesentlichen aus dem Zusammenbruch der Wirtschaft in den Transformationsländern wie Russland und ist dementsprechend nicht das Resultat darüber hinausgehender Reduktionsleistungen. Inwiefern der Handel mit heißer Luft die ökologische Treffsicherheit des Kyoto-Protokolls berührt, ist eine Frage der Perspektive (vgl. E. Woerdman 2005a). Rein formal wird das im Kyoto-Protokoll formulierte Gesamtemissionsziel

⁵⁹ Genau genommen ist ET auf Annex B-Länder des Kyoto-Protokolls beschränkt. Bei JI können auch Länder beteiligt sein, die zu den Annex I-Ländern der Klimarahmenkonvention zählen, nicht aber zu den in Annex B des Kyoto-Protokolls aufgezählten Staaten gehören oder aber das Kyoto-Protokoll nicht ratifiziert haben. Damit wird dem Umstand Rechnung getragen, dass erstens die Türkei und Weißrussland Vertragsstaaten der Klimarahmenkonvention sind, nicht aber des Kyoto-Protokolls und zweitens einige Annex B-Länder das Kyoto-Protokoll nicht ratifizieren könnten (vgl. M. Mittendorf 2004: 49). JI sollte grundsätzlich auch in diesen Ländern möglich sein, da hierdurch tatsächlich auch Emissionsreduktionen erzielt werden, die in Annex B-Ländern angerechnet werden können, ohne das Gesamtemissionsziel zu gefährden.

nicht beeinträchtigt. Richtig ist auf der einen Seite aber auch, dass ohne den Handel mit heißer Luft mehr Emissionen vermieden werden könnten als ohne. Auf der anderen Seite wiederum war der Handel mit heißer Luft möglicherweise auch der Preis für das Inkrafttreten des Kyoto-Protokolls und damit überhaupt für eine Reduktion von Treibhausgasemissionen (vgl. U. Steiner Brandt/G. T. Svendsen 2005).



Quelle: In Anlehnung an M. Mittendorf (2004: 56).

Abbildung C.2: Entstehung von heißer Luft

Ob und inwiefern es eine Nachfrage nach heißer Luft gibt, ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt aufgrund des politischen Widerstandes hingegen unklar. Eine Operationalisierung der Begrenzung zur Nutzbarkeit der flexiblen Mechanismen im Allgemeinen gibt es zwar weder im Kyoto-Protokoll selbst, noch in den Folgeabkommen. Länder wie Österreich, Deutschland oder die Niederlande haben aber beispielsweise erklärt, keine russische oder osteuropäische heiße Luft ohne einen ökologischen Nutzen erwerben zu wollen (vgl. C. Hepburn 2007: 380).

1.2.2.2 Projektbasierte Mechanismen

Gutschriften aus JI-Projekten, sogenannte „Emission Reduction Units“ (ERUs), können entsprechend der Vereinbarungen aus dem Kyoto-Protokoll von Industrieländern in Industrieländern generiert werden (Art. 6, UN 1997). Beim CDM handelt es sich um Projekte von Industrieländern in anderen Entwicklungsländern (Art. 12). Die hier gewon-

nen Gutschriften werden als „Certified Emission Reductions“ (CERs) bezeichnet. CDM soll gemäß Art. 12 (2) zwei Zielen dienen: Zum einen sollen die Industriestaaten darin unterstützt werden, ihre Klimaziele zu erreichen. Emissionsreduktionen in Entwicklungsländern sind kostengünstiger zu erreichen als in Industrieländern. Zum anderen soll eine nachhaltige Entwicklung der Entwicklungsländer gefördert werden.⁶⁰

Die Zertifizierung von Emissionsgutschriften soll hierbei nach folgenden Kriterien erfolgen (Art 12, Abs. 5):

- freiwillige Teilnahme von allen Vertragsparteien,
- Vorteile hinsichtlich der Abschwächung des Klimawandels (real, messbar, langfristig),
- Zusätzlichkeit von Emissionsreduktionen, die ohne das Projekt nicht erfolgt wären.

Das erste Kriterium soll die Förderung der Nachhaltigkeit auch in Entwicklungsländern sichern. Dient das CDM-Projekt nicht den Entwicklungszielen des jeweiligen Gastgeberlandes, kann es dieses Projekt ablehnen. Es sind also die jeweiligen Entwicklungsländer, die beurteilen, ob das Projekt der nachhaltigen Entwicklung im eigenen Land dienlich ist oder nicht. Sie bleiben hinsichtlich dieser Entscheidung souverän. Die letzten beiden Kriterien wenden sich an die ökologische Integrität der Projekte.

Erstmalig wurde in der Klimarahmenkonvention von 1992 auf die Möglichkeit, Maßnahmen zur Emissionsvermeidung in einer projektgebundenen Form gemeinsam auszuführen, hingewiesen. Die Einbeziehung des CDM in das Kyoto-Protokoll war zum damaligen Zeitpunkt aufgrund von Misstrauen seitens vieler Entwicklungsländer, der EU und von Nichtregierungsorganisationen überraschend (vgl. A. Michaelowa 2005: 137 ff.). Entwicklungsländer hatten die Befürchtung, dass sich die Industrieländer ihrer Verpflichtung durch Abreifung von „tief hängenden Früchten“ entledigen und den Entwicklungsländern so zukünftig günstige Vermeidungsmöglichkeiten verloren gehen. Darüber hinaus bestand die Hoffnung auf ungebundene Finanztransfers im Gegensatz

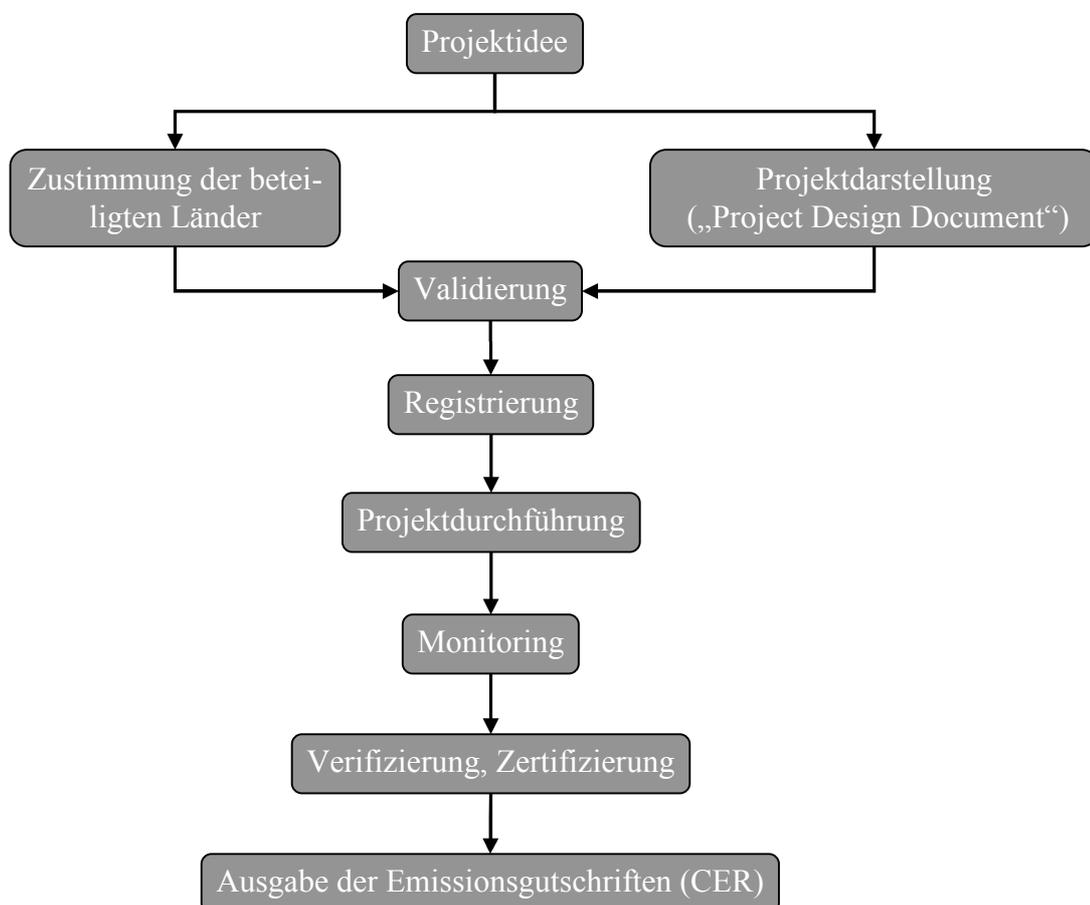
⁶⁰ Es ist durchaus möglich, dass es einen trade-off zwischen diesen beiden Zielen gibt. Werden hohe Nachhaltigkeitsanforderungen gestellt, wie sie auch immer definiert werden, können möglicherweise kostengünstige Vermeidungsoptionen nicht realisiert werden und umgekehrt. In einem Literaturüberblick kommt K. H. Olsen (2007) zu dem Ergebnis, dass über die kostengünstige Emissionsvermeidung hinausgehende Nachhaltigkeitsziele kaum verwirklicht werden, eben weil die kostengünstigsten Vermeidungsoptionen gewählt werden.

zu einem damals befürchteten Eingriff in die Souveränität bei gemeinsamen Projekten. Nichtregierungsorganisationen hingegen zeigten sich besorgt über die ökologische Treffsicherheit bei Durchführung von gemeinsamen Projekten (vgl. ebd.). Diese wurden darüber hinaus als Schlupfloch für Industrieländer gesehen, sich ihrer Verpflichtungen zu entledigen. Die EU stand den flexiblen Instrumenten aus ähnlichen Motiven ebenfalls kritisch gegenüber. Auf der ersten Konferenz der Vertragsstaaten 1995 wurde sich lediglich auf eine Erprobung von gemeinsamen Aktivitäten (Activities Implemented Jointly, AIJ) geeinigt (vgl. ebd.: 137 f.). Dementsprechend stellte die Einführung insbesondere von in Entwicklungsländern durchgeführten Projekten eine Überraschung dar und wurde auch als „Kyoto-Surprise“ bezeichnet.

Der Durchbruch gelang mit dem Vorschlag Brasiliens als Nicht-Annex-I-Staat zur Einrichtung eines „Clean Development Funds“, mit dessen Hilfe Emissionsminderungsmaßnahmen in Entwicklungsländern gefördert werden sollten. Dieser sollte finanziert werden aus Strafzahlungen der zu Emissionsreduktionsmaßnahmen verpflichteten Industrieländer für den Fall, dass sie ihre Emissionsziele überschreiten. Strafzahlungen waren seitens der Industrieländer (insbesondere der USA) nicht konsensfähig. Jedoch war es nur noch ein kleiner Schritt zu einer Interpretation, die das Einhalten dieser Emissionsziele durch Finanzierung von Projekten in Entwicklungsländern ermöglicht (N. Matsuo 2003: 196 f.; M. Pohlmann 2004: 33 ff.).

Die EU hätte diese Mechanismen indes fast zu Fall gebracht, jedoch verpasste sie die entscheidende Sitzung aufgrund interner Beratungen (vgl. M. Michaelowa 2005: 139). Gleichwohl kann die eher reservierte bis ablehnende Haltung gegenüber flexiblen Mechanismen im Allgemeinen und CDM im Besonderen Schwierigkeiten über die Verhandlungen bezüglich der detaillierten Ausgestaltung der Regeln des CDM begründen, die dann schließlich erst vier Jahre später in den Marrakesh-Accords vereinbart wurden (vgl. F. Lecocq/P. Ambrosi 2007: 135 ff.).

CDM-Projekte und JI-Projekte müssen einen festgelegten Projektzyklus durchlaufen.⁶¹ Im Falle von JI-Projekten lassen sich, je nachdem welche Kriterien die beteiligten Ländern erfüllen, hierbei ein vereinfachtes Track 1- und ein Track 2-Verfahren unterscheiden. Sind die Kriterien für ein Track 1-Verfahren erfüllt, kann ein Gastgeberstaat von JI-Projekten selbst die Anforderungen an diese Projekte festlegen. Für die Track 2-Verfahren ist die Prozedur des Projektzyklus festgelegt. Im Falle von CDM-Projekten spricht Michaelowa vom Durchlaufen eines „Irrgartens“, der wiederum mit hohen Transaktionskosten verbunden ist (vgl. A. Michaelowa: 140). Abbildung C.3 zeigt (vereinfacht) einen idealtypischen Ablauf eines CDM-Projektzyklus.



Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung C.3: CDM-Projektzyklus

⁶¹ Auf der COP 7 in Marrakesh wurden Richtlinien für die Umsetzung von JI-Projekten erarbeitet. Rechtskräftige Beschlüsse konnten indes erst nach Inkrafttreten des Kyoto-Protokolls im Februar 2005 gefasst werden. Im Gegensatz hierzu sind Regelungen zu CDM-Projekten seit der COP 7 in Marrakesh provisorisch in Kraft. Detaillierte Informationen mit allen wichtigen Dokumenten hierzu finden sich auf den Internetseiten der Klimarahmenkonvention unter <http://ji.unfccc.int/index.html> (JI) und <http://cdm.unfccc.int/index.html> (CDM). Eine übersichtliche Einführung liefert eine Broschüre des Bundesumweltministeriums (vgl. C. Arens/W. Sterk 2006).

CDM-Projekte stehen nach Art. 12 Abs. 10 des Kyoto-Protokolls sowohl privaten als auch öffentlichen Einrichtungen offen.⁶² Die Durchführer eines Projektes müssen eine Projektdokumentation erstellen, in der insbesondere auch das Referenzszenario ohne Klimaschutzprojekt (Baseline) dargestellt wird, verbunden mit den voraussichtlichen Emissionen mit dem Klimaschutzprojekt. Die hierzu verwendete Methodologie muss von den Projektdurchführern selbst entwickelt und vom CDM-Exekutivrat (CDM-Executive Board) der Klimarahmenkonvention genehmigt werden, sofern noch keine Methodologie aus einem vergleichbaren Projekt zuvor genehmigt wurde. Die Projektdokumentationen müssen von einer akkreditierten Prüfungsstelle (Designated Operating Entity, DOE) insbesondere hinsichtlich der Zusätzlichkeit des Projektes geprüft und validiert werden.⁶³ Ist dies der Fall kann das Projekt beim Exekutivrat der Klimarahmenkonvention (CDM Executive Board) registriert werden. Bei der Projektdurchführung sind die tatsächlichen Emissionen laufend zu überwachen. Die durch das Projekt tatsächlich generierten Emissionsreduktionen müssen wiederum von einer DOE verifiziert und zertifiziert werden, bevor die Emissionsgutschriften für das Projekt ausgegeben werden können. CDM-Projekte bedürfen der Zustimmung der Gastgeberstaaten. Diese sind nicht dazu verpflichtet CDM-Projekte durchführen zu lassen. Die Zustimmung desjenigen Landes, in dem die generierten Gutschriften genutzt werden soll, ist spätestens beim Transfer der Gutschriften in das Investorland erforderlich.

1.2.2.3 EU-Bubble und EU-Burden-Sharing

Zu den Flexibilisierungsmechanismen im engeren Sinne zählen die zuvor erläuterten projektbasierten Mechanismen und das zwischenstaatliche Emissions Trading. Das Kyoto-Protokoll erlaubt darüber hinaus aber auch einer Gruppe von Industrieländern, sich auf ein gemeinsames Reduktionsziel zu einigen und dieses Ziel zwischen den Ländern umzuverteilen. Hiermit ist die so genannte Bubble-Regelung angesprochen. In Artikel 3

⁶² Hierbei lassen sich unilaterale, bilaterale und multilaterale Investitionen unterscheiden (vgl. N. Turek 2007: 311 ff.). Bei bilateralen Investitionen investiert z. B. ein Unternehmen aus einem Industrieland in eine Emissionsreduktionsmaßnahme in einem Entwicklungsland. Multilaterale Investitionen können über Fondsbeteiligungen erfolgen. Im Falle von unilateralen Investitionen erfolgt die Investition in Emissionsreduktionsmaßnahmen durch die Gastgeberländer. Es findet also keine Direktinvestition statt. Lediglich die aus dem Projekt erzeugten Gutschriften werden durch das Industrieland bzw. Unternehmen im Industrieland gekauft. Das Projektrisiko, auch das Länderrisiko z. B. in Form von politischen Instabilitäten, liegt hier im Gastgeberland der Investition (vgl. A. Michaelowa 2007).

⁶³ Eine Liste mit den akkreditierten DOEs findet sich auf den Internetseiten der Klimarahmenkonvention: <http://cdm.unfccc.int/DOE/list/index.html>. Hierzu gehören beispielsweise der TÜV Süd und der TÜV Nord.

des Kyoto-Protokolls heißt es, dass Annex I-Länder ihre Emissionsreduktionsverpflichtungen einzeln oder gemeinsam erfüllen können. In Artikel 4 ist diese Option näher spezifiziert:

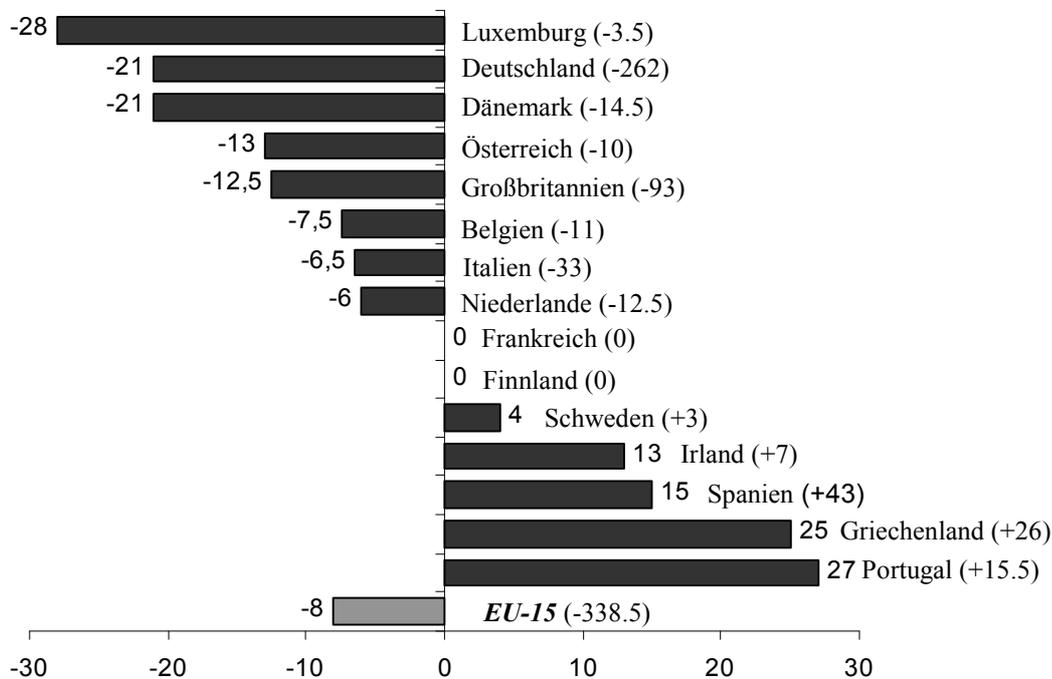
“Any Parties included in Annex I that have reached an agreement to fulfil their commitments under Article 3 jointly, shall be deemed to have met those commitments provided that their total combined aggregate anthropogenic carbon dioxide equivalent emissions of the greenhouse gases listed in Annex A do not exceed their assigned amounts calculated pursuant to their quantified emission limitation and reduction commitments inscribed in Annex B and in accordance with the provisions of Article 3.”
(Art. 4, UN 1997)

Die jeweiligen Emissionsreduktionsverpflichtungen der unter dieser Blase erfassten Staaten können durch eine formale Vereinbarung umverteilt werden. Von dieser Vereinbarung ist das Sekretariat der Klimarahmenkonvention mit der Ratifikation in Kenntnis zu setzen.

Die Europäische Union hat eine derartige Blase gebildet. Die EU-15 konnte sich hierbei auf ein Lastenverteilungsabkommen oder auch Burden-Sharing-Agreement“ einigen. In Abbildung C.4 sind die Emissionsreduktionsverpflichtungen der einzelnen Mitgliedsstaaten der EU-15 beschrieben. Hierbei fällt auf, dass es auf der einen Seite Länder gibt, die sich zu Emissionsreduktionen verpflichtet haben (oberer Teil der Abbildung). Auf der anderen Seite ist es entsprechend der EU-internen Lastenverteilung einigen Mitgliedsstaaten erlaubt, ihre Emissionen ausgehend vom Basisjahr 1990 bis zur Kyoto-Periode 2008/12 zu erhöhen (unterer Teil der Abbildung). In Klammern sind die Emissionsreduktionspflichten in Millionen Tonnen Kohlendioxidäquivalente aufgelistet. Etwa Dreiviertel der Gesamtreduktionspflicht entfällt hierbei auf Deutschland.

Für die neuen Mitgliedsstaaten der EU gelten die im Kyoto-Protokoll festgeschriebenen Emissionsziele. Sie fallen nicht unter das Burden-Sharing. Ein nachträglicher Einbezug dieser Staaten ist nach den Bestimmungen von Art. 4 auch nicht möglich. Für die neuen

Mitgliedsstaaten sind deren im Kyoto-Protokoll festgelegten Emissionsziele maßgeblich (vgl. F. Jacquemont 2005: 367).⁶⁴



in Prozent; Zielraum 2008/12; in Klammern: Veränderung der Emissionen in Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente

Quelle: G.-J. Krol (2005: 292).

Abbildung C.4: Burden-Sharing der EU-15 nach Kyoto

⁶⁴ Malta und Zypern sind im Kyoto-Protokoll nicht zu Emissionsreduktionen verpflichtet.

2 Institutionelle Ausgestaltung des Europäischen Emissionshandels

Mit der Vorlage des Grünbuches im März 2000 (vgl. Europäische Kommission 2000) begann in der Europäischen Union ein öffentlicher Diskurs über die Einführung eines Europäischen Emissionshandelssystems.⁶⁵ Dieses wurde 2005 auf Basis der Richtlinie 2003/87/EG eingeführt und bildet die rechtliche Basis des Europäischen Emissionshandels. Sie steht Anfang 2009 vor einer grundlegenden Überarbeitung hinsichtlich der Zeit ab dem Jahr 2013. Die Beurteilung Europäischen Emissionshandelssystems unter Berücksichtigung der Teilmengenproblematik wird durch die institutionelle Ausgestaltung des Europäischen Emissionshandelssystems beeinflusst. Aufgrund dessen werden im Folgenden die wichtigsten Regelungen vorgestellt. Im Folgenden wird zunächst die Institutionalisierung des Europäischen Emissionshandels von 2005 bis 2012 dargestellt, anschließend werden die wichtigsten auch für die Beurteilung des Europäischen Emissionshandel relevanten Neuerungen erläutert.

2.1 Organisation des Europäischen Emissionshandels und seiner nationalen Umsetzung von 2005 bis 2012

2.1.1 Europäische Emissionshandelsrichtlinie und nationale Umsetzung

Grundlage für den Europäischen Emissionshandel ist die Europäische Emissionshandelsrichtlinie 2003/87/EG, die durch die Mitgliedsstaaten in nationales Recht umgesetzt werden musste. Das Herzstück im Europäischen Emissionshandelssystem von 2005 bis 2012 bilden die Nationalen Allokationspläne. Sie sind ein wichtiges Verbindungsglied zwischen der europäischen und der nationalen Ebene und beinhalten im Wesentlichen einen Makroplan und einen Mikroplan. Im Makroplan wird der nationale Cap des Emissionshandelssystems festgelegt, welcher bestimmt, wie viele Emissionsrechte zugeteilt werden, bzw. indirekt, in welchem Umfang Emissionen reduziert werden. Für geplante Emissionsreduktionen in Nichtemissionshandelssektoren werden ebenfalls Angaben gemacht, die indes nicht mehr als deklaratorischen Charakter haben. Der Mikroplan legt im Einzelnen fest, in welcher Höhe und nach welchem Verfahren die Emissionsrechte den einzelnen im Emissionshandelssystem erfassten Anlagen zugeteilt werden.

Abbildung C.5 gibt am Beispiel Deutschlands eine knappe Übersicht in welcher Beziehung der Europäische Emissionshandel zum nationalen Recht steht. Während auf natio-

⁶⁵ Zur Genese des Europäischen Emissionshandels vgl. T. Santarius/M. Braun (2008).

naler Ebene im Treibhausgasemissionshandelsgesetz die rechtlichen Grundlagen für ein Emissionshandelssystem geschaffen werden, ist ferner das Zuteilungsgesetz von besonderer Bedeutung. Hier werden die Inhalte des Nationalen Allokationsplanes in nationales Recht übertragen.



Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung C.5: Organisation des Europäischen Emissionshandels bis 2012 und dessen Umsetzung in deutsches Recht

Sowohl bezüglich der Gestaltung des Makroplans als auch des Mikroplans werden den Mitgliedsstaaten auf der einen Seite Vorgaben gemacht, auf der anderen Seite aber auch Entscheidungsspielräume gelassen. Die Europäische Kommission prüft, ob die Nationalen Allokationspläne den Bestimmungen der Emissionshandelsrichtlinie genügen. Insbesondere zu nennen ist hierbei der Anhang III der Emissionshandelsrichtlinie, dessen Inhalte in Tabelle C.3 zusammengefasst werden.

Teile der in Anhang III aufgeführten Bestimmungen sind formal verpflichtend („shall“), andere optional („should“, „may“). Auffällig hierbei ist, dass die Vorgaben, welche sich auf die Makroebene beziehen, in der Formulierung verpflichtend sind, während die Vorgaben auf der Mikroebene den Mitgliedsstaaten Freiheitsspielräume lassen. Die

Makroebene betreffend bedeutet dies, dass die Europäische Kommission die Möglichkeit hat, großzügige Zuteilungen von Emissionsberechtigungen seitens der Mitgliedsstaaten zu unterbinden. So muss z. B. die Höhe des von den Mitgliedsstaaten festzulegenden Caps mit deren Verpflichtungen aus dem Kyoto-Protokoll und dem EU-Burden-Sharing vereinbar sein.

	Makroebene	Mikroebene
(1) Vereinbarkeit mit Kyoto und EU-Burden-Sharing	✓	
(2) Vereinbarkeit der Bewertung von tatsächlichen und erwarteten Fortschritten mit Verpflichtungen gemäß 93/389/EWG	✓	
(3) Berücksichtigung des technischen Potenzials zur Emissionsverringereung	✓	✓
(4) Berücksichtigung übriger rechtlicher und politischer Instrumente	✓	✓
(5) Keine Bevorzugung von Unternehmen und Sektoren	✓	✓
(6) Angaben zur Einbindung von neuen Marktteilnehmern		✓
(7) Berücksichtigung von Vorleistungen auch über Benchmarks nach BAT (Best Available Technology)		✓
(8) Angaben zur Berücksichtigung von sauberen Technologien		✓
(9) Angaben zur Beteiligung der Öffentlichkeit		✓
(10) Liste der Anlagen		✓
(11) Angaben zur Berücksichtigung des Wettbewerbs mit Nicht-EU-Ländern und -Anlagen		✓

Quelle: In Anlehnung an Europäische Kommission (2004).

Tabelle C.3: Kriterien zur Erstellung von Nationalen Allokationsplänen nach Anhang III der Emissionshandelsrichtlinie

Die Gesamtmenge an zugeteilten Emissionsberechtigungen darf dabei die gegenwärtigen oder prognostizierten Emissionen nicht überschreiten. Des Weiteren muss hierbei das Emissionsreduktionspotenzial betrachtet werden – auch im Vergleich zu Sektoren,

die nicht im Emissionshandelssystem erfasst sind (vgl. Europäische Kommission 2004⁶⁶).

Die Vorgaben bezüglich der Mikroebene belassen den Mitgliedsstaaten zumindest formal einige Optionen. Zum Beispiel müssen in den Nationalen Allokationsplänen zwar Angaben zur Einbindung neuer Marktteilnehmer gemacht werden, wie diese konkret eingebunden werden bleibt indes den europäischen Mitgliedsstaaten überlassen: Sie können neue Marktteilnehmer kostenlos aus einer Reserve bedienen. Sie können Emissionsrechte für neue Marktteilnehmer periodisch versteigern. Neue Marktteilnehmer können aber auch einfach verpflichtet werden, Emissionsrechte auf dem Lizenzmarkt zu erwerben (vgl. ebd.: 11 ff.).

Über Anhang III hinaus beinhaltet die Emissionshandelsrichtlinie eine weitere wichtige Bestimmung, welche die Mikroallokation von Emissionsrechten betrifft. Dies bezieht sich auf die zumindest aus distributiver Sicht zentrale Frage eines jeden Emissionshandelssystems, ob die Emissionsrechte den Emittenten kostenlos zugeteilt werden oder ob eine entgeltabhängige Zuteilung an die Emittenten erfolgt, z. B. über Auktionen. Eine Regelung zur Zuteilungsmethode findet sich in der Emissionshandelsrichtlinie in Art. 10. Danach mussten in der Periode 2005 bis 2007 mindestens 95 Prozent der Zertifikate kostenlos zugeteilt werden, in der Periode 2008 bis 2012 mindestens 90 Prozent. Der Handlungsspielraum der Mitgliedsstaaten war in dieser Hinsicht somit erheblich eingeschränkt.

Tatsächlich wurde die Höchstquote bezüglich der entgeltlichen Ausgabe von Emissionsrechten in der ersten Handelsperiode nur von Dänemark ausgeschöpft. Des Weiteren haben nur Irland (0,75 Prozent), Litauen (1,5 Prozent) und Ungarn (2,5 Prozent) einen geringen Teil der Emissionsrechte versteigert (vgl. DEHST 2005). In diesem Bereich ist dementsprechend in der ersten Handelsperiode eine erhebliche Harmonisierung der Zuteilung auch ohne zentrales Eingreifen zu beobachten.

⁶⁶ Die 2003 von der Kommission ausgegebenen Leitlinien waren für die Kommission in der Beurteilung der Allokationspläne verbindlich, nicht für die Mitgliedsstaaten (vgl. P. Zapfel 2007: 21).

Neben den die Allokation betreffenden Vorgaben enthält die Emissionshandelrichtlinie auch Angaben zum Monitoring und zu Sanktionsmaßnahmen. Die Vorgaben aus der europäischen Emissionshandelrichtlinie und des genehmigten Nationalen Allokationsplanes müssen in nationales Recht überführt werden. Dies geschieht in Deutschland über das Treibhausgasemissionshandelsgesetz.

Die sogenannte Verbindungsrichtlinie regelt die Verknüpfung mit den projektbasierten flexiblen Mechanismen des Kyoto-Protokolls (Europäische Union 2004). In Deutschland wird dies über das Projekt-Mechanismen-Gesetz in nationales Recht übertragen.

2.1.2 Geltungsbereich des Europäische Emissionshandels

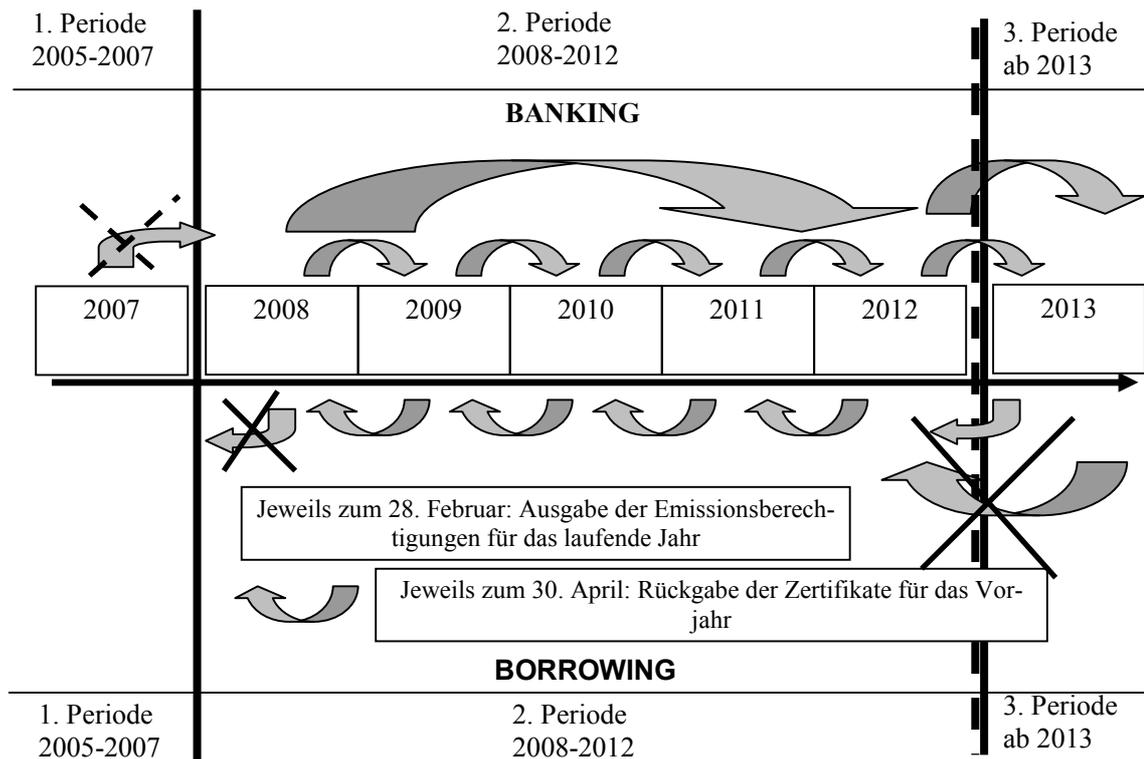
2.1.2.1 Temporale Abgrenzung

Im Europäischen Emissionshandel wird zwischen verschiedenen Handelsperioden differenziert. Der offizielle Start des Europäischen Emissionshandelssystems war der 1.1.2005. Hieran schloss sich entsprechend Art. 11 (1) 2003/87/EG die erste dreijährige Handelsperiode 2005 bis 2007 an. Diese könnte auch als Testperiode bezeichnet werden, weil erst die zweite Emissionshandelsperiode 2008 bis 2012 mit der Kyoto-Verpflichtungsperiode zusammenfällt, aber nicht weil das Emissionshandelssystem oder Teile des Emissionshandelssystems hier in irgendeiner Form für die beteiligten Staaten und Unternehmen unverbindlich gewesen wäre. Aus der ersten Emissionshandelsperiode konnte man sich im Hinblick auf die zweite Handelsperiode erste Erfahrungen erhoffen, die dann in den folgenden fünfjährigen Handelsperioden (Art. 11 (2) 2003/87/EG) genutzt werden sollten.⁶⁷ Die zweite Handelsperiode hat dementsprechend mit dem 1.1.2008 begonnen und endet am 31.12.2012.

Die Höhe der an die Unternehmen ausgegebenen Emissionsrechte wird für die jeweilige Periode bestimmt. Die Emissionsrechte werden indes nicht am Anfang der Periode für die ganze Periode zugeteilt, sondern jährlich. Nach Art. 11 (4) 2003/87/EG müssen die

⁶⁷ Aus diesem Grund begann der Emissionshandel bereits 2005, obwohl die Kyoto-Periode erst mit dem Jahr 2008 startete. In dem im Jahr 2000 von der Europäische Kommission vorgestellten Grünbuch zur Einführung eines Emissionshandelssystems heißt es: „Da der Emissionshandel ein neues Instrument für den Umweltschutz in der EU darstellt, ist es wichtig, noch vor dem Beginn des internationalen Handels mit Emissionsrechten im Jahre 2008 Erfahrungen mit der Umsetzung zu sammeln. Für die Europäische Gemeinschaft und ihre Mitgliedsstaaten gibt es also guten Grund, sich durch Einführung eines innergemeinschaftlichen Systems für den Handel mit Emissionen ab 2005 darauf vorzubereiten“ (Europäische Kommission 2000: 4).

Emissionsrechte Ende Februar eines jeden Jahres ausgegeben werden und nach Art. 12 (3) Ende April des folgenden Jahres für die getätigten Emissionen zurückgegeben werden. Wird von dem jeweiligen Unternehmen mehr emittiert als an Emissionsrechten zugeteilt wurde, muss es Emissionsrechte zukaufen. Wenn mehr zugeteilt als genutzt wird, können überschüssige Emissionsrechte verkauft werden.



Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung C.6: Banking und Borrowing im Europäischen Emissionshandelssystem

Abbildung C.6 veranschaulicht nun im Einzelnen, welche Möglichkeiten die Richtlinie den Unternehmen hinsichtlich der zeitlichen Flexibilisierung ihrer Emissionen im Zeitablauf bietet. Grundsätzlich kann die Flexibilisierung zeitlich in zwei Richtungen gedacht werden: So ist es denkbar, dass Emissionsrechte angespart werden. Emissionen werden also zeitlich nach hinten verschoben. In diesem Fall wird von Banking gesprochen. Es wird dann zu einem früheren Zeitpunkt von einem Unternehmen weniger emittiert, um zu einem späteren Zeitpunkt mehr emittieren zu können oder dann alternativ die angesparten Emissionsrechte zu einem späteren Zeitpunkt zu verkaufen. Innerhalb einer Periode ist Banking im Europäischen Emissionshandelssystem ohne Einschrän-

kungen möglich, denn die Emissionsrechte sind nach Art. 13 (1) 2003/87/EG für die jeweils volle Periode gültig. Zwischen den Perioden ist hier indes zu differenzieren. Ebenfalls ohne Einschränkungen können Emissionsrechte nach Art. 13 (3) zwischen der zweiten und dritten Periode übertragen werden.⁶⁸

Anders war dies zwischen der ersten und zweiten Periode. Banking wurde hier zwar durch die Emissionshandelsrichtlinie gemäß Art. 13 (2) den Mitgliedsstaaten gestattet. Tatsächlich wurde Banking lediglich und nur in geringem Ausmaß in Polen und Frankreich durchgeführt (vgl. J. Kruger/W. Oates/W. A. Pizer 2007: 18). Die grundlegende Problematik eines Bankings zwischen der ersten und der zweiten Handelsperiode bestand darin, dass hierfür keine Vorkehrungen im Kyoto-Protokoll existierten. Frühzeitige Emissionsminderungen vor 2008 führten nicht zu Entlastungen hinsichtlich der nationalstaatlichen Emissionsziele, die sich auf die Kyoto-Periode 2008 bis 2012 beziehen. Im November 2006 hat die Europäische Kommission eine Regel aufgestellt, nach der die in der ersten Periode gesparten Emissionsrechte vollständig von der Anzahl der in der zweiten Periode in den Emissionshandelssektoren der jeweiligen Mitgliedsstaaten ausgeteilten Emissionsrechte abgezogen werden müssen. Banking von der ersten in der zweiten Periode hatte auch demzufolge keine praktische Bedeutung.

Von Borrowing spricht man bei einer vorzeitigen Nutzung von Emissionsrechten. Borrowing zwischen den Perioden ist grundsätzlich nicht möglich, da die Zertifikate nur für die jeweilige Periode Gültigkeit haben. Das Kyoto-Protokoll sieht hierfür ebenfalls keine Bestimmungen vor. Würde etwa Borrowing zwischen der zweiten und dritten Periode durchgeführt, wären die Emissionsziele in der zweiten Emissionshandelsperiode und damit die Einhaltung der Kyoto-Verpflichtungen gefährdet. Borrowing ist indes in geringem zeitlichen Umfang innerhalb der Perioden möglich, nämlich für jeweils ein Jahr. Diese Möglichkeit beruht auf der Tatsache, dass die Emissionsrechte Ende Februar ei-

⁶⁸ Technisch werden die Emissionsrechte nicht übertragen, sondern ersetzt. Die Zertifikate haben nur für die jeweilige Periode Gültigkeit und werden im ersten Jahr der Folgeperiode Ende April gelöscht und durch neue Zertifikate ersetzt. Ökonomisch ist diese Unterscheidung ohne Bedeutung. Der genaue Wortlaut in der Emissionshandelsrichtlinie ist folgender: „Vier Monate nach Beginn jedes folgenden in Artikel 11 Absatz 2 genannten Fünfjahreszeitraumes werden Zertifikate, die nicht mehr gültig sind und nicht gemäß Artikel 12 Absatz 3 abgegeben und gelöscht wurden, von der zuständigen Behörde gelöscht. Die Mitgliedsstaaten vergeben Zertifikate an Personen für den laufenden Zeitraum, um Zertifikate zu ersetzen, die diese Personen besaßen und die gemäß Unterabsatz 3 gelöscht wurden.“ (Art. 13 (3) 2003/87/EG).

nes jeden Jahres ausgegeben werden, die Rückgabe der Emissionsrechte für die tatsächlichen Emissionen indes erst Ende April des Folgejahres erfolgen muss. Die Emissionsrechte für das Folgejahr werden zu diesem Zeitpunkt also ebenfalls schon zugeteilt. Hat nun beispielsweise ein Unternehmen im Jahr 2009 mehr emittiert als diesem Unternehmen an Emissionsrechten zugeteilt wurde, kann das Unternehmen dieses Defizit auch durch die im Jahr 2010 zugeteilten Emissionsrechte vorübergehend ausgleichen.

2.1.2.2 Regionale Abgrenzung

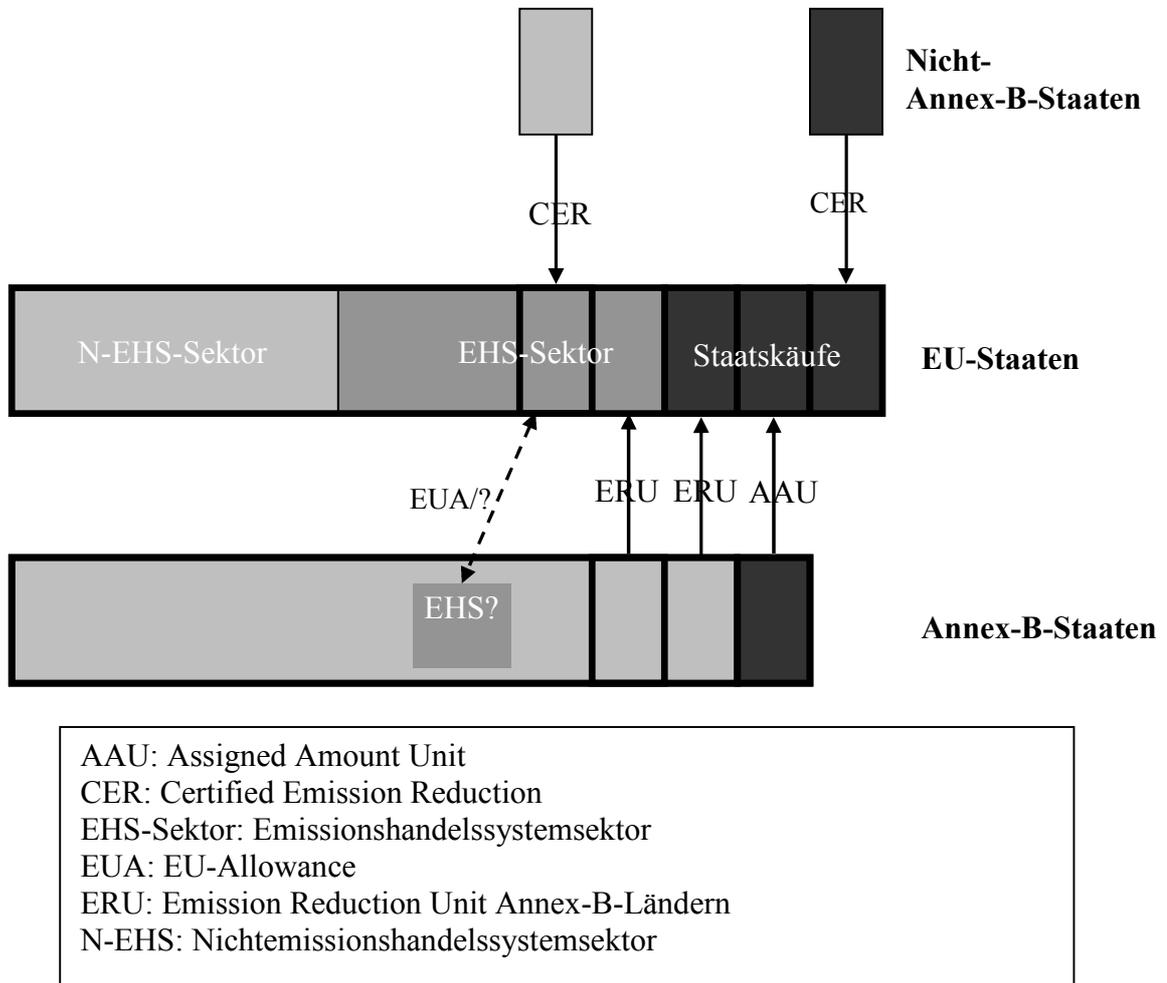
Vom Emissionshandelssystem erfasst sind seit 2005 die EU-25. Im Zuge des EU-Beitritts nehmen seit 2007 zusätzlich Rumänien und Bulgarien am EU-Emissionshandel teil. Liechtenstein, Norwegen und Island beteiligen sich darüber hinaus seit 2008 am EU-Emissionshandel.

Im globalen Maßstab ist der Anteil der EU-27 an den globalen Treibhausgasemissionen gering. Die energiebedingten Kohlendioxidemissionen in der EU-27 betragen 2005 mit dem Start des Europäischen Emissionshandelssystems nur etwa 15 Prozent der globalen energiebedingten Kohlendioxidemissionen (vgl. IEA 2008). Der Anteil an den weltweiten Treibhausgasemissionen ist in den vergangenen Jahren noch weiter geschrumpft.

Ein globaler Handel mit Emissionsrechten kann über zwei Kanäle Einfluss auf den Europäischen Emissionshandel ausüben. Erstens über den zwischenstaatlichen Handel mit Emissionsrechten und zweitens über die projektbasierten Mechanismen des Kyoto-Protokolls. Es kann ferner differenziert werden zwischen den Akteuren, welche die flexiblen Instrumente des Kyoto-Protokolls in Anspruch nehmen, nämlich Staaten und privatwirtschaftliche Akteure.

Zwar ist der zwischenstaatliche Handel mit Emissionsrechten grundverschieden vom Europäischen Emissionshandel – bei ersterem sind Staaten Vertragsparteien bei zweitem sind es Unternehmen – gleichwohl können diese beiden Systeme nicht isoliert betrachtet werden. Die Entscheidung eines Staates, Kyoto-Emissionsrechte zu kaufen oder zu verkaufen, beeinflusst indirekt das innerstaatliche Emissionsbudget und damit auch den Cap des Emissionshandelssystems.

Abbildung C.7 zeigt schematisch, wie Emissionsgutschriften aus dem Ausland in der Europäischen Union genutzt werden können.



Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung C.7: Verknüpfungspotenzial des Europäischen Emissionshandels

Die Mitgliedsstaaten der Europäischen Union haben sich im Kyoto-Protokoll zu hier festgehaltenen Emissionszielen verpflichtet. Sie haben die Möglichkeit, Kyoto-Emissionsrechte zu erwerben und können in einem entsprechenden Umfang zusätzlich emittieren. Jeder Mitgliedsstaat muss entscheiden, wie das knappe Emissionsbudget zwischen den Sektoren, vereinfacht zwischen dem Emissionshandelssektor und dem Nichtemissionshandelssektor, aufgeteilt werden soll. Insgesamt umfasst die Emissionsmenge der EU die Emissionen im Emissionshandelssektor, die Emissionen im Nichtemissionshandelssektor und Emissionen, die durch den Zukauf von Kyoto-

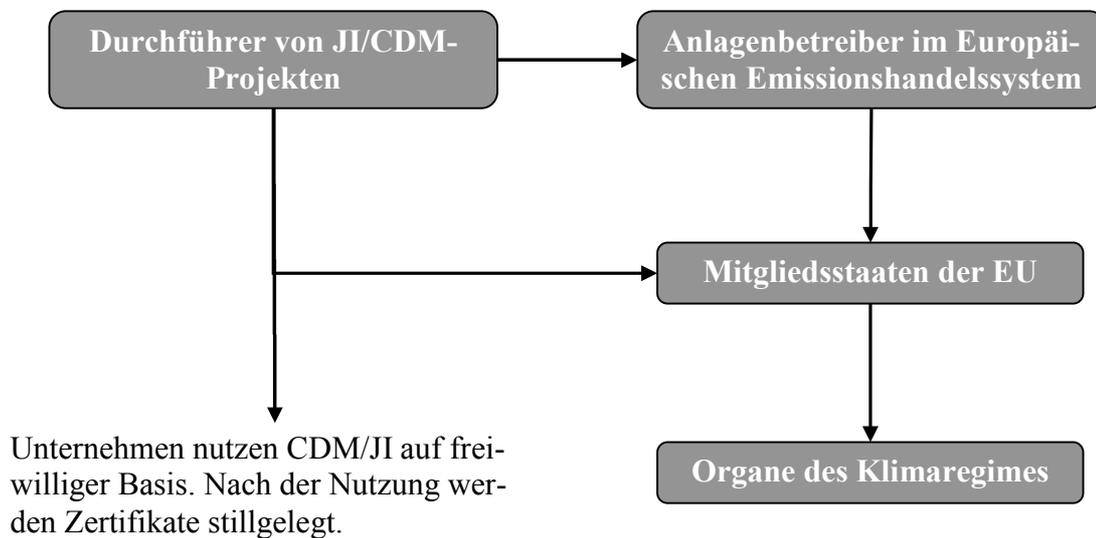
Emissionsrechten ermöglicht werden. Wenn die Kyoto-Verpflichtungen eingehalten werden und auch nicht übererfüllt werden sollen, verhält es sich also wie bei einem System kommunizierender Röhren. Eine geringere Emissionsreduktionsverpflichtung in einem Sektor führt bei gegebenem Emissionsbudget unweigerlich zu einer höheren Reduktionsverpflichtung in einem anderen Sektor. Eine Erhöhung des durch das Kyoto-Ziel definierten Emissionsbudgets ist nur über den staatlichen oder im Rahmen der projektbasierten Mechanismen privatwirtschaftlichen Kauf von Kyoto-Emissionsrechten möglich.

Mitgliedsstaaten der EU können nun also erstens von anderen Annex B-Staaten, die das Kyoto-Protokoll ratifiziert haben, Emissionsrechte kaufen. Durch den Erwerb dieser AAUs verringert sich das Emissionsziel, das in den jeweiligen Mitgliedsstaaten inländisch zu erbringen ist. Zweitens können Staaten auch Kyoto-Rechte über die projektbasierten Mechanismen erwerben. Hierbei kann es sich um Rechte aus Projekten in anderen Annex B-Ländern handeln (ERU) sowie um Rechte aus Projekte in Nicht-Annex-B-Ländern (CER). Die nationalen Allokationspläne müssen darüber Auskunft geben, in welchem Ausmaß dies geplant ist.

In der erweiterten EU ist das Bild hierbei sehr heterogen. Mitgliedsstaaten, die ihre Emissionsziele fast erreicht oder schon übererfüllt haben und somit potenzielle Verkäufer von Kyoto-Rechten sind, stehen Mitgliedsstaaten gegenüber, welche Emissionsreduktionen vorzunehmen haben und/oder Kyoto-Rechte erwerben müssen. Letzteres gilt für die Summe aller Mitgliedsstaaten.

Die projektbasierten Mechanismen stellen insofern eine Besonderheit dar, als sie nicht nur von Staaten zur Erfüllung von Emissionszielen genutzt werden können, sondern auch von Unternehmen – Abbildung C.8 veranschaulicht dies. Das Europäische Emissionshandelssystem ermöglicht im begrenzten Rahmen auch Unternehmen, die flexiblen Instrumente des Kyoto-Protokoll in Anspruch zu nehmen. Sie können keine AAUs von Regierungen der Annex-B-Staaten erwerben. Die Europäische Emissionshandelsrichtlinie ermöglicht über die sogenannte Verbindungsrichtlinie, dass auch Unternehmen Gutschriften der projektbasierten Mechanismen Joint Implementation (ERUs) und Gutschriften aus dem Clean Development Mechanism (CERs) in europäische Emissionsbe-

rechtigungen (EUAs) umwandeln können. Auch hierdurch können die Emissionen im Emissionshandelssektor schließlich vergrößert werden.



Quelle: In Anlehnung an W. Sterk/C. Arens (2008: 42).

Abbildung C.8: Nutzungspotenziale der projektbasierten Mechanismen des Kyoto-Protokolls

Neben im Emissionshandelssystem verpflichteten Unternehmen können Unternehmen auch auf freiwilliger Basis Emissionsgutschriften aus JI- oder CDM-Projekten erwerben und stilllegen.⁶⁹ Auch Privatpersonen können bei eigens auf dieses Geschäft ausgerichteten Unternehmen ihren Kohlenstofffußabdruck, z. B. bei einer Flugreise, über das Internet kalkulieren und hierfür Emissionsgutschriften erwerben. Im Prinzip wäre auch über diesen Mechanismus ein Einfluss auf Emissionsmengen und Lizenzpreise im Emissionshandelssektor zumindest theoretisch denkbar. Eine steigende „freiwillige“ Nachfrage nach Emissionsrechten aus CDM- und JI-Projekten erhöht den Preis der aus ihnen generierten Emissionsgutschriften und macht diese dann für die im Emissionshandelssystem agierenden Unternehmen teurer. Der freiwillige Kauf von Emissionsgutschriften und deren anschließende Stilllegung spielt indes nur eine geringe Rolle. Prinzipiell können nicht emittierende Unternehmen und Privatpersonen auch direkt Emissi-

⁶⁹ So war z. B. die Fußballweltmeisterschaft 2006 in Deutschland durch den Erwerb von Emissionsgutschriften in diesem Sinne klimaneutral.

onsrechte im Europäischen Emissionshandelssystem erwerben und stilllegen. Dies findet gegenwärtig nicht statt (vgl. O. Rouse 2008: 390 ff.).⁷⁰

Mit diesen Emissionsrechten könnte nun der Cap des Emissionshandelssektors vergrößert und/oder auf entsprechende Emissionsreduktionsmaßnahmen in Nichtemissionshandelssektoren verzichtet werden.

Umgekehrt steht es den Mitgliedsstaaten auch frei, den Cap zu verschärfen, um überschüssige Emissionsrechte zu verkaufen. Für die neuen Mitgliedsstaaten könnte dies eine Option darstellen, da sie mit Ausnahme von Slowenien auf einem guten Weg sind, ihre Kyoto-Verpflichtungen nicht nur einzuhalten, sondern überzuerfüllen (vgl. D. Ürge-Vorsatz/A. Novikova/A. Watt 2007: 181 f.). Dies liegt insbesondere an dem Zusammenbruch der sozialistischen Wirtschaft Anfang der 1990er Jahre. Darüber hinaus besteht aber immer noch ein Potenzial für weitere Emissionssenkungen, da die Kohlenstoffintensität gemessen in Kohlenstoff pro Einheit Bruttoinlandsprodukt in Kaufkraftparitäten in den neuen Mitgliedsstaaten mit Ausnahme von Lettland und Litauen diejenige in der EU-15 um das 1,2 bis 2,8 fache übertrifft. Die Annex I-Staaten werden 2008 bis 2012 ein Defizit in Höhe von 5,6 Milliarden Tonnen Kohlendioxidäquivalente auszugleichen haben. Da nach Reece u. a. (2006) nur mit einem globalen Angebot an Emissionsgutschriften aus CDM und JI im gleichen Zeitraum von etwa zwei Milliarden Tonnen gerechnet werden kann, besteht ein Nachfrageüberschuss in Höhe von drei Milliarden Tonnen Kohlendioxidäquivalenten. Für viele Transformationsländer bietet dies die Gelegenheit als Verkäufer von Emissionsrechten im internationalen Handel mit AAUs tätig zu werden (vgl. D. Ürge-Vorsatz/A. Novikova/A. Watt 2007: 181 f.).

Über die sogenannte Verbindungsrichtlinie („linking directive“) wird die Anrechenbarkeit der aus projektbasierten Mechanismen des Kyoto-Protokolls generierten Emissionsrechte zur Erfüllung der Emissionsziele ermöglicht (Europäische Union 2004). Seit 2005 können hiernach Emissionsrechte aus Projekten in Entwicklungs- und Schwellenländern genutzt werden, ab 2008 Emissionsrechte aus Projekten in anderen Industrie-

⁷⁰ Dies lässt sich für Privatpersonen mit prohibitiv hohen Transaktionskosten erklären. Schon die Eröffnung eines Kontos ist mit Kosten verbunden. Neben den Informationskosten kommt hinzu, dass an Börsen in der Regel größere Mengen gehandelt werden, so dass auf bilaterale Käufe mit den entsprechenden Such- und Verhandlungskosten ausgewichen werden müsste. O. Rouse (2008) hält es für sinnvoll, dass sich Nichtregierungsorganisationen in diesem Bereich organisieren.

ländern. Die Nutzung dieser Mechanismen wird indes quantitativ und qualitativ begrenzt (vgl. W. Sterk/C. Arens 2008: 41 ff.).

Eine quantitative Beschränkung kann auf Basis der Bestimmungen des Kyoto-Protokolls und der Vereinbarungen von Marrakesh erfolgen. Demnach dürfen die flexiblen Mechanismen des Kyoto-Protokolls lediglich zusätzlich genutzt werden. Sie dürfen inländische Maßnahmen nicht ersetzen (Supplementarität). Wie diese Bestimmung genau interpretiert und konkretisiert wird, bleibt indes offen. Die EU hatte in den Klimaverhandlungen einen Vorschlag eingebracht, nach dem 50 Prozent der Verpflichtung zu Hause zu erbringen ist, konnte sich hiermit aber nicht durchsetzen (vgl. W. Sterk/C. Arens 2008: 42; E. Woerdman 2005b: 63).

Eine Verknüpfung mit nationalen oder internationalen Emissionshandelssystemen außerhalb der Europäischen Union ist entsprechend Art. 25 2003/87/EG grundsätzlich möglich. Hier heißt es: „Mit den in Anhang B aufgeführten Drittländern, die das Kyoto-Protokoll ratifiziert haben, sollten im Hinblick auf die gegenseitige Anerkennung der Zertifikate, die im Rahmen des Gemeinschaftssystems und anderer Systeme für den Handel mit Treibhausgasemissionen erteilt wurden [...] geschlossen werden“ (Art. 25 (1) 2003/87/EG). Keine Verknüpfung ist also auf dieser Basis möglich mit Emissionshandelssystemen in Nicht-Annex-B-Ländern, also im Wesentlichen Entwicklungs- und Schwellenländern sowie mit Ländern, welche das Kyoto-Protokoll nicht ratifiziert haben. Für eine Verknüpfung mit einem (gegenwärtig nicht existierenden nationalen) Treibhausgasemissionshandelssystem in den USA liefert Art. 25 im derzeitigen Regime keine Grundlage. Ein Kauf von Emissionsrechten europäischer Unternehmen auf nationalen Emissionshandelsmärkten europäischer Prägung in Ländern außerhalb Europas, welche das Kyoto-Protokoll nicht ratifiziert haben oder entsprechend des Kyoto-Protokolls keine Emissionsziele haben, ist also zunächst nicht möglich.

2.1.2.3 Sektorale Abgrenzung

Die Europäische Emissionshandelsrichtlinie 2004/42/EG legt den Geltungsbereich innerhalb der teilnehmenden Staaten fest. Demnach sind in der Richtlinie definierte Tätigkeiten („activities“) erfasst. Reguliert werden nach Artikel 2 (2) der EU-Richtlinie

die Emissionen aller in Anhang I ausgeführten Tätigkeiten. Tabelle C.4 zeigt, welche Tätigkeiten im Emissionshandelssystem mit dessen Start im Jahr 2005 erfasst wurden.

Tätigkeiten	Treibhausgase
<p style="text-align: center;">Energieumwandlung und Umformung</p> <p>Feuerungsanlagen mit einer Feuerwärmeleistung über 20 MW (ausgenommen Anlagen für die Verbrennung von gefährlichen oder Siedlungsabfällen)</p> <p>Mineralölraffinerien</p> <p>Kokereien</p>	Kohlendioxid
<p style="text-align: center;">Eisenmetallerzeugung und -verarbeitung</p> <p>Röst- und Sinteranlagen für Metallerz (einschließlich Sulfiderz)</p> <p>Anlagen für die Herstellung von Roheisen oder Stahl (Primär- oder Sekundärschmelzbetrieb), einschließlich Stranggießen, mit einer Kapazität über 2,5 Tonnen pro Stunde</p>	Kohlendioxid
<p style="text-align: center;">Mineralverarbeitende Industrie</p> <p>Anlagen zur Herstellung von Zementklinker in Drehöfen mit einer Produktionskapazität über 500 Tonnen pro Tag oder von Kalk in Drehöfen mit einer Produktionskapazität über 50 Tonnen pro Tag oder in anderen Öfen mit einer Produktionskapazität über 50 Tonnen pro Tag</p> <p>Anlagen zur Herstellung von Glas einschließlich Glasfasern mit einer Schmelzkapazität über 20 Tonnen pro Tag</p> <p>Anlagen zur Erstellung von keramischen Erzeugnissen durch Brennen (insbesondere Dachziegel, Ziegelsteine, feuerfeste Steine, Fliesen, Steinzeug oder Porzellan) mit einer Produktionskapazität über 75 Tonnen pro Tag und/oder einer Ofenkapazität über 4 m³ und einer Besatzdichte über 300 kg/m³</p>	Kohlendioxid
<p style="text-align: center;">Sonstige Industriezweige</p> <p>Industrieanlagen zur Herstellung von</p> <p>a) Zellstoff aus Holz und anderen Faserstoffen</p> <p>b) Papier und Pappe mit einer Produktionskapazität über 20 Tonnen pro Tag</p>	Kohlendioxid

Quelle: Europäische Union (2003, Anhang I).

Tabelle C.4: In das Emissionshandelssystem einbezogene Tätigkeiten (2005 bis 2007)

Es sind insbesondere Anlagen in Energie- und Industriesektoren, zum Teil ab einer bestimmten Mindestgröße, die in das Emissionshandelssystem einbezogen sind. Vollständig ausgenommen sind (bisher) dementsprechend der Haushaltssektor, der Sektor Gewerbe, Handel, Dienstleistung und der Verkehrssektor. Der Einbezug des Flugverkehrs in den Europäischen Emissionshandel ist für die Zeit ab 2012 beschlossen (Europäische

Union 2009). Fluggesellschaften, die in Europa starten oder landen, müssen für die entsprechenden Flüge dann im Besitz von Emissionsberechtigungen sein. Das Medium für die aufgeführten Tätigkeiten ist Kohlendioxid. Die verpflichtende Teilnahme am Emissionshandelssystem setzt bei den aufgeführten Tätigkeiten direkt an der Emissionsquelle und damit im unteren Bereich der Wertschöpfungsquelle an. Es handelt sich dementsprechend um einen Downstreamansatz. Ein Upstreamansatz hätte z. B. die Produzenten oder Importeure von fossilen Energieträgern zur Teilnahme am Emissionshandelssystem verpflichtet (vgl. B. Hillebrand u. a. 2002: 27 f.).

Im Detail lagen bei der Bestimmung der teilnehmenden Anlagen noch Interpretationsspielräume vor. So lassen sich sogenannte Feuerungsanlagen zum Beispiel unterschiedlich definieren. Im engen Sinn können hierunter nur die Anlagen mit dem Ziel der Energieerzeugung verstanden werden, die Strom, Hitze oder Dampf produzieren und diese Produkte an Dritte verkaufen. In einer mittleren Interpretation ist auch die Eigenverwendung von Strom, Hitze oder Dampf erfasst, der Produktverkauf an Dritte ist nicht mehr notwendige Bedingung. Im weiten Sinn werden auch Feuerungsanlagen der chemischen Industrie einbezogen, deren Hauptzweck nicht die Energieproduktion ist wie z. B. Cracker oder Anlagen zur Herstellung von Ammoniak. Die meisten Mitgliedsstaaten haben sich in der Periode 2005 bis 2007 für die mittlere Interpretation von Feuerungsanlagen entschieden. Die von einigen Mitgliedsstaaten (Italien, Frankreich, Spanien) beabsichtigte Verwendung der engen Interpretation einiger Mitgliedsstaaten ist von der Europäische Kommission in den Entscheidungen zu den Nationalen Allokationsplänen für die Periode 2005 bis 2007 zurückgewiesen worden (vgl. Europäische Kommission 2006a: 3 ff.).

Gemäß Art. 24 konnten einzelne Mitgliedsstaaten „im Einklang mit dieser Richtlinie“ ab 2005 den Handel auf andere Anlagen und Tätigkeiten ausweiten („Opt-In“) und ab 2008 auch die in Anhang II aufgeführten Treibhausgasen Methan (CH₄), Distickstoffoxid (N₂O), Fluorkohlenwasserstoffe (FKW), Perfluorierte Kohlenwasserstoffe und Schwefelhexafluorid (SF₆) in den Handel einbeziehen.

Mit dem Start des Europäischen Emissionshandels im Jahr 2005 betragen die Emissionen im Emissionshandelssektor insgesamt rund zwei Milliarden Tonnen Kohlendioxid.

Hiermit wurden somit rund 40 Prozent der gesamten Treibhausgasemissionen in der EU erfasst.

Mitgliedstaat*	Verifizierte Emissionen 2005 im Emissionshandelssektor**	Treibhausgasemissionen 2005 insgesamt***	Anteil
Belgien	55.363.223	142.345.697	38,89 %
Dänemark	26.475.718	63.553.595	41,66 %
Deutschland	474.990.760	1.005.000.425	47,26 %
Estland	12.621.817	19.313.171	65,35 %
Finnland	33.099.625	69.026.696	47,95 %
Frankreich	131.263.787	555.136.374	23,65 %
Griechenland	71.267.736	133.831.229	53,25 %
Großbritannien	242.513.099	655.306.838	37,01 %
Irland	22.441.000	70.345.059	31,90 %
Italien	225.989.357	577.944.843	39,10 %
Lettland	2.854.481	11.130.463	25,65 %
Litauen	6.603.869	22.680.743	29,12 %
Luxemburg	2.603.349	13.290.615	19,59 %
Niederlande	80.351.288	211.754.229	37,95 %
Österreich	33.372.826	93.259.619	35,78 %
Polen	203.149.562	386.356.889	52,58 %
Portugal	36.425.915	87.420.541	41,67 %
Schweden	19.381.623	66.899.641	28,97 %
Slowakei	25.231.767	49.333.089	51,15 %
Slowenien	8.720.548	20.467.679	42,61 %
Spanien	183.626.981	440.887.486	41,65 %
Tschechische Republik	82.454.618	145.749.372	56,57 %
Ungarn	26.161.627	80.198.058	32,62 %
Zypern	5.078.877	9.852.236	51,55 %
Gesamt	2.012.043.453	4.931.084.587	40,80 %

*EU-25 ohne Malta. Die verifizierten Emissionen sind im Jahr 2005 geringer als die zugeteilten Emissionsberechtigungen. Es wurden also mehr Emissionsberechtigungen zugeteilt als ex-post benötigt wurden; **in Tonnen CO₂; ***in Tonnen CO₂-Äquivalente ohne Berücksichtigung von Land Use Land Use Change and Forestry (LULUF).

Quelle: Europäische Kommission (2008a); Daten der EEA (European Energy Agency): <http://dataservice.eea.europa.eu/PivotApp/pivot.aspx?pivotid=455>, abgerufen am 29.10.2008); eigene Berechnungen.

Tabelle C.5: Größe des Emissionshandelssektors in der EU im Jahr 2005

Der Anteil der Emissionen im Emissionshandelssektor an den Gesamtemissionen stellt sich in den einzelnen Mitgliedsstaaten recht unterschiedlich dar. Tabelle C.5 zeigt die Bedeutung des Emissionshandelssektors mit dem Start des Europäischen Emissionshandels 2005 in den damaligen Mitgliedsstaaten der EU.

Die Gründe hierzu können vielfältig sein. Vergleicht man z. B. die im wirtschaftlichen Entwicklungsstand (gemessen am Pro-Kopf-Einkommen) ähnlichen Staaten Frankreich und Deutschland, so fällt auf, dass der Emissionshandelssektor in Frankreich im Jahr 2005 etwas weniger als ein Viertel (23,65 Prozent) aller Treibhausgasemissionen umfasste, während in Deutschland mit 47,62 Prozent immerhin fast die Hälfte aller Treibhausgasemissionen erfasst wurden. Dies mag zum Teil damit zusammenhängen, dass ansonsten gleiche Anlagen in Deutschland in den Emissionshandel einbezogen wurden, in Frankreich aber nicht (K. Zwingmann 2007: 317). Entscheidender ist in vielen Fällen indes die Struktur der Energieerzeugung, welche unterschiedlich kohlendioxidintensiv ausgebildet ist. So wird Strom in Frankreich zu einem überwiegenden Teil durch Kernenergie erzeugt, während in Deutschland hierbei nach wie vor fossile Energieträger eine wichtige Rolle spielen. Dementsprechend wurden im Energiesektor in Deutschland 2005 etwa 362 Millionen Tonnen Kohlendioxid emittiert (vgl. EEA 2008). Dies entspricht einem Anteil an den gesamten deutschen Treibhausgasemissionen in Höhe von ca. 36 Prozent. In Frankreich hingegen wurden lediglich ca. 68 Millionen Tonnen Kohlendioxid im Energiesektor emittiert. Dies sind lediglich knapp 11 Prozent der französischen Treibhausgasemissionen. Insgesamt sind also nicht nur die französischen Pro-Kopf-Emissionen am Treibhausgasen geringer als in Deutschland, der Emissionshandelssektor hat darüber hinaus in Frankreich ein wesentlich geringeres Gewicht als in Deutschland.⁷¹

2.1.3 Funktionsweise des Handels mit Emissionsrechten

Neben der Vergabe, Besitz und Löschung der Zertifikate der betreffenden Anlagen im Emissionshandelssystem wird entsprechend Art. 19 2003/87/EG auch deren Übertragung im Emissionshandelsregister der jeweiligen zuständigen Behörde verbucht. Hierbei handelt es sich um elektronische Buchführungssysteme, in denen der Besitz von Emissionszertifikaten und Emissionsgutschriften aus dem Kyoto-Protokoll festgehalten wird. Die Register sind dabei keine Handelsplattformen, auf denen der Handel mit Emissionsrechten abgewickelt wird, sondern weisen vielmehr Ähnlichkeit mit einem nach dem Prinzip der doppelten Buchführung funktionierenden Bankensystem auf (vgl.

⁷¹ Möglicherweise erklärt die unterschiedliche Bedeutung der Emissionshandelssektoren in den jeweiligen Ländern auch unterschiedliche Sensibilitäten bezüglich des Ausmaßes an Emissionsreduktionen und des Zuteilungsverfahrens hinsichtlich der Emissionsrechte. So leistet gegenwärtig Polen Widerstand gegen eine vollständige Auktionierung von Emissionsrechten im Energiesektor. Die polnische Stromerzeugung basiert zu einem großen Teil auf Kohle.

R. Betz/K. Rogge/J. Schleich 2005: 140). In Deutschland ist die zuständige Behörde beispielsweise die Deutsche Emissionshandelsstelle (DEHST).⁷² Nach § 14 Treibhausemissionshandelsgesetz erhalten hier die deutschen Unternehmen ein Anlagenkonto. Ende Februar eines jeden Jahres erfolgt die Ausgabe der Emissionsrechte, Ende April des Folgejahres müssen für die tatsächlich getätigten Emissionen in entsprechender Höhe Emissionsrechte abgegeben werden. Überschüssige Emissionsrechte können verkauft werden, überschüssige Emissionen können durch den Kauf von Emissionsrechten ausgeglichen werden. Die nationalen Register werden durch ein europäisches Zentralregister, dem Community Independent Transaction Log (CITL) verknüpft. Alle Transaktionen müssen durch das CITL überprüft und bestätigt werden. Seit Ende 2008 ist das europäische Zentralregister darüber hinaus auch mit dem UN-Register, dem International Transaction Log (ITL) verknüpft. Unternehmen können sich dementsprechend zertifizierte CERs aus Projekten in Entwicklungsländern auf ihrem Konto gutschreiben lassen (vgl. Europäische Kommission 2008b)⁷³.

Bevor es zu einem Handel mit Emissionsrechten kommt und dieser verbucht werden kann, muss zunächst ein Handelspartner gefunden werden, grundsätzlich gibt es keine gesetzlichen Restriktionen bezüglich der Suche nach diesen. Potenzielle Käufer/Verkäufer von Emissionsrechten haben die Option, direkt mit Verkäufern/Käufer einen bilateralen Handel zu suchen oder auch hierfür Intermediäre in Anspruch zu nehmen. Neben diesem bilateralen Handel „Over the Counter“ (OTC) kann ein Emissionsrechtehandel auch über Börsen erfolgen (vgl. B. Hansjürgens 2005: 247 f.).

Die dominierende Handelsform im Europäischen Emissionshandel war bisher der Handel OTC. Gleichwohl erfolgte ein nicht unbedeutender Teil des Handels (ein Drittel) über Börsen (vgl. A. D. Ellerman/P. L. Joskow 2008: 17). Dies ist insofern bemerkenswert, als in den bisherigen amerikanischen Emissionshandelsprogrammen der Handel fast vollständig OTC abgewickelt wurde.

Der erste organisierte Handel im Europäischen Emissionshandelssystem fand Anfang 2005 an der skandinavischen Börse Nordpool statt. Die größte Handelsplattform im Eu-

⁷² Weitere Informationen finden sich auf der Homepage der DEHST: <http://www.dehst.de>.

⁷³ Die Verknüpfung der Register war mit dem 28.10. 2008 abgeschlossen und funktionsfähig.

ropäischen Emissionshandel mit etwa drei Viertel des Handelsvolumens ist mittlerweile die London Exchange (ECX). Weitere Handelsplattformen finden sich in Leipzig (EEX), Wien (EXAA) und Paris (Bluenext). Gehandelt wird teils an unterschiedlichen Standorten mit Spots oder verschiedenen Formen von Terminkontrakten.⁷⁴

2.1.4 Monitoring, Verifizierung, Kontrolle und Sanktionen

In einem Emissionshandelssystem muss die Zahl der Emissionsrechte mit der Höhe der Emissionen abgeglichen werden, um die Integrität des Systems zu gewährleisten. Es sind dementsprechend drei Bedingungen zu erfüllen, soll das Emissionshandelssystem funktionsfähig sein: Erstens müssen Ausgabe, Transfer und Löschung von Emissionsrechten verbucht werden, um ermitteln zu können, welche Anlage im Besitz von welchen Emissionsberechtigungen ist. Es muss für jede Anlage die Höhe der tatsächlichen Emissionen ermittelt werden. Zweitens ist hierbei durch ein Kontroll- und Sanktionssystem sicherzustellen, dass die Betreiber der Anlagen ihren Berichterstattungspflichten nachkommen. Drittens sind schließlich auch hinreichend große Sanktionen für den Fall erforderlich, dass der Betreiber einer Anlage nicht ausreichend Emissionsberechtigungen nachweisen kann oder will.

Während Ausgabe, Transfer und Löschung der Emissionsrechte wie im vorherigen Kapitel beschrieben in nationalen Registern erfolgt, die über ein europäisches Register verknüpft sind, obliegt es den am Emissionshandel teilnehmenden Unternehmen, die Höhe der tatsächlich getätigten Emissionen zu ermitteln, darüber zu berichten und zu verifizieren.

Art. 14 der Emissionshandelsrichtlinie weist der Kommission die Aufgabe zu, in Einklang mit den in Anhang IV der Richtlinie formulierten Grundsätzen Leitlinien bezüglich der Überwachung und Berichterstattung zu entwickeln. Grundsätzlich können demnach die Emissionen z. B. auf Grundlage des Brennstoffverbrauchs und der daran gekoppelten Emissionen berechnet oder nach standardisierten Verfahren gemessen werden. Die Höhe der Kohlendioxidemissionen lässt sich in der Regel relativ einfach bestimmen, da sie in einem festen Verhältnis zum Brennstoffverbrauch oder auch zur

⁷⁴ Mittlerweile gibt es auf dem nicht auf das Europäische Emissionshandelssystem limitierten Kohlenstoffmarkt eine Vielzahl von Finanzprodukten. Vgl. hierzu ausführlich K. Capoor/P. Ambrosi (2008: 64 ff.).

Produktionsmenge steht. Die Emissionen können hierbei grundsätzlich dementsprechend nach folgender Formel berechnet werden: Emissionen = Tätigkeitsdaten x Emissionsfaktor x Oxidationsfaktor (vgl. Anhang IV 2003/87/EG).⁷⁵ Die Tätigkeitsdaten können beispielsweise den erwähnten Brennstoffverbrauch darstellen. Die vollständige Verbrennung kohlenstoffhaltiger Energieträger steht in einem physikalisch proportionalen Verhältnis zu den Kohlendioxidemissionen. Mittels eines Emissionsfaktors können also aus dem Brennstoffverbrauch die Kohlendioxidemissionen bestimmt werden. Sofern ein Teil des im Brennstoff gebundenen Kohlenstoffs nicht verbrannt wird, ist dies mittels eines Oxidationsfaktors zu berücksichtigen. Für jede Tätigkeit, Anlage und jeden Brennstoff muss nach Anhang IV der Emissionshandelsrichtlinie eine eigene Berechnung durchgeführt werden. Für die Emissionsfaktoren müssen etablierte Werte (beispielsweise IPCC-Standardwerte für Raffinerieerzeugnisse) genutzt werden (vgl. ebd.).

Gemäß Art. 6 der Emissionshandelsrichtlinie müssen die von den Mitgliedsstaaten auszustellenden Anlagenehmigungen zur Emission von Treibhausgasen Überwachungsauflagen enthalten, in denen die Überwachungsmethode und die Überwachungshäufigkeit festgelegt sind. Diese müssen mit den von der Kommission entwickelten Leitlinien zur Überwachung und Berichterstattung (vgl. Europäische Kommission 2004; 2007⁷⁶) vereinbar sein. Anlagenbetreiber berichten über ihre Emissionen entsprechend der in der Anlagenehmigung spezifizierten Überwachungsmethode. Es obliegt den Mitgliedsstaaten sicherzustellen, dass die Emissionen im Einklang mit den Leitlinien überwacht werden (Art 13 (2) 2003/87/EG) und hierüber bis Ende eines jeden Jahres von Anlagenbetreibern Bericht erstattet wird (Art 13(3) 2003/87/EG). Gemäß Art. 15 und Anhang V der Emissionshandelsrichtlinie müssen die Mitgliedsstaaten darüber hinaus dafür Sorge tragen, dass die vorgelegten Berichte von einer unabhängigen Organisation geprüft bzw. verifiziert werden. Dies kann eine nationale Behörde sein oder es kann sich um akkreditierte Verifizierer handeln. Bezüglich des Vorgehens gegen Verstöße gegen die Überwachungs- und Berichterstattungspflichten bleibt die Emissionshandels-

⁷⁵ Grundsätzlich lassen sich direkte und indirekte Verfahren zur Emissionsmessung unterscheiden. Bei der hier beschriebenen Messmethode handelt es sich um ein indirektes Verfahren. Bei den direkten Messmethoden wird die emittierte Gasmenge „direkt“ erfasst. Vgl. hierzu R. Betz (2003: 56 f.).

⁷⁶ Die Monitoring-Leitlinien aus dem Jahr 2004 wurden im Rahmen eines Review-Prozesses überarbeitet. Die wichtigsten Änderungen wurden von der Deutschen Emissionshandelsstelle zusammengefasst (vgl. DEHST 2007).

richtlinie relativ unkonkret. Es heißt in Art. 15 (1) 2003/87EG, dass die von den Mitgliedsstaaten zu bestimmenden Sanktionen „wirksam, verhältnismäßig und abschreckend“ sein sollen sowie, dass die „notwendigen Maßnahmen“ getroffen werden müssen, um die Durchsetzung der Vorschriften sicherzustellen.

Bei einem Abgleich der Emissionsmenge mit der Höhe der Emissionsberechtigungen kann festgestellt werden, ob die Betreiber von emissionshandelspflichtigen Anlagen ihre Verpflichtungen erfüllt haben, bis zum 30. April eines jeden Jahres ausreichend Emissionsberechtigungen für das Vorjahr abgegeben zu haben. Die bei Verfehlungen zu verhängenden Sanktionen sind hier, anders als bei Verfehlungen gegen Überwachungs- und Berichterstattungspflichten der Anlagenbetreiber, direkt in Art. 16 der Emissionshandelsrichtlinie und damit zentral für alle Mitgliedsstaaten festgelegt.

Sanktionen bestehen hierbei aus drei Elementen. Erstens ist eine Strafzahlung für jede zu viel emittierte Tonne Kohlendioxid zu leisten. Sie betrug in der ersten Handelsperiode von 2005 bis 2007 40 Euro pro Tonne Kohlendioxid (Art. 16 (3) 2003/87/EG) und beträgt ab der zweiten Handelsperiode 100 Euro pro Tonne Kohlendioxid (Art. 16 (3) 2003/87/EG). Allein diese Sanktion ist schon als relativ streng einzustufen, wenn man zum Vergleich die Marktpreise für Kohlendioxid heranzieht. Der Preis für eine Tonne Kohlendioxid hat nie die Grenze von 30 Euro überschritten. Zweitens entbindet die Strafzahlung nicht von der Pflicht, Zertifikate für die Emissionsüberschreitung im Folgejahr nachzureichen. Ein Unternehmen kann sich mit der Strafzahlung somit nicht von der Zertifikatspflicht befreien. Drittens schließlich müssen die Namen der Betreiber, welche gegen die Abgabepflicht von Zertifikaten verstoßen haben, veröffentlicht werden. Gegebenenfalls müsste ein solcher Betreiber also auch potenzielle Reputationsverluste in Rechnung stellen.

Die Sanktionen gegen die Emissionsüberschreitung sind also zusammengefasst sehr effektiv. Dies bedeutet indes gleichzeitig, dass die Strafzahlung kein Preisventil darstellt (vgl. P. Graichen/T. Requate 2005: 47). Der Europäische Emissionshandel stellt sich damit zumindest aus Sicht der zur Zertifikatsabgabe verpflichteten Unternehmen als reine Mengelösung dar.

2.2 Organisation des Europäischen Emissionshandels und seine nationale Umsetzung ab 2013

Im Dezember 2008 ist eine grundlegende Revision des Europäischen Emissionshandels für die Zeit nach 2013 beschlossen worden. Unter anderem wurde eine Ausweitung der Handelsperiode von fünf Jahre auf acht Jahre beschlossen, sowie eine punktuelle Ausweitung der Tätigkeiten, welche im Emissionshandelssystem erfasst werden. Die Sektoren private Haushalte, der Verkehrssektor (mit Ausnahme des Flugverkehrs) sowie der Sektor Gewerbe, Handel und Dienstleistungen werden jedoch auch weiterhin nicht durch das Emissionshandelssystem erfasst. Die wichtigsten Reformelemente betreffen im Wesentlichen eine weitestgehende Harmonisierung der Allokation. Dies bedeutet auf einer Makroebene, dass das Emissionsbudget im Emissionshandelssektor nicht mehr jeweils durch die Mitgliedsstaaten für sich selbst bestimmt wird. Vielmehr wird die Entscheidung über das Emissionsbudget und damit auch über die Aufteilung der Emissionsziele zwischen den Sektoren zentral durch die Europäische Union entschieden. Auf einer Mikroebene wird die Allokation ebenfalls harmonisiert: Dies impliziert, dass alle Unternehmen, welche gleiche Tätigkeiten ausüben, auch den gleichen Allokationsregeln ausgesetzt sind. Im Folgenden wird knapp beschrieben, wie auf der Makroebene das Emissionsbudget ausgestaltet wird und welche Allokationsregeln auf einer Mikroebene gelten werden.

2.2.1 Makroallokation

Der Europäische Rat hat sich auf seiner Tagung am 8./9. März 2007 auf das strategische Ziel geeinigt, den Anstieg der globalen Durchschnittstemperatur auf 2°C im Vergleich zur vorindustriellen Zeit zu begrenzen (vgl. Europäische Union 2007).⁷⁷ Dies ist nun allerdings kein Umweltziel, welches sich ohne Weiteres operationalisieren lässt. Es bestehen Unsicherheiten bezüglich des Zusammenhangs zwischen Treibhausgasemissionen, Treibhausgaskonzentration und globaler Durchschnittstemperatur. Als eine Näherungsgröße kann dennoch eine Begrenzung der Treibhausgasemissionen verwendet werden. Mit der Ratifizierung des Kyoto-Protokolls haben sich die meisten Mitgliedsstaaten zu Emissionszielen verpflichtet. Darüber hinaus strebt die Europäische Union

⁷⁷ Das 2°C-Ziel hat in der Europäischen Union bereits eine längere Tradition. Dieses langfristige Ziel geht zurück auf den Wirtschaftlichen Beirat Globale Umweltveränderungen der Bundesrepublik Deutschland (1995) und wurde vom Europäischen Rat 1996 übernommen (vgl. R. S. J. Tol 2007: 425). R. S. J. Tol (2007) kritisiert sowohl das Ziel als auch das Zielfindungsverfahren.

eine Begrenzung der Treibhausgasemissionen um 20 Prozent bis zum Jahr 2020 an, unabhängig vom Verhalten anderer Staaten. Sofern sich andere Industriestaaten und wichtige Schwellenländer zu vergleichbaren Emissionsreduktionszielen verpflichten sollen Treibhausgasemissionen bis zum Jahr 2020 sogar um bis zu 30 Prozent sinken. Vor diesem Hintergrund hat die Europäische Kommission im Januar 2008 im Rahmen ihres Initiativrechts ein Klimapaket in den Gesetzgebungsprozess eingebracht. Bestandteile dieses Paketes waren u. a. eine grundlegende Reform der bisherigen Europäischen Emissionshandelsrichtlinie 2003/87/EG (Europäische Kommission 2008c) sowie ein Effort-Sharing, einer am Bruttoinlandsprodukt orientierten Verteilung der Emissionsziele zwischen den Mitgliedsstaaten in denjenigen Sektoren der Wirtschaft, welche nicht im Emissionshandelsystem erfasst werden. Das 20-Prozent-Reduktionsziel der EU bis 2020 gegenüber 1990 wird aufgeteilt in ein Emissionsziel für den Emissionshandelssektor und in ein Emissionsziel für den Nichtemissionshandelssektor.

Das Vorgehen über die Änderung der Richtlinie 2003/87/EG unterlag dem Kodezisionsverfahren der EU.⁷⁸ Eine Einigung über die Reform des Emissionshandelssystems wurde schließlich durch den Europäischen Rat im Dezember 2008 erzielt. Dessen Kompromiss sowie das Effort-Sharing für die nicht unter die Emissionshandelsrichtlinie fallenden Sektoren hat auch das Europäische Parlament am 17. Dezember zugestimmt (Europäisches Parlament 2008 a; b).

2.2.2 Mikroallokation

Wie im vorherigen Kapitel dargestellt soll für die Allokation der Emissionsrechte an die Unternehmen Auktionierung verstärkt zur Anwendung kommen. Hier wird differenziert zwischen dem Industriesektor und dem Energiesektor. Grundsätzlich sollen 100 Prozent der Emissionsrechte in der Stromerzeugung versteigert werden. Eine Ausnahme gilt für Mitgliedsstaaten, deren Netzwerk nicht oder mit einem Interkonnektor 400 MW nur schlecht an das europäische Netzwerk UCTE verbunden ist oder dessen Stromerzeugung zu mehr als 30 Prozent von einem fossilen Energieträger abhängt und dessen Bruttoinlandsprodukt pro Kopf maximal 50 Prozent des EU-Durchschnitts beträgt (Europäisches Parlament 2009, Art. 10c). Diese Ausnahmeregelung ist Bestandteil des im De-

⁷⁸ Das Kodezisionsverfahren wird detailliert auf der Homepage der Europäischen Union beschrieben: http://ec.europa.eu/codecision/stepbystep/text/index_en.htm. Vgl. auch A. Kortenjann (2007: 45 f.).

zember 2008 ausgehandelten Kompromisses. Die Anwendung dieser Kriterien führt dazu, dass in den neuen Mitgliedsstaaten der EU 70 Prozent der Emissionsrechte im Energiesektor 2013 weiterhin kostenlos zugeteilt werden können. Dieser Anteil wird sich bis 2020 auf Null reduzieren. Im Industriesektor sollen zunächst 20 Prozent der Zertifikate versteigert werden. Der Anteil der versteigerten Emissionsmenge soll sukzessive bis 2020 auf 70 Prozent gesteigert werden, eine hundertprozentige Versteigerung der Emissionsrechte im Industriesektor wird für das Jahr 2027 angestrebt (vgl. ebd.).

Bis zum 31. Dezember 2010 wird die Europäische Kommission harmonisierte Zuteilungsregeln der unentgeltlich zugeteilten Emissionsrechte für Industrieanlagen erlassen (vgl. ebd., Art. 10a). Die Ausgabe wird nach einem „Ex-ante Benchmarking“-Verfahren gebildet. Zum Beispiel könnte eine bestimmte Anzahl von Emissionsrechten pro Produkteinheit multipliziert mit einem historischen Output zugeteilt werden. Im Prinzip sollen die Benchmarks für jeden Sektor bzw. Subsektor für Produkte und nicht für die Inputs berechnet werden. Mit dem Start der dritten Handelsperiode ist die Allokation festgelegt. Ex-post-Korrekturen wird es nicht geben.

Eine Ausnahme hinsichtlich der Menge der unentgeltlich zugeteilten Emissionsrechte gibt es für Anlagen in Sektoren, welche einem bedeutenden Leakage-Risiko („significant risk of carbon leakage“) ausgesetzt sind. Bis zum 31. Dezember 2009 wird die Europäische Kommission unter Berücksichtigung der in Art. 10b genannten Kriterien diejenigen Sektoren benennen, für die dieses zutrifft. Für diese werden die Emissionsrechte unentgeltlich zugeteilt und zwar anteilmäßig an der jährlich sinkenden Anzahl insgesamt unentgeltlich zugeteilter Emissionsrechte. Der Anteil dieser Emissionen wird bestimmt im Verhältnis zu den Gesamtemissionen in den Emissionshandelssektoren der ersten Handelsperiode.

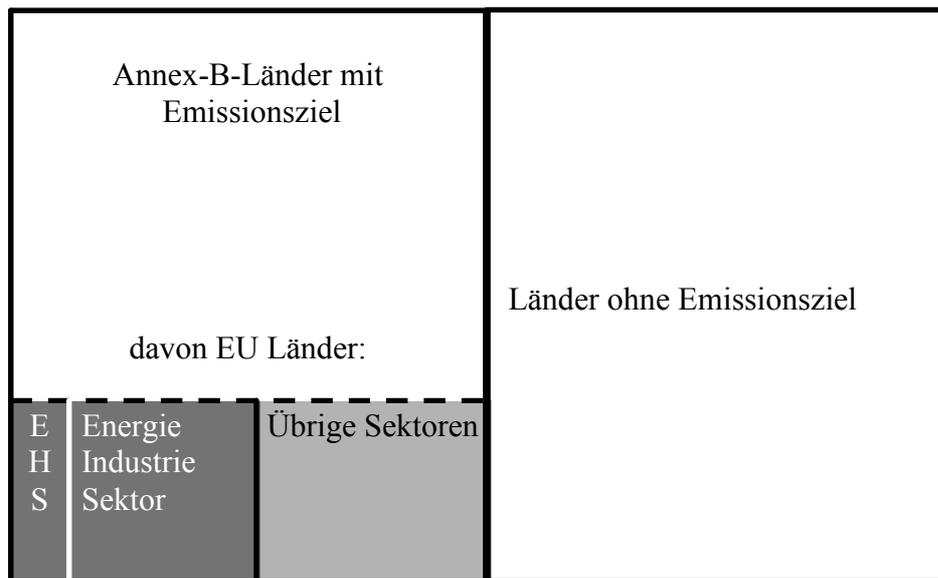
Eine große Anzahl von Anlagen emittiert relativ wenig Kohlendioxid (vgl. CITL-Viewer 2008). Aufgrund der durch die Einbeziehung in das Emissionshandelssystem verbundenen fixen Transaktionskosten pro Anlage, stellt sich die Frage der Kosteneffizienz. Ab 2013 wird die Option bestehen, kleinere Anlagen aus dem Emissionshandelssystem auszuschließen, sofern sie anderweitig reguliert werden (Art. 27). Hiervon betroffen sind Anlagen, die weniger als 25000 Tonnen pro Jahr emittieren, sowie Feue-

rungsanlagen mit einer Feuerungswärmeleistung mit weniger als 35 MW. Ebenfalls ausgenommen werden können Krankenhäuser, sofern für diese gleichwertige Maßnahmen ergriffen werden.

D Beurteilung des Europäischen Emissionshandelssystems

1 Europäischer Emissionshandel als Bestandteil globaler Klimapolitik und deren Teilmengenproblematik

Der Europäische Emissionshandel reguliert wie oben beschrieben lediglich eine Teilmenge der globalen Treibhausgasemissionen. Abbildung D.1 gibt einen (vereinfachten) Überblick über die regionalen und sektoralen Teilmengen.



Quelle: G.-J. Krol (2005: 305).

Abbildung D.1: Teilmengenproblematik des Europäischen Emissionshandels

Im Folgenden werden zunächst regionale und sektorale Teilmengen quantifiziert und zu nationalen und globalen Emissionsmengen in Relation gesetzt. Anschließend wird erläutert, inwiefern dies Auswirkungen haben kann auf die Beurteilung von Klimapolitik im Allgemeinen und des Europäischen Emissionshandelssystems auf der Grundlage von ausgesuchten Kriterien.

1.1 Regionale Teilmengen

Entsprechend den Vereinbarungen von Kyoto hat nur eine Teilmenge der Staaten Emissionsreduktionsverpflichtungen. Das Europäische Emissionshandelssystem ist im Wesentlichen auf Europa beschränkt. Innerhalb der Europäischen Union haben hierbei die Länder entsprechend den Verpflichtungen von Kyoto oder dem EU-Burden-Sharing

ganz unterschiedliche Verpflichtungen. Dies ist die regionale Abgrenzung des Europäischen Emissionshandelssystems.

Es stellt sich in diesem Zusammenhang die Frage, ob der Europäische Emissionshandel ein zentraler Bestandteil globaler Klimapolitik ist. Dies ist sicherlich der Fall, wenn man das globale Handelsvolumen als Maßstab nimmt. Das Europäische Emissionshandelssystem ist das derzeitig bedeutendste Emissionshandelssystem wie Tabelle D.1 zeigt.

	Volumen (Millionen Tonnen CO ₂ -Äquivalente)	Wert (Millionen US-Dollar)
EU-Emissionshandel	2061	50097
New South Wales (Australien)	25	224
Chicago Climate Exchange	23	72
Projektbasierte Transaktionen (CDM, JI, Sonstige)	874	13641
Summe	2983	64035

Quelle: K. Capoor/P. Ambrosi (2008: 1).

Tabelle D.1: Globales Emissionshandelsvolumen 2007

Im Europäischen Emissionshandelssystem wurden im Jahr 2007 mehr als zwei Milliarden Tonnen Kohlendioxidäquivalente mit einem Wert von mehr als 50 Milliarden US-Dollar gehandelt.⁷⁹ Damit wurden fast 70 Prozent aller Emissionsrechte innerhalb des Europäischen Emissionshandelssystems gehandelt. Im Vergleich hierzu war der Handel mit Emissionsrechten in New South Wales (Australien) und der Handel an der Chicago Climate Exchange marginal. Auch der Handel mit Gutschriften aus projektbasierten Emissionsminderungen wurde 2007 durch Europa mit einem Marktanteil von fast 90 Prozent dominiert.

⁷⁹ Hiermit sind Spot, Futures und Optionen erfasst. Den bei weitem größten Anteil hiervon hatte der Handel mit Futures. Der Handel auf dem Spot-Markt war 2007 nahezu bedeutungslos. Dies ist auch darauf zurückzuführen, dass ein Banking von Emissionsrechten von der ersten in die zweite Handelsperiode nicht möglich war.

Gegenwärtig sind weitere nationale und regionale Treibhausgasemissionshandelssysteme in Planung. Dies ist z. B. der Fall in Neuseeland, Australien oder auf regionaler Ebene bei der „Regional Greenhouse Gas Initiative“ (RGGI) von zehn US-Staaten im Nordosten der USA oder in Kalifornien (vgl. O. Edenhofer u. a. 2008: 5). In den USA gibt es mit dem Präsidentschaftswechsel im Jahr 2009 Überlegungen für ein nationales Emissionshandelssystem, welches das Europäische Emissionshandelssystem als größtes Regime ablösen könnte (vgl. C. von Hirschhausen/F. Holz/C. Kemfert 2009: 47 ff.). Gleichwohl gilt, dass bisher alle sich auf die Unternehmensebene beziehenden Emissionshandelssysteme zum einen (bisher) miteinander verknüpft sind. Zum anderen ist von Bedeutung, dass alle Emissionshandelssysteme nur in einem Teil der Länder mit Emissionsziel verortet oder angedacht sind.

Länder ohne Emissionsziel machen den Hauptteil der Treibhausgasemissionen aus. Genaue Zahlen zu den weltweiten Treibhausgasemissionen insgesamt gibt es allerdings nicht. Nur die Annex I-Staaten der Klimarahmenkonvention von Rio haben sich verpflichtet, regelmäßig über die Entwicklung ihrer Treibhausgasemissionen Bericht zu erstatten (vgl. UN 1992, Art. 4; Art. 8). Aus diesem Grund liegen lediglich für diese Staaten und dementsprechend auch für die Annex-B-Staaten des Kyoto-Protokolls genauere Daten aus den Treibhausgasinventaren vor (vgl. H-J. Ziesing 2007a: 64 ff.), nicht aber für die Länder ohne Emissionsziel.

Genauere, wenn auch keine exakten Daten existieren auch für Nicht-Annex-B-Länder bezüglich der Kohlendioxidemissionen, nämlich bezüglich der verbrennungsbedingten Kohlendioxidemissionen. Diese werden von der International Energy Agency, einer zwischenstaatlichen Agentur, welche als Reaktion auf die erste Ölkrise von der OECD gegründet wurde, erhoben⁸⁰. Nicht erfasst werden dementsprechend prozessbedingte Kohlendioxidemissionen, beispielsweise aus der Zement- und Kalkproduktion.

Nur knapp 30 Prozent der weltweiten Kohlendioxidemissionen in Höhe von knapp 29 Milliarden Tonnen Kohlendioxid stammten im Jahr 2006 aus den Annex-B-Ländern des

⁸⁰ In Nicht-OECD-Ländern werden die Daten direkt von der jeweiligen Regierung, Industriekontakten oder aus nationalen Publikationen erhoben. Vgl. hierzu: <http://www.iea.org/about/esd.htm>.

Kyoto-Protokolls⁸¹. Die EU-27 haben lediglich einen Anteil von 15 Prozent an den globalen Kohlendioxidemissionen.

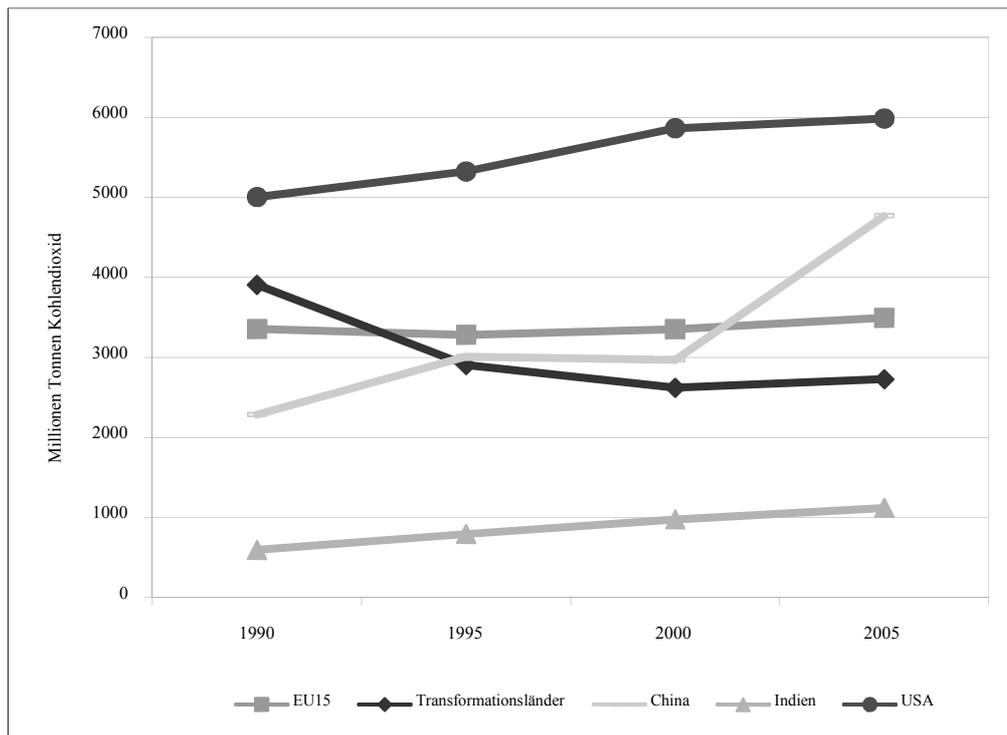
Gleichzeitig weisen insbesondere Staaten wie Indien oder China, die keine aus dem Kyoto-Protokoll abgeleiteten Emissionsziele zu erfüllen haben, die höchsten Emissionszuwächse auf. Dies ist in Abbildung D.2 ersichtlich. Während die EU-15 insgesamt ihre Kohlendioxidemissionen fast stabilisieren konnten, hat sich der Ausstoß von Kohlendioxidemissionen in China und Indien zusammen genommen mehr als verdoppelt, so dass sie in der Summe fast so viel emittieren wie die USA. China alleine emittiert bereits mehr Kohlendioxid als die EU-15 und Indien emittiert mehr als Deutschland.⁸² Bemerkenswert ist auch die Tatsache, dass die verbrennungsbedingten Kohlendioxidemissionen im Jahr 2006 um etwa 450 Millionen Tonnen gestiegen sind. Dies entspricht fast genau dem deutschen jährlichen Cap im Emissionshandelssektor in der Periode 2008 bis 2012. Selbst eine vollständige und dauerhafte Einstellung aller Tätigkeiten in den Sektoren Energie und Industrie in Deutschland könnte den Anstieg der Kohlendioxidemissionen in China nur für ein Jahr kompensieren. Es ist dementsprechend auch nicht unplausibel anzunehmen, dass sich der Anteil der Emissionen entwickelter Länder an den Gesamtemissionen im Vergleich zum Gesamtemissionsanteil von Entwicklungs- und Schwellenländern weiter verschärfen wird.⁸³

Die EU-15 werden in Abbildung D.2 gesondert dargestellt, da die neuen Mitgliedsstaaten zu den Transformationsländern zu zählen sind, welche eine spezifische Emissionsentwicklung aufzuweisen haben. Während sich die Kohlendioxidemissionen in den alten Mitgliedsstaaten von 1990 bis 2006 leicht um ca. vier Prozent erhöht haben, sind die Kohlendioxidemissionen in den zwölf neuen Mitgliedsstaaten im gleichen Zeitraum um etwa 25 Prozent gesunken (vgl. H.-J. Ziesing 2007a: 65).

⁸¹ Der Anteil von 30 % lässt sich aus den Daten von H.-J. Ziesing (2007) berechnen. Der tatsächliche Anteil wird sogar noch überschätzt, da bei den Nicht-Annex-B-Ländern keine Treibhausgasinventare vorliegen und hier ausschließlich die verbrennungsbedingten Kohlendioxidemissionen (CO₂-emissions from fuel combustion) erfasst werden.

⁸² Nach der Netherlands Environmental Assessment Agency (2007) ist China unter Berücksichtigung der in der Zementproduktion entstehenden Kohlendioxidemissionen seit 2006 bereits größter Kohlendioxidemittent.

⁸³ Vgl. hierzu auch W. Pizer (2005: 2 ff.).



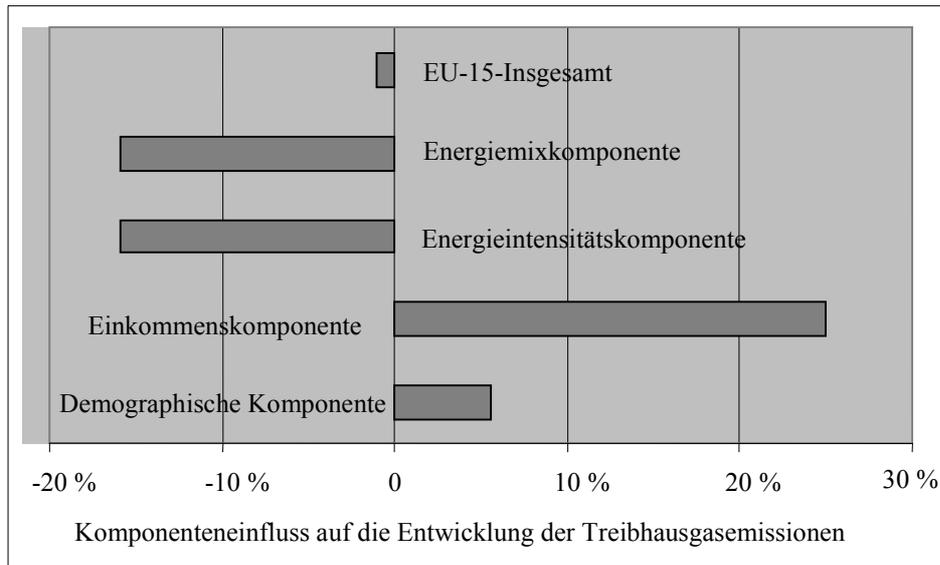
Quelle: H.-J. Ziesing (2007a); eigene Darstellung.

Abbildung D.2: Energiebedingte CO₂-Emissionen in Millionen Tonnen

Bezieht man die übrigen Treibhausgase mit ein, sind die Emissionen von Klimagasen in der EU-15 „sogar“ leicht gesunken. Daraus kann jedoch keine Trendwende hin zu niedrigeren Emissionen abgeleitet werden. Der Emissionsrückgang insgesamt kann hauptsächlich zurückgeführt werden auf die Emissionsrückgänge in Deutschland und Großbritannien, die ihrerseits wieder erklärbar sind durch sogenannte „Wall-Fall-Profits“ im Falle Deutschlands und das Ende der Kohlesubventionen in Großbritannien.

Das für den anthropogen bedingten Treibhauseffekt quantitativ bedeutendste Treibhausgas Kohlendioxid wird hauptsächlich durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe zum Zwecke der Energieerzeugung freigesetzt. Die Entwicklung der Treibhausgasemissionen lässt sich auf verschiedene Faktoren zurückführen, insbesondere auf die Bevölkerungsentwicklung, auf einen Einkommenseffekt, auf Veränderungen der Energieintensität⁸⁴ und auf Veränderungen der Energieträgerstruktur (vgl. H.-J. Ziesing 2006: 495 ff.).

⁸⁴ Dieser kann z. B. am Primärenergieverbrauch (z. B. in Öleinheiten oder Steinkohleeinheiten) pro BIP gemessen werden.



Quelle: H.-J. Ziesing (2006: 497).

Abbildung D.3 Komponenteneinfluss auf die relativen Veränderungen der Treibhausgasemissionen in der EU-15 von 1990-2005 in Prozent

Zwischen Bevölkerungsentwicklung und Treibhausgasemissionen besteht ein positiver Zusammenhang. Es ist nicht unplausibel anzunehmen, dass ein höheres Bevölkerungswachstum zu steigendem Energieverbrauch führt und damit Treibhausgasemissionen ansteigen. Eine Änderung im Energiemix hin zu emissionsärmeren oder gar emissionsfreien Energieträgern sowie eine Verringerung der Energieintensität (bzw. Erhöhung der Energieproduktivität) haben einen eher dämpfenden Einfluss auf die Höhe des Ausstoßes von Treibhausgasen. Abbildung D.3 zeigt für die EU-15 exemplarisch wie die Veränderung des Ausstoßes von Treibhausgasen auf die einzelnen Faktoren zurückzuführen ist.

Mit steigendem Wachstum in Entwicklungs- und Schwellenländern wird sich der europäische Anteil am globalen Ausstoß von Treibhausgasen zunehmend verringern. Nach Projektionen der Energy Information Administration (2008) werden die Kohlendioxidemissionen in Ländern wie China und Indien absolut und relativ wesentlich stärker steigen als dies in Entwicklungsländern der Fall ist (vgl. auch H.-W. Ziesing 2007a: 70).

Staat/Region	Durchschnittliches jährliches CO ₂ -Wachstum 2005 bis 2030
USA	0,5
OECD-Europa	0,4
China	3,3
Indien	2,6
OECD	0,5
Nicht-OECD	2,5

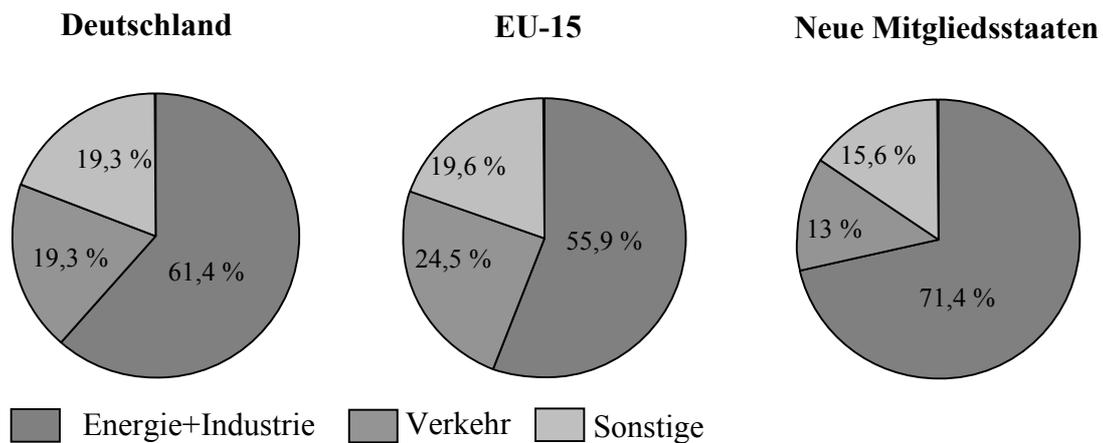
Quelle: EIA (2008: 113).

Tabelle D.2: CO₂-Wachstumprognosen in ausgewählten Ländern und Regionen

Tabelle D.2 zeigt, welche durchschnittliche Wachstumsraten in OECD-Ländern und Nicht-OECD-Ländern zu erwarten ist. Während in OECD-Ländern ein leichter jährlicher Anstieg der Kohlendioxidemissionen in Höhe von 0,5 Prozent prognostiziert wird, werden die jährlichen Kohlendioxidemissionen in Nicht-OECD im Referenzszenario jährlich um 2,5 Prozent zunehmen. Eine besonders gewichtige Rolle nicht nur bei den relativen, sondern auch bei den absoluten Zuwächsen spielen hierbei Indien und China. Es wird prognostiziert, dass die Kohlendioxidemissionen weltweit von ca. 28 Mrd. Tonnen Kohlendioxid auf etwa 42 Mrd. Tonnen Kohlendioxid steigen. Die chinesischen Kohlendioxidemissionen steigen hierbei von 5,3 auf 12 Mrd. Tonnen Kohlendioxid, die indischen Emissionen von rund 1,2 auf 2,2 Mrd. Mehr als die Hälfte des Emissionszuwachses bis 2030 wird demnach also auf Indien und China entfallen (vgl. auch H.-J. Ziesing 2007a: 64 ff.). Prognosen der International Energy Agency (IEA) unterstreichen dies. Demnach werden 97 Prozent des Emissionsanstieges bis 2030 auf Nicht-OECD-Länder zurückzuführen sein, Dreiviertel alleine auf China, Indien und den Mittleren Osten (IEA 2008).

1.2 Sektorale Teilmengen

Das Europäische Emissionshandelssystem ist wie zuvor erläutert nach einem sektoralen Ansatz organisiert. Hierbei werden nicht alle Sektoren durch das Emissionshandelssystem erfasst. Abbildung D.4 zeigt, welchen Anteil an den Kohlendioxidemissionen dem Emissionshandelssektor Energie und Industrie im Jahr 2004, also ein Jahr vor der Einführung des Emissionshandelssystems, zukommt.



Quelle: H.-J. Ziesing (2007b: 494); eigene Darstellung.

Abbildung D.4: Sektorale Struktur der CO₂-Emissionen im Jahr 2004 in Prozent

Dieser Anteil ist mit gut 50 Prozent in Deutschland, 56 Prozent in der EU-15 und gut 70 Prozent in den neuen Mitgliedsstaaten bedeutend. Er ist aber dahingehend zu relativieren, dass der Anteil des Emissionshandelssektors an den gesamten Treibhausgasemissionen noch wesentlich geringer ausfällt. Das Gewicht des Emissionshandelssektors innerhalb Europas ist recht unterschiedlich. Der Anteil des Emissionshandelssektors an den gesamten Kohlendioxidemissionen war in Deutschland innerhalb der EU-15 überdurchschnittlich hoch, aber nicht so hoch wie der Durchschnitt in den neuen Mitgliedsstaaten der EU.

Bei allen Unterschieden kann nicht übersehen werden, dass die Emissionen in den Nichthandelssektoren eine nicht vernachlässigbare Höhe aufweisen. Betrachtet man die Entwicklung der Kohlendioxidemissionen seit 1990 differenziert nach Sektoren, stellt man fest, dass sich die sektorale Struktur der Kohlendioxidemissionen im Zeitablauf verändert. Für Deutschland beispielsweise gilt, dass die Emissionen im Verkehrssektor bis 1999 um 16 Prozent zugenommen haben und erst seit 1999 rückläufig sind.⁸⁵ Sie liegen aber immer noch über den Emissionen von 1990. In den eher weniger bedeutenden Sektoren Gewerbe, Handel, Dienstleistungen sind die Emissionen relativ stark gesunken. Den absolut größten Emissionsrückgang gab es seit 1990 im größten Teilsektor

⁸⁵ Auch dies muss indes differenziert betrachtet werden. Die Emissionen des Flugverkehrs weisen auch nach 1999 erhebliche Wachstumsraten auf.

Kraftwerke. Die dortigen Emissionen haben von 1999 bis 2005 aufgrund des verstärkten Einsatzes von Braunkohle wieder zugenommen. Eine bedeutende Rolle spielt hier möglicherweise nicht zuletzt der Niedergang der DDR. Diese Entwicklung ist analog zu derjenigen der meisten ehemals sozialistischen neuen Mitgliedsstaaten in der EU (vgl. SRU 2008: TZ 103; H.-J. Ziesing 2007b: 83 f.).

Dies hat nun Konsequenzen im Hinblick auf die Beurteilung des Europäischen Emissionshandels bezüglich einer optimalen Klimapolitik, ökologischer Treffsicherheit und Kosteneffizienz.

2 Beurteilung des Europäischen Emissionshandels unter Berücksichtigung der Teilmengenproblematik

2.1 Beurteilung des Europäischen Emissionshandels hinsichtlich des Kriteriums eines optimalen Klimaschutzes

Bezüglich der Beurteilung europäischer Klimapolitik ist zwischen der Zielebene und der Instrumentenebene zu unterscheiden. Zunächst wird im folgenden Kapitel die Auswirkung der Teilmengenproblematik auf die Entscheidungsfindung hinsichtlich der Zielebene beschrieben. In Kapitel B wurden bereits die Schwierigkeiten, die mit der Bestimmung einer optimalen Emissionsmenge verbunden sind, erläutert. In diesem Kapitel geht es um die optimale Emissionsmenge unter Berücksichtigung der Teilmengenproblematik. Der Aussagegehalt dieser Analysen muss insofern eingeschränkt werden, als das Anspruchs eines Zertifikatehandels nicht auf eine optimale Klimapolitik ausgerichtet ist wie in Kapitel 4 dargestellt. Anschließend wird der Europäische Emissionshandel im Vergleich zu einer Preislösung hinsichtlich des Kriteriums der Optimalität unter Berücksichtigung der Teilmengenproblematik und Unsicherheit bezüglich der Vermeidungs- und Schadenskosten beurteilt.

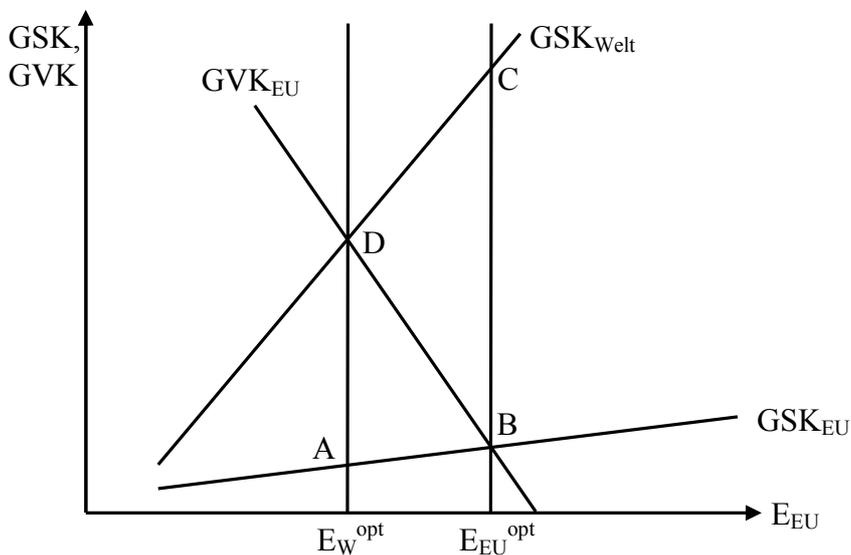
2.1.1 Optimale Emissionsmenge und Teilmengenproblematik

Hinsichtlich des Kriteriums der Optimalität von Emissionsvermeidungen ist der Teilnehmerkreis der hiervon Begünstigten zu definieren sowie zu prüfen, ob die Emissionsvermeidungen einseitig sind oder Teil eines über die EU hinausgehenden internationalen oder globalen Abkommens. Bezieht man nur die EU-Mitglieder in die Wohlfahrtsanalyse ein, verbieten sich anspruchsvolle Emissionsziele, da die Spielräume für Wohlfahrtsverbesserungen durch Emissionsverringerungen sehr schnell ausgeschöpft sind.

Die innerhalb der Europäischen Union emittierte Treibhausgasmenge trägt, wie zuvor beschrieben, nur einen kleinen Teil zu der weltweit emittierten Menge bei. Dieser Sachverhalt lässt sich anhand Abbildung D.5 folgendermaßen darstellen. Eine auf die EU reduzierte Wohlfahrtsanalyse mit der Grenzschadenskostenkurve GSK_{EU} und der Grenzvermeidungskostenkurve GVK_{EU} führt zu einer optimalen Emissionsmenge (E_{EU}^{opt}). Bei einem steilen Verlauf der Grenzvermeidungskostenkurve, wie dies innerhalb der EU aufgrund der bereits erfolgten Reduktionsmaßnahmen erwartet werden kann, verbieten sich anspruchsvolle Reduktionsmaßnahmen über E_{EU}^{opt} hinaus bei einer

auf die EU beschränkten Wohlfahrtsanalyse. Geringen eingesparten Schadenskosten stünden hohe zusätzliche Vermeidungskosten gegenüber.

Mit der Emission von Treibhausgasen verursacht die EU darüber hinaus gleichwohl einen externen Effekt. Dieser externe Effekt führt in Abbildung D.5 dazu, dass die globale Grenzscha­denskostenkurve aus der Emission von europäischen Treibhausgasen zum einen oberhalb der europäischen Grenzscha­denskostenkurve liegt, zum anderen aber auch einen steileren Verlauf aufweist.



E_{EU} : Emissionsmenge der EU
 GSK_{EU} : Grenzscha­denskosten innerhalb der EU
 GSK_{Welt} : Globale Grenzscha­denskosten (inklusive EU) europäischer Emissionen
 GVK_{EU} : Grenzvermeidungskosten der EU

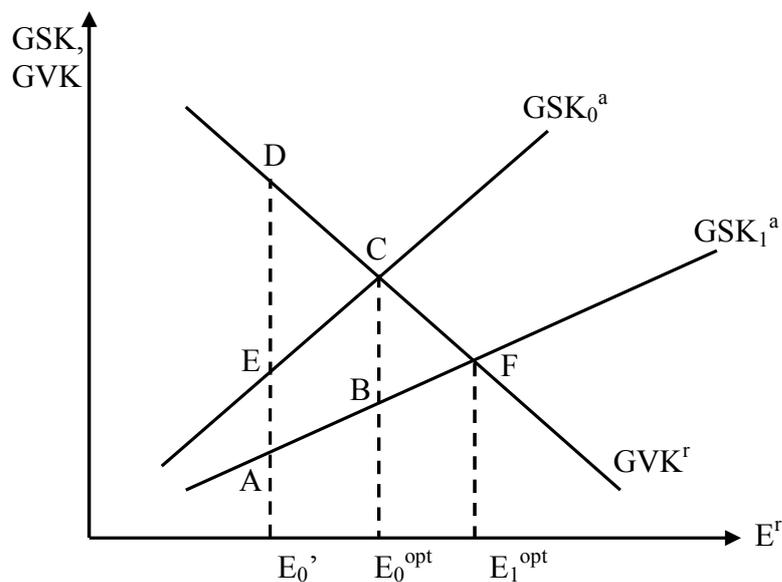
Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung D.5: Externe Effekte europäischer Treibhausgasemissionen

Ist das Entscheidungskriterium der EU nicht eine regionale, sondern eine globale Wohlfahrtsanalyse, würde dies zu einer geringeren europäischen Emissionsmenge in Höhe von E_W^{opt} führen. Allein auf die EU bezogen wäre hiermit ein Wohlfahrtsverlust in Höhe der Fläche ABD verbunden. Gegenüber dem isolierten EU-Optimum kann ein

globaler Wohlfahrtsgewinn in Höhe der Fläche DBC konstatiert werden. Der Rest der Welt gewinnt mehr als die EU verliert.

Dieser Befund muss in jedoch in mehrfacher Hinsicht relativiert werden. Erstens darf aufgrund des im globalen Maßstab eher geringen und zukünftig abnehmenden Anteils der EU-Treibhausgasemissionen dieser Wohlfahrtsgewinn nicht überschätzt werden. Darüber hinaus würde zweitens eine Emissionsmenge in Höhe von E_W^{opt} auch nicht bedeuten, dass externe Schadenskosten vollständig vermieden würden. Nach wie vor würden Entwicklungsländer durch die Emission von europäischen Treibhausgasen Schaden nehmen, schließlich würde immer noch die Emissionsmenge E_W^{opt} emittiert. Mit diesen Emissionen würden weiterhin externe Grenzschaäden produziert, auch wenn sie internalisiert sind. Drittens schließlich stehen Ressourcen, welche in der EU oder anderen Industriestaaten für die Reduktion von Treibhausgasen verwendet werden, in Verwendungskonkurrenz.



E^r : Emissionsmenge der reicheren Länder
 GSK^a : in ärmeren Ländern anfallende Grenzschaadenskosten
 GVK^{EU} : Grenzvermeidungskosten der reicheren Länder

Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung D.6: Verwundbarkeit und Emissionsreduktion

Unmittelbar einsichtig ist dies, wenn Emissionen über E_w^{opt} hinausgehend reduziert werden würden, um auch Restschäden in Entwicklungsländern über das globale Emissionsoptimum hinaus zu verhindern. Die zusätzlichen Kosten einer Emissionsvermeidung wären höher als der zusätzliche Nutzen. Auch wenn reichere Länder Verantwortung für den Klimawandel zu übernehmen beabsichtigen, sind bei Emissionsreduktionen die Verzichtskosten zu berücksichtigen. Abbildung D.6 soll diesen Gedankengang anhand eines Gedankenexperimentes veranschaulichen. Mit GSK_0^a werden die Grenzschadenskosten in den armen Ländern bezeichnet, mit GVK^r Grenzvermeidungskosten der reichen Länder. Für einen ganz einfachen Fall, in dem jeglicher Schaden in armen Ländern anfällt, ist E_0^{opt} die (global) optimale Emissionsmenge der reichen Länder. Nur reiche Länder verursachen in diesem Fall externe Kosten. Für eine Emissionsreduktion über E_0^{opt} hinaus ließen sich zwar weitere Schadenskosten in armen Länder verringern. Diese werden aber über höhere Vermeidungskosten überkompensiert. Immer noch fallen Schadenskosten an und zwar im Rahmen dieses Gedankenexperimentes ausschließlich bei den ärmeren Ländern.

Steht man diesen ein Recht auf Nichtschädigung zu, ist es leicht zu zeigen, dass Kompensationszahlungen seitens der reicheren Länder die überlegene Lösung gegenüber einer über E_0^{opt} hinausgehenden Emissionsreduktion darstellen. Werden etwa die Emissionen auf E_0' gesenkt, ließen sich die Schadenskosten, die annahmegemäß ausschließlich in den armen Ländern auftreten, um die Fläche $E_0'E_0^{opt}CE$ reduzieren. Dem stünden höhere Vermeidungskosten der reicheren Länder in Höhe von $E_0'E_0^{opt}CD$ gegenüber. Reichere Länder könnten sogar Kompensationszahlungen bis zu der Fläche $E_0'E_0^{opt}CD$ leisten, die um die Fläche ECD über die Schadenskosten hinausgehen und würden im Vergleich zu einer Emissionsreduktion immer noch nicht schlechter gestellt werden. Anders ausgedrückt könnten Emissionsreduktionen ausschließlich der reicheren Länder über E_0^{opt} hinaus selbst dann nicht im Interesse der ärmeren Länder sein, wenn die Schadenskosten alleine in diesen ärmeren Ländern anfallen würden. Im Vergleich hierzu könnten sie sich jedenfalls im Prinzip wie die reicheren Länder durch Kompensationszahlungen besser stellen.

Thomas C. Schelling (1992) hat darüber hinaus darauf hingewiesen, dass Schäden keine exogene Größe sind, sondern ihrerseits vom Entwicklungsstand einer Volkswirtschaft

abhängen. Führt Entwicklungshilfe zu einer positiven ökonomischen Entwicklung, könnte die Verwundbarkeit der Entwicklungsländer gegenüber einem Klimawandel sinken. „We might find better use for the money“, so hat Schelling (1992) dieses Argument zusammengefasst. Damit ist nicht lediglich gemeint, dass zur Schadensminderung mittels Emissionsvermeidung eingesetzte knappe Mittel an anderer Stelle möglicherweise produktiver eingesetzt werden könnten. Zukünftige Schäden selbst könnten also mit wirtschaftlicher Entwicklung verringert werden. Ärmere Länder sind schließlich auch deswegen relativ stärker von einer Klimaänderung betroffen, weil sie über geringere Anpassungskapazitäten verfügen und weil ihre Wirtschaft stärker vom Klima abhängt als dies in entwickelten Ländern der Fall ist.

In Abbildung D.6 ist dieser Zusammenhang durch eine Verschiebung der Grenzschadenskostenkurve nach unten gekennzeichnet. Plausibel wird diese Verschiebung, wenn man die Grenzschadenskostenkurve von rechts nach links denkt. Jede vermiedene Emissionseinheit führt in Form vermiedener Schäden zu einem zusätzlichen Nutzen für ärmere Länder. Nur ist dieser zusätzliche Nutzen einer verminderten Emissionseinheit geringer, wenn hiermit beispielsweise knappe Mittel der Entwicklungspolitik entzogen werden und hierdurch die Verwundbarkeit der ärmeren Länder gegenüber einem Klimawandel steigt. Nicht das Emissionsniveau E_0^{opt} stellt dann das global optimale Emissionsniveau dar, sondern das höhere Emissionsniveau E_1^{opt} .

Die Schlussfolgerungen von R. S. J. Tol (2005) aus Modellrechnungen legen nahe, dass Entwicklungsländer tatsächlich durch Investitionen in Entwicklungspolitik mehr profitieren könnten als durch Investitionen in Emissionsvermeidung. Tol selbst empfiehlt jedoch, diese Ergebnisse mit Vorsicht zu behandeln, u. a. deswegen, weil sie auf nur einem einzigen Modell basieren und andere Autoren zu abweichenden Schätzungen von Klimaschäden für verschiedene Regionen oder Sektoren gelangen (vgl. R. S. J. Tol 2005: 627).

Darüber hinaus könnte sich vermindertes Wirtschaftswachstum in reichen Ländern infolge ambitionierter Emissionsvermeidungsaktivitäten über Veränderungen der Handels- und Kapitalströme auch negativ auf das Wirtschaftswachstum in ärmeren Ländern auswirken. Hat dies wiederum negative Folgen für das öffentliche Gesundheitswesen,

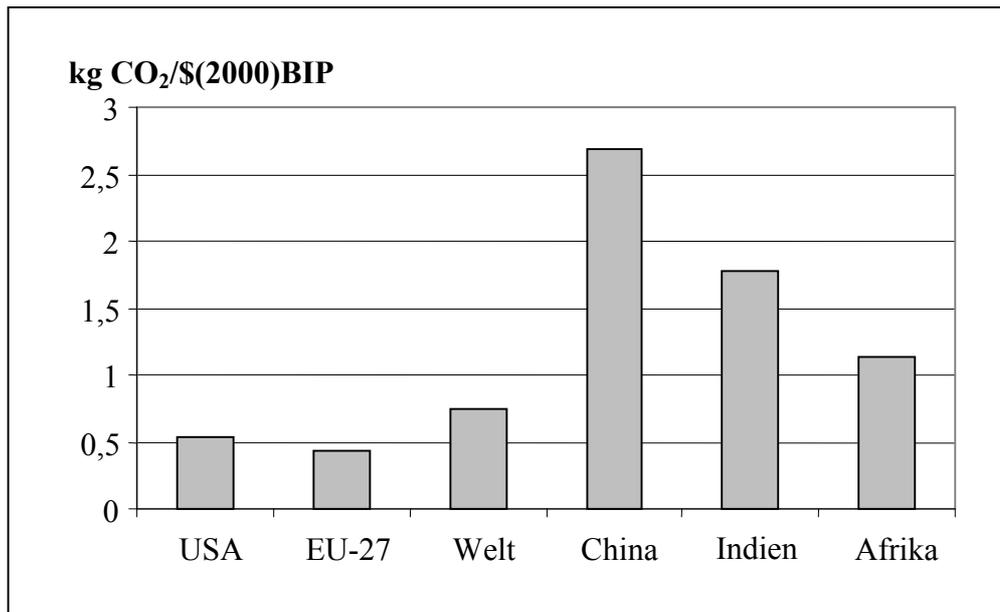
könnte beispielsweise die Zahl der Malariaerkrankungen trotz verlangsamten Klimawandels sogar steigen statt sinken (vgl. R. S. J. Tol/H. Dowlatabati 2001).⁸⁶

Festgehalten werden kann, dass die Opportunitätskosten einer ambitionierten Klimapolitik auch bei der Verfolgung sozialer Ziele nicht vernachlässigt werden dürfen. Einschränkung muss jedoch berücksichtigt werden, dass nicht nur der unmittelbare Nutzen von Emissionsvermeidung schwierig zu ermitteln ist. Dies gilt auch für den Nutzen der besten nicht genutzten Alternative, hier also für den Nutzen von Entwicklungspolitik.⁸⁷ Ferner kann bezweifelt werden, ob die beste nicht genutzte Alternative politisch überhaupt durchsetzbar ist. Es ist auf der einen Seite zwar fraglich, ob von reichen Ländern Kosten der Emissionsvermeidung zugunsten von ärmeren Ländern in Kauf genommen werden. Auf der anderen Seite könnte aber eine ebenso große oder bei gleichem Zielerreichungsgrad möglicherweise sogar geringere Belastung zugunsten von Entwicklungspolitik noch schwieriger durchzusetzen sein.

Zwischen stark regulierten Industrieländern auf der einen Seite und weniger regulierten Entwicklungs- und Schwellenländern auf der anderen Seite bestehen größere Grenzvermeidungskostenunterschiede. Einen Anhaltspunkt hierfür liefert Abbildung D.7. Hier werden die Kohlendioxidemissionen pro Wertschöpfungseinheit (in US-Dollar) im Jahr 2005 dargestellt. Es fällt auf, dass sowohl die USA als auch die EU-27 weniger Kohlendioxid pro Wertschöpfungseinheit emittieren als der Durchschnitt.

⁸⁶ Vgl. hierzu des Weiteren und ebenfalls R. S. J. Tol/H. Dowlatabati (2001), R. S. J. Tol/K. L. E. Kristie/G. W. Yohe (2007).

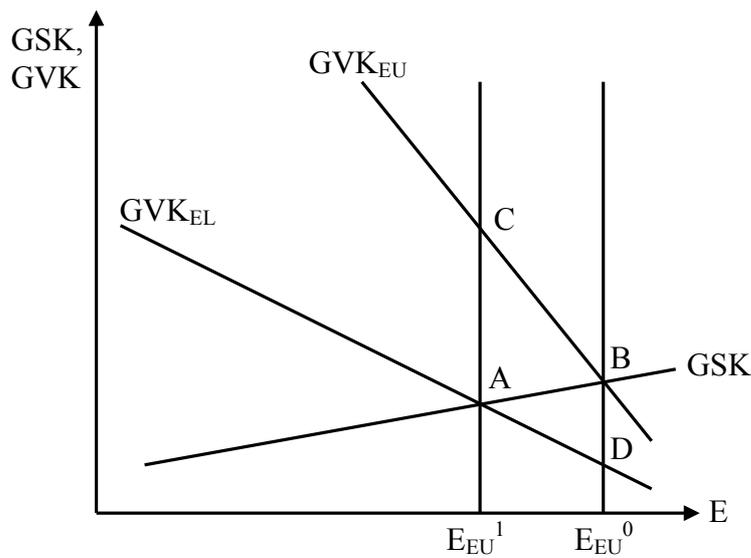
⁸⁷ Beispielsweise könnte die Aufnahmefähigkeit von zusätzlicher Entwicklungshilfe in einigen (nicht allen) Ländern deswegen begrenzt sein, weil die Gefahr der Korruption besteht. Deren zusätzlicher Nutzen ist dann fraglich. Im Extremfall könnte sich Entwicklungshilfe sogar für die Entwicklung eines Landes als schädlich erweisen. Vgl. J. Bhagwathi (2005) .



Quelle: IEA: <http://www.iea.org/Textbase/stats/index.asp> (Stand: März 2008); eigene Darstellung.

Abbildung D.7: Energiebedingte Kohlendioxidemissionen pro Wertschöpfungseinheit verschiedener Länder und Regionen 2005

In einer Wohlfahrtsanalyse bedeutet dies, dass Wohlfahrtsverbesserungen im Falle bereits hoher Standards durch eine weitere Verschärfung der Standards schnell ausgeschöpft sind (vgl. G.-J. Krol 2006: 302). Basiswert für die Emissionsreduktion kann in diesem Fall auch ein Business-as-Usual-Emissionsverhalten der Entwicklungsländer sein. Entscheidend für potenzielle Wohlfahrtsverbesserungen ist, dass Entwicklungsländer ein hohes technisches Potenzial hinsichtlich einer Reduktion der Emissionsintensität, verstanden als in Relation zum Sozialprodukt gesetztes Emissionsniveau, aufweisen. Dies schließt ein Wachstum ihrer Sozialprodukte nicht aus. Eine über E_{EU}^0 hinausgehende Emissionsreduktion auf E_{EU}^1 in Abbildung D.8 würde zu einem Wohlfahrtsverlust in Höhe der Fläche ABC führen. Eine gleich hohe Emissionsreduktion in Entwicklungsländern würde hingegen sogar eine Wohlfahrtsverbesserung in Höhe der Fläche ABD ermöglichen.



E: Emissionsmenge
 GSK: Grenzsadenschadenskosten
 GVK^{EL} : Grenzwertmeidungskosten der Entwicklungsländer
 GVK^{EU} : Grenzwertmeidungskosten der EU

Quelle: In Anlehnung an G.-J. Krol (2006: 302).

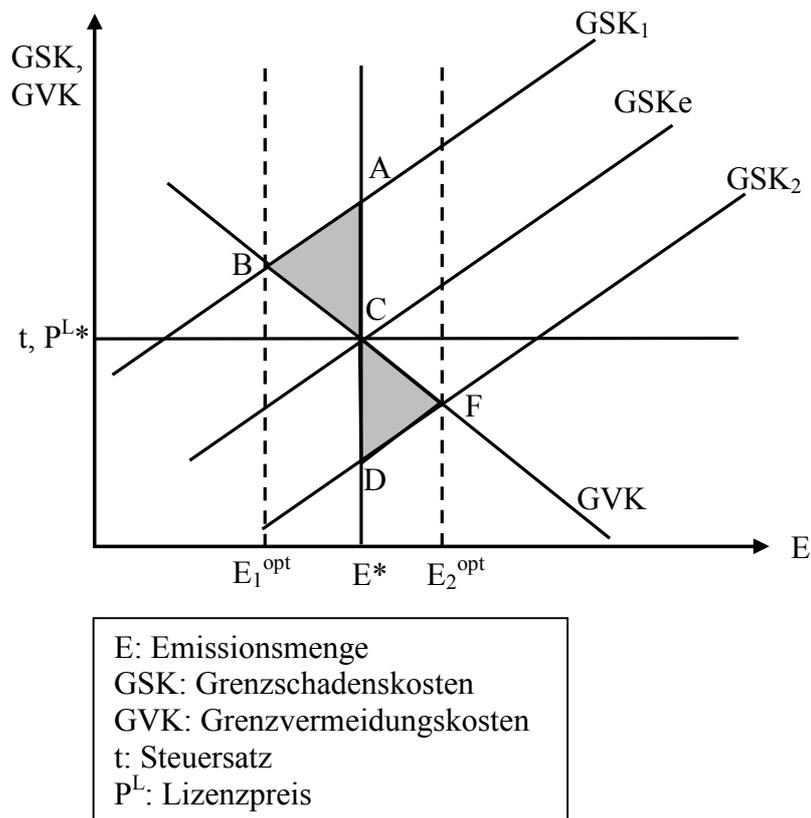
Abbildung D.8: Wohlfahrtseffekte von Emissionsreduktionen bei unterschiedlichen Grenzwertmeidungskosten

2.1.2 Optimalität von Lizenzen im Klimaschutz bei Unsicherheit von Grenzsadenschadenskosten und Grenzwertmeidungskosten

In der Klimapolitik werden zur Vermeidung von Klimaschäden Mengenlösungen, Preislösungen oder eine Kombination aus beiden diskutiert. Dies ist insofern eine grobe Vereinfachung als zum einen sowohl in der Wissenschaft als auch in der Politik Vorschläge unterbreitet werden, die aufgrund einer mangelnden globalen Durchsetzbarkeit sowohl von Mengen- als auch von Preislösungen auf die Förderung und Verbreitung von umwelttechnologischem Fortschritt setzen (vgl. z. B. S. Barrett 1999). Zum anderen gibt es eine Vielzahl von Mengen- und Preislösungen, die sich in nicht unerheblichen Details wie der Stringenz des Klimaschutzes und dem Zeitpfad der Emissionsreduktionen unterscheiden.⁸⁸ Im Folgenden sollen aber die unter Wohlfahrtsaspekten relativen Vorteile von Mengen- und Preislösungen verglichen werden. Sind alle Grenzsadenschadenskosten- und Grenzwertmeidungskostenverläufe bekannt, sind die Volkswirtschaften durch Fehlen

⁸⁸ Einen systematisierten Überblick über mehr oder weniger politikreif ausgewählte Vorschläge einer globalen Klimapolitikarchitektur geben J. E. Aldy/S. Barrett/R. N. Stavins (2003). „Jüngere“ Beiträge zur Debatte kommen z. B. von L. Wicke (2005) oder J. Matthews (2007).

jeglicher sonstiger Marktverzerrungen gekennzeichnet und orientiert sich das Entscheidungskalkül der Entscheidungsträger weltweit am Kriterium der Pareto-Effizienz entsprechend dem Kaldor-Hicks-Kriterium, ist die Äquivalenz von Steuer- und Mengelösung nicht gesichert.



Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung D.9: Mengen- und Preislösung bei Unsicherheit der Grenzschadenskosten im Vergleich

Sind die Grenzschadenskosten und/oder die Grenzvermeidungskosten unbekannt, wird die optimale Emissionsmenge allenfalls zufällig erreicht. Ein Irrtum über die Höhe der Kostenverläufe führt dementsprechend zu Wohlfahrtsverlusten. Abbildung D.9 illustriert dies sowohl für den Fall, dass die Grenzschadenskosten niedriger sind als erwartet, als auch für den Fall, dass sie höher sind als erwartet. Die normgebende Instanz erwartet, dass die Grenzschadenskostenkurve entsprechend GSKe verläuft und wird, wenn sie die erwartete Wohlfahrt maximieren will, die Emissionsmenge z. B. durch eine Lizenzlösung auf E* fixieren oder ein Steuersatz auf t so setzen, dass sich die Wirtschaftssub-

jekte entsprechend der Grenzvermeidungskostenverläufe mit der Emissionsmenge E^* anpassen. Werden die Grenzschadenskosten unterschätzt, sind sie also mit GSK_1 höher als erwartet, entstünde ein Wohlfahrtsverlust in Höhe der Fläche BCA , da im Falle einer Emissionsreduktion von E auf E_1 die höheren Vermeidungskosten in Höhe der Fläche $E_1^{opt}E^*CB$ durch die vermiedenen Schadenskosten in Höhe der Fläche $E_1^{opt}E^*AB$ um eben diese Fläche ABC mehr als ausgeglichen würde.

Sind die Grenzschadenskosten mit GSK_2 niedriger als erwartet, entstünde ex-post ebenfalls ein Wohlfahrtsverlust, diesmal in Höhe der Fläche DFC . Eine höhere Emissionsmenge E_2 wäre zwar mit höheren Schadenskosten verbunden, die aber durch eingesparte Vermeidungskosten mehr als aufgehoben würden.

Die Höhe der Wohlfahrtsverluste hängt in diesem Fall zwar von der Höhe des Irrtums über den Verlauf und die Höhe der Grenzschadenskosten ab, nicht aber von der Instrumentenwahl. Der für die Emissions- und Lizenzmenge E zu erwartende Lizenzpreis P^L wäre identisch mit dem zu der Emissionsmenge E führenden Steuersatz t .

Anders ist dies im Falle der Unsicherheit über die Vermeidungskosten (vgl. M. L. Weitzman 1974). Irrtümer über die Höhe der Grenzvermeidungskosten können bei Lizenzlösungen andere Auswirkungen auf die Höhe des Wohlfahrtverlustes haben als dies bei einer Steuerlösung der Fall ist. Entscheidend sind hier die Steigungen der Grenzvermeidungskostenkurve und der Grenzschadenskostenkurve in der Nähe des erwarteten Emissionsoptimums. Weitzman hat den Vorteil einer Steuerlösung über eine Mengelösung bei Unsicherheit über die Höhe von Grenzvermeidungskosten und den Grenznutzen einer Emissionsvermeidung unter der Annahme üblicher Kostenverläufe⁸⁹ wie folgt beziffert (vgl. M. Weitzman 1967: 484):

$$\Delta = \frac{\sigma^2 N''}{2K''^2} + \frac{\sigma^2}{2K''}.$$

Mit σ^2 wird die Varianz der Irrtümer bezüglich der Grenzvermeidungskosten bezeichnet, K'' ist die Steigung der Grenzvermeidungskostenkurve, N'' die Steigung der

⁸⁹ Genau genommen ist Weitzman von quadratischen Kosten- und Nutzenfunktionen in der Nähe des Optimums mit hinreichend geringer Varianz der Grenzkosten ausgegangen. Vgl. hierzu ausführlicher M. Weitzman (1974): 483.

Grenznutzenkurve einer zusätzlichen Emissionsvermeidung. Es fällt auf, dass die von Weitzman berücksichtigte Varianz des Grenznutzens einer Emissionsvermeidung entsprechend Abbildung D.9 keine Rolle spielt.

Durch Ausklammern von σ^2 erhält man weiter:

$$\Delta = \sigma^2 \left(\frac{N''}{K''^2} + \frac{1}{2K''} \right).$$

Durch Multiplikation der Gleichung mit $\frac{2K''^2}{2K''^2}$ ergibt sich schließlich:

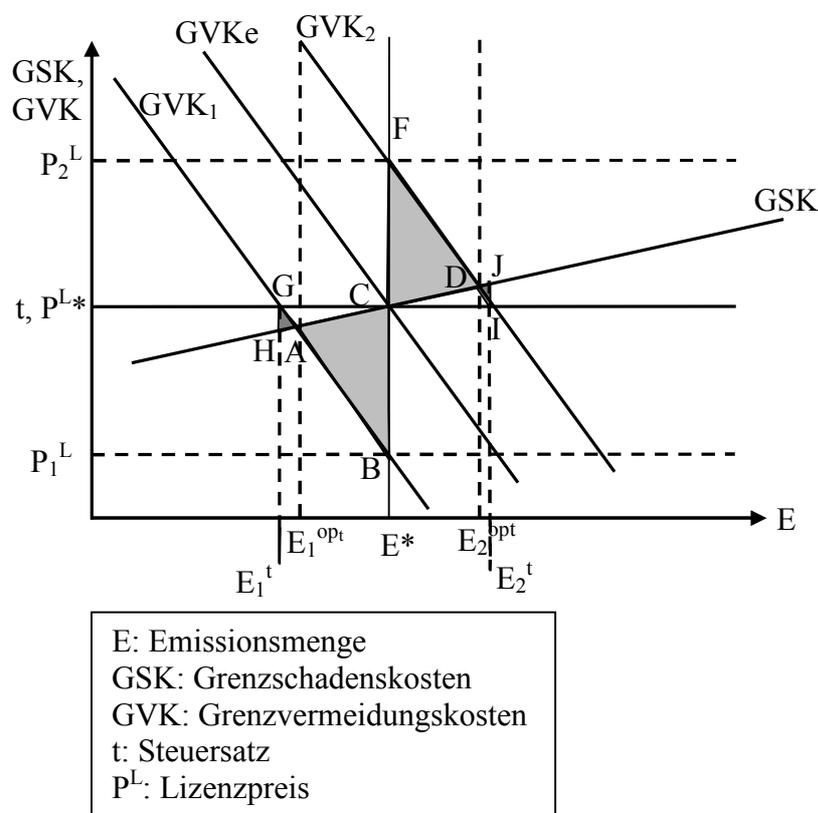
$$\Delta = \frac{\sigma^2}{2K''^2} (K'' + N'').$$

Da annahmegemäß $K'' > 0$ und $N'' < 0$, ist eine Steuerlösung also dann vorteilhafter, wenn die Steigung der Grenzvermeidungskostenkurve betragsmäßig größer ist als die betragsmäßige Steigung der Grenznutzenkurve ($|K''| > |N''|$) und sie ist dann umso vorteilhafter, je größer diese Differenz ist, je größer die Varianz der Grenzkosten ist und je kleiner die Grenzvermeidungskosten sind. Umgekehrt ist eine Mengenzahlung vorteilhaft, wenn die betragsmäßige Steigung der Grenzvermeidungskostenkurve kleiner ist als die betragsmäßige Steigung der Grenznutzenkurve.

Spiegelbildlich formuliert ist eine Mengenzahlung vorzuziehen, wenn die Grenzschadenskostenkurve steiler verläuft als die Grenzvermeidungskostenkurve. Dann ist der Wohlfahrtsverlust ex-post bei Irrtum über die Höhe der Grenzvermeidungskosten im Falle einer Steuerlösung kleiner als bei einer Mengenzahlung.

Es lässt sich also keine eindeutige Aussage über die Vorteilhaftigkeit einer Mengen- oder Steuerlösung bei Unsicherheit über die Grenzvermeidungskostenhöhe treffen. Deren relative Vorteilhaftigkeit hängt vielmehr davon ab, wie steil der Verlauf der Grenzvermeidungskosten und der Grenzschadenskostenkurve in der Nähe des erwarteten Emissionsoptimums ist. Die Intuition dieses Zusammenhanges soll wiederum im Folgenden illustriert werden. In Abbildung D.10 weist die Grenzvermeidungskostenkurve einen steileren Verlauf auf als die Grenzschadenskostenkurve.

Wird die Höhe der Grenzvermeidungskosten überschätzt, liegt die tatsächliche Grenzvermeidungskurve mit GVK_1 also unterhalb der erwarteten Grenzvermeidungskostenkurve GVK_e , entsteht im Falle einer Lizenzlösung ein Wohlfahrtsverlust in Höhe der Fläche ABC. Da die Emissionsmenge fixiert ist, wird zu viel emittiert. Den im Vergleich zur optimalen Menge E_1^{opt} geringeren Vermeidungskosten in Höhe von $E_1^{opt}E^*BA$ stünden höhere Schadenskosten in Höhe der Fläche $E_1^{opt}E^*CA$ gegenüber.



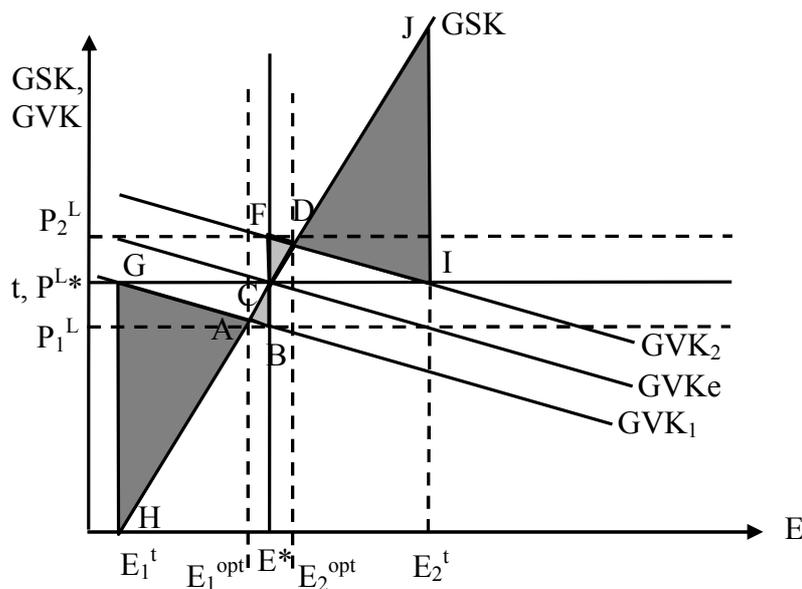
Quelle: In Anlehnung an N. Stern (2007: 356).

Abbildung D.10: Wohlfahrtsvergleich von Mengen- und Preislösungen bei Unsicherheit der Grenzvermeidungskosten und relativ steilem Grenzvermeidungskostenverlauf

Eine Steuerlösung hingegen würde einen im Vergleich kleineren Wohlfahrtverlust nach sich ziehen, nämlich in Höhe der Fläche HAG. Wenn Emissionsvermeidung billiger ist als erwartet, würden aufgrund des fixierten Abgabensatzes, mit dem jede Emissionseinheit belastet ist, nicht zu wenige, sondern zu viele Emissionen vermieden. Den im Ver-

gleich zur optimalen Menge hierdurch eingesparten Schadenkosten $E_1^t E_1^{opt} AG$ stünden höhere Vermeidungskosten in Höhe der Fläche $E_1^t E_1^{opt} AH$ gegenüber.

Werden die Grenzvermeidungskosten unterschätzt, liegt die Grenzvermeidungskostenkurve also höher als erwartet, entsteht bei der Lizenzlösung ein Wohlfahrtsverlust in Höhe der Fläche CDF. Den im Vergleich zur optimalen Emissionsmenge eingesparten Schadenkosten in Höhe der Fläche $E^* E_2^{opt} DC$ stehen höhere zusätzliche Vermeidungskosten gegenüber in Höhe der Fläche $E^* E_2^{opt} DF$. Eine Steuerlösung ist also bei einer relativ flach verlaufenden Grenzsadenskostenkurve und einer relativ steil verlaufenden Grenzvermeidungskostenkurve (ceteris paribus) einer Lizenzlösung vorzuziehen. Genau umgekehrt verhält es sich, wenn die Grenzsadenskostenkurve im relevanten Bereich einen steilen Verlauf hat und die Grenzvermeidungskostenkurve einen eher flachen Verlauf aufweist.



E: Emissionsmenge
 GSK: Grenzsadenskosten
 GVK: Grenzvermeidungskosten
 t: Steuersatz
 P^L: Lizenzpreis

Quelle: In Anlehnung an N. Stern (2007: 356).

Abbildung D.11: Wohlfahrtsvergleich von Mengen- und Preislösungen bei Unsicherheit der Grenzvermeidungskosten und relativ flachem Grenzvermeidungskostenverlauf

Abbildung D.11 illustriert dieses. Werden die GVK überschätzt, liegt also die Grenzvermeidungskostenkurve mit GVK_1 unterhalb der erwarteten Grenzvermeidungskostenkurve, entsteht wiederum ein Wohlfahrtsverlust bei einer Lizenzlösung in Höhe der Fläche ABC, der aber in diesem Falle geringer ist als der Wohlfahrtsverlust der Steuerlösung in Höhe der Fläche HAG.

Selbiges gilt, wenn die Höhe der Grenzvermeidungskosten unterschätzt wird, die Grenzvermeidungskostenkurve mit GVK_2 also oberhalb der erwarteten Grenzvermeidungskostenkurve GVK_e liegt. Der Wohlfahrtsverlust einer Lizenzlösung entspräche lediglich der Fläche CDF, während eine Steuerlösung in die „ökologische Katastrophe“ führen würde (Fläche DIJ). Die Wirtschaftssubjekte reagieren auf den festen Steuersatz aufgrund der hohen Grenzvermeidungskosten mit höheren Emissionen als erwartet. Da aber bereits geringe Emissionssteigerungen zu hohen zusätzlichen Schäden führen, ist dies mit entsprechend hohen Wohlfahrtsverlusten verbunden.

Die Frage, ob sich für die Klimapolitik hinsichtlich des Kriteriums der Optimalität unter Unsicherheit eher eine Steuerlösung oder doch eine Mengelösung anbietet, kann dann beantwortet werden, wenn eine Vorstellung darüber besteht, ob die Grenzschadenskosten einen steileren Verlauf aufweisen als die Grenzvermeidungskosten oder umgekehrt. R. Newell und W. Pizer (2003) erweitern die Analyse Weitzmans auf Bestandsgrößen wie die Konzentration von Treibhausgasen in der Atmosphäre. Klimafolgen und damit auch Klimaschäden hängen nicht von den Emissionen eines einzelnen Jahres ab, sondern von deren akkumulierten Bestand in der Atmosphäre, welcher durch die Konzentration der Treibhausgase gemessen wird. Die Tatsache, dass die Emissionen in einem einzelnen Jahr nur einen geringen Einfluss auf die Bestandsgröße der Treibhausgaskonzentration haben, kann eine flach verlaufende Grenzschadenskostenkurve erklären. Dies würde eher für eine Steuerlösung sprechen (vgl. ebd.: 427 ff.).

Gleichwohl identifizieren R. Newell und W. Pizer auch Parameter, die ungeachtet dessen für eine Mengelösung sprechen könnten: „Lower stock decay rates, lower discount rates, and greater rates of benefit growth tend to favor quantity controls for regulating

stock externalities” und „Greater correlation in costs across time tends to favour quantity controls” (R. Newell/W. Pizer 2003: 425).

Von besonderer Bedeutung im Zusammenhang mit der Klimaproblematik ist die Existenz von Schwellenwerten (Tipping Points) (vgl. ebd.: 426; W. Pizer 2002: 424 ff.). Keine noch so rigide Steuerlösung könnte ein Nichtüberschreiten dieser Schwelle garantieren, eine Mengelösung wäre prinzipiell hierzu aber in der Lage. Dieses Argument ist indes insofern zu relativieren, als auch die kritischen Schwellenwerte in der Klimapolitik nicht bekannt sind. Zwar kann die Treibhausgaskonzentration durch eine Deckelung der Treibhausgasemissionen relativ genau anvisiert werden. Für die hierdurch beeinflusste Treibhausgaskonzentration und die hieraus resultierenden Temperaturänderungen gilt dies jedoch nicht mehr uneingeschränkt. Zudem sind die hiermit verbundenen Klimaschäden mit erheblichen Unsicherheiten behaftet. Ein Überschreiten eines kritischen Schwellenwertes der Treibhausgaskonzentration oder einer Durchschnittstemperatur kann, sofern dieses überhaupt identifiziert werden kann, auch mit einer Mengelösung nicht sicher gewährleistet werden (vgl. W. Pizer 2003).

Abgaben- und Mengelösungen sind bei Unsicherheit über die Höhe der Vermeidungskosten also nicht indifferent. Geht man davon aus, dass die Grenzschadenskosten relativ flach verlaufen, wäre eine Abgabe der Mengelösung vorzuziehen. Das Europäische Emissionshandelssystem ist eine reine Mengelösung auf sektoraler Ebene. Dementsprechend wäre auch der Europäische Emissionshandel hinsichtlich des Kriteriums der Optimalität kritisch zu beurteilen. Bei einem steilen Verlauf der Grenzschadenskostenkurve wäre dies bezüglich einer globalen Mengelösung anders zu sehen. Sicherlich ist sind Optimierungen im Rahmen von Kosten-Nutzen-Analysen in der Realität Grenzen gesetzt. Gleichwohl sind Kosten-Nutzen-Kalküle auch nicht irrelevant.

Nimmt man an, dass eine Mengelösung aufgrund kritischer klimatischer Schwellenwerte vorzuziehen ist, lässt sich diese Vorteilhaftigkeit nicht auf den Europäischen Emissionshandel übertragen. Im Europäischen Emissionshandel wird schließlich lediglich eine Teilmenge der globalen Treibhausgasemissionen limitiert. Selbst wenn kritische klimatische Schwellenwerte identifiziert werden könnten, kann mit einer europäischen Mengelösung ein Überschreiten dieser Schwellenwerte nicht verhindert werden,

weil das globale Treibhausgasemissionsniveau weder genau prognostiziert noch beeinflusst werden kann. Bereits Unsicherheiten über die Lage kritischer Schwellenwerte relativieren die Vorteilhaftigkeit von Mengenlösungen. Zu dieser Unsicherheit gesellen sich dann auch noch die Unsicherheiten über die Treibhausgasemissionen im Rest der Welt. Im Extremfall könnten selbst europäische Nullemissionen nicht sicherstellen, dass die globalen Treibhausgasemissionen einen kritischen Wert nicht überschreiten.

Lediglich die projektbasierten Mechanismen können im Europäischen Emissionshandelssystem einem Preisanstieg durch unerwartet hohe Grenzvermeidungskosten im Emissionshandelssektor entgegenwirken und für Entlastung sorgen. Doch auch diese dürfen erstens nur in einem beschränkten Ausmaß genutzt werden und sind zweitens mit hohen Transaktionskosten verbunden.

Im Grunde genommen ist dies nicht dem Instrument des Europäischen Emissionshandels anzulasten, sondern der europäischen bzw. globalen Klimapolitik. Diese ist durch Mengenziele und Zeitpläne gekennzeichnet („Targets and Timetables“) und nicht durch die Vereinbarung auf klimapolitische Maßnahmen („Policies and Measures“).

Zusammengefasst übernimmt der Europäische Emissionshandel als ein Cap-and-Trade-Regime die Nachteile einer Mengenlösung bei Unsicherheit über die Höhe der Grenzvermeidungskosten ohne die Vorteile einer Mengenlösung, nämlich die Garantierung eines bestimmten ökologischen globalen Standards übernehmen zu können. Prinzipiell ist es denkbar, dem über bestimmte Regelungen Rechnung zu tragen. Im Europäischen Emissionshandelssystem gibt es aber keine „Safety Valve“-Regelung, die einen Höchstpreis für Emissionsrechte setzt und damit die Mengenlösung bei unerwartet hohen Grenzvermeidungskosten durch eine Preislösung ersetzen würde. Die vorgesehenen Strafzahlungen für Unternehmen bei Nichtabgabe von Emissionsrechten sind prohibitiv hoch.

Auch gibt es keine Vorkehrungen für den Fall, dass die Grenzvermeidungskosten niedriger sind als erwartet. Es ist sogar denkbar, dass die Preise für Emissionsberechtigungen auf Null sinken und somit das Emissionshandelssystem zwar Verwaltungskosten

verursacht, hinsichtlich ihrer Lenkungswirkung aber obsolet wird. Gegenüber einer ordnungsrechtlichen Regelung bleibt die Zertifikatsregelung indes vorteilhaft.

Wenn der Europäische Emissionshandel mit (noch nicht existierenden) anderen Emissionshandelssystemen verknüpft würde, könnte dies auch dem Erreichen des ökologischen Zieles dienlich sein. Bei einem globalen Kohlenstoffmarkt in Form eines Cap-and-Trade-Systems könnte zumindest ein Großteil der Treibhausgasemissionsmenge fixiert werden.

Nach W. Nordhaus (2007b) ist bei einer Mengenlösung zur Emissionsverringerung von Kohlendioxid darüber hinaus mit einer hohen Preisvolatilität zu rechnen. Diese sei schon auf dem Lizenzmarkt für Schwefeldioxid in den USA zu beobachten gewesen. Die Schwefeldioxidpreise bei Auktionen lagen in einer Bandbreite zwischen 66 Dollar pro Tonne Schwefeldioxid im Jahr 1996 und 860 Dollar pro Tonne im Jahr 2005. Die Marktpreise sind der Periode 1995 und 2006 um einen Faktor 69 geschwankt, zwischen 2001 und 2006 um einen Faktor 12 (vgl. W. Nordhaus 2007b: 38). Die Preise waren damit volatiliter als diejenigen der meisten Konsumgüter und fast so volatil wie Ölpreise (vgl. ebd.).

Der Markt für Schwefeldioxid weist nach Nordhaus große Ähnlichkeit mit dem Markt für Kohlendioxid auf. Das Angebot ist für den Zuteilungszeitraum der Emissionsrechte gegeben und auch die Nachfrage ist kurzfristig (bei gegebenen Technologien) relativ preisunelastisch.

Verschiedentlich findet sich das Plädoyer für eine kombinierte Preis- und Mengenlösung in der Klimapolitik, da eine reine Steuerlösung u. a. aufgrund der international brisanten Frage der Verwendung des Steueraufkommens als unrealistisch gilt (vgl. W. McKibbin/P. Wilcoxon 2002: 119 ff.; W. Pizer 2002: 427 ff.; B. C. Murray/R. G. Newell/W. A. Pizer 2008: 3ff.). Bei einer kombinierten Lösung soll ein „Trigger-Price“, eine Preisobergrenze als ein „Safety Valve“ fungieren, indem verhindert wird, dass die Kosten der Emissionsvermeidung zu stark ansteigen. Weniger in der Diskussion sind Preisuntergrenzen, die bei oben geführter Diskussion ebenfalls berücksichtigt werden

müssten. Dies mag damit zusammenhängen, dass in internationalen Klimaschutzverhandlungen weniger zu geringe als zu hohe Vermeidungskosten befürchtet werden.

J. Schwerd (2005) kritisiert derartige „Safety Valve“-Konstruktionen. Zum einen werde hierbei bereits auf nationaler Ebene das Mengenziel verletzt, zum anderen biete ein derartiges System Spielraum für internationale allokativen Verzerrungen, weil ein weltweiter Höchstpreis unterbietungsanfällig sei (vgl. J. Schwerd 2005: 324 f.). Bei einem „Safety-Valve“ käme es auf dessen Höhe an (vgl. H. D. Jacoby/A. D. Ellerman 2004: 487). Werden verschiedene Emissionshandelssysteme miteinander verknüpft, was aus Effizienzgesichtspunkten sinnvoll erscheint, bestimmt der niedrigste Höchstpreis aller Emissionshandelssysteme den globalen Höchstpreis. Würde etwa in einem Emissionshandelssystem der Höchstpreis geringer sein als der Marktpreis, könnten Unternehmen (oder Individuen) Emissionsrechte von der Regierung kaufen und sie auf internationalen Märkten verkaufen. Internationale Preisunterschiede würden durch Arbitrageeffekte aufgelöst werden. Der niedrigste Höchstpreis würde den internationalen Marktpreis bestimmen. Dies könnte man als Emissionshandelsvariante des Greshamschen Gesetzes bezeichnen (vgl. ebd.).

Bemerkenswert ist in diesem Zusammenhang, dass im Emissionshandelssystem mit dem niedrigsten Höchstpreis Staatseinnahmen generiert würden, welche die Folge von internationalen Transfers sind. Bei der Verknüpfung von Emissionshandelssystemen gibt es also bei der Einführung von „Safety Valves“ einen Wettbewerb nach unten. Eine Verknüpfung paralleler Emissionshandelssysteme könnte durch die isolierte Einführung eines „Safety Valves“ dann also erschwert werden. Insofern ist zu begrüßen, dass keine Preisobergrenze im Europäischen Emissionshandelssystem integriert wurde.

2.2 Ökologische Treffsicherheit

2.2.1 Kriterium der ökologischen Treffsicherheit aus EU-Perspektive

Das Kriterium der ökologischen Treffsicherheit hat mehrere Facetten. Ein Instrument ist ökologisch treffsicher, wenn ein bestimmtes ökologisches Ziel genau und hinreichend schnell erreicht werden kann. Proklamiertes Ziel der EU ist es, den Anstieg der globalen Durchschnittstemperatur auf 2°C zu beschränken. Dies stellt bereits ein Ersatzziel dar, da das eigentliche Ziel die Vermeidung von Klimaschäden ist. Ob sich dieses Ersatzziel

ökonomisch mit Kosten-Nutzen-Analysen begründen lässt oder ob hiermit das Überschreiten von kritischen Schwellenwerten verhindert werden kann, sei an dieser Stelle dahingestellt. Bereits das Temperaturziel ist hinsichtlich der Operationalisierbarkeit mit Schwierigkeiten verbunden. Zum einen können natürliche Klimaschwankungen nur unzureichend kalkuliert werden und zum anderen ist die Auswirkung der Treibhausgasemissionen noch immer mit Unsicherheiten verbunden.⁹⁰ Als Ersatzziel kann die Verringerung der Treibhausgasemissionen verwendet werden.

Ziel	Zielgröße
Welt	Verhinderung einer gefährlichen anthropogenen Störung des Klimasystems/Nachhaltigkeit (Art. 3 KRK 1992)
	Treibhausgasemissionsreduktionen durch und insbesondere in Industrie- und Schwellenländern bis 2008/2012 (Kyoto-Protokoll und Folgeabkommen)
Europäische Union	Begrenzung des Anstiegs der globalen Durchschnittstemperatur auf 2°C
	Begrenzung der Treibhausgasemissionen <i>durch</i> die EU
	Begrenzung der Treibhausgasemissionen <i>in</i> der EU
Europäischer Emissionshandelssektor	Begrenzung der Treibhausgasemissionen durch die Emissionshandelssektoren (offenes System)
	Begrenzung der Treibhausgasemissionen in den Emissionshandelssektoren (geschlossenes System)
Deutschland	Begrenzung der Treibhausgasemissionen durch Deutschland nach dem EU-Burden-Sharing (2008 bis 2012) und Effort-Sharing

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Tabelle D.3: Klimarelevante Ziele

Es gibt also entsprechend Tabelle D.3 eine Hierarchie von ökologischen Zielen. Das in der Klimarahmenkonvention formulierte Oberziel in der Klimapolitik, die Verhinderung einer gefährlichen anthropogenen Störung des Klimasystems, muss heruntergebrochen werden in Temperaturziele und diese wiederum in Treibhausgaskonzentrationsziele. Als

⁹⁰ Vgl. hierzu Kapitel A.1.2.1.

Ersatzziel bleibt schließlich die Begrenzung der Treibhausgasemissionen, die regional operationalisiert werden muss.

Die EU hat sich im Rahmen des Kyoto-Protokolls zu Treibhausgasemissionsreduktionen zur Periode 2008 bis 2012 im Hinblick auf die Basisjahre 1990/1995 verpflichtet. Bezogen auf die Ziele der Europäischen Union macht es Sinn, zwischen dem Ziel zu differenzieren, Emissionen innerhalb der Europäischen Union („zu Hause“) zu vermeiden, und dem Ziel für eine Emissionsvermeidung durch die EU, bzw. zulasten der EU. In der Vereinbarung von Kyoto und den Folgeabkommen ist keine quantitative Grenze der Nutzung flexibler Mechanismen explizit vorgesehen. Die EU hat zwar dafür plädiert, die Bestimmung der Zusätzlichkeit so festzuschreiben, dass maximal 50 Prozent der Emissionsreduktionsverpflichtungen durch den Kauf von Emissionsrechten abgegolten werden können, hat sich indes in den Klimapolitikverhandlungen diesbezüglich nicht durchsetzen können. Dies schließt aber nicht aus, dass die EU eigeninitiativ die Nutzung flexibler Mechanismen zumindest teilweise beschränkt.

Die gleiche Differenzierung kann bezüglich der Emissionsreduktion in den Emissionshandelssektoren gemacht werden. Auf der einen Seite wird eine absolute Emissionsbegrenzung für den Emissionshandelssektor politisch festgelegt. Auf der anderen Seite ist zu fragen, inwiefern die Emissionsreduktionen in der EU erbracht werden müssen bzw. inwiefern flexible Mechanismen, in diesem Fall die projektbasierten Mechanismen, genutzt werden können.

2.2.2 Ökologische Treffsicherheit des Europäischen Emissionshandelssystems bei sektoraler Teilmengenproblematik

2.2.2.1 Treffsicherheit bei dezentraler Allokation von Emissionsrechten in einem sektoralen Emissionshandelssystem

Auch wenn der Emissionscap ziele sicher erreicht wird, lässt sich die Frage stellen, ob der Cap anspruchsvoll genug formuliert ist. Was in diesem Zusammenhang „genug“ bedeuten soll, muss definiert werden. Auf der einen Seite ist zu fragen, ob der Cap anspruchsvoll genug definiert ist, um den Verpflichtungen aus globalen Abkommen nachkommen zu können. Auf der anderen Seite kann erörtert werden, ob der Cap so definiert

ist, dass überhaupt Emissionen im Vergleich zu einem Business-as-Usual reduziert werden.

Der durch die Summe der nationalen Caps in den Nationalen Allokationsplänen der europäischen Mitgliedsstaaten definierte europäische Cap wird zweifellos eingehalten. Die Sanktionen sind prohibitiv hoch, so dass eine Überschreitung des Emissionszieles im Emissionshandelssektor faktisch auszuschließen ist. Fraglich ist lediglich, ob dieser Cap erstens ausreicht, um den Verpflichtungen aus dem Kyoto-Protokoll nachzukommen und zweitens, ob eine Verringerung gegenüber einem Business-as-Usual zu erwarten ist. Die Erfüllung dieser Kriterien könnte deswegen gefährdet sein, weil für die Mitgliedsstaaten ein Anreiz besteht, die jeweiligen Unternehmen großzügig mit Emissionsrechten auszustatten, um ihnen einen Vorteil gegenüber Wettbewerbern zu verschaffen. Durch eine großzügige Ausstattung mit Emissionsrechten könnten die nationalen Unternehmen in die Lage versetzt werden, überschüssige Emissionsrechte gewinnbringend zu verkaufen. Besteht hingegen also keine Kontrolle auf zentraler Ebene, besteht die Gefahr, dass Emissionsrechte inflationär zugeteilt werden, die Emissionsrechte somit an Wert verlieren und das System kollabiert. Es wäre dann vergleichbar mit einer Europäischen Währungsunion, bei der nicht eine Europäische Zentralbank die Geldmengensteuerung vornehmen würde, sondern unkoordiniert die nationalen Zentralbanken.

Die internationalen Verpflichtungen der jeweiligen Mitgliedsstaaten schützen nicht vor einer Überausstattung mit Emissionsrechten. Da der Emissionshandelssektor nur eine Teilmenge darstellt, besteht die Möglichkeit, die internationalen Emissionsreduktionsverpflichtungen entweder in Sektoren zu erfüllen, die sich nicht im europäischen Wettbewerb befinden, oder sogar gar nicht nachzukommen, weil das Sanktionspotenzial auf internationaler Ebene unzureichend ist. Zum einen sind die in den globalen Klimaabkommen ausgehandelten Sanktionen unzureichend und zum anderen bestünde auch auf europäischer Ebene bei einer unkoordinierten Klimapolitik die Gefahr, dass die nationalen Emissionsbudgets nicht eingehalten würden.

Die Europäische Emissionshandelsrichtlinie bietet grundsätzlich eine Handhabe gegen eine inflationäre Vergabe von Emissionsrechten durch die Mitgliedsstaaten, da die Nationalen Allokationspläne den in Anhang II formulierten Kriterien genügen müssen, die

insbesondere vorsehen, dass die Nationalen Allokationspläne im Einklang stehen sollen mit den Verpflichtungen aus dem internationalen Klimaabkommen und dem EU-Burden-Sharing. Zudem dürfen nicht mehr Emissionsrechte zugeteilt werden, als ohne Emissionshandelsregime emittiert würden. Fraglich ist indes, ob und inwiefern diese Bestimmungen von der Kommission durchgesetzt werden (konnten). Hier muss differenziert werden zwischen der ersten dreijährigen Periode 2005 bis 2007 und der ersten fünfjährigen Periode 2008 bis 2012. In der ersten Handelsperiode gab es keine internationalen Emissionsreduktionsverpflichtungen und ein Banking von vorzeitigen Emissionsreduktionen in die Kyoto-Periode war im Kyoto-Protokoll nicht vorgesehen.

2.2.2.2 Zuteilungsmengen im Europäischen Emissionshandelssystem

2.2.2.2.1 Handelsperiode 2005 bis 2007

Da die Vermeidungskosten der Unternehmen und damit auch deren Nachfrage nach Emissionsrechten ex-ante unbekannt oder zumindest unsicher sind, lässt sich die Knappheit an Emissionsrechten insgesamt ex-ante nicht oder nur schwierig von der normgebenden Instanz und von den Unternehmen prognostizieren. So kann es nicht überraschen, dass auch der Markt für Kohlendioxid in der EU sehr volatil ist. Abbildung D.12 zeigt die Preisentwicklung für EU-Emissionsrechte auf dem Spotmarkt in der ersten Handelsperiode 2005 bis 2007. In dieser Periode sind die Preise auf dem Spotmarkt zwischen knapp 30 Euro und annähernd Null Euro geschwankt. Im Durchschnitt kostete eine Tonne Kohlendioxid im Jahr 2005 20,18 Euro, 2006 9,57 Euro und 2007 0,14 Euro (vgl. R. Trotignon/ D. Ellerman 2008: 15).⁹¹ Ein geringer Zertifikatspreis oder ein Zertifikatspreis in der Nähe von Null lässt sich grundsätzlich mit einem relativ zur Nachfrage hohen Angebot an Emissionsrechten erklären

Neben den Schwankungen auf dem Lizenzmarkt fällt der Trend auf. Bis Anfang 2006 waren die Preise bis auf 30 Euro pro Tonne Kohlendioxid gestiegen. Nachdem im Mai 2006 die tatsächlichen verifizierten Emissionen für das Jahr 2005 bekannt gegeben wurden, stürzte der Preis bis auf 10 Euro ab (vgl. ebd.). Gegen Ende der Handelsperiode bis Ende 2007 wurden die Emissionsrechte nahezu wertlos.

⁹¹ Gegenwärtig (Stand 24.04.2009) liegt der Spotpreis für Emissionsrechte an der EEX in Leipzig bei etwa 13 Euro pro Tonne Kohlendioxid.

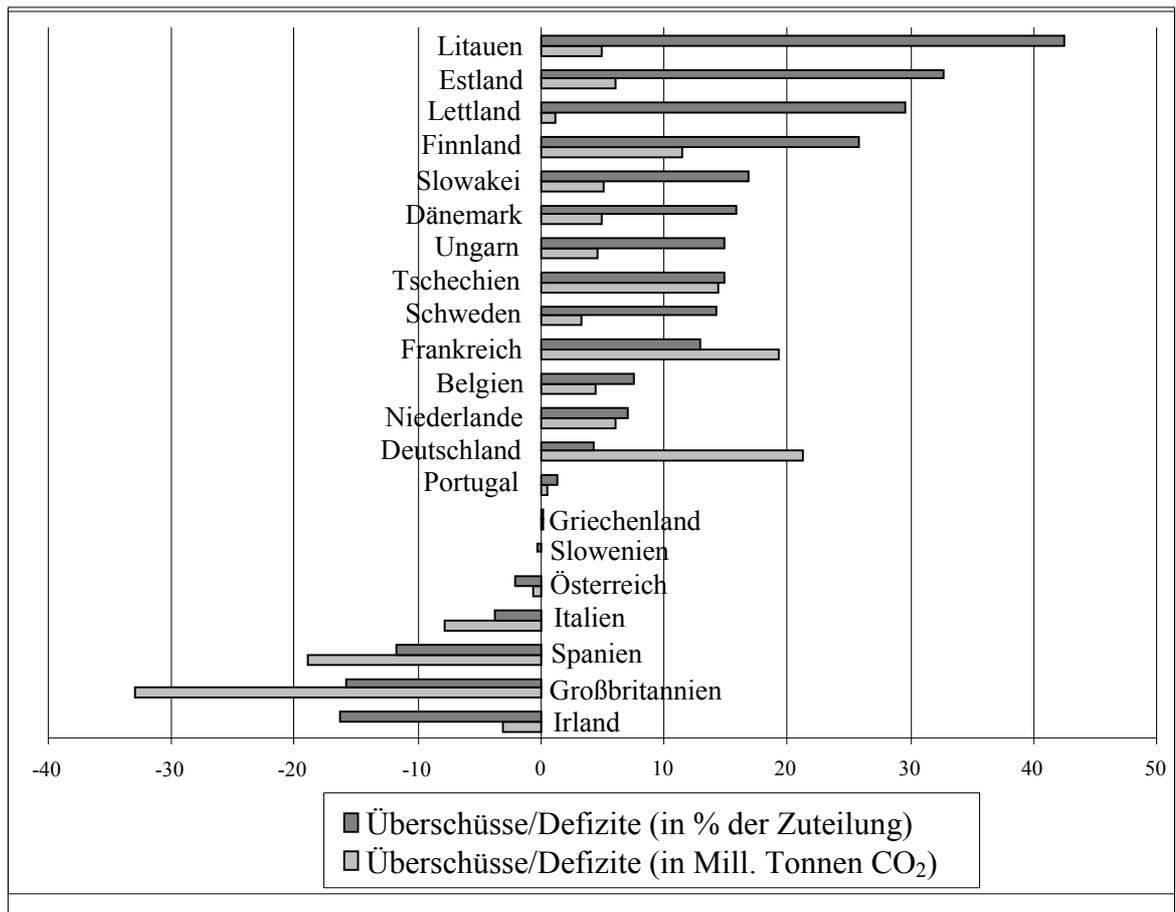


bis 03.08.05, intraday auction price.

Quelle: European Energie Exchange (EEX); eigene Darstellung.

Abbildung D.12: Spotpreise für EU-Allowances an der Energiebörse in Leipzig in der ersten Handelsperiode

Mitte Mai 2006 war bekannt geworden, dass die Nachfrage nach Emissionsrechten in der ersten Handelsperiode geringer war als angenommen. Die tatsächlichen Emissionen im Jahr 2005 lagen unterhalb des durch das Emissionshandelssystem erzwungenen Caps (vgl. ebd.). Abbildung D.13 zeigt, dass dies für die meisten Mitgliedsstaaten der Europäischen Union der Fall war. Es wurde also weniger emittiert als erlaubt gewesen wäre. Mittlerweile liegen verifizierte Emissionsberichte für die gesamte Handelsperiode vor, welche diese Aussage bestätigt.



Quelle: Europäische Kommission (2006); Darstellung in Anlehnung an C. Kemfert/J. Dieckmann (2006: 668).

Abbildung D.13: Überschüsse und Defizite an Emissionsberechtigungen in den Ländern der EU im Jahr 2005

Tabelle D.4 zeigt die zugeteilten Emissionsrechte und die verifizierten Emissionen in der ersten Emissionshandelsperiode 2005 bis 2007. Im Durchschnitt lag über die gesamte Periode eine Emissionsüberschuss in Höhe von 2,37 Prozent bezogen auf die Zuteilungsmenge vor.⁹² Dies lässt sich wiederum grundsätzlich durch zwei Faktoren erklären. Erstens könnte die Zuteilung an Emissionsrechten sehr großzügig bemessen gewesen sein (vgl. auch A. Michaelowa 2004). Ein Lizenzpreis von Null würde jede Vermeidungsmaßnahme überflüssig machen. Zweitens könnten aber gewisse Vermeidungsmaßnahmen dazu geführt haben, dass die Nachfrage nach Emissionsrechten zurückgegangen ist. Der Verfall der Lizenzpreise im Laufe des Jahres 2006 war für die

⁹² Im Vergleich der Mitgliedsstaaten lassen sich erhebliche Unterschiede konstatieren. (vgl. C. Kettner u. a. 2008: 45 ff.).

Unternehmen ex-ante nicht absehbar. Zudem sind viele Vermeidungsmaßnahmen langfristig ausgerichtet. Sie wirken bis in die zweite Handelsperiode und darüber hinaus

	Zuteilte Emissionsrechte (1000 EUA)	Verifizierte Emissionen (kt CO ₂)	Zuteilung > verifizierte Emissionen (kt CO ₂)	Zuteilung > verifizierte Emissionen (in % der Zuteilung)
2005	2096444	2014017	82427	3,93 %
2006	2071441	2035608	35833	1,73 %
2007	2153048	2121647	31401	1,46 %
Durchschnitt (2005 bis 2007)	2106978	2057091	49887	2,37 %

Quelle: CITL-Viewer (2008); eigene Berechnungen.

Tabelle D.4: Emissionsüberschuss in der ersten Handelsperiode

Dass in zukünftigen Perioden seitens der Unternehmen mit Knappheit an Emissionsrechten kalkuliert wurde, zeigen die Preise für Future-Kontrakte der ersten Handelsperiode im Hinblick auf 2008. Ellerman und Buchner (2008) kamen zu dem Ergebnis, dass (wahrscheinlich) auch in der ersten Handelsperiode Emissionsvermeidungsmaßnahmen seitens der Unternehmen ergriffen wurden. Berücksichtigt man das Wirtschaftswachstum und den Veränderungstrend der Kohlendioxidintensität, so ist davon auszugehen, dass die Kohlendioxid-Business-as-Usual-Emissionen oberhalb des Emissionscaps gelegen haben, reale Treibhausgasemissionsreduktionen gegenüber einem Business-as-Usual also realisiert wurden. Dieser Sachverhalt ist indes mit Unsicherheiten verbunden. Zum einen ist es nicht trivial mit den Business as Usual-Emissionen das Kontraktische zu ermitteln. Zum anderen liegen für die historischen Kohlendioxidemissionen im Emissionshandelssektor keine präzisen Daten vor. Gleichwohl scheint das Emissionshandelssystem auch in der ersten Handelsperiode zu einer Einschränkung der Treibhausgasemissionen beigetragen zu haben.

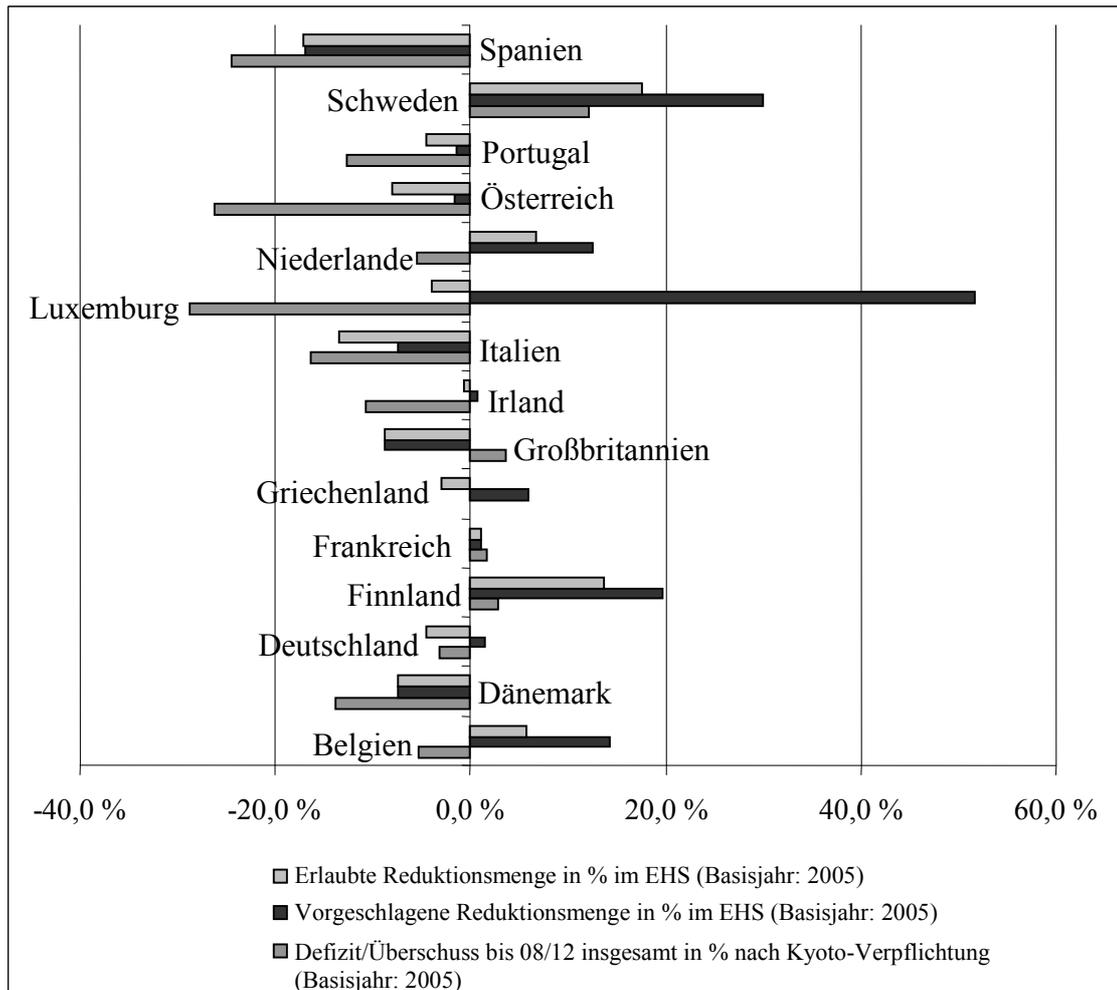
Dies widerspricht auch keineswegs dem nochmaligen Preisverfall auf dem Spotmarkt in der ersten Handelsperiode. Da ein Banking von der ersten in die zweite Handelsperiode nicht möglich war, wurden nicht genutzte Emissionsrechte bis Ende 2007 trotz ab 2008 erwarteter Knappheit nahezu wertlos.

2.2.2.2 Handelsperiode 2008 bis 2012

Anders als in der ersten Handelsperiode gelten für die zweite Handelsperiode unmittelbar die Verpflichtungen aus dem Kyoto-Protokoll und dem EU-Burden-Sharing. Gleichwohl gilt, dass ein Teil der Reduktionsverpflichtungen prinzipiell auch in den Nichtemissionshandelssektoren erbracht werden kann. Bezüglich der Aufteilung des Emissionsbudgets auf Emissionshandelssektoren und Nichtemissionshandelssektoren könnten den Mitgliedsstaaten diskretionäre Spielräume verbleiben. Für diejenigen Mitgliedsstaaten, bei denen eine Übererfüllung der Verpflichtung aus dem Kyoto-Protokoll absehbar ist – dies sind im Wesentlichen die neuen Mitgliedsstaaten der EU – besteht prinzipiell sogar Spielraum für eine Überallokation von Emissionsrechten. Die bei der Kommission vorgelegten Allokationspläne für die Periode 2008 bis 2012 sahen dies auch vor.

In Abbildung D.14 sind für die EU-15 die noch zu erbringenden Emissionsreduktionen nach dem EU-Burden-Sharing dargestellt, die von den Mitgliedsstaaten geplanten Veränderungen der Treibhausgasemissionen im Emissionshandelssektor und schließlich die von der Kommission genehmigten Veränderungen.

Mit Ausnahme von Frankreich und Großbritannien war in allen Staaten der EU-15 geplant, prozentual weniger im Emissionshandelssektor zu kürzen als dies im Durchschnitt über die Gesamtwirtschaft notwendig ist. Nach von der Kommission erzwungenen Korrekturen hat sich die prozentuale Reduktionsmenge in den Emissionshandelssektoren dem Durchschnitt angenähert, auch wenn die Kürzungen im Emissionshandelssektor in der Regel hinter der durchschnittlichen notwendigen Kürzung und damit auch hinter den Reduktionsmaßnahmen der übrigen Sektoren zurückbleiben.



Quelle: Europäische Kommission (2007b); UNFCCC:

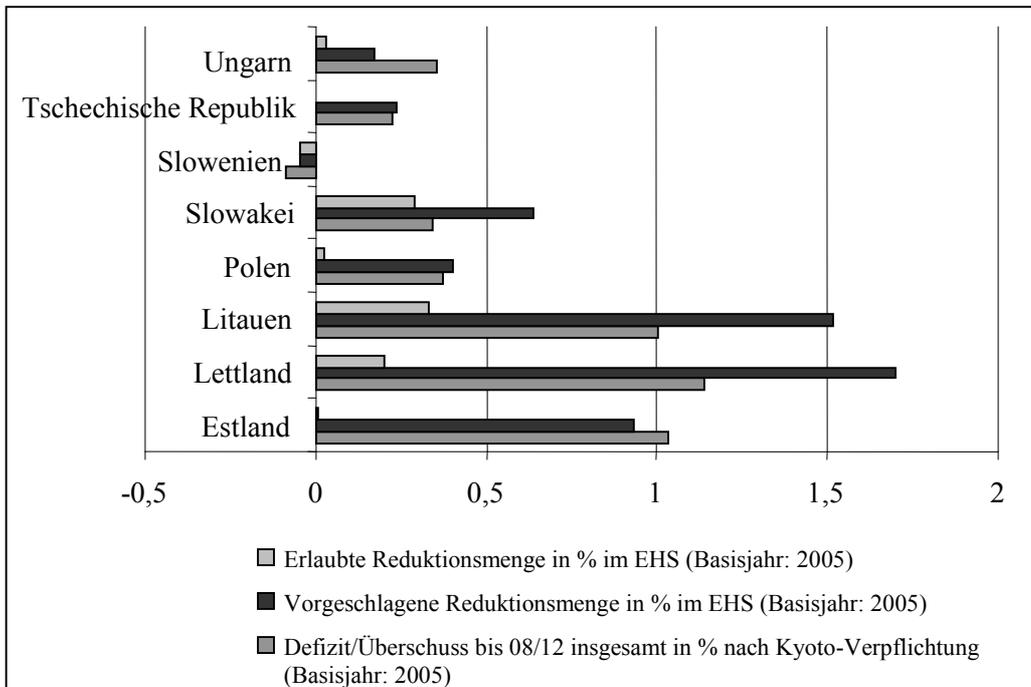
http://unfccc.int/ghg_data/kp_data_unfccc/base_year_data/items/4354.php (Stand: Oktober 2008); eigene Berechnungen; eigene Darstellung.

Abbildung D.14: Vorgeschlagenes und erlaubtes Emissionsreduktionsziel im Emissionshandelssektor (EHS) und Emissionsreduktionsziel insgesamt in der EU-15

Hinsichtlich der Frage, ob eine Überallokation an Emissionsrechten vorliegt oder nicht, bieten diese Informationen keine hinreichende Grundlage für eine Antwort. Sofern Überallokation mit Kosteneffizienz gleichgesetzt wird, wären zumindest Informationen über die Lizenzpreise bzw. über die Grenzvermeidungskosten in den Nichtemissionshandelssektoren erforderlich.⁹³ Bezüglich der Frage der ökologischen Treffsicherheit ist hier lediglich relevant, ob die Kürzungen hinter einem Business-as-Usual zurück-

⁹³ Sofern auch in den Emissionshandelssektoren andere Maßnahmen ergriffen werden (Steuern, Subventionen, Auflagen), welche die Nachfrage nach Emissionsrechten senken, bietet der Lizenzpreis jedoch keinen Hinweis auf die Grenzvermeidungskosten.

bleiben, ob das Emissionshandelssystem also überhaupt zu einer Reduktion von Treibhausgasen beiträgt. Da nach wie vor in der Summe reale Kürzungsleistungen zu erbringen sind, ist damit zu rechnen, dass das Emissionsbudget für die EU-15 kleiner ist, als die Emissionen im Business-as-Usual.



Quelle: Europäische Kommission (2007b); UNFCCC:

http://unfccc.int/ghg_data/kp_data_unfccc/base_year_data/items/4354.php (Stand: Oktober 2008); eigene Berechnungen; eigene Darstellung.

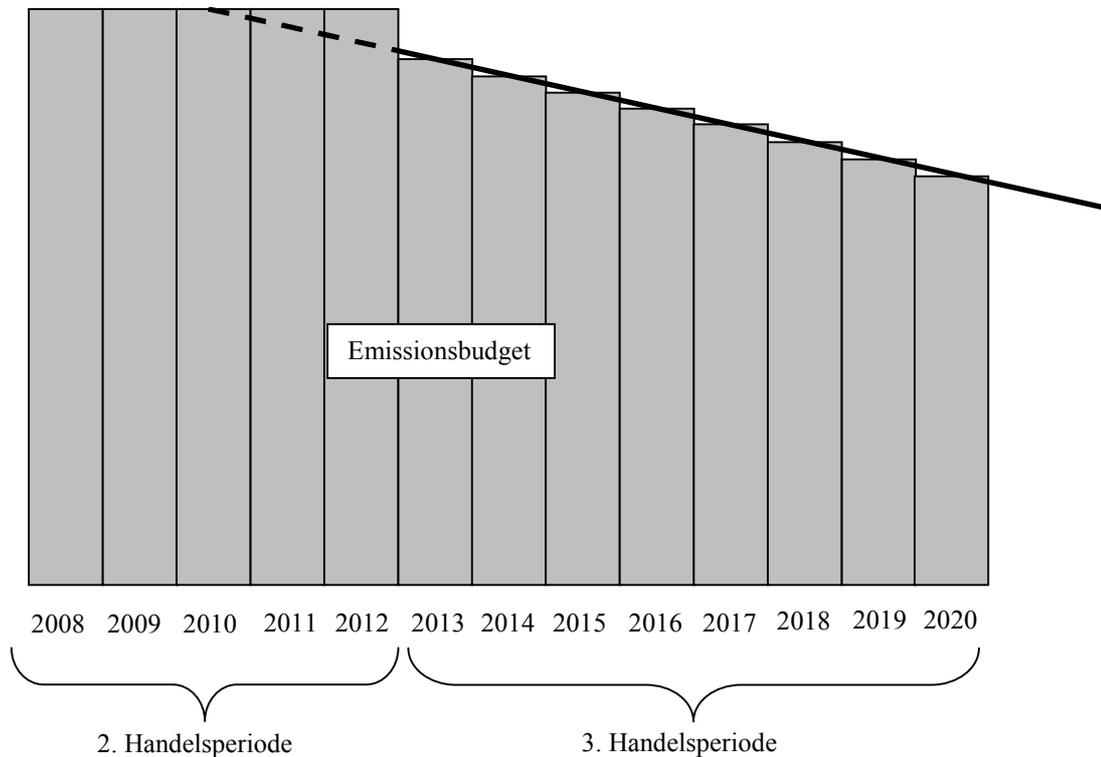
Abbildung D.15: Vorgeschlagenes und erlaubtes Emissionsreduktionsziel im Emissionshandelssektor (EHS) und Emissionsreduktionsziel insgesamt in Osteuropa

Die neuen Mitgliedsstaaten der EU in Osteuropa befinden sich, wie Abbildung D.15 zeigt, mit der Ausnahme Sloweniens alle auf einem guten Weg ihre Verpflichtungen von Kyoto nachzukommen. Daher kann dieses Kriterium nicht notwendigerweise garantieren, dass die Gesamtemissionen des Emissionshandelssektors hinter einem Business-as-Usual zurückbleiben, so dass ein Überangebot an Emissionsrechten möglich bleibt. Die Problematik des Hot Air würde quasi in den Emissionshandelssektor verlagert. Die Planungen der neuen Mitgliedsstaaten sahen in den Nationalen Allokationsplänen auch eine recht großzügige Ausstattung der Unternehmen im Emissionshandelssektor mit Emissionsrechten vor. Indes sind diese Allokationspläne überwiegend von

der Kommission mit dem Hinweis auf die Kriterien des Anhang III der Emissionshandelsrichtlinie zurückgewiesen worden, in diesem Fall namentlich der Forderung, dass die zugeteilten Emissionsberechtigungen die gegenwärtigen bzw. zukünftigen Emissionen nicht überschreiten dürften. Genauer: Die Zahl der Emissionsberechtigungen dürfen die Emissionen in 2005 unter Berücksichtigung von Wirtschaftswachstum und Veränderung der Energieintensitäten nicht überschreiten. Bei diesen Berechnungen griff die Kommission ferner auf internationale EU-Statistiken zurück und nicht auf jene, welche die Mitgliedsstaaten selbst eingebracht haben. Das Resultat war, dass die Emissionsrechte im Emissionshandelssektor auch in den neuen Mitgliedsstaaten (voraussichtlich) verknappt wurden und werden (vgl. M. Grubb 2007: 19 f.). Zusätzliche Reduktionen im Emissionshandelssektor bedeuten rein arithmetisch weniger Reduktion im Nichtemissionshandelssektor oder (zumindest potenziell) überschüssige Emissionsrechte, die von den jeweiligen Mitgliedsstaaten als Kyoto-Emissionsrechte an andere Annex-B-Staaten verkauft werden können.

2.2.2.2.3 Handelsperiode 2013 bis 2020

Ausgehend von den Emissionen im Jahr 2005 müssen die Emissionen bis 2020 um 14 Prozent reduziert werden, wenn das europäische Ziel erreicht werden soll, die Emissionen bis 2020 im Vergleich zum Basisjahr 1990 um 20 Prozent zu reduzieren. In den Nichtemissionshandelssektoren müssen die Emissionen entsprechend des Effort-Sharing um 10 Prozent gekürzt werden, in den Emissionshandelssektoren entsprechend der Revision der Emissionshandelsrichtlinie um 21 Prozent (vgl. Europäisches Parlament 2009). Entsprechend der revidierten Emissionshandelsrichtlinie wird das Emissionsbudget europaweit einheitlich festgelegt. Die dezentrale Bestimmung der Emissionsbudgets über Nationale Allokationspläne entfällt also. Abbildung D.16 zeigt die Reduzierung des Emissionsbudgets in der dritten Handelsperiode. Die Menge der Zertifikate wird zur Erreichung des 20 Prozent-Zieles im Vergleich zu der durchschnittlichen Emissionsmenge in der Periode 2008 bis 2012 jährlich ab Mitte des Zeitraums 2008 bis 2012 linear um 1,74 Prozent zurückgeführt (vgl. Europäisches Parlament 2009, Art. 9).



Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung D.16: Schematische Darstellung der Reduzierung des Emissionsbudgets in der dritten Handelsperiode

Ein Vergleich mit den ersten beiden Handelsperioden zeigt, dass vor dem Hintergrund einer Differenzierung der Reduktionslasten mit einer dezentralen Zuteilung von Emissionsrechten anspruchsvollere Emissionsziele im Emissionshandelssektor durchgesetzt werden können als mit einer dezentralen Zuteilung von Emissionsrechten. In den Emissionshandelssektoren wird im Gegensatz zu den ersten beiden Handelsperioden eine stärkere Kürzung angestrebt als in den Nichtemissionshandelssektoren. Ob dies eine Kürzung im Vergleich zu einem Business-as-Usual darstellen wird, bleibt abzuwarten.

2.2.3 Ökologische Treffsicherheit des Europäischen Emissionshandelssystems bei regionaler Teilmengenproblematik

2.2.3.1 Ökologischer Beitrag der Europäischen Union durch das Emissionshandelssystem

Lizenzen sind aufgrund ihrer hohen Treffsicherheit prinzipiell auch geeignet, Unsicherheiten über die Vermeidungskosten klimapolitischer Maßnahmen zu bewältigen. Dies

gilt zumindest dann, wenn sie in Form eines Cap-and-Trade eingeführt werden. Der Cap bestimmt dann die Emissionsmenge. Werden Schwellenwerte in der Treibhausgaskonzentration identifiziert, kann die Emissionsmenge so angepasst werden, dass diese Schwellenwerte nicht überschritten werden. Darüber hinaus kann das Emissionsziel zielgenau angepasst werden, wenn neuere naturwissenschaftliche Erkenntnisse eine Verschärfung des Emissionszieles sinnvoll erscheinen lassen. Dies ist zumindest dann ohne Probleme möglich, wenn die Emissionsrechte von der normgebenden Instanz periodisch ausgegeben werden. Hiermit sind aber auch Nachteile verbunden, die in der fehlenden Planungssicherheit für die Wirtschaftssubjekte, insbesondere für die betroffenen Unternehmen bestehen. Eine unerwartete Verringerung der Ausgabe von Emissionsrechten könnte nämlich dazu führen, dass getätigte Investitionen zum Teil entwertet würden. Die Planungssicherheit der Wirtschaftssubjekte wird belastet.

Die Teilmengenproblematik kann nun dazu führen, dass das globale Emissionsziel verfehlt wird. Nur die europäischen Treibhausgasemissionen könnten kontrolliert werden, nicht die globalen Treibhausgasemissionen. Die Tatsache, dass Lizenzen in Form eines Cap-and-Trade Regimes treffsicherer sind als Abgaben, lässt sich also unter Berücksichtigung der Teilmengenproblematik nicht mehr aufrechterhalten (vgl. A. Endres 2005: 30). Dies gälte lediglich für ein globales Handelsregime.

Lediglich bezüglich der treffsicheren Einhaltung der europäischen Emissionsziele kann das Europäische Emissionshandelssystem einen fundamentalen Beitrag leisten. Globale Klimapolitik in der Tradition von Rio und Kyoto orientiert sich an Emissionszielen und Zeitplänen. Sofern sich auch zukünftige Klimapolitik hieran ausrichtet, könnten Zertifikate als ein Mengeninstrument dazu beitragen, diese Ziele genau zu erreichen. Der Zielerreichungsgrad der Europäischen Union wäre dann auch für nichteuropäische Staaten unmittelbar und transparent und nachzuvollziehen.

Allerdings folgt die Europäische Union mit dem Europäischen Emissionshandelssystem einem sektoralen, anlagenbezogenen Ansatz. Wichtige Sektoren sind von dem System ausgenommen, so dass es für Dritte nur schwierig zu ermitteln ist, ob in der Europäischen Union ausreichend Maßnahmen zur Emissionsreduktion ergriffen werden. Dies

würde für Dritte die eigene Ergreifung von Emissionsreduktionsmaßnahmen im Sinne einer Tit-for-Tat-Strategie erschweren.

Ein wichtiger Punkt ist hierbei auch die Frage, inwiefern andere Staaten und Regionen selbst Emissionshandelssysteme einrichten. Eine Verknüpfung dieser Systeme mit dem Europäischen Emissionshandelssystem wäre aus Effizienzgründen sicherlich vorteilhaft. Nur wird hier das sektorale Problem, das sich bereits innerhalb der Europäischen Union angedeutet hat, auf eine globale Ebene übertragen. Werden in einem sektoralen Emissionshandelssystem die Emissionsrechte dezentral zugeteilt, besteht die Gefahr der Überallokation. Dies haben die Erfahrungen in der Europäischen Union gezeigt, als Allokationspläne der Mitgliedsstaaten eine relativ großzügige Ausstattung der Emittenten mit Emissionsrechten in den Emissionshandelssektoren vorsahen, während die Last der Emissionsreduktion auf die Nichtemissionshandelssektoren verteilt wurde. In der Europäischen Union wurde dies relativiert durch Bestimmungen in der Europäischen Emissionshandelsrichtlinie, welche es der Kommission erlaubt haben, Kürzungen in der Zuteilungsmenge der jeweiligen Mitgliedsstaaten vorzunehmen. Ab 2013 wird das Emissionsbudget sogar zentral bestimmt. Es gibt aber auf globaler Ebene keine Instanz, die Vergleichbares bei einer Verknüpfung von Emissionshandelssystemen durchsetzen könnte. Allenfalls könnte dies das Ergebnis komplizierter Verhandlungen sein.

Wenn in einem Emissionshandelssystem aber alle Sektoren einbezogen werden, kann es keinen Wettlauf der Zuteilungsmenge nach oben geben, ohne zu konzedieren, dass die internationalen Mengenziele nicht eingehalten werden sollen. Ein zukünftiges Emissionshandelssystem sollte also unter geographischen Gesichtspunkten so gestaltet sein, dass möglichst alle Sektoren einbezogen werden.

Haben andere Staaten überhaupt keine Mengenziele, besteht sogar die Gefahr, dass eigene Maßnahmen durch zusätzliche Emissionen in Ländern ohne Emissionsziele konkariert werden. Hiermit sind Leakage-Effekte angesprochen, die im folgenden Kapitel erläutert werden.

2.2.3.2 Leakage-Effekte und Europäischer Emissionshandel

Emissionen in den Ländern ohne Emissionsziel könnten steigen, gerade *weil* Länder mit Emissionsziel Maßnahmen zur Reduzierung ihrer Emissionen ergreifen. Für diesen Sachverhalt kann der Begriff Leakage verwendet werden (vgl. A. Endres 2008: 354 ff.). Leakage kann zum einen durch ein verändertes Produzenten- und Konsumentenverhalten bei gegebenem (nichteuropäischem) Regulierungs- bzw. Nichtregulierungsniveau verursacht werden. Europäische Unternehmen können dann auf europäische Regulierung z. B. in Form von Unternehmensabwanderung reagieren. Ausländische Unternehmen und Konsumenten könnten ihr Emissionsverhalten an durch europäische Regulierung induzierte Veränderungen der Ressourcenpreise anpassen. Zum anderen kann auch das nichteuropäische Regulierungsverhalten durch europäische Regulierung beeinflusst werden.

2.2.3.2.1 Formen von Leakage-Effekten

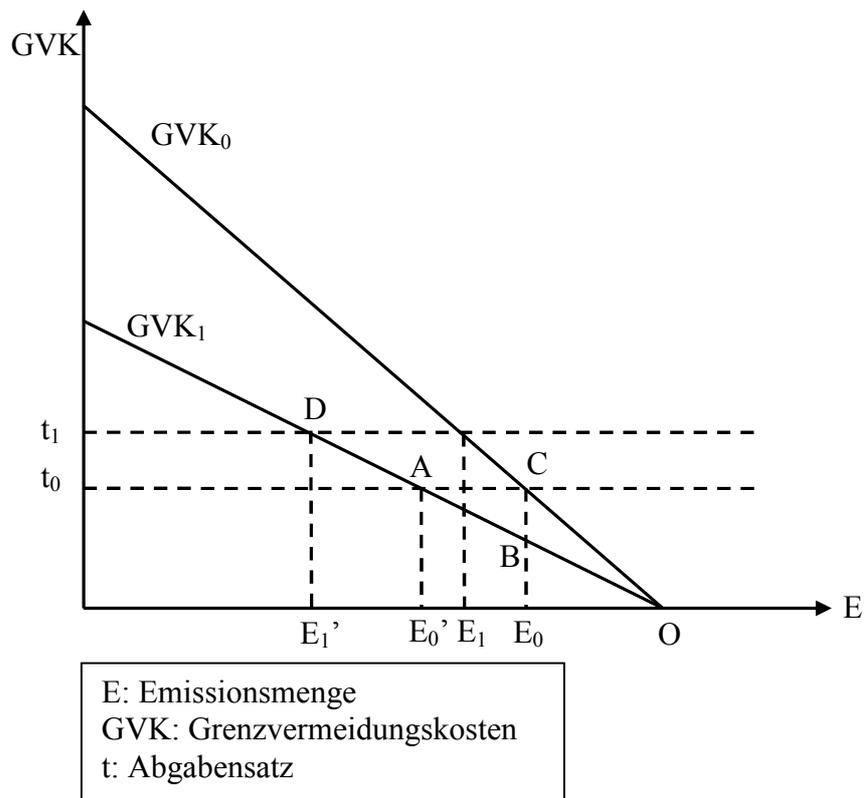
2.2.3.2.1.1 Leakage als Folge von Produktions- und Unternehmensverlagerung

Regulierte, Umwelt verschmutzende Unternehmen sind zusätzlichen Kosten im Vergleich zu im nicht regulierten Ausland tätigen Unternehmen ausgesetzt. Dieser Kostendruck kann dazu führen, dass die Produktion von Umwelt belastenden Gütern zurückgeht. Dies ist unter Effizienzgesichtspunkten nicht grundsätzlich abzulehnen. Der partielle Verzicht auf die Produktion und damit auch den Konsum eines Gutes stellt möglicherweise sogar eine effizientere Alternative zu der Verringerung der Emissionsmenge pro Produkteinheit dar. Sofern die inländische Produktion hingegen nur in das nicht regulierte Ausland verlagert wird, ist ökologisch nichts gewonnen. Im öffentlichen Diskurs werden Produktionsverlagerungen in das Ausland häufig unter Beschäftigungsaspekten oder industriepolitischen Aspekten diskutiert. Das Kriterium der ökologischen Treffsicherheit ist insbesondere durch Produktions- und hierüber Emissionsverlagerungen berührt. Kurzfristig droht den regulierten Unternehmen ein Marktanteilsverlust gegenüber den nicht regulierten Unternehmen. Konsumenten sowohl in regulierten als auch in nicht regulierten Ländern haben einen Anreiz, verstärkt auf die günstigeren Produkte aus nicht regulierten Ländern zurückzugreifen. Langfristig sind Produktionsverlagerungen durch verändertes Investitionsverhalten z. B. in Form von Standortverlagerungen denkbar (vgl. J. Reinaud 2008: 3).

Die Emissionen in nicht oder weniger regulierten Ländern können dadurch aus drei Gründen ansteigen (vgl. T. H. Tietenberg 2006: 64 f.). Erstens können die Emissionen ansteigen, weil sich die Wirtschaftsstruktur zugunsten verschmutzender und zulasten nicht verschmutzender Sektoren und Branchen verändert. Bei gleicher Produktionsmenge insgesamt wird mehr emittiert. Zweitens können die Emissionen in nicht oder weniger regulierten Ländern ansteigen, wenn die Emissionen pro Produkteinheit innerhalb jeder Branche ansteigen. Drittens könnte die Emissionsmenge auch bei konstanter Emissionsmenge pro Produkteinheit steigen, wenn die Produktionsmenge steigt. Ob und in welchem Ausmaß Umweltregulierung zu Standortverlagerungen in das nicht oder weniger regulierte Ausland induziert, hängt von mehreren Kriterien ab. Zu relativieren ist die Gefahr des Verlustes von Wettbewerbsfähigkeit z. B. in der Hinsicht, dass das Umweltregulierungsniveau nur einen Standortfaktor unter vielen darstellt. Arbeitskosten dominieren beispielsweise die Energiekosten selbst in energieintensiven Sektoren in Deutschland. In repräsentativeren Sektoren beträgt das Verhältnis 0,8 bei Arbeitskosten und 0,2 bei Energiekosten (vgl. U. Oberndorfer/K. Rennings/B. Sahin 2006: 13 f.).

In der Politik, aber auch in Teilen der Wissenschaft wird teilweise die These vertreten, dass sich Umweltregulierung sogar positiv auf die Wettbewerbsfähigkeit der Unternehmen auswirken kann und so nicht nur der Umwelt, sondern auch der Wirtschaft nützt. Eine derartige Win-Win-Situation wird in der so genannten „Porter-Hypothese“ formuliert. In der Regel wird davon ausgegangen, dass umweltfreundliches Verhalten Kosten verursacht. Anhänger einer „Porter-Hypothese“ bestreiten dies aber. Sie argumentieren, dass Umweltregulierung sogar zu Kosteneinsparungen und mithin zu absoluten Konkurrenzvorteilen gegenüber nicht regulierten (ausländischen) Unternehmen führen kann (vgl. M. E. Porter/C. van der Linde 1995).

„[...] ‘innovation offsets,’ as we call them, can not only lower the net cost of meeting environmental regulations, but can even lead to absolute advantages over firms in foreign countries not subject to similar regulations.” (M. E. Portner/C. van der Linde 1995: 98)



Quelle: In Anlehnung an A. Palmer u. a. (1995: 123).

Abbildung D.17: Umweltregulierung und betriebswirtschaftlicher Nutzen von Umweltinnovationen

Befürworter dieser Hypothese müssen indes begründen, warum Unternehmen zusätzliche Anreize in Form von Umweltregulierungen benötigen, wenn bereits der betriebswirtschaftliche Nutzen von Umweltinnovationen die betriebswirtschaftlichen Kosten übersteigt. Abbildung D.17 demonstriert eine Umweltinnovation, welche die Grenzkosten der Vermeidung eines Unternehmens für jede emittierte Einheit von GVK_0 auf GVK_1 senkt. Wird in der Ausgangssituation eine Steuer in Höhe von t_0 erhoben, wird sich das Unternehmen mit dem Grenzvermeidungskostenverlauf von GVK_0 an diese Steuer mit der Emissionsmenge E_0 anpassen. Durch eine Innovation, welche die Grenzvermeidungskosten von GVK_0 auf GVK_1 senkt, kann das Unternehmen Kosten senken. Zum einen lassen sich dann schon bei der ursprünglichen Emissionsmenge E_0 Vermeidungskosten in Höhe von BOC sparen. Zum anderen lassen sich für das Unternehmen darüber hinaus Kosten in Höhe der Fläche ABC senken, indem es zusätzlich Emissionen reduziert. Den hierdurch hervorgerufenen erhöhten Vermeidungskosten in Höhe

von $E_0'E_0BA$ stehen nämlich Steuereinsparungen/Lizenzgewinne in Höhe von $E_0'E_0CA$ gegenüber. Insgesamt lassen sich durch die Innovation also Kosten sparen in Höhe von AOC.

Die Einführung der innovativen Technologie mit GVK_1 wird ein Gewinn maximierendes Unternehmen jedoch nur dann durchführen, wenn der Gegenwartswert dieser eingesparten Kosten nicht die Kosten der Investition übersteigt. Eine Verschärfung der Umweltregulierung etwa in Form einer (gesamtwirtschaftlich kosteneffizienten) Abgabenerhöhung von t_0 auf t_1 würde bei gegebener Vermeidungstechnologie GVK_0 höhere Vermeidungskosten für das Unternehmen zur Folge haben.

Es lässt sich anhand der Abbildung zeigen, dass die zusätzlichen Kosten eines Gewinn maximierenden und rational agierenden Unternehmens in Folge einer Verschärfung der Umweltregulierung in Form einer Abgabenerhöhung von t_0 auf t_1 nicht durch „Innovation Offsets“ kompensiert werden können. Aus Unternehmenssicht muss C besser als A sein, damit sich eine Innovation bei gleich bleibendem Steuersatz (t_0) nicht rentiert. Der Punkt A wiederum ist bei einem höheren Emissionsniveau mit geringeren Vermeidungskosten verbunden als der bei gleicher Technologie (GVK_1) zu erreichende Punkt D. Wenn C also besser als A ist und A besser als D, dann muss C auch besser als D sein. „Innovation Offsets“ sind durch eine Verschärfung der Regulierung selbst mittels marktwirtschaftlicher innovationsfreundlicher Instrumente nicht möglich, wenn Unternehmen ihre Gewinnpotentiale ausschöpfen (vgl. A. Palmer u. a. 1995: 122 ff.). Es müssen also Gründe aufgerührt werden, warum Unternehmen (vereinfacht ausgedrückt) zu ihrem Glück gezwungen werden müssen. Porter und van der Linde bemühen hierzu zwei Argumentationsstränge. Erstens würden Unternehmen demnach tatsächlich ihre Innovationspotentiale unterschätzen. Zweitens könnte eine verschärfte Regulierung, sofern sie in einem allgemeinen Trend liegt oder ihm sogar zuvorkommt, dem Unternehmen „Early Mover Advantages“ verschaffen (vgl. M. E. Porter/C. van der Linde 1995).

Für den ersten Argumentationsstrang führen Porter und van der Linde fünf Argumente ins Feld. Erstens lenke Umweltregulierung die Aufmerksamkeit von in Umweltbelangen unerfahrenen Unternehmen auf Umweltverschmutzung. Deren Reduktion könne dementsprechend als Nebeneffekt zu einer Einsparung von Ressourcen führen. Zwei-

tens könne Regulierung eine informationsfördernde Wirkung ausweisen. Da Informationen Eigenschaften von Kollektivgütern aufweisen, könnte deren Bereitstellung ohne zusätzliche Anreize zu gering ausfallen. Drittens reduziere Umweltregulierung Unsicherheit bezüglich der Investitionen in neue Technologien und viertens könne Umweltregulierung analog zu Wettbewerbsprozessen, steigenden Rohstoffpreise oder sensiblen Kunden den Innovationsdruck erhöhen. Fünftens schließlich können Lerneffekte, welche die Kosten von neuen Technologien langfristig senken, gegen Trittbrettfahrerverhalten von Unternehmen, die sich zunächst nicht an Investitionen in Umwelttechnologien beteiligen wollen, abgesichert werden. (vgl. ebd.: 99 f.).

Für den zweiten Argumentationsstrang werden „Early Mover Advantages“ in Form von Lerneffekten für Umweltbranchen erhofft unter der Voraussetzung, dass andere Länder mittel- bis langfristig ebenfalls strikere Umweltmaßnahmen ergreifen werden (ebd.: 104 f.).

Teile der „Win-Win-Hypothese“ und die Möglichkeit eines „free-lunch“ werden von vielen Ökonomen bestritten oder als Ausnahmefall betrachtet (vgl. A. Palmer u. a. 1995).⁹⁴ Im Einzelfall könne es zutreffen, dass ein unerwartetes Potenzial für Ressourceneinsparungen offengelegt wird. Dies ist aber nicht gleichbedeutend mit der These, dass im Wettbewerb stehende Unternehmen systematisch renditeträchtige Umweltinvestitionen auslassen. „Early Mover Advantages“ setzen nicht zuletzt voraus, dass der Umweltregulierung in anderen Staaten nur vorgegriffen wird. Ist dies nicht der Fall, gibt es also keine Second-Mover, ist die ökologische und ökonomische Problematik nicht beseitigt. Haben Second-Mover einen Vorteil, weil sie von den Lern- und Innovations-effekten profitieren können, könnte dies immerhin einen ökologischen Leakage-Effekt abschwächen. Wettbewerbsvorteile für die ökologischen Vorreiter bleiben dann indes aus oder verkehren sich sogar in das Gegenteil.

2.2.3.2.1.2 Internationale Preiseffekte

Eine verringerte Nachfrage nach fossilen Energieträgern in Ländern mit Emissionsziel führt zu reduzierten Weltmarktpreisen und damit zu einer erhöhten Nachfrage in Ländern ohne Emissionsziel. Je nachdem wie preiselastisch das Angebot auf Nachfrageän-

⁹⁴ Für eine knappe Gegenüberstellung der Positionen vgl. A. B. Jaffe u. a. (2003: 486 ff.).

derungen reagiert, ist ökologisch mehr oder weniger gewonnen. Sogar gar nichts ist ökologisch gewonnen, wenn das Angebot an fossilen Energieträgern vollkommen preiselastisch ist.

Es sind letztlich die Ressourceneigentümer, die darüber entscheiden, wie schnell die Ressourcen gefördert werden (vgl. H.-W. Sinn 2007; 2008). Bleibt der Ressourcenextraktionspfad von klimapolitischen Maßnahmen unbeeinflusst, führen reduzierte Kohlenstoffemissionen in einem Teil der Welt vermittelt über den Preismechanismus unweigerlich zu erhöhten Emissionen in einem anderen Teil der Welt. Auf Teilmengen beschränkte Maßnahmen bei gegebener Ressourcenextraktion führen dann lediglich zu einer veränderten Aufteilung der Gesamtemissionsmenge. „Übertragen auf den Fall der mildtätigen Spenden bedeutet dies, dass der Spender nicht etwa nur vergeblich darauf wartet, dass andere es ihm nachtun, sondern mit ansehen muss, wie der nächste Kirchgänger aus dem Klingelbeutel herausnimmt, was er selbst dort hinein getan hat.“ (H.-W. Sinn 2008: 11)

Es ist sogar denkbar, dass die Ausbeutung der Rohstoffe und damit auch der Klimawandel beschleunigt werden. Dies könnte dann der Fall sein, wenn die Ressourceneigentümer befürchten müssen, dass sich die Klimapolitik zukünftig eher verschärfen wird und somit Druck auf die Produzentenpreise ausgeübt wird (vgl. H.-W. Sinn 2007: 34 ff.). Selbst eine *global* umgesetzte Steuerlösung in Form einer Wertsteuer wäre hier nur unter sehr restriktiven Bedingungen hilfreich. Im Falle erschöpfbarer Ressourcen entfalten Steuern ihre Anreizwirkung nicht über ihre Höhe, sondern über ihre Veränderung im Zeitablauf. Kann die Politik nicht glaubhaft versichern, auf eine Verschärfung klimapolitischer Maßnahmen zu verzichten, haben die Ressourceneigentümer einen Anreiz die Ressourcenextraktion zu beschleunigen (vgl. H.-W. Sinn 2008: 11; 32 ff.). Ein derartiger Verzicht stünde auch im Widerspruch zu Kosten-Nutzen-Kalkülen entsprechend einer „climate policy ramp“⁹⁵ (W. Nordhaus 2007c: 687), die eine allmähliche Verschärfung der Reduktionsziele empfehlen. Eine Preislösung wäre also nicht effektiv.

Eine Mengelösung wäre prinzipiell in der Lage, den Preismechanismus auf den Rohstoffmärkten auszuhebeln. Dies gilt unter den oben genannten Einschränkungen für

⁹⁵ Vgl. Kapitel B.5.3.

Auflagen und uneingeschränkt für eine global eingeführte Lizenzlösung. Sinken die Preise auf den Rohstoffmärkten steigt mit dem preisinduzierten Nachfrageanstieg nach fossilen Rohstoffen auch die Nachfrage nach Emissionsrechten. Diese zusätzliche Nachfrage kann jedoch aufgrund der absoluten Mengenbeschränkung der Emissionsrechte nicht befriedigt werden. Lediglich ein Lizenzpreisanstieg wäre die Folge. Ein Nebeneffekt bestünde darin, dass aufgrund des Preisverfalls auf den Rohstoffmärkten hiermit eine Umverteilung von den Ressourcen anbietenden Ländern zu den Ressourcen nachfragenden Ländern verbunden wäre.

Voraussetzung für eine wirksame Mengenbeschränkung ist jedoch, dass sie nicht auf Teilmengen beschränkt bleibt (vgl. ebd.). Sinkende Rohstoffpreise könnten andernfalls nämlich sehr wohl zusätzliche Nachfrage in den Ländern ohne Emissionsziel generieren.

Bei gegebenem Angebot an fossilen Energieträgern sind Emissionsmengenbeschränkungen, die sich lediglich auf Teilmengen beziehen, also ökologisch wirkungslos. Emissionsmengenbeschränkungen für alle oder fast alle Länder einschließlich der Entwicklungs- und Schwellenländer, um dem Preismechanismus auszuhebeln sind dann eine ökologische Notwendigkeit. Dies müsste kurz- bis mittelfristig umgesetzt werden, soll verhindert werden, dass die Ressourceneigentümer einem Preisverfall und einer Umverteilung zu ihren Lasten mit einer beschleunigten Ressourcenextraktion zuvorzukommen suchen (vgl. ebd.). Eine nur graduelle Ausweitung einer Lizenzlösung würde sich vor diesem Hintergrund aus ökologischen Gründen verbieten.

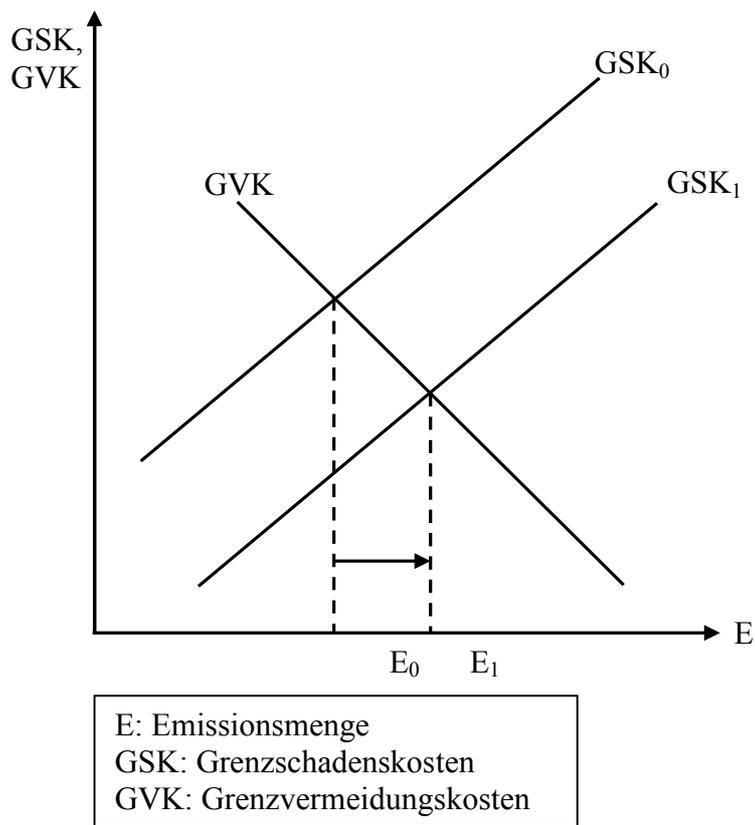
Letztlich ist es eine empirische Frage, ob und in welchem Ausmaß Erwartungen über die zukünftige Klimapolitik das Verhalten der Ressourceneigentümer bezüglich der Geschwindigkeit der Ressourcenextraktion tatsächlich beeinflussen. Empirische Untersuchungen zu dieser Frage sind dem Verfasser nicht bekannt.

2.2.3.2.1.3 Beeinflussung des ausländischen Regulierungsniveaus

Im Falle von Produktions- und Standortverlagerungen und Preissenkungen auf den internationalen Rohstoffmärkten begründen Marktmechanismen ohne staatliches Eingreifen in den nicht oder weniger regulierten Ländern Leakage-Effekte. Ein dritter Grund für

Leakage-Effekte kann darin liegen, dass eine Verschärfung der Emissionsreduktionsmaßnahmen zu Veränderungen des Regulierungsniveaus in anderen Ländern führt. Die Hoffnung für das Übernehmen einer Vorreiterrolle im Klimaschutz besteht darin, dass andere dem guten Beispiel folgen und so die soziale Dilemmasituation mit global zu hohem Emissionsniveau aufgelöst wird. Dem stehen spieltheoretische Argumente dergestalt entgegen, dass unilaterale Emissionsreduktionsmaßnahmen in einem Land oder einer Ländergruppe entgegen der ursprünglichen Intention zu verringerten statt erhöhten Emissionsreduktionsmaßnahmen bzw. erhöhten Emissionen in einem anderen Land oder Ländergruppe führen, sofern sich letztere rational und egoistisch verhält (vgl. M. Hoel 1991). Hinreichende Bedingung hierfür ist ein konvexer Verlauf der Schadenskosten bzw. ein steigender Verlauf der Grenzschaadenskosten (bezogen auf die Gesamtemissionsmenge) und ein steigender Verlauf der Vermeidungskosten mit zunehmender Emissionsmenge (vgl. auch A. Endres 2007: 287). Abbildung D.18 veranschaulicht, wie sich die optimale Emissionsmenge eines Landes oder einer Ländergruppe verändern kann, wenn ein anderes Land oder eine andere Ländergruppe unilateral Emissionsreduktionsmaßnahmen durchführt. Ganz entgegen der ursprünglichen Intention ist es nämlich vorstellbar, dass dieses gute Beispiel andere dazu veranlasst die Emissionen tendenziell sogar auszuweiten. In Abbildung D.18 stellt E_0 die aus nationaler Sicht optimale Emissionsmenge eines Landes dar, welches sich in seinem Regulierungsverhalten am Kriterium der (nationalen) Optimalität orientiert. Ergreifen einige Länder zusätzliche Emissionsreduktionsmaßnahmen, hat dies zur Folge, dass mit der weltweiten sinkenden Emissionsmenge beim unterstellten Verlauf der Grenzschaadenskostenkurve die Grenzschaadenskosten der Länder ohne (zusätzliche) Emissionsreduktionsmaßnahmen sinken (hier von GSK_0 auf GSK_1).⁹⁶ Die Erhöhung der Emissionen von E_0 auf E_1 stellt hierbei den Leakage-Effekt dar. Zwar sinken die Emissionen insgesamt (vgl. M. Hoel 1991: 57 ff), aber ein Teil der unilateralen Emissionsreduktionsmaßnahmen wird konterkariert durch eine Ausweitung der Emissionen in anderen Ländern (vgl. ebd).

⁹⁶ Optimalität stellt hier im Gegensatz zu Kapitel D.1 kein Beurteilungskriterium dar. Es wird vielmehr erläutert, inwiefern die ökologische Treffsicherheit einer unilateralen Emissionsbeschränkung beeinflusst wird, wenn sich andere Länder in ihrem Emissionsverhalten an dem Kriterium der (nationalen) Optimalität orientieren.



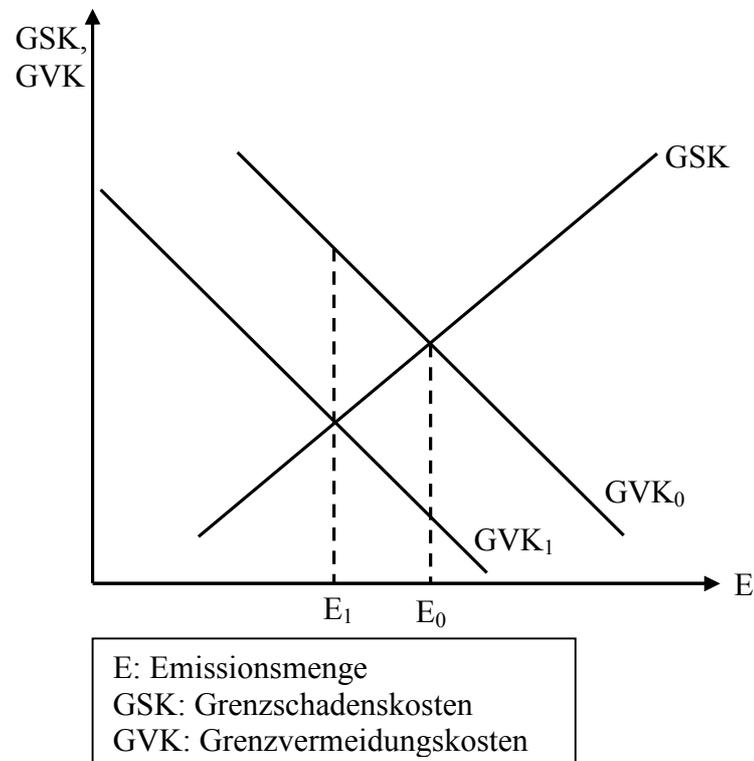
Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung D.18: Leakage-Effekte durch Übernahme einer Vorreiterrolle

Unilaterale Emissionsvermeidungen können darüber hinaus zu einer Schwächung der Verhandlungsposition bei multilateralen Emissionsreduktionsabkommen führen. Hierdurch wird erstens die Verteilung des durch Verhandlungen möglichen Nettonutzens zu Lasten des Landes mit vorab getätigten, einseitigen Emissionsreduktionsverpflichtungen beeinflusst. Zweitens ist es unter bestimmten Bedingungen aber auch möglich, dass sich einseitige Verpflichtungen negativ auf die Gesamtemissionsmenge auswirken (vgl. ebd.: 62). Eine ökologische Vorreiterrolle hat sich gerade nicht rentiert.

Dem entgegen könnten Interdependenzen auf der Kostenseite stehen (vgl. S. Barrett: 256 ff.). Ein Teil der Kosten für Vermeidungsaktivitäten wie z. B. die Entwicklung von Substituten umweltgefährdender Substanzen könnte für ein Land nur solange entscheidungsrelevant sein, wie sie nicht aufgewendet wurden. Sind diese Kosten einmal angefallen, wandeln sie sich zu sunk costs. Hat sich ein Land entschlossen, die Vorreiterrolle zu übernehmen, könnten sich die Vermeidungskosten für andere Länder um diesen Kos-

tenblock verringern. Diese Vermeidungskosten müssen also nicht mehr aufgewendet werden. Vermeidungsaktivitäten werden damit günstiger, was sich in einem höheren Vermeidungs- bzw. niedrigeren Emissionsniveau niederschlagen könnte.



Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung D.19: Verringerung des Emissionsniveaus durch einseitiges Handeln

Abbildung D.19 demonstriert dies: Die Grenzvermeidungskostenkurve verschiebt sich von GVK₀ auf GVK₁. Das Emissionsniveau wird von E₀ auf E₁ gesenkt.

Derartige länderübergreifende technologische Spillovers können also unter bestimmten Bedingungen dazu führen, dass der Leakage-Effekt das Vorzeichen wechselt.⁹⁷ Emissionen werden also in anderen Ländern nicht erhöht, sondern zusätzlich gesenkt. Dies könnte wiederum Rückwirkungen auf die Regulierungskosten desjenigen Landes haben, welches zuvor einseitig die Vorreiterrolle übernommen hat. Die Kosten von Umweltinnovationen für die Unternehmen können über einen größeren Markt gestreut werden (vgl. S. Barrett 2003: 256 f.).

⁹⁷ Vgl. M. Hoel (2004) für eine formale Darstellung dieser Argumentation und der Voraussetzungen für derartige negative Leakage-Effekte.

Beispiele für derartige negative Leakage-Effekte gibt es bereits in anderen Feldern als der Klimapolitik. So könnte die Regulierung von Stoffen angeführt werden, die zu einem Abbau der Ozonschicht führen (vgl. ebd.: 221 ff.; 257 f.). Die USA hatten aufgrund von Kosten-Nutzen-Überlegung einen Anreiz, diese Stoffe unabhängig vom Verhalten von anderen Ländern zu regulieren. Sie verboten 1978 Fluor-Chlor-Kohlenstoffe in Spraydosen. Europa konnte sich diese Erfahrungen zu Nutzen machen, seine Emissionen aus diesen Quellen um einen Bruchteil der Kosten reduzieren und so die übernommenen Verpflichtungen aus dem Montreal-Protokoll erfüllen. Mit den Worten eines Teilnehmers der Europäischen Nutzergruppe: „European industrie is in the fortunate position of being able to introduce the alternative techniques developed [in the United States] without suffering the same degree of hardship“ (R. E. Benedick 1998: 107 zit. nach S. Barrett 2003: 257).

2.2.3.2.2 Einfluss der Ausgestaltung des Europäischen Emissionshandels auf Leakage-Effekte

Inwiefern die Effektivität eines Emissionshandelssystems von Leakage-Effekten bedroht ist, kann auch von dessen konkreter Ausgestaltung abhängen. Dies gilt u. a. hinsichtlich des Geltungsbereichs des Emissionshandels, der Zuteilung von Emissionsrechten, welche an Bedingungen geknüpft werden kann, für unilaterale handelsbezogene Maßnahmen, welche in- und ausländische Produzenten hinsichtlich der Kohlenstoffkosten gleichstellen sollen und für die Öffnung des Systems ins Ausland. Diese Bestimmungen im Europäischen Emissionshandelssystem und mögliche Optionen werden im Folgenden vorgestellt und unter Effektivitätsaspekten beurteilt. Leakage hat unmittelbaren Einfluss auf die Effektivität eines Instrumentes. Maßnahmen zur Bekämpfung von Leakage Effekten können aber Rückwirkungen auf die Effizienz des Systems haben. Derartige Rückwirkungen werden ebenfalls im Folgenden dargestellt.

2.2.3.2.2.1 Branchenabhängige Veränderung der Produktions- und Investitionsentscheidungen durch Europäischen Emissionshandel

Leakage-Effekte können wie zuvor dargestellt über mehrere Kanäle erfolgen. Sollen Leakage-Effekt verhindert oder minimiert werden, müssen diese Kanäle separat geschlossen werden.

Von Leakage-Effekten durch Produktions- und Standortverlagerungen sind nicht alle Branchen und Produkte gleichermaßen betroffen. Neben der (durch Produktion und Standort beeinflussten) individuellen Kostenbelastung spielt eine Rolle, ob diese Kosten von den Unternehmen überwältigt werden können. Können sie dies nicht, weil die Käufer auf Substitute im Inland ausweichen, wenn sie mit den externen Kosten konfrontiert werden, ist dies für die betroffene Branche mit Nachteilen verbunden, gesamtwirtschaftlich indes effizient, weil ein Emissionsverzicht an anderer Stelle mit höheren Kosten verbunden wäre. Können die Kosten von den Unternehmen nicht auf die Käufer überwältigt werden, weil sie in einem internationalen Wettbewerb mit nicht regulierten Unternehmen stehen, wird möglicherweise bei einem Kostenanstieg inländische Produktion durch ausländische Produktion substituiert. Hierin spiegelt sich die volkswirtschaftliche Problematik von Leakage-Effekten wider.

Als Indikator hierfür könnte die sogenannte Armington-Elastizität herangeführt werden (P. Armington 1969). Die Armington-Elastizität ist die Substitutionselastizität von in verschiedenen Ländern erzeugten Gütern. Je größer die Armington-Elastizität, desto leichter können inländische Güter durch ausländische Güter substituiert werden (vgl. V. Graichen u. a. 2008: 28 f.). V. Graichen u. a. (2008) geben einen Literaturüberblick über die Empirie der Armington-Elastizität. Die Autoren dieser Studie bezweifeln indes deren Eignung für Politikempfehlungen: „In particular the wide range of estimates cast doubts on the usefulness of most empirical estimates of Armington elasticities for policy recommendations“ (ebd.: 30 f.).

Als Indikator für die Intensität von ausländischer Konkurrenz auf inländischen Märkten wird von den Autoren dieser Studie die Handelsintensität eines Landes herangezogen. (vgl. V. Graichen u. a. 2008: 17 ff.):

$$\text{Handelsintensität} = \frac{\text{Exporte}_{\text{regional}} + \text{Importe}_{\text{regional}}}{\text{Umsatz} + \text{Importe}_{\text{gesamt}}}$$

Zur Ermittlung der Handelsintensität eines EU-Landes werden dessen Exporte in Länder und Importe aus nicht emissionshandelspflichtigen Ländern in Beziehung zur gesamten Marktversorgung des entsprechenden EU-Landes gesetzt. Nach diesem Indikator weisen nach der Studie von Graichen u. a. in Deutschland etwa die Hälfte aller be-

trachteten Sektoren eine Handelsintensität zwischen zehn und 25 Prozent auf, ein Viertel eine Handelsintensität von weniger als zehn Prozent und ein weiteres Viertel eine Handelsintensität von mehr als 25 Prozent auf (vgl. ebd.: 18). Eine hohe Handelsintensität (wie auch immer sie definiert ist) stellt keine hinreichende Bedingung für die Bestimmung von Branchen mit einem hohen Leakage-Risiko dar. Leakage-Effekte dürften insbesondere in denjenigen Branchen auftreten, in denen eine spürbare Kostenbelastung durch die Einführung eines Emissionshandelssystems zu erwarten ist und die zugleich einem hohen internationalen Wettbewerb mit Nicht-EU-Ländern ausgesetzt sind. In den europäischen Ländern sind hierdurch teilweise gleiche Branchen betroffen, teilweise unterscheiden sie sich aber auch über Ländergrenzen hinweg. Dies zeigt beispielsweise ein Vergleich zwischen den Ländern Deutschland und Großbritannien (vgl. ebd.: 23 ff.). Zieht man (ad hoc) eine Grenze von jeweils zehn Prozent, um diejenigen Branchen zu identifizieren, die sowohl eine hohe Handelsintensität aufweisen als auch mit hohen Kosten konfrontiert werden, stellt sich heraus, dass nach diesen Kriterien sowohl in Deutschland als auch in Großbritannien die Sektoren Roheisen und Stahl, Düngemittel und Stickstoffverbindungen sowie Aluminium und Aluminiumprodukte betroffen sind. Nur in Großbritannien sind zusätzlich die Sektoren Kalk, Zement und Mineralerzeugnisse betroffen. Dies begründet sich durch eine insgesamt höhere Handelsintensität der britischen Wirtschaft. Nur in Deutschland sind zusätzlich die Sektoren Papier, Karton und Pappe sowie sonstige anorganische Grundstoffe und Chemikalien betroffen. Ursache hierfür ist, dass ein gleicher Kohlendioxidpreis in Großbritannien nach den Annahmen der Studie von V. Graichen u. a. geringere Strompreiserhöhungen nach sich zieht als in Deutschland. Dem zugrunde liegt eine unterschiedliche Kohlendioxidintensität des marginalen Kraftwerks in Deutschland und Großbritannien.⁹⁸ In Großbritannien ist demnach das marginale Kraftwerk, welches den Strompreis bestimmt, ein Gaskraftwerk, in Deutschland ein kohlendioxidintensiveres Steinkohlekraftwerk. Bei einem Kohlendioxidpreis von 20 Euro/Tonne CO₂ würden in Deutschland Kosten von 19,24 Euro/MWh aufgeschlagen werden, in Großbritannien lediglich zehn Euro/MWh (vgl. ebd.: 9; 13). Solange es keinen wettbewerblich organisierten, einheitlichen europäischen Strommarkt gibt, haben gleiche Kohlendioxidpreise einen unterschiedlichen Einfluss auf die Strompreise in den jeweiligen Ländern. Tabelle D.5 gibt den Einfluss eines Koh-

⁹⁸ Die durchschnittliche Kohlendioxidintensität der Stromerzeugung in Großbritannien und Deutschland ist hierbei durchaus ähnlich (vgl. D. Demailly u. a. 2007: 20). Auf Wettbewerbsmärkten wird der Strompreis indes durch das marginale Kraftwerk bestimmt.

lendioxidpreises von 20 Euro/Tonne CO₂ auf die jeweiligen Strompreise in ausgewählten Ländern anhand zweier Simulationsmodelle, COMPETES und IPM (vgl. J. Sijm/K. Neuhoff/Y. Chen: 64 ff.) in Euro/MWh wieder.

	Belgien	Frankreich	Deutschland	Großbritannien	Niederlande
COMPETES (Euro/MWh)	2-14	1-5	13-19	9-11	
IPM (Euro/MWh)			17	15	13-14

Quelle: J. Sijm/K. Neuhoff/Y. Chen (2006: 65).

Tabelle D.5: Modellschätzungen von Strompreisanstiegen in Euro/MWh bei einem CO₂-Preis von 20 Euro/Tonne CO₂

Den höchsten Strompreisanstieg in den betrachteten Ländern gibt es nach diesen Schätzungen also in Deutschland, den niedrigsten in Frankreich, wo die Strompreise nicht selten durch ein Kernkraftwerk mit Nullemissionen bestimmt werden (vgl. ebd.). Dies dürfte zur Folge haben, dass in den jeweiligen Ländern gleiche Branchen in unterschiedlichem Ausmaß von nennenswerten Strompreiserhöhungen betroffen sein werden.

2.2.3.2.2 Bedingte Zuteilung von Emissionsrechten als Maßnahme gegen Leakage-Effekte

In den ersten beiden Handelsperioden muss nach den Bestimmungen der Emissionshandelsrichtlinie ein Großteil der Emissionsrechte unentgeltlich zugeteilt werden. Nur wenige Staaten haben in der ersten Handelsperiode von der Möglichkeit Gebrauch gemacht, Emissionsrechte zu versteigern. In der zweiten Handelsperiode ist in einigen Staaten schon ein größerer Teil von Emissionsrechten versteigert worden. Hierbei wurde teilweise zwischen den Branchen differenziert. Exemplarisch hierfür kann der Nationale Allokationsplan Deutschlands genannt werden (vgl. BMU 2006). Bereits hinsichtlich der Zuteilungsmenge wurde zwischen Tätigkeiten in den Bereichen der Energieumwandlung und Energieerzeugung sowie Tätigkeitsbereichen des produzierenden Gewerbes differenziert. Begründet wurde diese Differenzierung im Nationalen Allokationsplan sowohl distributiv als auch allokativ. Als distributives Argument wurde die „Abschöpfung von Zusatzgewinnen“ durch eine „höhere Belastung der Energiewirt-

schaft“ genannt. Hiermit wird dem Umstand Rechnung getragen, dass auch unentgeltlich zugeteilte Emissionsrechte als Kostenfaktor in der Angebotsentscheidung berücksichtigt werden. Bei preisunelastischer Produktnachfrage, wie sie bei der Erzeugung von Strom typisch ist, ist ein Großteil dieser Kosten von den Nachfragern zu tragen. Die Emissionspreise können von den Anbieter auf die Produktpreise überwältigt werden, ohne dass sie mit einem nennenswerten Rückgang Nachfragerückgang zu rechnen haben. Als weiteres, in diesem Fall allokativ relevantes Motiv wird im Nationalen Allokationsplan genannt, dass das Produkt Strom überwiegend national gehandelt werde und die mit deutschen Unternehmen konkurrierenden Produzenten ebenfalls vom Emissionshandel erfasst seien (vgl. ebd.). Hiermit wird also auch explizit Leakage-Effekten Rechnung getragen.⁹⁹

In dem für die Zuteilung von Emissionsrechten in der zweiten Handelsperiode maßgeblichen Zuteilungsgesetz 2012 ist eine entgeltliche Vergabe von Emissionsrechten für den Energiesektor festgelegt. 40 Millionen Emissionsberechtigungen oder knapp neun Prozent des Emissionsbudgets werden jährlich verkauft. Zur Einhaltung des Emissionsbudgets ist im Zuteilungsgesetz eine anteilige Kürzung der unentgeltlich zugeteilten Emissionsrechte bei den energiewirtschaftlichen Anlagen vorgesehen.¹⁰⁰

Eine ähnliche Differenzierung ist auch in der Neugestaltung des Europäischen Emissionshandels ab 2013 beabsichtigt. Hier ist ein schrittweiser Übergang auf die Auktionierung als Erstausgabemodus vorgesehen. Jedoch soll auch Leakage-Effekten bei Sektoren, welche dem internationalen Wettbewerb ausgesetzt sind, Rechnung getragen werden. Entsprechend Art 10a (12) der vom Europäischen Parlament verabschiedeten Europäischen Emissionshandelsrichtlinie sollen Anlagen, welche in besonderer Weise einem Leakage-Risiko ausgesetzt sind, Emissionsberechtigungen zu 100 Prozent unentgeltlich zugeteilt bekommen. Nach Art. 10a (15) sind hierbei Sektoren bzw. Subsektoren

⁹⁹ Darüber hinaus wird als weiterer Grund angeführt, dass die „technischen Minderungspotenziale“ im Energiesektor besser seien als im produzierenden Gewerbe. Auch hiermit könnten Leakage-Effekte angesprochen werden. Wenn im Extremfall wie bei prozessbedingten Emissionen eine Emissionsminderung nur über eine Produktionsminderung zu erreichen ist, entstehen Leakage-Effekte dann, wenn dies zugunsten ausländischer Produktion geschieht.

¹⁰⁰ Die Zuteilung im Energiesektor und bei allen weiteren Anlagen, die ab 2003 in Betrieb gesetzt wurden, erfolgt in Deutschland in der zweiten Handelsperiode nach einem Benchmark-Verfahren. Hiernach wird die zugeteilte Emissionsmenge durch die beste verfügbare Technik bestimmt.

ren einem bedeutenden Leakage-Risiko ausgesetzt, wenn eines der folgenden Kriterien erfüllt ist:

- Summe der direkten und indirekten Kosten führen zu einem Produktionskostenanstieg, der mindestens fünf Prozent der Bruttowertschöpfung beträgt und Handelsintensität mit Nicht-EU-Ländern beträgt mindestens zehn Prozent,
- Summe der direkten und indirekten Kosten führen zu einem Produktionskostenanstieg, der mindestens 30 Prozent der Bruttowertschöpfung beträgt,
- Handelsintensität mit Nicht-EU-Ländern beträgt mindestens 30 Prozent.

Es ist die Aufgabe der Kommission, bis Ende 2009 und danach alle fünf Jahre diejenigen Sektoren bzw. Subsektoren zu identifizieren, welche einem erheblichen Leakage-Risiko ausgesetzt sind. Die Liste dieser Sektoren kann nach einer qualitativen Bewertung ergänzt werden. Hierbei sind die Mitgliedsstaaten, die betroffenen Sektoren und Subsektoren und alle weiteren Stakeholder zu konsultieren. Derartige Regelungen scheinen auf der einen Seite notwendig, sofern den jeweiligen Marktbesonderheiten Rechnung getragen werden soll. Es kann aber auf der anderen Seite damit gerechnet werden, dass zur Verteidigung von mit einer unentgeltlichen Emissionsrechtevergabe verbundenen Vermögenspositionen in den jeweiligen Sektoren und Mitgliedsstaaten erhebliche Ressourcen aufgewendet werden. Auch nicht sachgerechte Entscheidungen können hierbei nicht ausgeschlossen werden.

Diese Regelungen werden jedenfalls zur Folge haben, dass auch nach 2012 in Europa ein erheblicher Anteil der Emissionsberechtigungen unentgeltlich zugeteilt wird. Fraglich ist, ob hiermit Leakage-Effekte reduziert oder sogar verhindert werden können. In der Tat kann die Frage, ob die Emissionsrechte unentgeltlich zugeteilt werden oder ob sie auktioniert werden, einen erheblichen Einfluss auf die Gewinnposition von Unternehmen haben. Nicht alle Kosten der Unternehmen haben aber einen Einfluss auf die Produktions- und Standortentscheidung. In der Vergangenheit angefallene Kosten für Investitionen, z.B. in einen Kraftwerkspark, sind versunken, mithin bezüglich der Produktionshöhe nicht entscheidungsrelevant. Für diese sind bei Gewinn maximierendem Verhalten vielmehr die Grenzkosten maßgeblich, welche wiederum unabhängig sind vom Erstaussgabeverfahren (vgl. A. D. Ellerman 2006: 4 ff.). Sowohl bei einer unentgeltlichen als auch bei einer entgeltlichen Erstaussgabe von Emissionsrechten ist deren

Marktpreis in die Grenzkostenkalkulation einzubeziehen. Auch bei einem reinen Grandfathering-System könnte ein in das nichtregulierte Ausland abwanderndes Unternehmen unentgeltlich zugeteilte Emissionsrechte auf dem Lizenzmarkt verkaufen. Alleine maßgeblich für Produktions- und Standortentscheidungen sowohl beim Grandfathering als auch bei einem Verkauf der Emissionsrechte ist der Preis für Emissionsberechtigungen. Je höher der Lizenzpreis, desto höher auch die Grenzkosten der Produktion. Dies wiederum erhöht den Leakage-Effekt.

Es bleibt festzuhalten, dass es grundsätzlich bezüglich eines Leakage-Effektes keinen Unterschied zwischen einer entgeltlichen und einer unentgeltlichen Zuteilung von Emissionsrechten gibt. Immerhin ein nicht unbedeutendes Argument kann gegen diese These eingebracht werden (vgl. M. Ahmann 2008: 1724): Der Zuteilungsmodus kann einen Einfluss auf die Kapitalkosten haben. Ein Unternehmen, welches die Emissionsrechte unentgeltlich zugeteilt bekommt, hat auf nicht perfekten Kapitalmärkten geringere Kapitalkosten als ein Unternehmen, welches diese Emissionsrechte kaufen muss und sich das Geld hierzu möglicherweise über eine Bank beschaffen muss. Sind auf imperfekten Kapitalmärkten die Fremdkapitalzinsen höher als die Opportunitätskosten des Eigenkapitals, sind Unternehmen mit unentgeltlich zugeteilten Emissionsrechten im Vorteil. Eine unentgeltliche Zuteilung von Emissionsrechten könnte dementsprechend als Subvention von Kapital verstanden werden (vgl. ebd.). Insofern kann einer unentgeltlich Zuteilung von Emissionsrechten ein bedingt positiver Einfluss auf die Bekämpfung von Leakage-Effekten zugestanden werden.

Im Europäischen Emissionshandelssystem erfolgt die Zuteilung von Emissionsrechten zu einem großen Teil (bisher) zwar unentgeltlich, aber nicht nach einem „reinen“ Grandfathering-System. Die Zuteilung in den Nationalen Allokationsplänen ist auf vielfältige Art und Weise von gegenwärtigem und zukünftigem Unternehmensverhalten abhängig. Die Zuteilung basiert und basiert zwar in der Regel auf Basis historischer Emissionsmengen.¹⁰¹ Die Zuteilung von Emissionsrechten erfolgt indes nur für be-

¹⁰¹ Eine Ausnahme bildete beispielsweise in Deutschland die sogenannte Optionsregel nach § 7 Absatz 12 ZuG 2007 für die Zuteilungsperiode 2005 bis 2007. Hiernach konnten Betreiber von Bestandsanlagen Zuteilungen auf Basis von Produktionsprognosen (multipliziert mit einem auch für Neuanlagen geltenden Benchmark) statt Zuteilungen nach Maßgabe historischer Emissionsmengen beantragen. Da kein Anlagenbetreiber eine zu geringe Ausstattung mit Emissionsberechtigungen riskieren konnte oder wollte, wurden optimistische Produktionsprognosen abgegeben. Die unerwartet starke Inanspruchnahme der Op-

stimmte Perioden. Kann von den Unternehmen erwartet werden, dass die Basisperiode aktualisiert wird, gibt es für Unternehmen einen Anreiz in den Emissions- und Produktionsentscheidungen für die aktualisierte Zuteilungsperiode auch deren Einfluss auf die Zuteilungsmenge an Emissionsrechten in Folgeperioden zu berücksichtigen. In den ersten beiden Handelsperioden lag die Festlegung der Basisperiode als Grundlage der Erstzuteilung von Emissionsrechten bei den Mitgliedsstaaten. In Deutschland wurde als Basisperiode für die Zuteilung von Emissionsrechten die Periode 2000 bis 2002 gewählt und diese für die Zuteilung von Emissionsrechten für die Periode 2008 bis 2012 auf die Jahre 2000 bis 2005 erweitert. Nur für das Jahr 2005 bestand mithin für die deutschen Unternehmen ein Einfluss auf die Zuteilung von Emissionsrechten für die Periode 2008 bis 2012. Dies ist angesichts der Vorteile, welche eine Ausweitung der Basisperiode bietet, vertretbar. Eine Verlängerung der Basisperiode trägt zu einem Ausgleich von jährlichen Schwankungen bei (vgl. J. Dieckmann/C. Kemfert 2007: 665). Können und müssen Unternehmen in der Zukunft mit rollierenden Basisperioden rechnen bzw. allgemein damit, dass die Ausstattung mit Emissionsrechten vom Emissions- oder Produktionsverhalten bzw. von der Kapazitätsplanung abhängt, werden sie dies in ihrem Verhalten und ihren Planungen berücksichtigen.

Eine unentgeltliche Zuteilung an Emissionsrechten kann genau dann das Produktionsverhalten der Unternehmen beeinflussen, wenn die Zuteilung der Emissionsrechte ihrerseits von einer noch beeinflussbaren Produktionsmenge und der Kapazitätsplanung der Unternehmen abhängt. Prinzipiell lassen sich durch eine outputabhängige Zuteilung an Emissionsrechten Leakage-Effekte vermeiden oder verringern (vgl. E. Haites 2003). Wird die zukünftige Zuteilung an Emissionsrechten vollständig an die zukünftige Produktion gekoppelt, wirkt dies wie eine Subventionierung der Produktion. Produktion wird dann also nicht in das unregulierte Ausland verlagert.

Eine derartige Regelung weist indes auch einige Nachteile auf. Erstens müssen damit auch alle Nachteile einer kostenlosen Zuteilung nach der Grandfathering-Regelung in Kauf genommen werden. Zweitens wird hiermit gleichzeitig auch ein potenzieller inländischer Emissionsvermeidungskanal geschlossen.

tionsregel hat eine zusätzliche Kürzung der Zuteilung für die restlichen Bestandsanlagen notwendig gemacht, damit das Emissionsbudget eingehalten werden konnte. Für die zweite Handelsperiode 2008 bis 2012 ist die Optionsregel in Deutschland abgeschafft worden (vgl. F. Schafhausen 2007: 104).

Es entstehen allokativer Verzerrungen, wenn die Zuteilung an Emissionsrechten an die Produktion oder an die Bereitstellung von Kapazitäten gekoppelt ist. Im Europäischen Emissionshandel ist es in den Nationalen Allokationsplänen verbreitet, dass Emissionsrechte bei Anlagenstilllegung entzogen werden und/oder für Newcomer kostenlos zugeteilt werden (vgl. M. Ahmann u. a. 2007: 1721 ff.) Auch ab 2013 wird eine Stilllegung von Anlagen nach Art. 10a (18) in der vom Europäischen Parlament verabschiedeten Neugestaltung der Emissionshandelsrichtlinie zu einem Entzug von Emissionsberechtigungen führen. Es stellt sich hierbei zum einen die Frage, ob derartige Regelungen effektiv hinsichtlich der Verhinderung von Leakage-Effekten sind. Erstens ist nämlich fraglich, ob ein Scheinbetrieb von Anlagen ermittelt und verhindert werden kann. Zweitens kann die Produktion eines Gutes auch durch eine geringere Kapazitätsauslastung reduziert werden.¹⁰² Zum anderen führen derartige Regelungen aber auch zu Ineffizienzen. Eine effiziente Allokation wäre dann gegeben, wenn der Betreiber einer Anlage seine Entscheidung über eine Stilllegung derselben unter Berücksichtigung der Opportunitätskosten des Anlagenbetriebes treffen würde. Hierzu gehört auch der Wert der Emissionsrechte. Wenn es für den Betreiber dieser Anlage unter Berücksichtigung dieser Kosten wirtschaftlich ist, die Anlage zu schließen und die Emissionsrechte in einer effizienteren Anlage zu nutzen oder an ein effizienteres Unternehmen zu verkaufen, ist dies unter Effizienzgesichtspunkten zu begrüßen. Ein Entzug von Emissionsrechten bei Anlagenstilllegung entspricht ökonomisch einer Subvention des Betreibers dieser Anlage. Es findet eine Subvention zugunsten dieser Anlage sowohl im Vergleich zu bereits existierenden emissionsärmeren Anlagen statt als auch im Vergleich zu neuen, emissionsärmeren Anlagen (vgl. ebd.). Im Einzelfall kann eine Einschränkung der Produktionsmenge zur Emissionsminderung nämlich kostengünstiger sein, als die Verringerung der Emissionsmenge pro Produktionseinheit. In einem geschlossenen, nicht fragmentierten Emissionshandelssystem würde durch den Lizenzpreis die kostengünstigste Alternative bestimmt werden. Wird die Zuteilung der Emissionsmenge jedoch an die Produktionsmenge gekoppelt, wird die Emissionsvermeidungsalternative in Form einer verringerten Produktion im Extremfall verhindert.

¹⁰² Hierbei kann es je nach dem betrachteten Produkt Unterschiede geben.

Bei einer kostenlosen Zuteilung von Neuanlagen stellt sich eine ähnliche Problematik, sofern die Zuteilung für das gleiche Produkt in Abhängigkeit von der Produktionstechnologie und dem Brennstoff erfolgt. In Deutschland etwa wurde für die Stromproduktion ein brennstoffspezifischer Benchmark eingeführt. Der Betrieb von Neuanlagen mit emissionsintensiven Technologien und Brennstoffen wird hierbei im Vergleich zum Betrieb von Neuanlagen mit emissionsarmen Technologien und Brennstoffen begünstigt. Im Vergleich zum Betrieb von Bestandsanlagen findet nur dann keine Allokationsverzerrung statt, wenn die Neuausstattung mit Emissionsrechten pro Produkteinheit für Neuanlagen genau dem Entzug von Emissionsrechten bei Altanlagen entspricht. Sie werden länger in Betrieb gehalten, als es ohne eine Stilllegungsregel der Fall wäre und mit einer Newcomerregel gibt es mehr Markteintritte als ohne selbige. Jedoch werden hierdurch auch Ineffizienzen verursacht.

Eine unentgeltliche Zuteilung von Emissionsrechten kann also per se Leakage-Effekte nicht verhindern. Die Kopplung der Zuteilung von Emissionsrechten an die Produktion im Inland bzw. an die Bereitstellung von Kapazitäten ist nicht nur mit Ineffizienzen verbunden. Leakage-Effekte können auch deswegen nicht vollständig durch ein unentgeltliches Ausgabeverfahren unterbunden werden, weil hiermit allenfalls die direkten Kosten des Emissionshandelssystems kompensiert werden können. Können die Zertifikatspreise vollständig oder auch nur teilweise auf die Produktpreise überwältzt werden, entstehen indirekt Kosten für diejenigen Unternehmen, welche diese Produkte als Produktionsfaktoren nutzen. Auch bei einer unentgeltlichen Zuteilung von Emissionsrechten steigt der Strompreis, sofern die Zertifikatspreise teilweise oder vollständig überwältzt werden können. Selbst bei energieintensiven Unternehmen, welche nicht im Emissionshandelssystem erfasst sind, können die Produktionskosten hierdurch erheblich steigen. Insbesondere für diejenigen Unternehmen und Branchen, für welche diese indirekten Kosten einen großen Teil der durch den Emissionshandel induzierten Kosten ausmachen, würde eine unentgeltliche Ausgabe von Emissionsrechten wenig bewirken. In Deutschland betrifft dies beispielsweise die Aluminium- und Papierproduktion (vgl. V. Graichen u. a. 2008:14).

Ebenfalls könnte eine kostenlose Zuteilung von Emissionsrechten hinsichtlich der anderen Leakage-Kanäle nichts bewirken. Weder könnte hier eine relative Preisreduktion

fossiler Brennstoffe verhindert werden, noch könnte verhindert werden, dass nicht im Emissionshandelssystem involvierte Drittstaaten, welche sich nicht zu Emissionszielen verpflichtet haben, ihre Emissionsreduktionsmaßnahmen einschränken.

Tabelle D.6 fasst Auswirkungen von unterschiedlichen Erstausgabeverfahren auf Carbon Leakage und Effizienz zusammen.

	Einfluss auf die Bekämpfung von Carbon Leakage	Einfluss auf Kosteneffizienz
Reines Grandfathering	Bedingt positiv	Bedingt negativ
Zuteilung in Abhängigkeit von der Produktionsmenge	Positiv	Negativ
Entzug von Emissionsrechten bei Anlagenstilllegung	Positiv	Negativ
Unentgeltliche Zuteilung für Neuemittenten	Positiv	Negativ

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Tabelle D.6: Carbon-Leakage, Kosteneffizienz und Zuteilungsmethoden

2.2.3.2.2.3 Unilaterale Handelsmaßnahmen

Eine weitere Möglichkeit, Leakage-Effekte zu reduzieren besteht darin, für in nicht regulierte Länder exportierte Produkte Subventionen zu zahlen und für aus nicht regulierten Ländern importierte Produkte eine Abgabe zu verlangen, welche die durch Emissionshandel entstehenden Wettbewerbsnachteile reduzieren oder sogar aufheben. Subventionen bzw. Importabgaben müssen nicht in Form von monetären Transfers stattfinden. Exportierenden Unternehmen könnten diese Emissionsrechte erstattet werden. Prinzipiell ließen sich hierdurch Leakage-Effekte vermeiden, die durch eine Veränderung der Handelsströme auftreten. Importierende Unternehmen könnten verpflichtet werden, Emissionsrechte zu erwerben. In den ersten beiden Handelsperiode waren derartige Maßnahmen nicht vorgesehen. Die neu gestaltete Emissionshandelsrichtlinie beinhaltet indes einen Passus, welcher derartige „Border Adjustments“ möglich macht. In Art. 10 b Ziffer 1 heißt es, dass die Europäische Kommission bis Juni 2010 für das Europäische Parlament und den Rat einen Bericht anfertigen soll, welcher sich mit der Situation der dem Leakage-Risiko ausgesetzten Sektoren und Subsektoren befasst. Dieser Bericht soll auch Vorschläge beinhalten, welche neben der Möglichkeit einer Anpas-

sung der Anzahl unentgeltlich zugeteilter Zertifikate auch Importeure in das Emissionshandelssystem verpflichten kann. Darüber hinaus können nach Art. 10a (6) Mitgliedsstaaten unter Umständen finanzielle Unterstützung für durch Leakage bedrohte Sektoren und Subsektoren gewähren:

„Member States may also adopt financial measures in favour of sectors or sub-sectors determined to be exposed to a significant risk of carbon leakage due to costs relating to greenhouse gas emissions passed on in electricity prices, in order to compensate for those costs and where this is in accordance with state aid rules applicable and to be adopted in this area.” (Europäisches Parlament 2008a: Art. 10a (6))

Hinsichtlich der Effektivität und Effizienz von Border Adjustments kommt es auf deren Ausgestaltung im Detail an. J. Reinaud (2008) gibt eine kurze Übersicht über einige kritische Ausgestaltungspunkte.

Ein besonders kritischer Aspekt ist, dass Border Adjustments in Einklang stehen müssen mit Bestimmungen der WTO/GATT. In Kurzform darf für Exporteure keine ungerechtfertigte Subvention gewährt werden und Importeure dürfen nicht auf unbillige Art und Weise diskriminiert werden (vgl. R. Ismer/K. Neuhoff 2007). Andernfalls kann die WTO gegebenenfalls Sanktionsmaßnahmen gewähren.

Nach Ismer und Neuhoff (2007) bestünde Rechtssicherheit hinsichtlich der WTO-Kompatibilität von Border Adjustments, sofern erstens die Emissionsrechte versteigert würden und sich zweitens die Kohlenstoffzölle bei Importen und Kohlenstoffsubventionen bei Exporten an der besten verfügbaren Technik orientieren würden. Damit keine negativen Anreizwirkungen für den umwelttechnischen Fortschritt entstehen, dürften Umweltinnovationen einzelner Emittenten hierbei auf die Definition der besten verfügbaren Technik keinen, bzw. nur einen marginalen Einfluss haben (vgl. ebd.). Würde die Innovation unmittelbar zum neuen Standard für Importeure erklärt, würde ein Innovator die ausländische Konkurrenz stärken. Eine Orientierung von Importzöllen würde für sich genommen einen Großteil der inländischen Produzenten gegenüber der importierenden Konkurrenz benachteiligen. Zu klären wäre beispielsweise die beste verfügbare Technik für die Produktion von Strom. Würde man hierzu Atomenergie und Wasser-

kraft zählen, läge die Emissionsintensität für energieintensiv hergestellte Produkte, wie zum Beispiel Aluminium, nahe bei Null (vgl. J. Reinaud 2008: 89).

Unilaterale Handelsmaßnahmen in Form von Border Adjustments könnten unter Umständen, je nach Ausgestaltung, mit hohen Transaktionskosten verbunden sein. Sofern sie entsprechend den Vorschlägen von Ismer und Neuhoff WTO-kompatibel konzipiert werden, können sie Leakage-Effekte in Form von Produktions- und Standortverlagerungen nur zum Teil verhindern. Ähnlich der an Bedingungen geknüpften unentgeltlichen Zuteilung von Emissionsrechten können Leakage-Effekte über die anderen Kanäle nicht reduziert werden.

2.2.3.2.2.4 Multilaterale Maßnahmen

Ein wesentlicher Faktor, der Leakage-Effekte hervorruft, ist der Lizenzpreis, welcher die Grenzkosten der Produktion beeinflusst. Gelingt es, diesen Lizenzpreis bei gegebener Emissionsmenge zu reduzieren, lassen sich auch Leakage-Effekte verringern. Dies bedeutet, dass Leakage-Effekte ceteris paribus umso geringer ausfallen, je kosteneffizienter das System ist. Die Kosteneffizienz kann nun positiv beeinflusst werden durch internationale Flexibilität der Emissionsvermeidung. Der Emissionspreis ist dann so gering als möglich, wenn Emissionen dort vermieden werden, wo dies am kostengünstigsten erfolgen kann.

Zur Steigerung der Flexibilität wären z. B. die flexiblen Mechanismen des Kyoto-Protokolls in Frage gekommen. Wenn etwa über den zwischenstaatlichen Emissionshandel Kyoto-Rechte (AAUs) erworben würden, könnte das europäische Emissionsbudget großzügiger ausgestaltet werden. Mit steigendem Gesamtangebot an Emissionsrechten würde der Zertifikatspreis fallen. Dementgegen steht, dass das potenzielle Angebot von AAUs nicht durch tatsächliche Emissionsminderungen im Vergleich zu einem Business-as-Usual gedeckt wird. Vielmehr handelt es sich hier vielfach um so genannte „heiße Luft“, welche durch den wirtschaftlichen Zusammenbruch ehemals sozialistischer Länder entstanden ist.

Anders ist dies bei den Emissionsrechten, welche aus projektbasierten Mechanismen generiert werden. In Entwicklungs- und Schwellenländern generierte Emissionsrechte

(CER) aus CDM-Projekten beispielsweise müssen das Kriterium der Zusätzlichkeit (im Vergleich zu einem Business-as-Usual) erfüllen. V. Alexeeva-Talebi/N. Anger/A. Löschel (2008) konnten in Modellrechnungen zeigen, dass selbst ein eingeschränkter Zugang zu projektbasierten Mechanismen auch gegenüber ambitionierten Umweltzöllen Vorteile bietet.

Vor diesem Hintergrund ist es bezüglich der ökologischen Treffsicherheit, sofern sich diese auf die globale Verminderung von Treibhausgasen bezieht, eher negativ zu beurteilen, dass die Nutzung dieser flexiblen Mechanismen im Europäischen Emissionshandelssystem eingeschränkt wird. Auch für die dritte Handelsperiode von 2013 bis 2020 ist es das Ziel, dass maximal die Hälfte der Emissionsreduktion durch die Nutzung flexibler Mechanismen erreicht werden darf. Auf der anderen Seite kann die ökologische Integrität mancher Projekte durchaus in Zweifel gezogen werden (vgl. A. Michaelowa/K. Umamaheswaran 2006). Grundsätzlich besteht eine Schwierigkeit, die Zusätzlichkeit eines Projektes im Vergleich zu einem Business-as-Usual zu bewerten. Dementsprechend können bei aufwendigen Einzelfallprüfungen hohe Transaktionskosten entstehen.

Langfristig ist ein globales Zertifikatesystem in Form eines Cap-and-Trade, in welchem die wichtigsten Industrie- und Schwellenländer erfasst sind, auch hinsichtlich der Leakage-Problematik nicht zu ersetzen. Über ein globales Mengenregime könnten schließlich auch Leakage-Effekte reduziert bzw. verhindert werden, welche aus Preissenkungen der fossilen Energieträger resultieren.

2.3 Kosteneffizienz

Die Problematik der ökologischen Treffsicherheit des Europäischen Emissionshandels wurde im vorherigen Kapitel diskutiert. Hierbei ging es auch um Maßnahmen, welche diese Treffsicherheit gewährleisten (sollen), dies aber nur zulasten der Effizienz des Systems bewirken können. Im Folgenden soll Kosteneffizienz unter Berücksichtigung der regionalen und sektoralen Teilmengenproblematik untersucht werden ohne auf (potenzielle) trade-offs mit der ökologischen Treffsicherheit einzugehen.

Hinsichtlich der Kosteneffizienz eröffnet die Globalität der Klimaproblematik Chancen. Das wichtigste anthropogene Treibhausgas Kohlendioxid zeichnet sich dadurch aus, dass es keine Hot-Spot-Probleme verursacht. Kohlendioxid entfaltet seine Treibhausgaswirkung unabhängig von der Frage, wo es emittiert wird. Dementsprechend eröffnen sich hier in besonderer Weise Kosteneffizienzpotenziale bezüglich der Wo-Flexibilität mittels eines Emissionshandels. Günstige Vermeidungsoptionen für ein gegebenes Emissionshöchstniveau lassen sich ausnutzen, ohne dass auf die regionale Verteilung von Emissionsquellen Rücksicht genommen werden muss. Hinsichtlich der Wo-Flexibilität bietet sich ein Zertifikatssystem also in besonderem Maße an. Für andere anthropogen erzeugte Treibhausgase gilt dies nur eingeschränkt. Stickstoffdioxid beispielsweise entsteht im Rahmen von Düngung in der Landwirtschaft. Eine Konzentration von Düngemitteln in einer bestimmten Region kann hier durchaus zu regionalen Belastungen führen. Damit ist ein Zertifikatssystem nicht grundsätzlich ausgeschlossen, wie der Handel mit Schwefeldioxid in den USA gezeigt hat. Zudem lassen sich für andere Treibhausgase prinzipiell auch Credit-Systeme nutzen, bei denen Einzelfallprüfungen erfolgen, aber immerhin eine gewisse Flexibilisierung ermöglicht wird.

Von besonderer Relevanz bezüglich der Beurteilung der Kosteneffizienz von umweltpolitischen Instrumenten ist die Unsicherheit über die Grenzvermeidungskosten verschiedener Vermeidungsoptionen. Diese ist besonders bei klimapolitischen Maßnahmen bedeutsam, weil es erstens sehr viele Möglichkeiten gibt, Emissionen zu vermeiden, zweitens angesichts des langen Zeithorizontes der Klimaproblematik und Klimapolitik einige Optionen möglicherweise noch gar nicht bekannt sind und drittens nach gegenwärtigem Wissen Emissionsvermeidung mit erheblichen Kosten verbunden ist.

2.3.1 Regionale Teilmengenproblematik

2.3.1.1 Kostensenkungspotenziale bei regionaler Flexibilisierung

Es lässt sich festhalten, dass ein Zertifikatssystem in besonderem Maße geeignet ist, mit Unsicherheiten bezüglich der Grenzvermeidungskosten umzugehen. Der aus einem Emissionshandel hervorgehende Preis legt die Grenzvermeidungskosten offen und kann so erstens Informationen liefern, wo Emissionen am kostengünstigsten vermieden werden können und setzt zweitens auch Anreize, Emissionen zu vermeiden, wo es am kostengünstigsten möglich ist. Verzerrungen könnten sich dann ergeben, wenn nicht alle Regionen und Sektoren oder alle Treibhausgase im Zertifikatssystem erfasst sind. Der Vorteil einer Lizenz- oder Steuerlösung gegenüber einer Auflagenpolitik mit undifferenzierten absoluten Emissionsgrenzwerten ist hierbei umso größer, je größer auch die Unterschiede zwischen den Grenzvermeidungskosten sind. Bei ähnlichen Anlagen gibt es dementsprechend auch keine großen Spielräume für Effizienzverbesserungen.

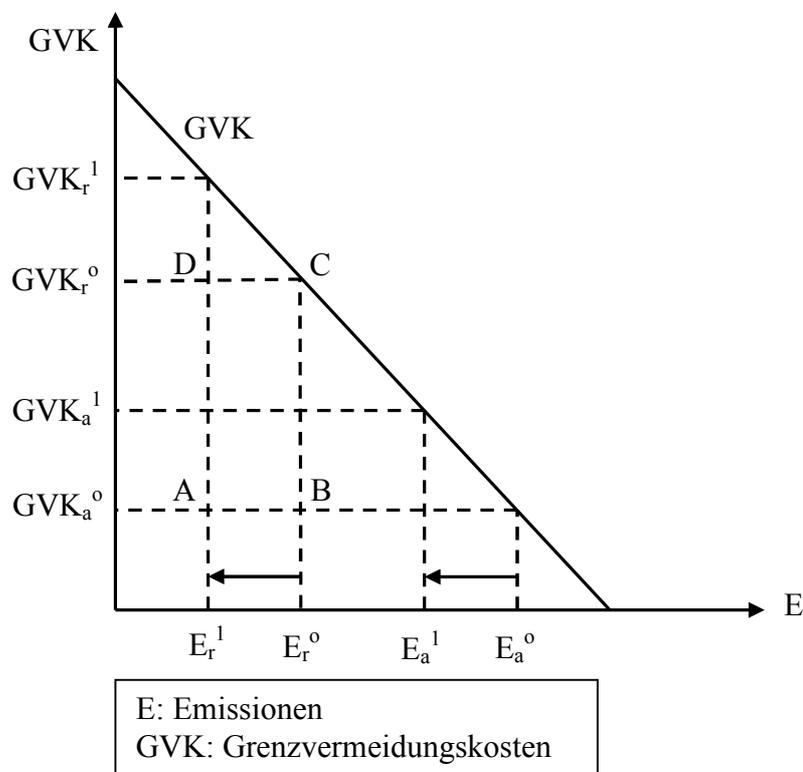
Die Höhe der Grenzvermeidungskosten ist zum einen abhängig von Größen wie den jeweiligen Vermeidungsoptionen, zum anderen aber auch vom Emissionsniveau selbst. Dies bedeutet, dass selbst bei gleicher Vermeidungskostenstruktur Kostensenkungen möglich sind, wenn sich das Ausgangsregulierungsniveau stark unterscheidet. Bei geringem Ausgangsreduktionsniveau sind zusätzliche Emissionsreduktionen *ceteris paribus* noch zu verhältnismäßig geringen Kosten möglich, während bei einem hohen Ausgangsregulierungsniveau die günstigen technischen Reduktionspotentiale weitgehend erschöpft sind und sich zusätzliche Emissionsreduktionen nur noch zu hohen Kosten realisieren lassen. Dies hat Folgen für eine effiziente Klimapolitik. Die Kostenvorteile einer Lizenzlösung bei stark regulierten Anlagen in Industrieländern dürften relativ gering sein.¹⁰³ Dies gilt insbesondere, wenn die Genehmigung von emittierenden Anlagen an den Stand der Technik gekoppelt ist.

Abbildung D.20 veranschaulicht die im Vergleich zu Industrieländern kostengünstigen Emissionsreduktionspotenziale in Entwicklungsländern. Aufgrund der in Industrieländern i. d. R. höheren umweltpolitischen Regulierungsdichte mit hoher Energieeffizienz, sind hier bereits höhere Emissionsreduktionen erfolgt (E_r^0). Eine darüber hinausgehende

¹⁰³ Vgl. hierzu ausführlicher Kapitel D 2.1.1.

marginale Emissionsreduktion wäre nur zu den vergleichsweise hohen Grenzvermeidungskosten GVK_r^0 möglich.

In Entwicklungs- und Schwellenländern hingegen mit bisher eher geringen Emissionsreduktionsanstrengungen (E_a^0) ist eine marginale Emissionsreduktion zu geringeren Kosten möglich (GVK_a^0). Eine Emissionsreduktion in der Höhe von E_r^0 auf E_r^1 könnte in Entwicklungs- und Schwellenländern in gleicher Höhe (E_a^0 auf E_a^1) aber zu geringeren Kosten erfolgen (Fläche ABCD). Umgekehrt gilt auch, dass zu gleichen Kosten mehr Emissionen vermieden werden können.



Quelle: Eigene Darstellung

Abbildung D.20: Kostensenkungspotenziale bei regionaler Flexibilisierung

Es stellt sich grundsätzlich die Frage, wie diese in Ländern außerhalb der Europäischen Union existierenden Emissionsreduktionspotenziale nutzbar gemacht werden können. Das Kyoto-Protokoll bietet hier durch die projektbasierten Mechanismen die Möglichkeit, günstige Emissionsreduktionspotenziale für im Emissionshandelssektor tätige Unternehmen nutzbar zu machen. Die Verbindungsrichtlinie bietet hierfür die rechtliche

Grundlage (vgl. Europäische Union 2004). CDM-Gutschriften können demnach ab der ersten Handelsperiode verwendet werden, JI-Gutschriften ab 2008.

2.3.1.2 Projektbasierte Mechanismen und Kosteneffizienz

Es existieren indes zwei Hindernisse, welche das Ausnutzen von günstigen Emissionsreduktionspotenzialen erschweren. Zum einen ist die Nutzung projektbasierter Mechanismen mit nicht zu vernachlässigenden Transaktionskosten verbunden. Zum anderen beschränkt das Europäische Emissionshandelssystem den Gebrauch von projektbasierten Mechanismen gesetzlich über qualitative und quantitative Nutzungsgrenzen.

2.3.1.2.1 Gesetzliche Einschränkungen

Qualitative Nutzungsgrenzen bestehen darin, dass bestimmte Projekte von der Nutzung ausgenommen sind. Gutschriften aus Senkenprojekten (genauer: Projekte aus Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft) sind entsprechend der Verbindungsrichtlinie ebenso ausgenommen wie Gutschriften aus Kernenergieprojekten (vgl. Europäische Union 2004, Art. 11b). Wasserkraftprojekte mit einer elektrischen Erzeugungskapazität von über 20 MW unterliegen nach Art. 11a qualitativen Anforderungen. Die Mitgliedsstaaten müssen nach Art. 11a sicherstellen, dass bei derartigen Projekten einschlägige internationale Kriterien und Leitlinien, insbesondere die Kriterien der Weltkommission für Staudämme vom November 2000 beachtet werden.¹⁰⁴ Hintergrund hierfür sind Bedenken über die „ökologischen und soziökonomischen Folgen“ großer Staudammprojekte (vgl. C. Arens/W. Sterk 2008: 45). Dies stellt hinsichtlich der Anforderungen an die Nachhaltigkeit von Projekten seitens der Investorländer für CDM-Projekte eine Ausnahme dar. Ferner liegt es im Ermessen der Gastgeberländer von Projekten zu entscheiden, ob ein Projekt dem Kriterium der Nachhaltigkeit genügt oder nicht. Die Verbindungsrichtlinie sieht darüber hinaus keine qualitativen Einschränkungen vor, die über derjenigen hinausgehen, wie sie international insbesondere in den Beschlüssen von Marrakesh vereinbart wurden.

Damit sind auch Projekte zur Reduktion von anderen Treibhausgasen als Kohlendioxid denkbar und üblich, was verschiedentlich beklagt wird (vgl. C. Arens/W. Sterk: 2008

¹⁰⁴ Die Deutsche Emissionshandelsstelle hat hierzu als in Deutschland zuständige Behörde einen Leitfa-
den verfasst (vgl. DEHS 2007).

8ff.). Ein Ausschluss von Gutschriften aus Nicht-CO₂-Projekten wäre demnach ein Weg, die Nachhaltigkeit derartiger Projekt in Entwicklungsländern zu steigern. Bedenken gegen derartige Projekte gibt es, weil sie zum Teil nur einen geringen Zusatznutzen stiften (vgl. ebd.). Mit einem Ausschluss von Nicht-CO₂-Projekten würden indes auch besonders günstige Vermeidungsoptionen ausgeschlossen, u. a. auch, da andere Treibhausgase pro emittierter Tonne ein wesentlich höheres Erderwärmungspotenzial besitzen als Kohlendioxid. Möglicherweise ist es problematisch, wenn ein Instrument (CDM-Projekte) zwei Zielen (kostengünstige Emissionsvermeidung und die Förderung von Nachhaltigkeit) dienen soll.

Eine quantitative Nutzungsgrenze wird insofern gesetzt, als die Mitgliedsstaaten in ihren Nationalen Allokationsplänen eine Obergrenze in Form eines Prozentanteiles für die Nutzung von Gutschriften aus JI- und CDM-Projekten angeben müssen (vgl. Europäische Union 2004, Anhang III). Diese Obergrenze muss sich an den Verpflichtungen aus dem Kyoto-Protokoll und der Klimarahmenkonvention orientieren: „Der Prozentanteil muss mit den ergänzenden Verpflichtungen des Mitgliedstaats im Rahmen des Kyoto-Protokolls und der Beschlüsse, die aufgrund des UNFCCC oder des Kyoto-Protokolls gefasst worden sind, in Einklang stehen (ebd.).“ Hiervon berührt ist insbesondere die Verpflichtung, wie sie in den Beschlüssen auf der Cop 7 in Marrakesh vereinbart wurde, wonach die Nutzung der flexiblen Mechanismen nur zusätzlich sein darf und ein bedeutender Anteil der Anstrengungen, die Kyoto-Ziele zu erreichen, aus inländischen Maßnahmen stammen muss. Weder in den Marrakesh-Vereinbarungen noch im Kyoto-Protokoll sind indes genaue Informationen enthalten, wie sich das Kriterium der Zusätzlichkeit definiert. Auch die Europäische Kommission, der die Überprüfung der Nationalen Allokationspläne obliegt, hat zunächst eine genaue Interpretation dieses Kriterium offen gelassen (vgl. J. de Sepibus 2008: 7). Erst mit ihrer dritten „Guidance“ zur Aufstellung von Nationalen Allokationsplänen hat die Kommission das Kriterium der Zusätzlichkeit für die zweite Handelsperiode 2008 bis 2012 präzisiert (vgl. Europäische Kommission 2006c). Insgesamt wurden in Folge der Anwendung dieser Kriterien die von einigen Mitgliedsstaaten in den Nationalen Allokationsplänen vorgeschlagenen Obergrenzen der Nutzung von Gutschriften für die Betreiber emissionshandelspflichtiger Anlagen durch die Kommission gekürzt. Tabelle D.7 gibt einen Überblick über die in der zweiten Handelsperiode erlaubten Obergrenzen.

Mitgliedsstaat	Nutzungsobergrenze für Gutschriften aus JI/CDM-Projekten in der Periode 08/12 in Prozent des Emissionsbudgets im Emissionshandelssektor
Belgien	8,4
Dänemark	17,01
Deutschland	20,0
Estland	0
Finnland	10,0
Frankreich	13,5
Griechenland	9,0
Großbritannien	8,0
Irland	10,0
Italien	14,99
Lettland	10,0
Litauen	20,0
Luxemburg	10,0
Niederlande	10,0
Österreich	10,0
Polen	10,0
Portugal	10,0
Rumänien	10,0
Schweden	10,0
Slowakei	7,0
Slowenien	15,76
Spanien	ca. 20
Tschechien	10,0
Ungarn	10,0
Zypern	10,0

Quelle: Europäische Kommission (2007b).

Tabelle D.7: Nutzungsgrenzen für CDM/JI-Projekte in der zweiten Handelsperiode

Demnach muss bei der Festlegung der Obergrenze ein dreistufiger Prozess durchlaufen werden (vgl. J. de Sepibus 2008: 7 ff.). In der ersten Stufe muss die maximale Menge von JI- und CDM-Gutschriften, welche die Mitgliedsstaaten zur Erfüllung ihres Reduktionszieles gemäß ihrer Kyoto-Verpflichtungen und des EU-Burden-Sharings benutzen wollen, in Relation zu eben dieser Reduktionsverpflichtung bestimmt werden. Nicht mehr als 50 Prozent der Reduktionsleistung dürfen durch JI- und CDM-Gutschriften erfüllt werden. Offen bleibt die Basis, zu der die 50 Prozent Reduktionsleistung erfolgen soll. Sie kann erfolgen in Bezug zum Kyoto-Basisjahr (1990/95), zu den Emissionen im Jahr 2004 und zu den projizierten Emissionen im Jahr 2010. Der höchste Wert

bildet hierbei die Grenze für die Nutzung von Gutschriften aus projektbasierten Mechanismen, derer sich ein Mitgliedsstaat insgesamt bedienen darf.¹⁰⁵

In der zweiten Stufe muss die Obergrenze der Verwendung von JI- und CDM-Gutschriften zwischen dem Emissionshandelssektor und dem Nichtemissionshandelssektor aufgeteilt werden. Mitgliedsstaaten, welche keine Gutschriften aus öffentlichen Mitteln erworben haben und dies auch nicht beabsichtigten, konnten den Betreibern von emissionshandelspflichtigen Anlagen die Nutzung von Gutschriften bis zur festgelegten Obergrenze erlauben.

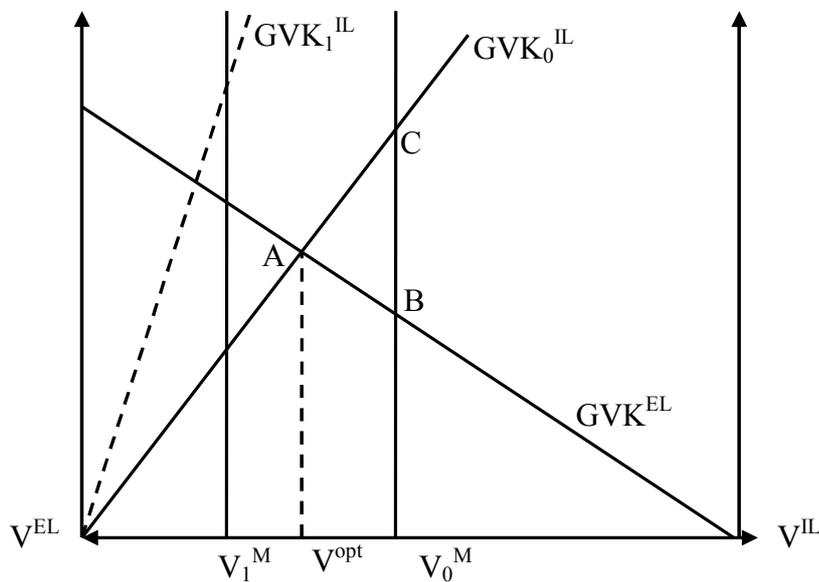
Drittens schließlich ist für die zweite Handelsperiode eine Mindestgrenze zur Nutzung von JI- und CDM-Gutschriften festgelegt worden. Deren Obergrenze durfte nicht geringer als 10 Prozent der den Anlagen zugeteilten Emissionsrechte betragen. Dies kann möglicherweise als Konzession an die neuen Mitgliedsstaaten der EU verstanden werden, welche auf der einen Seite überhaupt keine Minderungsverpflichtungen aufweisen, denen auf der anderen Seite der Emissionscap in der zweiten Handelsperiode empfindlich gekürzt wurde (vgl. ebd.: 10 f.).

Vereinfacht ist für den neu gestalteten Emissionshandel in der dritten Handelsperiode von 2013 bis 2020 als Grundregel vereinbart worden, dass die Betreiber von emissionshandelspflichtigen Anlagen ihre Verpflichtungen mit Gutschriften aus JI- und CDM Projekten in dem Ausmaß erfüllen können, in dem sie ihre Obergrenze aus der zweiten Handelsperiode 2008 bis 2012 nicht ausgeschöpft haben (vgl. Europäisches Parlament 2008a, Art. 11a). Für den gesamten Zeitraum 2008 bis 2020 soll dementsprechend gelten, dass die Betreiber entsprechender Anlagen Gutschriften bis zu einer Menge nutzen können, die ihnen in der zweiten Handelsperiode zugeteilt wurden oder bis elf Prozent ihrer Zuteilung von 2008 bis 2012. Die genauen Prozentsätze für Betreiber der entsprechenden Altanlagen, wie die Obergrenze für neue Marktteilnehmer, für die ebenfalls eine Untergrenze angegeben ist, müssen noch bestimmt werden. Insgesamt soll hierbei sichergestellt werden, dass nicht mehr als 50 Prozent der Reduktionsleistung von 2008

¹⁰⁵ Durch die Verwendung von drei optionalen Basisjahren konnte die Kommission den unterschiedlichen Emissionsentwicklungen der Mitgliedsstaaten Rechnung tragen. Dies geschah möglicherweise vor dem Hintergrund, dass die Zusätzlichkeitsinterpretation der Kommission auf schwachem juristischem Fundament erfolgte. Weder im Kyoto-Protokoll noch in den Marrakesh-Vereinbarungen wurde das Kriterium der Zusätzlichkeit quantifiziert (vgl. J. de Sepibus 2008: 8).

bis 2020 sowie 50 Prozent der Reduktionsleistung von 2013 bis 2020 gegenüber dem Niveau von 2005 erfolgt. Bedingung für die Nutzung von Gutschriften ab 2013 ist, dass die entsprechenden Projekte in der zweiten Handelsperiode zulässig waren. Dementsprechend gelten auch weiterhin die qualitativen Einschränkungen (vgl. ebd.).

Hiermit geht die Europäische Union über das hinaus, wozu sie entsprechend internationaler Vereinbarungen verpflichtet wäre. In den Vereinbarungen von Kyoto und Marrakesh sind aufgrund des Widerstandes gegen die Pläne der EU gerade keine quantifizierbaren Grenzen der Nutzung flexibler Mechanismen gesetzt worden.



GVK^{EL} : Grenzvermeidungskosten eines Entwicklungslandes
 GVK^{IL} : Grenzvermeidungskosten eines Industrielandes
 V^{EL} : Vermeidungsmenge eines Entwicklungslandes
 V^{IL} : Vermeidungsmenge eines Industrielandes
 V^{opt} : Optimale Vermeidungsmenge
 V^M : Minimale Vermeidungsmenge des Industrielandes

Quelle: In Anlehnung an M. Mittendorf (2004: 124).

Abbildung D.21: Effizienzwirkung einer quantitativen Beschränkung der Nutzbarkeit flexibler Mechanismen

Die Wirkung einer quantitativen Beschränkung der Nutzbarkeit flexibler Instrumente unter Kosteneffizienz Gesichtspunkten kann anhand Abbildung D.21 abgelesen werden (vgl. M. Mittendorf 2004: 123 ff.).

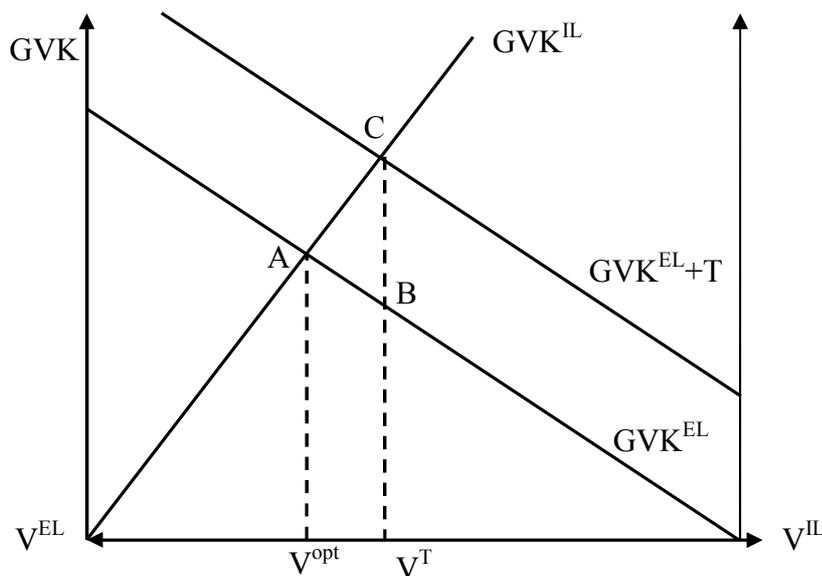
Die Grenzvermeidungskosten eines Industrielandes steigen hierbei annahmegemäß mit von links nach rechts steigender Emissionsvermeidungsaktivität ebenso wie die Grenzvermeidungskosten eines Entwicklungslandes, hier von rechts nach links, mit steigender Vermeidungsaktivität ansteigen. Die im Sinne einer Minimierung der Vermeidungskosten optimale Vermeidungsmenge ergibt sich bei einem Ausgleich der Grenzvermeidungskosten bei der letzten vermiedenen Einheit bei V^{opt} . Dies kann unter Vernachlässigung von Transaktionskosten selbst dann erreicht werden, wenn das betrachtete Entwicklungsland keine Reduktionsverpflichtung ausweisen würde. In diesem Fall würde das betrachtete Industrieland vom Entwicklungsland solange Emissionsgutschriften erwerben, bis ein Ausgleich der Grenzvermeidungskosten jede Paretoverbesserung unmöglich macht. Gibt es eine quantitative Beschränkung im Erwerb entsprechender Emissionsgutschriften in Höhe von V_0^M (von rechts nach links gelesen), ist dies mit Effizienzverlusten in Höhe der Fläche ABC verbunden.

Ob es indes zu derartigen Effizienzverlusten kommt, hängt nicht zuletzt von der Stringenz der quantitativen Beschränkung ab. Eine Mindestvermeidungsmenge von V_1^M etwa würde nicht bindend wirken, da sie freiwillig überschritten würde. Ein weiterer Faktor ist die Höhe der Grenzvermeidungskosten des Industrie- und des Entwicklungslandes. Je höher beispielsweise die Grenzvermeidungskosten des Industrielandes sind, desto wahrscheinlicher ist es, dass auch relativ schwache quantitative Beschränkungen des Handels mit Emissionsgutschriften zu Effizienzverlusten führen. Dies ist mit der Grenzvermeidungskostenkurve GVK_I^{II} angedeutet.

Auch wenn Industrieländer eine hohe Grenzvermeidungskostenstruktur aufweisen, gilt dies nicht notwendigerweise für den Emissionshandelssektor. Wie bereits im Kapitel zur ökologischen Treffsicherheit dargelegt, ist die Zuteilung an Emissionsrechten in den Emissionshandelssektor in den ersten beiden Handelsperioden recht großzügig ausgefallen. Dementsprechend fallen die Spielräume für Paretoverbesserungen durch den Handel mit Emissionsgutschriften aus den projektbasierten Mechanismen geringer aus.

2.3.1.2.2 Transaktionskosten

Projektbasierte Mechanismen weisen als Baseline-and-Credit-Emissionshandelssystem hohe handelsabhängige Transaktionskosten auf, weil insbesondere die Bestimmung der Baseline Schwierigkeiten macht (vgl. z. B. A. Michelowa u. a. 2003). Abbildung D.22 zeigt die Wirkung von Transaktionskosten auf die optimale Vermeidungsaktivität. Wenn GVK^{EL} die Angebotskurve an Emissionsgutschriften des Entwicklungslandes darstellt, ist GVK^{EL+T} die Angebotskurve des Entwicklungslandes unter Berücksichtigung von Transaktionskosten. Es ist unmittelbar ersichtlich, dass unter Berücksichtigung von Transaktionskosten weniger gehandelt wird und dementsprechend auch die Vermeidungsmenge mit V^T im betrachteten Industrieland höher und im betrachteten Entwicklungsland niedriger ausfällt.



<p>GVK^{EL}: Grenzvermeidungskosten eines Entwicklungslandes GVK^{IL}: Grenzvermeidungskosten eines Industrielandes V^{EL}: Vermeidungsmenge eines Entwicklungslandes V^{IL}: Vermeidungsmenge eines Industrielandes V^{opt}: Optimale Vermeidungsmenge ohne Berücksichtigung von Transaktionskosten V^T: Minimale Vermeidungsmenge des Industrielandes mit Transaktionskosten</p>

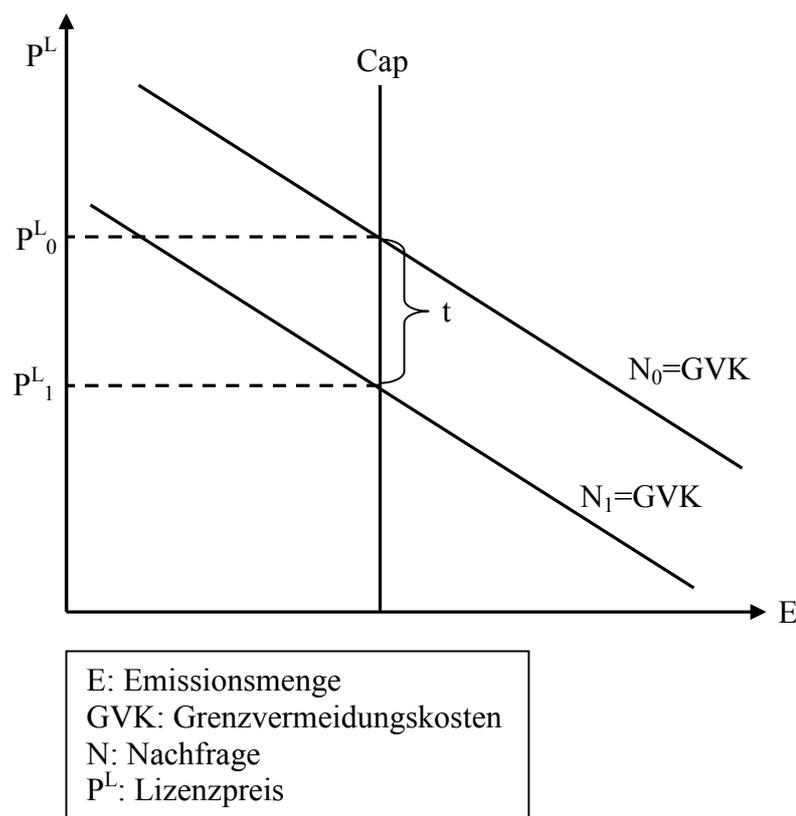
Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung D.22: Handel mit Emissionsgutschriften unter Berücksichtigung von Transaktionskosten

Das im Vergleich zum Optimum nicht ausgenutzte Kostensenkungspotenzial würde hier der Fläche ABC entsprechen. Ein Cap-and-Trade-Emissionhandelssystem wäre hier möglicherweise zwar mit höheren set-up-Kosten verbunden. Die handelsabhängigen Transaktionskosten ließen sich hierüber indes senken. Eine Verknüpfung mit anderen Emissionshandelssystemen ist gegenüber der Verwendung von projektbasierten Mechanismen unter diesem Gesichtspunkt vorzuziehen.

2.3.1.2.3 Verzernte Preise im Emissionshandelssektor

Voraussetzung für eine kostenminimale Aufteilung der Reduktionslast über inländische Maßnahmen und den Erwerb von Emissionsgutschriften aus JI- und CDM-Projekten im Ausland ist wie zuvor dargestellt ein Ausgleich der Grenzvermeidungskosten.



Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung D.23: Wirkung von auf Emissionsminderung abzielenden Maßnahmen im Emissionshandelssektor

Im Emissionshandelssektor werden die Grenzvermeidungskosten durch den Zertifikatspreis aber nicht immer richtig abgebildet werden. Werden z. B. etwa im Emissionshandelssektor auch andere (potenziell) emissionsmindernde Maßnahmen ergriffen, so hat dies keine Auswirkungen auf die Gesamtemissionsmenge. Diese wird in einem Cap-and-Trade-System wie dem Europäischen Emissionshandel durch den Cap definiert. Zusätzliche Maßnahmen, welche auf eine Emissionsreduktion abzielen, haben die Auswirkung, dass die Gesamtnachfrage nach Emissionsrechten und bei mit dem Cap gegebenem Gesamtangebot auch der Zertifikatspreis sinkt. Abbildung D.23 veranschaulicht dies. Würde z. B. im Emissionshandelssektor eine Steuer pro Emissionseinheit erhoben, würde der Zertifikatspreis um genau diesen Steuersatz sinken (von P^L_0 auf P^L_1)¹⁰⁶. Weder an der Gesamtemissionsmenge noch an der gesamtwirtschaftlichen Kosteneffizienz des Systems würde dies indes ohne Teilmengenproblematik etwas ändern. Die Gesamtemissionsmenge wird durch den Cap bestimmt und ein einheitlicher Zertifikatspreis sorgt für einen Ausgleich der Grenzvermeidungskosten bei allen Vermeidungsoptionen. Dieser Befund ist gleichwohl in mehrfacher Hinsicht zu relativieren. So führen andere emissionsmindernde Maßnahmen im Emissionshandelssektor nicht zu gesamtwirtschaftlicher Kosteneffizienz, wenn hier nicht dafür Sorge getragen wird, dass jeweils dort vermieden wird, wo dies am kostengünstigsten möglich ist. In Deutschland etwa wird nicht die Emissionsmenge im Energiesektor besteuert, sondern Strom – unabhängig davon, wie emissionsintensiv dieser produziert wird. Dies führt zu Ineffizienzen. Auch mit der Förderung erneuerbarer Energien werden bestimmte Vermeidungsoptionen zulasten anderer Vermeidungsoptionen bevorzugt. Mit der Förderung erneuerbarer Energien wird bei gegebenem Emissionscap die Struktur der Emissionsvermeidung beeinflusst,¹⁰⁷ nicht aber die Gesamtemissionsmenge. Hierauf hat bereits der Wissenschaftliche Beirat beim damaligen Ministerium für Wirtschaft und Arbeit in Deutschland im Jahr 2004 hingewiesen (vgl. Wissenschaftlicher Beirat beim BMWA 2004).

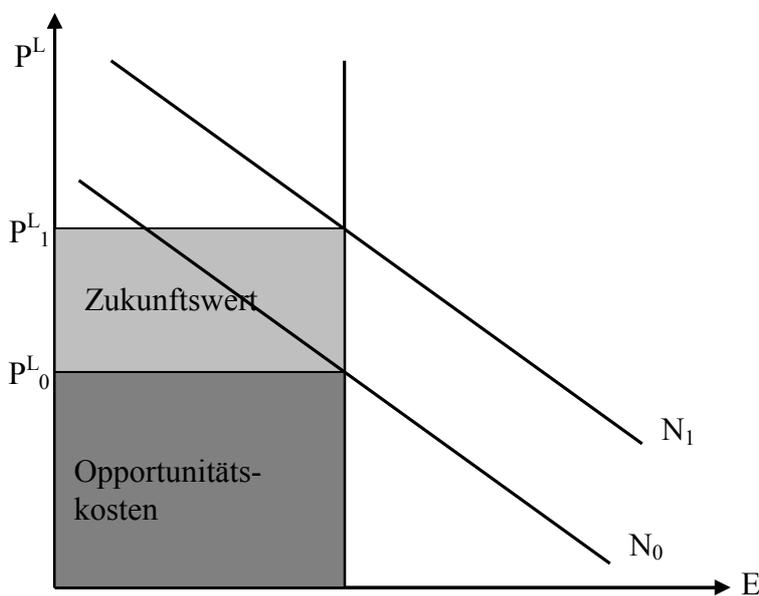
Darüber hinaus ergibt sich aber ein weiteres Problem, wenn es um die Aufteilung der Reduktionslasten im In- und Ausland geht. Bei einem sinkenden Lizenzpreis wird die Durchführung einiger JI- und CDM-Projekte unrentabel. Liegt der Lizenzpreis unter

¹⁰⁶ Vgl. hierzu auch G.-J. Krol (2005).

¹⁰⁷ Dies kann durchaus gewollt sein. Auf die Rationalität der Förderung erneuerbarer Energien im Allgemeinen und der europäischen bzw. deutschen institutionellen Ausgestaltung dieser Förderung im Speziellen kann an dieser Stelle indes nicht eingegangen werden. Vgl. hierzu stellvertretend D. Flandrich/J. Grewe (2003).

den Grenzermeidungskosten, wie in Abbildung D.23 dargestellt, werden zu wenige Emissionsgutschriften aus JI- und CDM-Projekten erworben. Die innereuropäische Emissionsvermeidungsmenge ist zu hoch.

Des Weiteren kann auch das Erstausgabeverfahren den Lizenzpreis beeinflussen. Ist die Erstzuteilung abhängig vom gegenwärtigen Emissionsverhalten, werden die Betreiber den Wert der zukünftig zugeteilten Emissionsrechte in ihrem gegenwärtigen Emissionsverhalten berücksichtigen.



E: Emissionsmenge
 N_0 : Nachfrage nach Emissionsberechtigungen ohne Updating
 N_1 : Nachfrage nach Emissionsberechtigungen mit Updating
 P^L_0 : Lizenzpreis ohne Updating
 P^L_1 : Lizenzpreis mit Updating

Quelle: K. Neuhoff/K. Martinez/M. Sato (2006: 76).

Abbildung D.24: Lizenzpreisbildung bei Updating

Abbildung D.24 zeigt, dass bei einem Updating der Ausstattung mit Emissionsrechten in Abhängigkeit vom Emissionsverhalten ein Keil zwischen die internen Opportunitätskosten und den Marktpreis für Lizenzen getrieben wird (vgl. K. Neuhoff/K. Martinez/M. Sato 2006: 76). In einem geschlossenen Emissionshandelssystem muss in diesem

Fall der Marktpreis für Lizenzen steigen, wenn das Emissionsbudget eingehalten werden soll (vgl. C. Böhringer/A. Lange 2005a).

Bei einer Verknüpfung mit den projektbasierten Mechanismen des Kyoto-Protokolls würde ein derartiger Zertifikatspreis implizieren, dass zu viele Gutschriften aus JI- und CDM-Projekten verwendet würden.

In den ersten beiden Handelsperioden war eine Orientierung an historischen Emissionsmengen wie z. B. in Deutschland im Industriesektor nicht unüblich. In der dritten Handelsperiode ab 2013 indes wird das Zuteilungsverfahren auf eine Teilauktionierung von Emissionsrechten kombiniert mit einem Benchmarkverfahren umgestellt. Weiterhin gilt darüber hinaus, dass Emissionsrechte bei Stilllegung einer Anlage entzogen werden. Dies entspricht einer Subventionierung der Produktion. Wie A. D. Ellerman (2006) dargelegt hat, ist der Haupteffekt einer derartigen Stilllegungsregel, dass mehr Kapazitäten aufrechterhalten werden, als dies ohne Stilllegungsregel der Fall wäre. In der Regel wird dies dazu führen, dass der Output steigt und die Produktpreise sinken. Der Preiseffekt auf dem Lizenzmarkt ist hingegen in diesem Fall nicht eindeutig. Im Regelfall dürfte bei erhöhten Kapazitäten und bei erhöhter Produktionsmenge auch mit einer erhöhten Nachfrage nach Emissionsrechten zu rechnen sein. Dies würde sich preissteigernd auswirken.

2.3.2 Sektorale Teilmengenproblematik

2.3.2.1 Aufteilung des Emissionsbudgets zwischen Emissionshandelssektoren und Nichtemissionshandelssektoren

Will man gesamtwirtschaftliche Kosteneffizienz sicherstellen, müssten alle Sektoren und Regionen einer einheitlichen Steuer unterworfen werden oder in einem Zertifikatssystem erfasst sein. Nur durch ein Preissystem kann lokales Wissen nutzbar gemacht werden. Durch Auflagen wird Kosteneffizienz bei der Vielzahl an Emissionsquellen und Vermeidungsoptionen, bei asymmetrisch verteilten Informationen über selbige sowie bei begrenzten Verarbeitungskapazitäten, über ordnungsrechtliche Maßnahmen so wenig zu erreichen sein wie mit moralischen Appellen. Anders wäre dies bei einem Zertifikatshandel ohne Teilmengenproblematik. Der zentrale Vorteil einer Zertifikatslösung ist, dass die Entscheidungsrechte über die Vermeidung von Emissionen zu denjenigen

verlagert werden, welche über das notwendige Wissen hierzu verfügen. Dezentrales, nur lokal verfügbares Wissen kann durch das Preissystem nutzbar gemacht werden. Durch das Europäische Emissionshandelssystem wird indes nur ein Teil der Gesamtemissionen reguliert. Im Emissionshandelssektor bildet sich ein einheitlicher Zertifikatspreis. Um gesamtwirtschaftliche Kosteneffizienz sicherzustellen, müsste indes gewährleistet sein, dass die Grenzvermeidungskosten der letzten vermiedenen Einheit im Emissionshandelssektor den Grenzvermeidungskosten der letzten vermiedenen Einheit im Nichtemissionshandelssektor entsprechen. Die Grenzvermeidungskosten lassen sich jedoch nur ex- post bestimmen. Erst durch das Emissionshandelssystem werden diese schließlich aufgedeckt. Somit ist zu erwarten, dass gesamtwirtschaftliche Kosteneffizienz allenfalls zufällig erreicht wird (vgl. A. Endres/C. Ohl 2005: 25 f.). Auch in den Nichtemissionshandelssektoren ließen sich die Grenzvermeidungskosten ex-ante nur insofern bestimmen, wie eine Preislösung angewendet wird. Verschärft wird diese Problematik, wenn zusätzliche Politikmaßnahmen im Emissionshandelssektor in den jeweiligen Mitgliedsstaaten voneinander abweichen.

Neben der Frage, ob ein Ausgleich der Grenzvermeidungskosten zwischen dem Emissionshandelssektor und dem Nichtemissionshandelssektor erreicht werden kann, stellt sich die Frage, ob Effizienzgesichtspunkte überhaupt die zentrale Grundlage für die Zuteilungsmenge an Emissionsrechten in politischen Prozessen bildet. Beispielhaft für berechtigte Zweifel hieran kann die Aufteilung des Emissionsbudgets in Deutschland im ersten Nationalen Allokationsplan angeführt werden. In Politik und Wissenschaft standen im Wesentlichen vier Ansätze zur Diskussion (vgl. F. Matthes/F. Schafhausen 2007: 79). Erstens eine kosteneffiziente Aufteilung zwischen den Sektoren. Zweitens eine Aufteilung, welche sich an den Selbstverpflichtungserklärungen der deutschen Industrie 2000 bzw. 2001/2004 orientiert. Drittens eine proportionale Aufteilung der Reduktionsmenge im Hinblick auf die noch zu erbringenden Reduktionsleistungen zur Erreichung des Kyotozieles und viertens schließlich ein eher intuitiver Ansatz, bei dem sich die Reduktionsleistung im Emissionshandelssektor unter der Restriktion einer Stabilisierung der Emissionen im Nichtemissionshandelssektor bestimmt.

Tabelle D.8 zeigt, welche Höhe das Emissionsbudget im Emissionshandelssektor nach diesen jeweiligen Ansätzen betragen hätte.¹⁰⁸ Das geringste Emissionsbudget hätte sich demnach ergeben, wenn eine kosteneffiziente Aufteilung des Emissionsbudgets zwischen den Sektoren das Ziel gewesen wäre. Während sich der Entwurf eines Nationalen Allokationsplans an den Selbstverpflichtungserklärungen der Industrie orientierte, sah die letztgültige Kompromisslösung vom März 2004 ein Emissionsbudget vor, welches oberhalb der zuvor beschriebenen Ansätze lag (vgl. ebd.: 81). „In summary, the determination of the caps for the first two phases of the EU ETS could be characterised as a mere negotiation solution“ (ebd.).

	Emissionsbudget 05/07 (in Mill. Tonnen CO ₂)	Emissionsbudget 08/12 (in Mill. Tonnen CO ₂)
Selbstverpflichtungserklärung 1	488	479
Selbstverpflichtungserklärung 2	488	473
Proportionaler Ansatz	499	495
Stabilisierungsansatz	493	489
Kosteneffizienzansatz	470	419
Nationaler Allokationsplan (März 2004)	503	495

Quelle: F. Matthes/F. Schafhausen (2007: 81).

Tabelle D.8: Ansätze zur Bestimmung des Emissionsbudgets und Emissionsbudget im ersten Nationalen Allokationsplan Deutschland

Wie in Kapitel D.2.2 dargestellt, war die vorgesehene Zuteilung an Emissionsrechten im Emissionshandelssektor durch die jeweiligen Mitgliedsstaaten in den ersten beiden Handelsperioden recht großzügig bemessen. Durch die Kommission wurden zwar insbesondere in der zweiten Handelsperiode Kürzungen durchgesetzt. Eine kosteneffiziente Aufteilung des Gesamtemissionsbudgets zwischen den Sektoren war hierfür jedoch kein explizites Kriterium.

Mit der Revision der Emissionshandelsrichtlinie für die dritte Handelsperiode wird das Emissionsbudget in den Emissionshandelssektoren und Nichtemissionshandelssektoren nicht mehr dezentral durch die Mitgliedsstaaten bestimmt, sondern auf europäischer

¹⁰⁸ Zu einer detaillierteren Aufteilung des Gesamtemissionsbudgets zwischen den Sektoren vgl. F. Matthes/F. Schafhausen (2007: 80 ff.).

Ebene. In einem Begleitpapier zum Klimapakett der Europäischen Union, welches neben der Revision der Europäischen Emissionshandelsrichtlinie eine Richtlinie zur Förderung erneuerbarer Energien sowie eine Entscheidung über die Reduktion von Treibhausgasen in den Nichtemissionshandelssektoren beinhaltet, hat die Europäische Kommission die Entscheidungsgrundlage für die Aufteilung der Reduktionslasten offengelegt (vgl. Europäische Kommission 2008d). Die angestrebte 21-prozentige Reduktion im Emissionshandelssektor und 10-prozentige Reduktion im Nichtemissionshandelssektor bis 2020 ausgehend von 2005 basiert demnach auf einer Kostenminimierung der Reduktionslasten (vgl. ebd.: 8 f.). Hierbei wird bereits berücksichtigt, dass erneuerbare Energien bis 2020 einen Anteil am Endenergieverbrauch von 20 Prozent aufweisen sollen und auf dem Emissionshandelssektor mehr als die Hälfte dieses Anteils anfallen soll.¹⁰⁹

Ein Motiv für die kostenineffiziente Aufteilung von Emissionsrechten zwischen dem Emissionshandelssektor und dem Nichtemissionshandelssektor in den ersten beiden Handelsperioden waren möglicherweise Bedenken in den jeweiligen Mitgliedsstaaten über mögliche Wettbewerbsverzerrungen. Im Folgenden wird darauf eingegangen, inwiefern diesen Bedenken auch unter Berücksichtigung von Verteilungsaspekten durch ein harmonisiertes Zuteilungsverfahren Rechnung getragen werden können und wird.

2.3.2.2 Kosteneffizienz, Wettbewerbsverzerrungen und Erstzuteilung von Emissionsrechten und Verteilungswirkungen

Auf kompetitiven Märkten ist es unter Effizienz Gesichtspunkten irrelevant, ob die Vergabe der Emissionsrechte kostenlos erfolgt oder ob die Emissionsrechte versteigert werden, da auch die zunächst kostenlos zuteilten Rechte handelbar sind und daher Opportunitätskosten aufweisen, die von gewinnmaximierenden Unternehmen eingepreist werden. Inwiefern diese Opportunitätskosten auf die Preise aufgeschlagen werden, hängt nämlich im Wesentlichen von den Preiselastizitäten von Angebot und Nachfrage ab, also von den Ausweichmöglichkeiten der Marktteilnehmer. Bei einer vollkommen unelastischen Nachfrage ließen sich die Opportunitätskosten gar vollständig

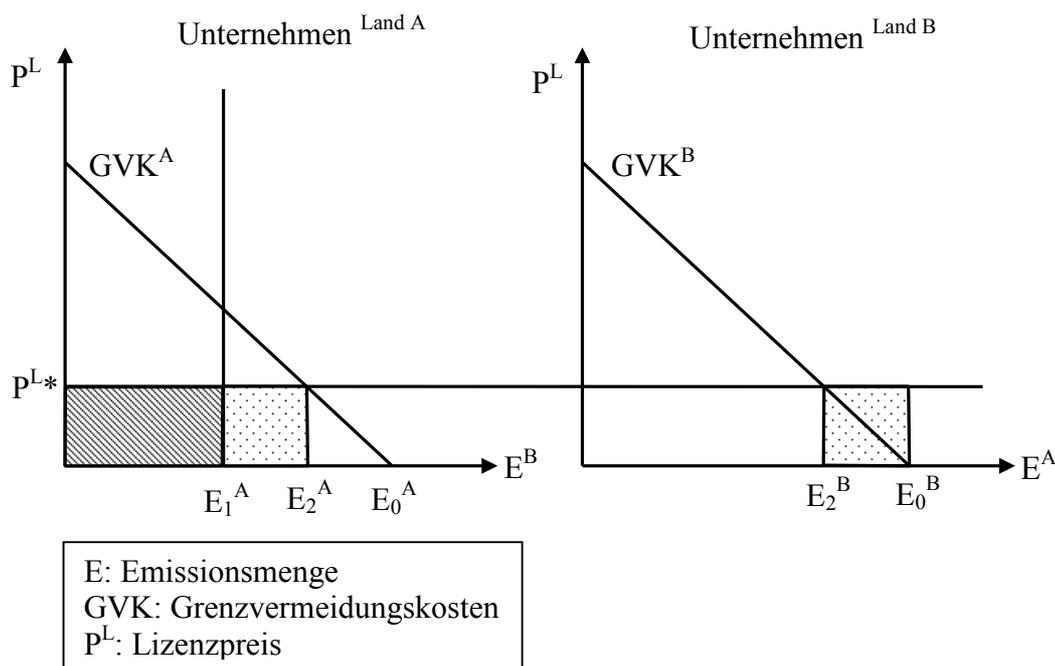
¹⁰⁹ J. Dieckman und C. Kemfert (2009: 172 f.) sehen dies als Hinweis, dass die Förderung erneuerbarer Energien nicht mit dem Europäischen Emissionshandel konfliktiert. Soweit dies eine effiziente Aufteilung der Emissionslasten zwischen den Sektoren betrifft, ist dem zuzustimmen. Ob durch die Förderung erneuerbarer Energien indes überhaupt ein Beitrag zur Reduktion von Treibhausgasen insgesamt erfolgt, ist eine andere Frage. Hierfür müsste dargelegt werden, ob und inwiefern durch die Förderung erneuerbarer Energien anspruchsvollere Treibhausgasemissionsziele durchgesetzt werden bzw. werden könnten.

auf den Preis aufschlagen. So gibt es Hinweise darauf, dass der Wert auch unentgeltlich zugeteilte Emissionsberechtigungen in der Strompreiskalkulation berücksichtigt wird (J. Sijm/K. Neuhoff/Y. Chen 2006).¹¹⁰

Auf Wettbewerbsmärkten kann das Ausgabeverfahren die Effizienz des Emissionshandels nicht beeinträchtigen. Aber auch hier könnten wiederum Wirkungsbrüche auftreten, welche die Indifferenz des Ausgabeverfahrens infrage stellen.

So gibt es durch den Staat systematische Verzerrungen der relativen Preise, etwa in der Besteuerung des Faktors Arbeit. Die über eine Versteigerung von Emissionsrechten generierten Einnahmen könnten verwendet werden, diese Wohlfahrt beeinträchtigenden Abgaben zu senken und somit neben der ersten Dividende, einer Internalisierung von externen Effekten, indirekt eine zweite Dividende zu generieren (vgl. z. B. P. Cramton/S. Kerr 2002: 339 f.). Aber die staatlichen Rahmenbedingungen können durch das Teilmengenproblem und durch die föderale Struktur Europas auch direkt Einfluss auf die Vorteilhaftigkeit des Instrumentes nehmen. Über das EU-Burden-Sharing haben die Mitgliedsstaaten der EU unterschiedliche Emissionsreduktionsverpflichtungen übernommen. Der Europäische Emissionshandel ist so konstruiert, dass die Mikroallokation über von den Mitgliedsstaaten zu erstellende Nationale Allokationspläne erfolgt, die der Kommission zur Genehmigung vorgelegt werden müssen. In welcher Höhe die Unternehmen in den Mitgliedsstaaten Emissionsreduktionen vornehmen müssen, wird also u. a. durch die Höhe des Emissionsbudgets nach dem EU-Burden-Sharing, durch die Aufteilung des Emissionsbudgets auf den Emissionshandelssektor und den Nichtemissionshandelssektor und durch die Zuteilung innerhalb des Emissionshandelssektors beeinflusst.

¹¹⁰ Vgl. hierzu auch Kap. D.2.2.3.2.2.1.



Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung D.25: Effizienz- und Distributionswirkungen der Erstallokation in einem föderalen Europa

Unterschiedliche Kürzungsfaktoren für ansonsten vergleichbare Unternehmen in unterschiedlichen Ländern sind dann nicht die Ausnahme, sondern die Regel. Abbildung D.25 veranschaulicht die Konsequenzen bezüglich Effizienz und Verteilung. Unterstellt wird hier, dass das Emissionshandelssystem auf zwei Länder beschränkt ist, in denen die Unternehmen am Emissionshandel teilnehmen. Ebenfalls angenommen wird, dass alle Unternehmen gleiche Grenzvermeidungskostenverläufe aufweisen. In der Ausgangssituation ohne Emissionsbeschränkung emittieren die Unternehmen E_0^A bzw. E_0^B . Nun wird von den Ländern eine Lastenverteilung dergestalt vereinbart, dass Land A Emissionen in der Höhe der Strecke $E_1^A E_0^A$ reduzieren muss, während Land B weiterhin die Menge E_0^B emittieren darf. Diese Vereinbarung wird mit einem Emissionshandelssystem verbunden, um eine effizientere Verteilung der Emissionsrechte zu ermöglichen. Land B verfügt dann über handelbare Emissionsrechte. Aus Effizienzgesichtspunkten scheint es irrelevant, welche Kürzungsfaktoren den Unternehmen auferlegt werden. Durch den Handel wird sich ein einheitlicher Lizenzpreis P^{L*} bilden, bei dem die Grenzvermeidungskosten der Unternehmen in Land A und Land B ausgeglichen sind. Die Unternehmen in Land A werden nämlich solange Emissionsrechte von Unternehmen im Land B kaufen, wie der Preis geringer ist als ihre Grenzvermeidungskosten, und

Unternehmen in Land B werden solange bereit sein, Emissionsrechte zu verkaufen, wie der Preis für den Verkauf von Emissionsrechten höher ist als die Kosten einer zusätzlichen Emissionsvermeidung. Unternehmen in Land A werden dann die Menge E_2^A , Unternehmen in Land B die Menge E_2^B emittieren. Im Vergleich zur Ausgangssituation ohne Emissionsbeschränkung hat sich zwar für die Unternehmen in Land A die finanzielle Situation der Unternehmen verschlechtert, während sich die Finanzausstattung der Unternehmen in Land B verbessert hat. Unternehmen in Land A müssen nämlich nicht nur die gleichen Vermeidungskosten tragen wie die Unternehmen in Land B. Sie müssen auch Zahlungen leisten für den Erwerb von Verschmutzungsrechten, nämlich im Falle der kostenlosen Vergabe von Emissionsrechten in Höhe der gepunkteten Fläche, welche wiederum den Unternehmen in Land B zugute kommt. Gleichwohl ändert dies nichts an der Effizienz des Systems. Die erfolgten Zahlungen haben aber eher Ähnlichkeiten mit „lump-sum“-Subventionen, die unabhängig von der Produktionsmenge erfolgen. Daran ändert sich in diesem Modell auch dann nichts, wenn die Erstvergabe der Emissionsrechte an die Unternehmen in Land A nicht kostenlos erfolgt, sondern wenn die Zertifikate vom Staat versteigert werden. Lediglich die finanzielle Belastung erhöht sich für Unternehmen in Land A, und zwar maximal um die im Vergleich zu einer kostenlosen Erstvergabe zusätzliche Belastung in Höhe der gestreiften Fläche. Diese Zahlungen fließen dem Staat im Land A zu. Für die genaue Belastung der Unternehmen kommt es auf die Verwendung dieser Staatseinnahmen an.

Effizienzauswirkungen können sich aus den Belastungsunterschieden zwischen den Unternehmen dann ergeben, wenn die Märkte, wie der Kapitalmarkt oder Produktmärkte nicht perfekt sind (vgl. E. Woerdman 2000: 620).

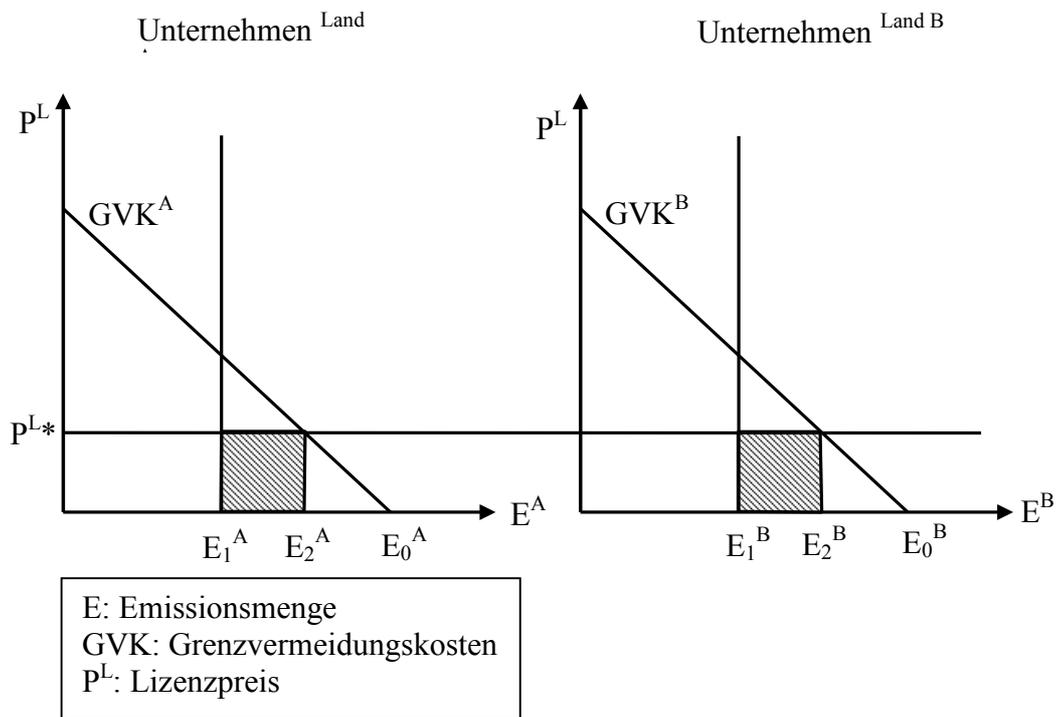
Ob bei einem effizienten Emissionshandelssystem gleichwohl Wettbewerbsverzerrungen vorliegen können, hängt davon ab, wie man letztere definiert. Das Argument der Wettbewerbsverzerrungen existiert in zwei Ausprägungen (Vgl. R. A. van der Laan/A. Nentjes 2001: 131 ff.; E. Woerdman 2004: 142 ff.; 168 ff.). Zum einen wird von Wettbewerbsverzerrungen gesprochen, wenn eine Verzerrung der relativen Preise vorliegt. Wenn das Opportunitätskostenkonzept zugrunde gelegt wird, kann auf eine unterschiedliche Erstausrüstung mit Emissionsrechten nicht ohne Weiteres auf Wettbewerbsverzerrungen geschlossen werden wie zuvor dargelegt wurde. Anders ist dies, wenn das

zugrunde gelegte Konzept auf Gerechtigkeit zwischen vergleichbaren, miteinander im Wettbewerb stehenden Unternehmen abzielt. „...a competitive distortion arises if the introduction of an environmental policy measure leads to unequal changes of the competitive relations among comparable firms, thereby reducing the (perceived) fairness of (inter) national competition” (E. Woerdman 2004: 171). Dieses Konzept zielt dementsprechend nicht auf Effizienz bezüglich unverzerrter relativer Preise, sondern auf ein unverzerrtes “level playing field”. Letztere Interpretation von Wettbewerbsverzerrungen soll im Folgenden als Kriterium des Europäischen Emissionshandels dienen.

Laut Böhringer, Lange und Moslener (2005) gibt es nur zwei Möglichkeiten, Wettbewerbsverzerrungen nach der „level playing field“ Interpretation in einem föderalen Europa zu vermeiden. Die erste besteht darin, einheitliche Kürzungsfaktoren für alle Mitgliedsstaaten vorzuschreiben. Dies muss aber, da nicht alle Sektoren vom Emissionshandel erfasst sind, zu Ineffizienzen führen (vgl. C. Boehringer/A. Lange/U. Moslener 2005: 314 f.). Sollen nämlich die von den Mitgliedsstaaten aufzustellenden Allokationspläne den im Anhang der Richtlinie formulierten Kriterien genügen, *muss* auf der Makroebene die Gesamtmenge an vergebenen Emissionsrechten im Emissionshandelssektor zuzüglich der zu erwartenden Emissionsmenge in Nichtemissionshandelssektoren den Verpflichtungen aus dem EU-Burden-Sharing Genüge tragen. Die Emissionsreduktionen im Nichtemissionshandelssektor werden also endogen durch die Zuteilungsmenge im Emissionshandelssektor bestimmt. Effizient wären diese Allokationspläne jedoch nur dann, wenn die Grenzvermeidungskosten im Emissionshandelssektor den Grenzvermeidungskosten im Nichtemissionshandelssektor entsprechen würden. Es existiert also durch das Burden-Sharing ein trade-off zwischen einer effizienten Allokation und einer Wettbewerbsverzerrungen ausschließenden Allokation.¹¹¹ Dieser trade-off kann nach Böhringer und Lange (2005b) nur aufgehoben werden, wenn die kostenlose Erstausgabe mit einer Auktionierung von Emissionsrechten kombiniert wird. Notwendige Bedingung einer Wettbewerbsverzerrungen vermeidenden Allokation ist weiterhin, dass in allen Mitgliedsstaaten prozentual die gleiche Menge an Emissionsrechten an die Unternehmen kostenlos zugeteilt wird. Soll das Gesamtemissionsbudget in den einzelnen Mitgliedsstaaten eingehalten und sollen identische Grenzvermeidungskosten mit den Nichtemissionshandelssektoren sichergestellt werden, muss der Allokationsfaktor für

¹¹¹ Vgl. hierzu ausführlich C. Böhringer/A. Lange (2005b: 84 ff.).

kostenlos zugeteilte Verschmutzungsrechte hinreichend gering sein. Dieser Allokationsfaktor muss sich an dem Mitgliedsstaat orientieren, welcher den mit intersektoraler Effizienz zu vereinbarenden, prozentual größten Emissionsreduktionsbedarf im Emissionshandelssektor aufweist.



Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung D.26: Effizienz und Wettbewerbsverzerrungen bei Auktionierung und kostenloser Erstaussgabe

Der Grundgedanke der Argumentation von Böhringer und Lange soll anhand Abbildung D.26 veranschaulicht werden. Die Ausgangskonstellation sei die gleiche wie die in der vorhergehenden Abbildung. Wiederum sollen beispielhaft zwei Länder betrachtet werden mit Unternehmen, die (vereinfacht) identische Grenzvermeidungskostenverläufe aufweisen. Land A habe Emissionsvermeidungen durchzuführen in Höhe der Strecke $E_0^A E_1^A$. Land B hingegen habe wiederum keine Emissionsreduktionsverpflichtungen, verfügt also über Emissionsrechte in Höhe von E_0^B . Dennoch sollen für Unternehmen in beiden Ländern Emissionsrechte lediglich in Höhe der gleich langen Strecken $E_0^A E_1^A$ bzw. $E_0^B E_1^B$ kostenlos zugeteilt werden. Nicht unentgeltlich zugeteilte Emissionsrechte, die Land B innehat, kann es an die Unternehmen in Land B versteigern. Der Versteige-

rungserlös in Höhe der beiden schraffierten Flächen kommt hier vollständig dem Staat in Land B zugute.¹¹² Emittiert wird von den Unternehmen wiederum die Menge E_2^A bzw. E_2^B .

Wettbewerbsverzerrungen in Emissionshandelssektoren nach dem „level-playing-field“ werden hier ausgeschlossen. Die Problematik wird hier aber nur verlagert. Zwar ist die „fairness“, wenn „fairness“ als Gleichbehandlung vergleichbarer Unternehmen in unterschiedlichen Ländern interpretiert wird, so sichergestellt.

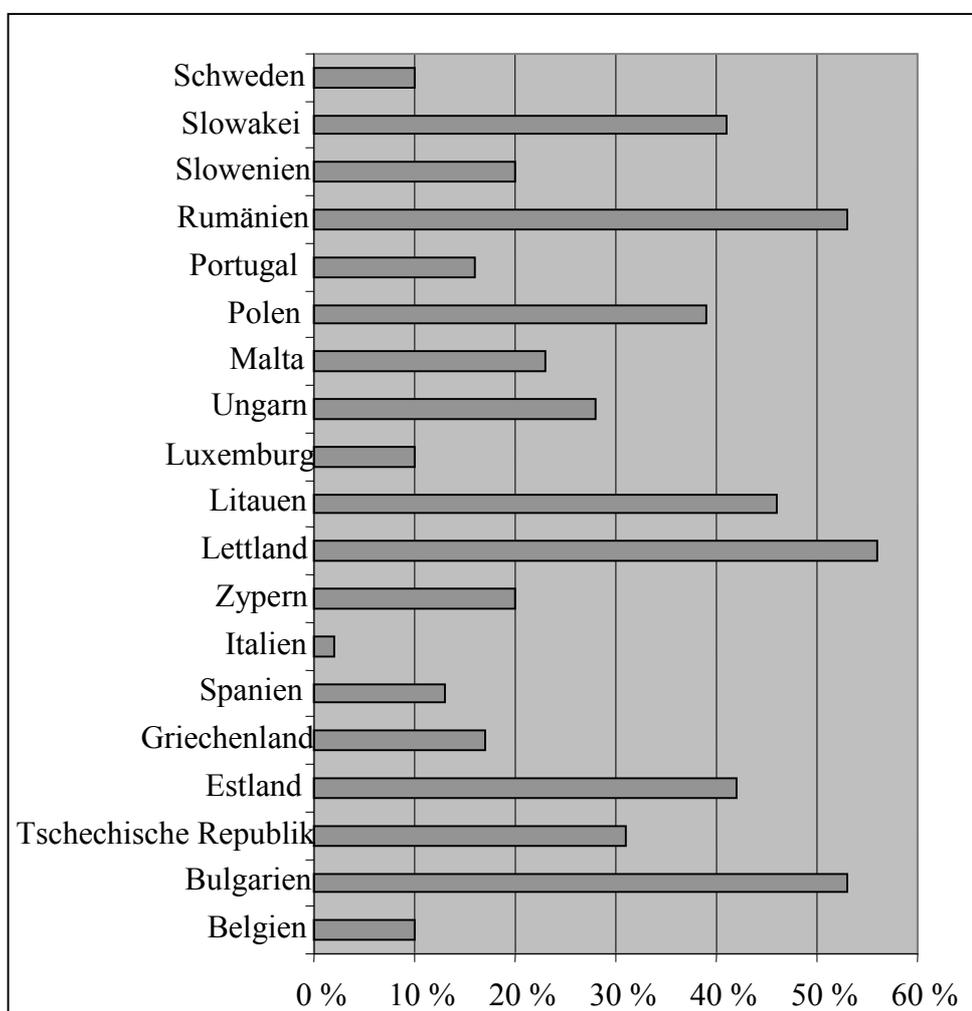
Gleichwohl stellt sich die Frage nach der Verwendung der Auktionseinnahmen. Diese könnten z. B. vom auktionierenden Staat genutzt werden, die Einnahmen wieder an inländische Unternehmen weiterzuleiten und so wiederum das level-playing-field zu stören, wie auch immer die Einnahmen verwendet werden. Es bleibt eine rein normativ zu beantwortende Frage, wem die Emissionsreduktionslasten aufgebürdet werden.

Mit der Revision des Emissionshandelssystems für die Periode 2013 bis 2020 ist dem Gedanken der Wettbewerbsneutralität bei Beibehaltung einer Lastenverteilung stärker Rechnung getragen worden. Eine Differenzierung der Lasten für die Unternehmen erfolgt nicht mehr bzw. in geringerem Maße über eine unterschiedliche Ausstattung mit unentgeltlich zugeteilten Emissionsrechten für ansonsten gleiche Unternehmen. Zertifikate werden vielmehr zunehmend versteigert (vgl. Europäisches Parlament 2009, Art 10). 88 Prozent der Gesamtmenge der zu versteigernden Zertifikate wird unter den Mitgliedsstaaten anteilmäßig nach Maßgabe ihrer verifizierten Emissionen aufgeteilt.

Grundlage bilden hierbei die verifizierten Emissionen des Jahres 2005 bzw. des Durchschnitts der Jahre 2005 bis 2007, je nachdem welcher Wert höher ist. Zehn Prozent der zu versteigernden Zertifikate stehen einer Umverteilung „im Interesse der Solidarität und des Wachstums in der Gemeinschaft“ zwischen den Mitgliedsstaaten zur Verfügung (vgl. ebd.). Abbildung D.27 zeigt, welchen Mitgliedsstaaten zusätzliche Zertifikate in welcher Höhe zur Versteigerung zur Verfügung stehen. Basis dieser Umverteilung

¹¹² Auch wenn Emissionsrechte nur an Unternehmen in Land B versteigert werden, führt der internationale Handel mit Emissionsrechten dazu, dass die versteigerten Zertifikate von Unternehmen in Land B *gezahlt*, aber auch zu gleichen Teilen von Unternehmen in Land A *getragen* würde.

ist das Pro-Kopf-Einkommen der Mitgliedsstaaten (vgl. A. D. Ellerman 2008: 20 f.). Die ärmeren osteuropäischen Länder (Bulgarien, Rumänien, Estland, Lettland, Litauen) werden alleine nach dieser Regel eine Zuteilung erhalten, welche gleich oder größer wäre als deren Emissionen im Jahr 2005. Etwas reichere neue Mitgliedsstaaten würden eine geringere Zuteilung erhalten, die aber immer noch größer wäre als diejenige der EU-15. Eine Orientierung der Emissionsziele am Pro-Kopf-Einkommen entspricht hierbei Vorschlägen auf globaler Ebene oder auch den Kyoto zugrunde liegenden Zielen (vgl. ebd.: 21).



Quelle: Europäisches Parlament (2008a, Anhang IIa); eigene Darstellung.

Abbildung D.27: Erhöhung des Prozentsatzes der von den EU-Mitgliedsstaaten zu versteigernden Zertifikate

Die übrigen zwei Prozent der zu versteigernden Gesamtmenge werden unter den Mitgliedsstaaten aufgeteilt, deren Treibhausgasemissionen mindestens 20 Prozent unterhalb derjenigen des Basisjahres des Kyoto-Protokolls lagen. Hiermit ist also ganz konkret eine Regelung eingeführt, welche zusätzlich den neuen Mitgliedsstaaten der EU zugute kommt. Unter den neuen Mitgliedsstaaten werden diese zwei Prozent wie in Tabelle D.9 dargestellt aufgeteilt:

Mitgliedstaat	Verteilung der Versteigerungsrechtsonderzuteilung von zwei Prozent der gesamten Versteigerungsmenge für die Unterschreitung des Bezugswerts des Kyoto-Protokolls
Bulgarien	15 %
Tschechische Republik	4 %
Estland	6 %
Ungarn	5 %
Lettland	4 %
Litauen	7 %
Polen	27 %
Rumänien	29 %
Slowakei	3 %

Quelle: Europäisches Parlament (2008a, Anhang IIb).

Tabelle D.9: Aufteilung der zwei Prozent zu versteigernden Emissionsrechte

Die Mittelverwendung aus der Auktionierung von Emissionsrechten ist grundsätzlich den Mitgliedsstaaten überlassen. Es wird empfohlen, 50 Prozent der Einnahmen für einen oder mehreren der in Art. 10 genannten ökologischen und sozialen Zwecke zu reservieren. Dies sind im Einzelnen z. B. Kohlendioxidbindung durch Waldbau, Abscheidung und Speicherung von Kohlendioxid, Förderung von öffentlichen Verkehrsmitteln, Finanzierung der Forschung und Entwicklung energieeffizienter und sauberer Technologien in den unter die Richtlinie fallenden Sektoren, Beihilfen für Haushalte mit mittlerem und niedrigem Einkommen usw. Eine Zweckbindung kann zumindest teilweise kritisch gesehen werden. Über Maßnahmen, welche der Bevölkerung der jeweiligen Mitgliedsstaaten zugute kommen, muss auf europäischer Ebene nicht entschieden werden. Hier kann das Subsidiaritätsprinzip Anwendung finden. Maßnahmen, welche darauf abzielen die Kohlendioxidemissionen im Emissionshandelssektor zu senken, sind wirkungslos, da das Emissionsbudget im Emissionshandelssektor auf europäischer Ebene festgelegt ist. Darüber hinaus gibt es bereits Regeln, wie die Emissionen in den jeweiligen Mitgliedsstaaten zu reduzieren sind, z. B. in Form einer Richtlinie zur Förderung

erneuerbarer Energien. Auch in Nichtemissionshandelssektoren gibt es entsprechend des Effort-Sharing ein Emissionsbudget. Lediglich für Maßnahmen, bei denen eine Kollektivgutproblematik besteht, ist eine teilweise Zweckbindung der Einnahmen nachzuvollziehen. Dies könnten beispielsweise Beiträge für die Finanzierung von Anpassungslasten in Entwicklungsländern sein. Darüber hinaus könnten die Einnahmen aus dem Verkauf von Emissionsrechten auch verwendet werden, um verzerrende Steuern zum Beispiel auf dem Arbeitsmarkt zu senken. Dies wird teilweise auch als zentrales Argument für eine Versteigerung von Emissionsrechten anstelle einer unentgeltlichen Vergabe angeführt (vgl. P. Cramton/S. Kerr 2002). Dies entspräche einer Emissionshandelsvariante der Diskussion um eine doppelte Dividende, welche in Deutschland bezüglich der Ökosteuer geführt wurde.¹¹³

Da es sich bezüglich der Mittelverwendung lediglich um eine Empfehlung handelt, ist diese Kritik weitestgehend hinfällig. Der Nutzen dieser Empfehlung bleibt aber fraglich.

Eine Differenzierung der Lasten bzw. der Anstrengungen (Effort-Sharing) erfolgt schließlich auch in den nicht durch den Emissionshandel betroffenen Sektoren (vgl. Europäisches Parlament 2008b). Tabelle D.10 zeigt wie unterschiedlich die Emissionsziele in den jeweiligen Mitgliedsstaaten ausfallen.

Zusammengefasst ist in der überarbeiteten Emissionshandelsrichtlinie mit der Versteigerung von Emissionsrechten explizit ein Mechanismus eingeführt worden, mit Hilfe dessen Verteilungsziele, Effizienzziele und Ziele hinsichtlich der Gleichbehandlung von im Emissionshandelssystem erfassten Unternehmen erreicht werden sollen. Ineffizienzen gibt es nach wie vor dahingehend, dass sich die Reduktionsverpflichtungen im Effort-Sharing an Verteilungsaspekten orientieren, nicht aber an eine effiziente Aufteilung. Diesbezügliche Ineffizienzen ließen sich lediglich durch die Integration weiterer Sektoren in das Emissionshandelssystem reduzieren.¹¹⁴

¹¹³ Zur ökologischen Steuerreform in Deutschland sowie der Diskussion um eine doppelte Dividende vgl. überblickartig A. Endres (2007: 183 ff.).

¹¹⁴ Zur Etablierung eines Emissionshandelssystems für PKW vgl. z. B. K. H. Hartwig (2008).

	Obergrenzen für die Treibhausgasemissionen der Mitgliedsstaaten 2020 bezogen auf die Emissionen im Jahr 2005 aus nicht unter die Richtlinie 2003/87/EG fallenden Quellen
Belgien	-15 %
Bulgarien	20 %
Tschechische Republik	9 %
Dänemark	-20 %
Deutschland	-14 %
Estland	11 %
Irland	-20 %
Griechenland	-4 %
Spanien	-10 %
Frankreich	-14 %
Italien	-13 %
Zypern	-5 %
Lettland	17 %
Litauen	15 %
Luxemburg	-20 %
Ungarn	10 %
Malta	5 %
Niederlande	-16 %
Österreich	-16 %
Polen	14 %
Portugal	1 %
Rumänien	19 %
Slowenien	4 %
Slowakei	13 %
Finnland	-16 %
Schweden	-17 %
Vereinigtes Königreich	-16 %

Quelle: Europäisches Parlament (2008b, Annex II).

Tabelle D.10: Effort-Sharing in nicht von der Emissionshandelsrichtlinie erfassten Sektoren

E Zusammenfassung und Ausblick

Auf der Klimakonferenz im Dezember 2009 in Kopenhagen wird über ein neues Klimaabkommen verhandelt und möglicherweise entschieden werden. Mit dem im Dezember 2008 ausgehandelten Kompromiss zum Klimapaket, dessen integraler Bestandteil eine Revision der Europäischen Emissionshandelsrichtlinie ist, sind die Leitplanken europäischer Klimapolitik nach 2013 weitestgehend gestellt. Die bisherigen Erfahrungen mit dem Europäischen Emissionshandelssystem sind in zweifacher Hinsicht für eine globale Klimapolitik relevant. Zum einen wäre ein isoliertes Emissionshandelssystem wirkungslos und teuer. Zum anderen wurde offengelegt, mit welchen Schwierigkeiten ein dezentralisiertes, auf Teilmengen bezogenes Cap-and-Trade-System konfrontiert ist.

Grundsätzlich eignet sich ein Cap-and-Trade-System in besonderem Maße als Instrument globaler Klimapolitik. Eine Mengengrenzung in Form eines globalen Emissionscaps kann ein Überschreiten kritischer Schwellenwerte von Ökosystemen verhindern. Dies gilt zumindest dann in einer mittleren bis längeren Frist, wenn diese Schwellenwerte mit zunehmendem Wissen über naturwissenschaftliche Zusammenhänge in Übereinstimmung gebracht werden können. Die Möglichkeit, mit Emissionsrechten zu handeln, eröffnet schließlich auch die Option, Verteilungsziele (sei es aus dem Blickwinkel der Gerechtigkeit oder der Durchsetzbarkeit) zu berücksichtigen ohne Effizienzziele zu gefährden. Das Kyoto-Protokoll hat über die hier vereinbarten flexiblen Mechanismen erste Möglichkeiten geschaffen, die aber auch Defizite aufweisen. So haben Entwicklungs- und Schwellenländer keine Emissionsreduktionsziele, wodurch die ökologische Treffsicherheit gefährdet ist. Der zwischenstaatliche Handel mit Emissionsrechten ermöglicht zwar Flexibilität, allerdings können die Vorteile eines Preissystems nicht in vollem Umfang nutzbar gemacht werden, da auch die Vertragsstaaten nicht über die notwendigen Informationen über die Vermeidungskosten der Wirtschaftssubjekte verfügen. Sofern eine Politik von „Emissionszielen und Zeitplänen“ auf globaler Ebene beibehalten wird, stellt die Verknüpfung von nationalen oder regionalen Emissionshandelssystemen unterschiedlichster Prägungen zugleich eine große Chance, aber auch eine große Herausforderung dar.

Der Beitrag des Europäischen Emissionshandelssystems zu einer globalen Klimapolitik ist für sich genommen marginal. Die ökologische Treffsicherheit hinsichtlich eines globalen Emissionszieles wird schließlich auch dadurch gefährdet, dass die Emissionen in Ländern ohne Mengenziel steigen, gerade weil die Emissionen im Emissionshandelssektor limitiert werden. Derartige Leakage-Effekte können über mehrere Kanäle erfolgen, über Produktions- und Standortverlagerungen, über ceteris paribus internationale Preissenkungen fossiler Energieträger oder über klimapolitisches Trittbrettfahrerverhalten in anderen Ländern. Über bestimmte Anpassungen in den Regeln des Emissionshandelssystems können derartige Leakage-Effekte möglicherweise reduziert werden. So erfolgt bei einer Anlagenstilllegung z. B. ein Entzug zuvor unentgeltlich zugeteilter Emissionsrechte. Es wird dann unmöglich, eine Produktionsanlage stillzulegen, überschüssige Emissionsrechte zu verkaufen und die Produktion ins Ausland zu verlagern. Derartige Sonderregelungen erhöhen allerdings nicht nur die Komplexität des Systems – nicht zuletzt, weil sie auch durchgesetzt werden müssen – sie führen auch zu Ineffizienzen. Eine weitere Option, Produktions- und Standortverlagerungen zu verhindern, bestünde in einem Grenzsteuerausgleich für aus dem nicht regulierten Ausland importierte Produkte. Unabhängig von der Frage, ob und inwiefern derartige Regelungen mit internationalem Recht vereinbar sind, sind die Folgen einer solchen Politik unabsehbar. Im Extremfall droht sie zu einem Einfallstor für Protektionismus und/oder zur Förderung von Partikularinteressen zu werden. Eine Limitierung der Nutzbarkeit der flexiblen Mechanismen des Kyoto-Protokolls könnte sogar kontraproduktiv wirken, weil so die inländischen Produktionskosten erhöht werden. Vollständig verhindert werden können Leakage-Effekte mit keiner Einzelfallregelung. Insbesondere Leakage durch Preiseffekte auf dem Markt für fossile Energieträger kann ausschließlich in einem globalen Mengenregime verhindert werden.

Die bisherigen Erfahrungen mit dem Europäischen Emissionshandelssystem zeigen, dass selbst bei grundsätzlicher Einigkeit über eine Lastenverteilung eine Flexibilisierung und die damit möglich werdende Generierung wechselseitiger Kooperationsvorteile keine triviale Angelegenheit ist. In den ersten beiden Handelsperioden von 2005 bis 2007 sowie 2008 bis 2012 erfolgte die Zuteilung von Emissionsrechten dezentral durch die Mitgliedsstaaten der Europäischen Union. Es hat sich gezeigt, dass die Mitgliedsstaaten versucht waren, Emissionsrechte zum einen recht großzügig, zum anderen un-

entgeltlich zuzuteilen. Ein Motiv könnte gewesen sein, die jeweils inländischen Unternehmen auch im innereuropäischen Wettbewerb zu stärken. Dies muss aber notwendigerweise zu Ineffizienzen führen, da die Reduktionsleistungen dann in Sektoren erbracht werden müssen, die nicht im Emissionshandelssystem erfasst sind. Eine stärkere Zentralisierung der Zuteilung von Emissionsrechten wie die Grundsatzentscheidung, von einer Auktionierung von Emissionsrechten in Zukunft in verstärktem Maße Gebrauch zu machen, ist vor diesem Hintergrund zu begrüßen. Kritisch ist nach wie vor zu sehen, dass wichtige Sektoren vom Emissionshandelssystem ausgenommen sind. Dies gilt nicht nur, weil gesamtwirtschaftliche Kosteneffizienz angesichts von Informationsdefiziten der normgebenden Instanz nicht sichergestellt ist. Dies könnte darüber hinaus Probleme bereiten, wenn es darum geht, das Europäische Emissionshandelssystem mit anderen Emissionshandelssystemen zu verknüpfen. Auf internationaler Ebene gibt es keine Instanz, welche eine Kosten minimierende Aufteilung von Emissionszielen zwischen Emissionshandelssektoren und Nichtemissionshandelssektoren erzwingen könnte. Insofern könnte mit einem sektoralen Ansatz ein Pfad eingeschlagen worden sein, der eine Verknüpfung verschiedener Emissionshandelsysteme schwierig werden lässt. Eine großzügige Zuteilung von Emissionsrechten könnte immer mit einem Hinweis auf stärkere, möglicherweise aber intransparente Reduktionsleistungen in Nichtemissionshandelssektoren gerechtfertigt werden. Auch vor diesem Hintergrund ist der Vorschlag des Sachverständigenrates für Umweltfragen zu unterstützen, den bisherigen sektoralen Emissionshandelsansatz auf der Downstream-Ebene auf einen Upstream-Emissionshandel umzustellen (vgl. SRU 2008: 168 ff.). Hierbei würden die Produzenten und Importeure fossiler Brennstoffe emissionshandelspflichtig. Dies hätte im Gegensatz zu einem sektoralen Ansatz den Vorteil, dass ein Großteil der Kohlendioxidemissionen erfasst werden könnte. Gleichwohl stellt auch ein sektoraler Emissionshandel eine Verbesserung gegenüber dem status quo ex ante dar.

Die Teilmengenproblematik könnte zusammengefasst zu einem Nadelöhr ökologisch wirksamer und kostengünstiger Klimapolitik werden. Langfristig ist der einzig Erfolg versprechende Weg, die Teilmengenproblematik zu beseitigen und Flexibilität in vollem Umfang zu ermöglichen.

Literaturverzeichnis

Åhman, M./Burtraw, D./Kruger, J./Zetterberg, L. (2007): A ten-year Rule to guide the Allocation of EU Emission Allowances. In: *Energie Policy* 35. S. 1718-1730.

Aldy, J. E./Barrett, S./Stavins, R. N. (2003): Thirteen plus One: A Comparison of global Climate Policy Architecture. In: *Climate Policy* 3. S. 373-397.

Alexeeva-Talebi, V./Anger, N./Löschel, A. (2008): Alleviating Adverse Implications of EU Climate Policy on Competitiveness: The Case for Border Tax Adjustments or the Clean Development Mechanism? ZEW Discussion Paper No. 08-095.

Arens, C./Sterk, W. (2006): Die projektbasierten Mechanismen CDM & JI. Einführung und praktische Beispiele. Abrufbar unter:
http://www.jiko-bmu.de/files/basisinformationen/publikationen/application/pdf/bmu_broschuere_ji-cdm.pdf (Stand: November 2008).

Armington, P. (1969): A Theory of Demand for Products Distinguished by Place of Production. In: *International Monetary Fund Staff Papers* XVI. S. 159-178.

Arrow, K. J u. a. (1996): Intertemporal Equity, Discounting, and Economic Efficiency. In: Bruce, J. P./Lee, H./Haites E. F. (Hrsg.): *Climate Change 1995: Economic and Social Dimensions – Contribution of Working Group III to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge.

Azar, C. (1999): Weight Factors in Cost-Benefit Analysis of Climate Change. In: *Environmental and Resource Economics* 13. S. 249-268.

Azar, C. (2000): Economics and Distribution in the Greenhouse. In: *Climatic Change* 47. S. 233-238.

Azar, C./Sterner, T. (1996): Discounting and Distributional Considerations in the Context of Global Warming. In: *Ecological Economics* 19. S. 169-184.

Barret, S. (1999): A Theory of full international Cooperation. In: Journal of Theoretical Politics 11. S. 519-541.

Barrett, S. (2003): Environment and Statecraft. New York.

Baumol, W. J./Oates, W. E. (1971): The Use of Standards and Prices for Protection of the Environment. In: Swedish Journal of Economics 73. S. 42-54.

Bayer, S. (2000): Intergenerationelle Diskontierung am Beispiel des Klimaschutzes. Marburg.

Bayer, S. (2004): Nachhaltigkeitskonforme Diskontierung – Das Konzept der „Generation Adjusted Discounting“. In: DIW Vierteljahreshefte zur Wirtschaftsforschung 73. S. 142-157.

Becker, G. S. (1982): Der ökonomische Ansatz zur Erklärung menschlichen Verhalten. Tübingen.

Benedick, R. E. (1998): Ozone Diplomacy: New Directions in Safeguarding the Planer, enlarged Edition. Cambridge.

Berg, H./Cassel, D./Hartwig, K.-H. (2003): Theorie der Wirtschaftspolitik. In: Vahlens Kompendium der Wirtschaftstheorie und Wirtschaftspolitik, Band. 2, 8. Aufl. S. 171-295.

Betz, R. (2003): Emissionshandel zur Bekämpfung des Treibhauseffektes. Der Einfluss der Ausgestaltung auf die Transaktionskosten am Beispiel Deutschlands. Stuttgart.

Betz, R./Rogge, K./Schleich, J. (2005): Flexible Instrumente im Klimaschutz. Emissionsrechtehandel, Clean Development Mechanism, Joint Implementation. Eine Anleitung für Unternehmen. Stuttgart.

Bhagwati, J. (2005): Developing Aid. Getting it right. In: OECD Observer. No 249. May 2005. Abrufbar unter: <http://www.oecdobserver.org/news/fullstory.php/aid/1579/>.

BMU Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2006): Der Nationale Allokationsplan für die Bundesrepublik Deutschland 2008-2012. Beschluss des Bundeskabinetts vom 30. Juni 2006. Berlin.

Böhringer, C. (2002): From Kyoto to Bonn: From little to Nothing? In: *The Energy Journal* 23. S. 51-71.

Böhringer, C. (2003): The Kyoto Protocol: A Review and Perspectives. In: *Oxford Review of Economic Policy* 19. S. 451-466.

Böhringer, C./Lange, A. (2005a): On the Design of optimal Grandfathering Schemes for Emission Allowances. In: *European Economic Review* 49. S. 2041-2055.

Böhringer, C./Lange, A. (2005b): Mission Impossible!? On the Harmonization of National Allocation Plans under the EU Emissions Trading Directive. In: *Journal of Regulatory Economics*. S. 81-94.

Böhringer, C./Lange, A./Moslener, U. (2005): Der EU-Emissionshandel im Zielkonflikt zwischen Effizienz, Kompensation und Wettbewerbsneutralität. In: *Perspektiven der Wirtschaftspolitik* 6. S. 309-323.

Böhringer, C./Schwager, R. (2003): Die ökologische Steuerreform in Deutschland – ein umweltpolitisches Feigenblatt. In: *Perspektiven der Wirtschaftspolitik* 4. S. 211-222.

Bonus, H. (1990): Preis- und Mengenlösungen in der Umweltpolitik. In: *Jahrbuch für Sozialwissenschaften* 41. S. 343-358.

Bräuninger, M./Leschus, L./Vöpel, H. (2008): Nachhaltigkeit von Biokraftstoffen: Ziele, Probleme und Instrumente. In: *Wirtschaftsdienst*. S. 54-61.

Buchholz, W./Peters, W. (2005): A Rawlsian Approach to International Cooperation. In: *Kyklos* 58. S. 25-44.

Buchner, B./Lehmann, J. (2005): Equity Principles to Enhance the Effectiveness of Climate Policy: An Economic and Legal Perspective. In: Bothe, M./Rehbinder, E. (Hrsg.): Climate Change Policy. Utrecht.

Buchner, B. (2005): The Dynamics of the Climate Negotiations: A Focus on the Developments and Outcomes from The Hague to Delhi. In: Bothe, M./Rehbinder, E. (Hrsg.): Climate Change Policy. Utrecht.

Burtraw, D. u. a. (2006): Economics of Pollution Trading for SO₂ and NO_x. In: Annual Review of Environment and Resources 30. S. 253-289.

Capoor, K./Ambrosi, P. (2008): States and Trends in the Carbon Market 2008. Washington.

CITL-Viewer (2008): CITL-Viewer: The EU Emissions Trading Scheme in Numbers. Abrufbar unter: <http://dataservice.eea.europa.eu/atlas/viewdata/viewpub.asp?id=3529>. (Stand: November 2008).

Coase, R. H. (1960): The Problem of Social Cost. In: The Journal of Law and Economics 3. S. 1-44.

Cramton, P./Kerr, S. (2002): Tradable Carbon Permit Auctions: How and why to auction not grandfather. In: Energy Policy. S. 333-345.

Crocker, T. D. (1966): The Structuring of Atmospheric Pollution Control Systems. In: Wolozin, H. (Hrsg.): The Economics of Air Pollution. New York.

Dales, J. H. (1968a): Land, Water and Ownership. In: Canadian Journal of Economics 1. S. 797-804.

Dales, J. H. (1968b): Pollution, Property and Prices: An Essay in Policy-Making and Economics. Toronto.

Dasgupta, P. (2008): Discounting Climate Change. In: Journal of Risk and Uncertainty 37. S. 141-169.

DEHST (2005): Implementation of Emissions Trading in the EU: National Allocation Plans of all EU States.

Abrufbar unter:

http://www.dehst.de/cln_099/nn_506500/SharedDocs/Downloads/Publikationen/EU__NAP__Vergleich,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/EU_NAP_Vergleich.pdf

(Stand: August 2008).

DEHST (2007a): Was ist neu an den Monitoring-Leitlinien 2008-2012? Abrufbar unter:

http://www.dehst.de/cln_090/nn_646324/SharedDocs/Downloads/DE/Monitoring__2008-2012/M2012__Neu__in__den__Monitoring-Leitlinien__2008-2012,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/M2012_Neu_in_den_Monitoring-Leitlinien_2008-2012.pdf

(Stand: November 2008).

DEHST (2007b): JI und CDM: Wasserkraftprojekte über 20 MW. Leitfaden für die Prüfung der Einhaltung der Empfehlungen der Weltstaudammkommission bei Wasserkraftprojekten mit einer elektrischen Erzeugungskapazität über 20 MW im Rahmen der Joint Implementation (JI) und des Clean Development Mechanism (CDM).

Demailly, D. u. a. (2007): Differentiation and Dynamics of ETS Competitiveness Impacts. Interim Report. Cambridge

Diamond, P. A./Hausman, J. A. (1994): Contingent Valuation: Is some Number better than no Number? In: Journal of Economic Perspectives 8. S. 46-64.

Dieckmann, J./Kempf, C. (2009): Förderung Erneuerbarer Energien und Emissionshandel – wir brauchen beides. In: DIW Wochenbericht Nr. 11/2009. S. 169-174.

Dieckmann, A./Preisendörfer, P. (1998): Environmental Behavior: Discrepancies between Aspirations and Reality. In: Rationality & Society 10. S. 79-102.

Dieckmann, A./Preisendörfer, P. (2003): Green and Greenback: The Behavior Effects of Environmental Attitudes in Low-Cost and High-Cost Situations. In: *Rationality & Society* 15. S. 441-472.

Dietz, S./Stern, N. (2008): Why Economic Analysis Supports Strong Action on Climate Change: A Response to the Stern Review's Critics. In: *Review of Environmental Economics and Policy* 2. S. 94-113.

Downing, P./White, L. (1986): Innovation in Pollution Control. In: *Journal of Environmental Economics and Management* 13. S. 18-29.

Downs, A. (1957): An Economic Theory of Democracy.

Easterling, W. E. u. a. (2007): Food, Fibre and Forest Products. In: Parry, M. L. u. a. (Hrsg.): *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, UK. S. 273-313.

Edenhofer, O. u. a. (2008): Developing the international Carbon Market. Linking Options for the EU ETS. Report to the Policy Planning Staff in the Federal Foreign Office. Potsdam Institute for Climate Impact Research.

EEA European Energy Agency (2008):

<http://dataservice.eea.europa.eu/PivotApp/pivot.aspx?pivotid=455>; zuletzt abgerufen am 29.10.2008.

EIA Energy Information Administration (2008): International Energy Outlook 2008. Washington.

Eickhof, N. (2004): Selbstverpflichtungen im Bereich des Umweltschutzes, in: *ORDO – Jahrbuch für die Ordnung von Wirtschaft und Gesellschaft* 55. S. 269-286.

Ellerman, A. D. (2004): The US SO₂ Cap-and-Trade Programme. In: OECD (Hrsg.): *Tradeable Permits. Policy Evaluation, Design and Reform*, Chapter 3. S. 71-97.

Ellerman, A. D. (2006): New Entrant and Closure Provisions: How do they distort? CEEPR Working paper.

Ellerman, A. D. (2008): The EU's Emissions Trading Scheme: A Proto-type global System? CEEPR Working Paper 08-013.

Ellerman, A. D./Buchner, B. (2008): Overallocation or Abatement: A preliminary Analysis of the EU ETS based on the 2005-06 Emissions Data. In: Environmental and Resource Economics 41. S. 267-287.

Ellerman, A. D./Joskow, P. L. (2008): The European Union's Emissions Trading System in Perspective. Prepared for the Pew Center on Global Climate Change.

Endres, A. (1998): Die Bewertung von Umweltschäden: Theorie und Praxis. Stuttgart u. a.

Endres, A. (2007): Umweltökonomie. Berlin.

Endres, A. (2008): Ein Unmöglichkeitstheorem für die Klimapolitik? In: Perspektiven der Wirtschaftspolitik 9. S. 350-382.

Endres, A./Ohl, C. (2005): Kyoto, Europe? – An Economic Evaluation of the European Emission Trading Directive. In European Journal of Law and Economics 19. S. 17-39.

Erdmann, G./Zweifel, P. (2008): Energieökonomik: Theorie und Anwendungen. Berlin.

Europäische Kommission (2000): Grünbuch zum Handel mit Treibhausgasen in der Europäischen Union. Brüssel.

Europäische Kommission (2004): Communication from the European Commission on guidance to assist Member States in the implementation of the criteria listed in Annex III to Directive 2003/87/EC establishing a scheme for greenhouse gas emission allowance trading within the Community and amending Council Directive 96/61/EC, and on the circumstances under which force majeure is demonstrated. Brüssel.

Europäische Kommission (2004b): Entscheidung der Kommission vom 29. Januar 2004 zur Festlegung von Leitlinien zur Überwachung und Berichterstattung betreffend Treibhausgasemissionen gemäß der Richtlinie 2003/87/EG des Europäische Parlaments und des Rates. Brüssel.

Europäische Kommission (2006a): Inclusion of additional Activities and Gases into the EU-Emissions Trading Scheme. Report under the Project “Review of EU Emissions Trading Scheme”.

Europäische Kommission (2006b): EU Emissions Trading Scheme delivers first verified Emissions Data for Installations. Pressemitteilung vom 15.05.2006. Abrufbar unter: <http://europa.eu/rapid/pressReleasesAction.do?reference=IP/06/612> (Stand. Oktober 2008).

Europäische Kommission (2006c): Communication from the Commission to the Council and the European Parliament on the Assessment of National Allocation Plans for the Allocation of Greenhouse Gas Emission Allowances in the second Period of the EU Emissions Trading Scheme accompanying Commission Decisions of 29 November 2006 on the National Allocation Plans of Germany etc. Brüssel.

Europäische Kommission (2007a): Entscheidung der Kommission vom 18. Juli 2007 zur Festlegung von Leitlinien zur Überwachung und Berichterstattung betreffend Treibhausgasemissionen im Sinne der Richtlinie 2003/87/EG des Europäische Parlaments und des Rates (Monitoring-Leitlinien). Brüssel.

Europäische Kommission (2007b): Emissions Trading: Commission approves Romania's National Allocation Plans for 2007 and 2008-2012. Pressemitteilung vom 26.10.2007. Abrufbar unter: <http://europa.eu/rapid/pressReleasesAction.do?reference=IP/07/1612> (Stand: Oktober 2008).

Europäische Kommission (2008a): Emissions Trading: 2007 verified Emissions from EU ETS Businesses. Pressemitteilung vom 23.05.2008. Abrufbar unter: <http://europa.eu/rapid/pressReleasesAction.do?reference=IP/08/787> (Stand: Oktober 2008).

Europäische Kommission (2008b): Emissions Trading: Commission to connect EU with UN Carbon Credit Registry before December. Pressemitteilung vom 06.08.2008. Abrufbar unter:

<http://europa.eu/rapid/pressReleasesAction.do?reference=IP/08/1246> (Stand: September 2008).

Europäische Kommission (2008c): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinie 2003/87/EG zwecks Verbesserung und Ausweitung des EU-Systems für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten. Brüssel.

Europäische Kommission (2008d): Folgenabschätzung. Begleitpapier zum Paket der Durchführungsmaßnahmen für die Ziele der EU in den Bereichen Klimawandel und erneuerbare Energien bis 2020. Brüssel.

Europäisches Parlament (2008a): Position of the European Parliament adopted at first Reading on 17 December 2008 with a View to the Adoption of Directive 2009/.../EC of the European Parliament and of the Council amending Directive 2003/87/EC so as to improve and extend the Greenhouse Gas Emission Allowance Trading System of the Community.

Europäisches Parlament (2008b): Position of the European Parliament adopted at first Reading on 17 December 2008 with a View to the Adoption of Decision No .../2009/EC of the European Parliament and of the Council on the Effort of Member States to reduce their Greenhouse Gas Emissions to meet the Community's Greenhouse Gas Emission Reduction Commitments up to 2020.

Europäische Union (2003), Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 13. Oktober 2003 über ein System für den Handel mit Treibhausgaszertifikaten in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 96/61/EG des Rates. Brüssel.

Europäische Union (2004): Richtlinie 2004/101/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27. Oktober 2004 zur Änderung der Richtlinie 2003/87/EG über ein System für

den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft im Sinne der projektbezogenen Mechanismen des Kyoto-Protokolls.

Europäische Union (2007): Europäischer Rat (Brüssel) 8./9. März 2007. Schlussfolgerungen des Vorsitzes.

Europäische Union (2009): Richtlinie 2008/101/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008 zur Änderung der Richtlinie 2003/87/EG zwecks Einbeziehung des Luftverkehrs in das System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft. Brüssel.

Fankhauser, S./ Tol, R. S. (1998): The Value of Human Life in Global Warming Impacts – A Comment. In: Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 3. S. 87-88.

Fankhauser, S./ Tol, R. S. J./ Pearce, D. W. (1997): The Aggregation of Climate Change Damages: A Welfare Theoretic Approach. In: Environmental and Resource Economics 10. S. 249-266.

Feess, E. (2007): Umweltökonomie und Umweltpolitik, 3., vollständig überarbeitete Auflage. München.

Felder, S./Schleiniger, R. (2003): Fossile Energiepolitik jenseits von Kyoto. In: Perspektiven der Wirtschaftspolitik 4. S. 197-210.

Fischer, C. (2005): Technical Innovation and Design Choices for Emissions Trading and other Climate Policies. In: Hansjürgens, B.: Emissions Trading for Climate Policy. US and European Perspectives. Cambridge. S. 37-52.

Fischer, C./Parry, I. W. H./Pizer, W. A. (2003): Instrument Choice for environmental Protection when technological Innovation is endogenous. In: Journal of Environmental Economics and Management 45. S. 523-545.

Flandrich, D./Grewe, J. (2003): Zur ökonomischen Rationalität des Erneuerbare-Energien-Gesetzes. In: List-Forum für Wirtschafts- und Finanzpolitik. S. 81-96.

Flannery, T. (2006): Wir Wettermacher. Frankfurt a. M.

Frey, B. S./Schneider, F. (1997): Warum wird die Umweltökonomie kaum angewendet?
In: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht. S. 153-170.

Fritsch, M./Wein, T./Evers, H.-J. (2003): Marktversagen und Wirtschaftspolitik. Mikro-
ökonomische Grundlagen staatlichen Handelns. München.

Fromm, O./Hansjürgens, B. (1998): Zertifikatemärkte der zweiten Generation – Die ame-
rikanischen Erfahrungen mit dem Acid Rain- und dem RECLAIM-Programm. In: Bonus,
H. (Hrsg.): Umweltzertifikate: der steinige Weg zur Marktwirtschaft, S. 150-165. Berlin.

Graichen, P./Requate, T. (2005): Der steinige Weg von der Theorie in die Praxis des
Emissionshandels. In: Perspektiven der Wirtschaftspolitik 6. S. 41-56.

Graichen, V. u. a. (2008): Impact of the EU Emissions Trading Scheme on the industrial
Competitiveness in Germany.

Golombeck, R./Hoel, M. (2004): Unilateral Emission Reductions and Cross-Country
Technology Spillovers. In: Advances in Economic Analysis & Policy 4 (2), article 3.

Groot, H. L. F. de (2002): On the optimal Timing of Reductions of CO₂ Emissions: An
Economist's perspective on the Debate on 'When Flexibility'. In: Albrecht, J. (Hrsg.): Lim-
ited versus unlimited Flexibility. Cheltenham. S. 128-147.

Grubb, M. (2007): The European Emissions Trading Scheme: An Overview of Operation
and Lessons. In: CESifo DICE Report 4/2007. S. 17-25.

Grubb, M./Vrolijk, C./Brack, D. (1999): The Kyoto Protocol. A Guide and Assessment.
London.

Häder, M. (1997): Umweltpolitische Instrumente und Neue Institutionenökonomik. Wies-
baden.

Hahn, R. W. (1989): Economic Prescriptions for Environmental Problems: How the Patient followed the Doctor's Orders. In: Journal of Economic Perspectives 3. S. 95-114.

Hahn, R. W./Hester, R. W. (1989): Where did all the Markets go? An Analysis of EPA's Emissions Trading. In: Yale Journal of Regulation 6. S. 109-153.

Haites, E. (2003): Output Based Allocation as a Form of Protection for internationally competitive Industries. In: Climate Policy 3. S. 29-41.

Hampicke, U. (2001): Grenzen der monetären Bewertung – Kosten-Nutzen-Analyse und globales Klima. In: Beckenbach, F. u. a. (Hrsg.): Ökonomische Naturbewertung. Jahrbuch Ökologische Ökonomik. Band 2. S. 151-179.

Hanemann, W. M. (1994): Valuing the Environment through Contingent Valuation. In: Journal of Economic Perspectives 8. S. 19-43.

Hansjürgens, B. (2005): Märkte für den Klimaschutz: Ausgestaltung des europäischen CO₂-Emissionshandels und Umsetzung in Deutschland. In: Leschke, M./Pies, I. (Hrsg.): Wissenschaftliche Politikberatung: Theorien, Konzepte, Institutionen. Schriften zur Ordnungsfragen der Wirtschaft. Band 75. Stuttgart. S. 227-255.

Hartwig, K. H./Badura, S./Luttmann, J. (2008): Emissionshandel für PKW – Eine ökologische und ökonomische Alternative zu CO₂-Grenzwerten. In: Loerwald, D./Wiesweg, M./Zoerner, A. (Hrsg.): Ökonomik und Gesellschaft. Wiesbaden. S. 18- 34.

Hauser, K. H./Simon, S. (2006): Ökonomische Aspekte der Energiepolitik. In: Wirtschaftsdienst 12. S. 769-777.

Heal, G./Kriström, B. (2002): Uncertainty and Climate Change. In: Environmental and Resource Economics 22. S. 3-39.

Helm, C./Bruckner, T./Toth, F. (1999): Value Judgments and the Choice of Climate Protection Strategies. In: International Journal of Social Economics 26. S. 974-998.

Hepburn, C. (2007): Carbon Trading: A Review of the Kyoto Mechanism. In: Annual Review of Environment and Resources 32. S. 375-393.

Hillebrand, B. u. a. (2002): Zertifikatehandel für CO₂-Emissionen auf dem Prüfstand: Ausgestaltungsprobleme des Vorschlags der EU für eine „Richtlinie zum Emissionshandel“. Forschungsergebnisse einer Projektgruppe. Münster.

Hirschhausen, C. von/Holz, F./Kemfert, C. (2009): „The Greening of America“ – Neue Dynamik zum Amtsantritt von Präsident Obama. In: DIW Wochenberichte 76. S. 46-50.

Hoel, M. (1991): Global Environmental Problems: The Effects of Unilateral Actions Taken by One Country. In: Journal of Environmental Economics and Management 20. S. 55-70.

Hohmeyer, O. (2005): Die Abschätzungen der Kosten des anthropogenen Treibhauseffektes – Dominieren normative Setzungen die Ergebnisse? In: Die ökonomischen Kosten des Klimawandels und der Klimapolitik. DIW Vierteljahreshefte zur Wirtschaftsforschung 74. S. 164-168.

IEA International Energy Agency (2008): World Energy Outlook 2008. Paris.

IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change (2007a): Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: Solomon, S. u. a. (Hrsg.): Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge.

IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change (2007b): Zusammenfassung für politische Entscheidungsträger. In: Solomon, S. u. a. (Hrsg.): Klimaänderung 2007: Wissenschaftliche Grundlagen. Beitrag der Arbeitsgruppe I zum Vierten Sachstandsbericht des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen (IPCC). Cambridge.

Ismer, R./Neuhoff, K. (2007): Border Tax Adjustment. A feasible Way to support stringent Emissions Trading. In: European Journal of Law and Economics 24. S. 137-164.

Jacoby, H. D./Ellerman, A. D. (2004): The Safety Valve and Climate Policy. In: Energy Policy 32, S. 481-491.

Jacquemont, F. (2005): The Kyoto Compliance Regime, the European Bubble: Some legal Consequences. In: Bothe, M./Rehbinder, E. (Hrsg.): Climate Change Policy. S. 361-406.

Jaffe, A. B./Newell, R. G./Stavins, R. N. (2003): Technological Change and the Environment. In: Mäler, K.-G./Jeffrey, R.V. (2003): Handbook of Environmental Economics. Vol. 1. Amsterdam u. a.

Jakubowski, P./Tegner, H./Kotte, S. (1997): Strategien umweltpolitischer Zielfindung. Münster.

Janssen, J. (2000): Will Joint Implementation survive Emissions Trading? FEEM Working Papers.

Jung, C./Krutilla, K./Boyd, R. (1996): Incentives for Advanced Pollution Abatement at the Industry Level: An Evaluation of Policy Alternatives. In: Journal of Environmental Economics and Management 30. S. 95-111.

Kelly, D./Kolstad, C. (1999): Integrated Assessment Models for Climate Change Control. In: Folmer, H./Tietenberg, T. (1999): International Yearbook of Environmental and Resource Economics 199/2000: A Survey of Current Issues. Cheltenham.

Kemfert, C. (2007): Versteigern statt Verschenken! : warum es sinnvoll ist, eine vollständige Versteigerung der Emissionsrechte anzustreben. In: Zeitschrift für angewandte Umweltforschung 18. S. 9-17.

Kemfert, C./Dieckmann, J. (2006): Europäischer Emissionshandel: Auf dem Weg zu einem effizienten Klimaschutzinstrument. In: DIW Wochenbericht Nr. 46/2006. S. 661-669.

Kettner, C./Köppel, A./Schleicher, P./Thenius, G. (2008): Stringency and Distribution in the EU Emissions Trading Scheme: First Evidence. In: Climate Policy 8. S. 41-61.

Kirchgässner, G. (1992): Towards a Theory of Low-Cost Decisions. In: European Journal of Political Economy 8, S. 305-320.

Kirchgässner, G./Schneider, F. (2005): Zur politischen Ökonomie der Umweltpolitik: Hat die Politikberatung etwas bewirkt? Einige Überlegungen aus der Perspektive der Neuen Politischen Ökonomie. In: Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Sonderheft 15, 2005. S. 84-111.

Kirsch, G. (1996): Umwelt, Ethik und individuelle Freiheit. Eine Bestandsaufnahme. In: Siebert, H. (Hrsg.): Elemente einer rationalen Umweltpolitik. Tübingen. S. 3-34.

Klaassens, G. A./Nentjes, A. (1997): Sulfur Trading under the 1990 CAA in the U.S. In: The Journal of Institutional and Theoretical Economics 153. S. 384-410.

Knight, F. H. (1921): Risk, Uncertainty and Profit. Chicago.

Kortenjann, A. (2007): Der europäische Reformzyklus. Ursachen und Lösungsmöglichkeiten aus verfassungsökonomischer Perspektive. Frankfurt.

Kortenjann, A. (2008): Ablass für Abgas – Selbstanzeige oder Fehlanzeige? Ökonomische Aspekte von Moral und Freiwilligkeit im Klimaschutz. In: Loerwald, D./Wiesweg, M./Zoerner, A. (Hrsg.): Ökonomik und Gesellschaft – Festschrift für Gerd-Jan Krol. Wiesbaden. S. 35-49.

Krol, G.-J. (2001): Environmental problems Morals and Incentives in Modern Societies. In: Tolba, M. K (Hrsg.): Our fragile World Challenges and Opportunities in Sustainable Development. Vol. 1. Oxford.

Krol, G.-J. (2005): Europäischer Emissionshandel. In: Göcke, M./Kooths, S.: Entscheidungsorientierte Volkswirtschaftslehre. Festschrift für Gustav Dieckheuer. Frankfurt a.. M.. S. 291-314.

Krol, G.-J. (2006): Bildung für nachhaltige Entwicklung – Ein Beitrag der ökonomischen Perspektive. In: Hiller, B./Lange, M. (Hrsg.): Bildung für nachhaltige Entwicklung. Perspektiven für die Umweltbildung. Münster. S. 67-89.

Krol, G.-J./Karpe, J. (1999): Ökonomische Aspekte von Nachhaltigkeit: Die Umweltproblematik aus sozioökonomischer Sicht, herausgegeben vom Umweltbundesamt. Münster.

Krol, G.-J./Wiesweg, M. (2007): Märkte und Akteure in wirtschaftswissenschaftlicher Perspektive. In: Althammer, J./Andersen, U./Detjen, J./Kruber, K.-P. (Hrsg.): Handbuch zur ökonomisch-politischen Bildung. Schwalbach/Ts. S. 94-113.

Kruger, J./Oates, W. E./Pizer, W. (2007): Decentralization in the EU Emissions Trading Scheme and Lessons for Global Policy. In: Review of Environmental Economics and Policy 1. S. 112-133.

Krutilla, J. V. (1967): Conservation Reconsidered. In: American Economic Review 57. S. 777-786.

Laan, R. A. van der/Netjes, A. (2001): Competitive Distortions in EU environmental Legislation: Inefficiency versus Inequity. In: European Journal of Law and Economics 11. S. 131-152.

Lange, M. (2004): Klimavariabilität. In: Lucht, M. (Hrsg.): Emissionshandel - Ökonomische Prinzipien, rechtliche Regelungen und technische Lösungen für den Klimaschutz. S. 29-50. Berlin.

Lange, A./Vogt, C./Ziegler, A. (2007): On the Importance of Equity in International Climate Policy: An Empirical Analysis. In: Energy Economics 29. S. 545-562.

Lecocq, F./Ambrosi, P. (2007): The Clean Development Mechanism: History, Status and Prospects. In: Review of Environmental Economics and Policy 1. S. 134-151.

Lerch, A. (2003): Individualismus, Ökonomik und Naturerhalt. Marburg.

Malueg, D. (1987): Emission Credit Trading and the Incentive to Adopt New Pollution Abatement Technology. In: Journal of Environmental Economics and Management 16. S. 52-57.

Matsuo, N. (2003): CDM in the Kyoto Negotiations. In: Mitigations and Adaptations Strategies for Global Change 8. S. 1991-2000.

Matthes, F./Schafhausen, F. (2007): Germany. In: Buchner, B./Carraro, C./Ellerman, A. D. (Hrsg.): Allocation in the European Emissions Trading Scheme. Rights, Rents and Fairness. Cambridge. S. 72-105.

Matthews, J. (2007): Seven Steps to Curb Global Warming. In: Energy Policy 35. S. 4247-4259.

Mayntz, R. (1978): Vollzugsprobleme der Umweltpolitik. Empirische Untersuchung der Implementation von Gesetzen im Bereich der Luftreinhaltung und des Gewässerschutzes. Materialien zur Umweltforschung herausgegeben vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen.

McKibbin, W./Wilcoxon, P. (2002): The Role of Economics in Climate Change Policy. In: Journal of Economic Perspectives 16. S. 107-129.

Mendelssohn, R./Dinar, A./Williams, L. (2006): The Distributional Impact of Climate Change on Rich and Poor Countries. In: Environment and Development Economics 11. S. 1-20.

Michaelis, P. (1996): Ökonomische Instrumente in der Umweltpolitik: Eine anwendungsorientierte Einführung. Heidelberg.

Michaelowa, A. (2005): Clean Development Mechanism und Joint Implementation. In: Lucht, M./Spangardt, G. (Hrsg.): Emissionshandel: Ökonomische Prinzipien, rechtliche Regelungen und technische Lösungen im Klimaschutz. Berlin. S. 137-152.

Michaelowa, A. (2007): Unilateral CDM: Can developing Countries finance Generation of Greenhouse Gas Emission Credits on their own? In: International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics 7. S. 17-34.

Michaelowa, A. u. a. (2003): Transactions Costs of the Kyoto Mechanisms. In: Climate Policy 3. S. 261-278.

Michaelowa, A./Umamaheswaran, K. (2006): Additionality and Sustainable Development Issues regarding CDM Projects in Energy Efficiency Sector. HWWA Discussion Paper 346.

Milliman, S./Prince, R. (1989): Firm Incentives to Promote Technological Change in Pollution Control. In: Journal of Environmental Economics and Management 17. S. 247-265.

Mittendorf, M. (2004): Ökonomie der internationalen Klimapolitik. Die besondere Herausforderung durch den Clean Development Mechanism. Münster.

Montgomery, D. W. (1972): Markets in Licenses and Efficient Pollution Control Programs. In: Journal of Economic Theory 5. S. 395-418.

Murray, B. A./Newell, R. G./Pizer, W. A. (2008): Balancing Cost and Emissions Certainty. An Allowance Reserve for Cap-and-Trade. NBER Working Paper No. 14258.

Netherlands Environmental Assessment Agency (2007): China now No 1 in CO₂ Emissions; USA in second position. Abrufbar unter:
<http://www.pbl.nl/en/dossiers/Climatechange/moreinfo/Chinanowno1inCO2emissionsUSAinsecondposition.html> (Stand: November 2008).

Neuhoff, K./Martinez, K./Sato, M. (2006): Allocation and Incentives: Impacts of CO₂-Emission Allowance Allocations to the Electricity Sector. In: Climate Policy 6. S. 73-91.

Neumayer, E. (2004): Indicators of Sustainability. In: Folmer, H./Tietenberg, T.: The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2004/2005. Cheltenham. S. 139-188.

Neumayer, E. (2007): A missed Opportunity: The Stern Review on Climate Change fails to tackle the Issue of non-substitutable Loss of Natural Capital. In: *Global Environmental Change* 17. S. 297-301.

Newell, R./Pizer, W. (2003): Regulating Stock Externalities under Uncertainty, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 45. S. 416-432.

Nieskanen, W. (1971): Bureaucracy and Representative Government.

Nordhaus, W. (1991): To slow or not to Slow – The Economics of the Greenhouse Effect. In: *The Economic Journal* 101. S. 920-937.

Nordhaus, W. (2007a): The Challenge of Global Warming: Economic Models and Environmental Policy.

Nordhaus, W. (2007b): To tax or not to tax: Alternative Approaches to slowing global warming. In: *Review of Environmental Economics and Policy* 1. S. 26-44.

Nordhaus, W. (2007c): The Stern Review on the Economics of Climate Change. In: *Journal of Economic Literature* 45. S. 686–702.

Oberndorfer, U./Rennings, K./Sahin, B. (2006): The Impacts of the European Emissions Trading Scheme on Competitiveness and Employment in Europe – A Literature Review. Mannheim.

Oberthür, S./Ott, E. (2002): Das Kyoto-Protokoll. Internationale Klimapolitik für das 21. Jahrhundert. Berlin.

Olsen, K. H. (2007): The Clean Development Mechanism's Contribution to Sustainable Development: A Review of the Literature. In: *Climatic Change* 84. S. 59-73.

Olson, M. (1968): Die Logik des kollektiven Handelns. Tübingen.

Palmer, K./Oates, W. E./Portney, P. R. (1995): Tightening environmental standards: The benefit-cost or the no-cost paradigm? In: Journal of Economic Perspectives 9. S. 119-132.

Pearce, D. (2003): The Social Cost of Carbon and its Policy Implications. In: Oxford Review of Economic Policy 19. S. 362-384.

Pearce, D./Moran, E. (1994): The Economic Value of Biodiversity. London.

Pindyck, R. S. (2007): Uncertainty in Environmental Economics. In: Review of Environmental Economics and Policy 1. S. 45-65.

Pizer, W. (2002): Combining Price and Quantity Controls to mitigate global Climate Change. In: Journal of Public Economics 95. S. 409-434.

Pizer, W. (2003): Climate Change Catastrophes. Resources for the Future Discussion Paper.

Pizer, W. (2005): The Case for Intensity Targets. Discussion Paper, Resources for the Future, 05-02.

Pohlmann, J. (2004): Kyoto Protokoll: Erwerb von Emissionsrechten durch Projekte in Entwicklungsländern. Berlin.

Porter, M. E./van der Linde, C. (1995): Toward a new Conception of the Environment Competitiveness Relationship. In: Journal of Economic Perspectives 9. S. 97-118.

Rahmstorf, S./Schellnhuber, H.-J. (2006): Der Klimawandel – Diagnose, Prognose, Therapie.

Reece, G. u. a. (2006): Use of JI/CDM Credits by Participants in Phase II of the EU ETS. London.

Reinaud, J. (2008): Issues behind Competitiveness and Carbon Leakage. Focus on Heavy Industry. IEA Information Paper. Paris.

Rennings, K./Brockmann, K. L./Bergmann, H. (1996): Ordnungspolitische Bewertung freiwilliger Selbstverpflichtungen der Wirtschaft im Umweltschutz. In: Rennings, K. u. a.: Nachhaltigkeit, Ordnungspolitik und freiwillige Selbstverpflichtung. Heidelberg. S. 131-192.

Rentz, H. (2007): Ohne Nutzen für das Klima : warum eine Versteigerung von Emissionsrechten nicht nur für die Umwelt wirkungslos, sondern sogar volkswirtschaftlich riskant ist. In: Zeitschrift für angewandte Umweltforschung 18. S. 17-22.

Ringius, L./Torvanger, A./Underdal, A. (2002): Burden-Sharing and Fairness Principles in International Climate Policy. In: International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics 2. S. 1-22.

Robinson, L. (2007): How US Government Agencies Value Mortality Risk Reductions. In: Review of Environmental Economics and Policy 1. S. 283-299.

Rose, A. u. a. (1998): International Equity and Differentiation in Global Warming Policy – an Application to Tradeable Emission Permits. In: Environmental and Resource Economics 12. S. 25-51.

Rousse, O. (2008): Environmental and economic Benefits resulting from Citizens' Participation in CO₂ Emissions Trading: An efficient alternative Solution to the voluntary Compensation of CO₂ Emission. In: Energy Policy 36. S. 388-397.

Russell, C. S. (2001): Applying Economics to the Environment. New York.

Santarius, T./Braun, M. (2008): Praxisschock? – Die Genese der EU-Emissionshandelsrichtlinie und ihre klimapolitische Bedeutung. In: Schüle, R. (Hrsg.): Grenzenlos handeln? Emissionsmärkte in der Klima- und Energiepolitik. S. 22-36.

Schafhausen, F. (2007): Perspektiven des Emissionshandels aus deutscher Sicht. In: DIW Vierteljahreshefte zur Wirtschaftsforschung 76. S. 99-117.

Schelling, T. (1992): Some Economics of Global Warming. In: American Economic Review 82. S. 1-14.

Schneider, S. H. u. a. (2007): Assessing Key Vulnerabilities and the Risk from Climate Change. In: Parry, M. L. u. a.: Climate Change 2007. Impacts, Adaption and Vulnerability. Contribution to Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. S. 779-810.

Schumpeter, J. A. (1950): Kapitalismus, Sozialismus und Demokratie, 2. erweiterte Auflage. München.

Schwarze, R. (2001): Zur dynamischen Anreizwirkung von Umweltzertifikaten. In: Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht 20. S. 519-536.

Schwarze, R. (2005): Incentives to adopt new Abatement Technology and US-European Regulatory Cultures. In: In: Hansjürgens, B.: Emissions Trading for Climate Policy. US and European Perspectives. Cambridge. S. 53-59.

Schwerd, J. (2005): Das "safety valve"- Konzept im Klimaschutz – Idee und Kritik. In: Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht 28. S. 321-344.

Sepibus, J. de (2008): Linking the EU Emissions Trading Scheme to JI, CDM and post-2012 International Offsets. A legal Analysis and Critique of the EU ETS and the Proposals for its Third Trading Period. NCCR Trade Working Papers. Working Paper No 2008/18.

Sijm, J./Neuhoff, K./Chen, Y. (2006): CO₂ Cost Pass Through and Windfall Profits in the Power Sector. In: Climate Policy 6. S. 49-72.

Simpson, R. D. (2007): David Pearce and the Economic Valuation of Biodiversity. In: Environmental and Resource Economics 37. S. 91-109.

Sinn, H.-W. (2007): Public Policies against Global Warming. NBER Working Paper 13454.

Sinn, H.-W. (2008): Das grüne Paradoxon: Warum man das Angebot bei der Klimapolitik nicht vergessen darf. Ifo Working Paper No. 54.

Smith, J. B. u. a. (2001): Vulnerability to Climate Change and Reasons for Concern: a Synthesis. In: Climate Change 2001: Impacts, Adaption and Vulnerability. Cambridge. Chapter 19. S. 913-967.

Söllner, F. (1997): Die Divergenz zwischen Zahlungs- und Akzeptanzbereitschaft bei der Bewertung von Umweltgütern. In: Konjunkturpolitik 43. S. 43-81.

SRU Sachverständigenrat für Umweltfragen (2008): Umweltgutachten 2008. Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels. Berlin.

Stavins, R. N. (1998): What can we learn from the grand policy experiment? Lessons from SO₂ allowance trading. In: Journal of Economic Perspectives 12. S. 69-88.

Stavins, R. N. (2003): Experience with Market-Based Environmental Policy Instruments. In: Mäler, K.-G./Jeffrey, R. V. (2003): Handbook of Environmental Economics, Vol. 1. Amsterdam u. a.

Stavins, R. N. (2007): Environmental Economics. NBER Working Paper 13574.

Steiner Brandt, U./Svendsen, G. T. (2005): Surplus Emission Allowances as implicit Side Payments: Could ‚Hot Air‘ have saved the Kyoto Agreement? In: Climate Policy 4. S. 303-318.

Sterk, W./Arens, C. (2008): Quantität vor Qualität? Die projektbasierten Mechanismen im EU-Emissionshandel. In: Schüle, R. (Hrsg.): Grenzenlos handeln? Emissionsmärkte in der Klima und Energiepolitik. München.

Stern, N. (2007): The Economics of Climate Change – The Stern Review. Cambridge.

Ströbele, W. (2005): Klimapolitik: Kyoto-Protokoll und Emissionshandel für CO₂-Zertifikate in der EU. In: Perspektiven der Wirtschaftspolitik 6. S. 325-346.

Suchanek, A. (2000): Normative Ökonomik: Zur Herleitung von Prinzipien rationaler Umweltpolitik. Tübingen.

Suntum, U. van (2005): Die unsichtbare Hand: Ökonomisches Denken gestern und heute. Berlin.

Supersberger, N. u. a. (2008): CO₂-Abscheidung und -Speicherung – eine Lösung für das Klimaproblem? In: Ott, H. E. und Heinrich-Böll-Stiftung (Hrsg.): Wege aus der Klimafalle: Neue Ziele, neue Technologien – was eine zukünftige Klimapolitik leisten muss. Berlin.

Tietenberg, T. H. (1998): Tradable Permits and the Control of Air Pollution – Lessons from the United States. In: Bonus, H. (Hrsg.): Umweltzertifikate: der steinige Weg zur Marktwirtschaft. Berlin. S. 11-31.

Tietenberg, T. H. (2006): Emissions Trading: Principles and Practice. Washington DC.

Tol, R. S. J. (2000a): Modelling the Costs of Emission Reduction: Different Approaches. In: Pacific and Asian Journal of Energy 10. S. 1-7.

Tol, R. S. J. (2000b): Timing of Greenhouse Gas Emission Reduction. In: Pacific and Asian Journal of Energy 10. S. 63-68.

Tol, R. S. J. (2004): Distributional Aspects of Climate Change Impacts. In: Global Environmental Change 14. S. 259-272.

Tol, R. S. J. (2005a): The Marginal Damage Costs of Carbon Dioxide Emission: An Assessment of the Uncertainties. In: Energy Policy 33. S. 2064-2074.

Tol, R. S. J. (2005b): Emission Abatement versus Development as Strategies to reduce Vulnerability to Climate Change: An Application of FUND. In: Environment and Development Economics. S. 615-629.

Tol, R. S. J. (2006): The Stern Review of the Economics of Climate Change: A Comment. In: Energy & Environment 17. S. 977-981.

Tol, R. S. J. (2007a): The Social Costs of Carbon: Trends Outliers and Catastrophes. Discussion Paper 2007-44.

Tol, R. S. J. (2007b): Europe's long term Climate Target. In: Energy Policy 35. S. 424-432.

Tol, R. S. J./Dowlatabadi, H. (2001): Vector Borne Diseases, Climate Change, and Economic Growth. In: Integrated Assessment 2. S. 173-181.

Tol, R. S. J./Fankhauser, R./Richels, R./Smith, J. (2000): How much Damage will Climate Change do. In: World Economics 1. S. 179-206.

Tol, R. S. J./Kristie, L. E./Yohe, W. Y. (2007): Infectious Disease, Development, and Climate Change: a Scenario Analysis. In: Environment and Development Economics 12. S. 687-706.

Trotignon, R./Ellerman, A. D. (2008): Compliance Behavior in the EU-ETS: Cross Border Trading, Banking and Borrowing. MIT CEEPR Working Paper.

Turek, N. (2006): CDM und JI: Chancen, Trends, Perspektiven. In: Zeitschrift für Energiewirtschaft 30. S. 307-313.

Ürge-Vorsatz, D./Novikova, A./Watt, A. (2007): Kyoto Flexibility Mechanisms in EU Accession Countries: Will they make a Difference? In: Climate Policy 7. S. 179-196.

UN United Nations (1992): Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen.

UN United Nations (1997): Kyoto protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change.

U.S. Congress (1990): Clean Air Act Amendments 1990. Title IV – Acid Deposition Control. Washington D.C.

WBGU Wissenschaftlicher Beirat Globale Umweltveränderungen (1995): Szenario zur Ableitung globaler CO₂-Reduktionsziele und Umsetzungsstrategien. Stellungnahme zur ersten Vertragsstaatenkonferenz der Klimarahmenkonvention in Berlin. Sondergutachten. Bremerhaven.

Weimann, J. (2008): Die Klimapolitikkatastrophe: Deutschland im Dunkeln der Energiesparlampe. Marburg.

Weitzman, M. L. (1974): Prices vs. Quantities. In: Review of Economic Studies 45. S. 477-491.

Weitzman, M. L. (1998): Why the far-distant Future should be discounted at its lowest possible Rate. In: Journal of Environmental Economics and Management 36. S. 201-208.

Weitzman, M. L. (2001): Gamma Discounting. In: American Economic Review 91. S. 261-271.

Weitzman, M. (2007): A Review of the Stern Review of the Economics of Climate Change. In: Journal of Economic Literature 45. S. 703-724.

Werksman, J. (1998): Unwrapping the “Kyoto Surprise”. In: Review of European Community and International Environmental Law (RECIEL) 7. S. 147-158.

Wicke, L. (2005): Beyond Kyoto – A New Global Climate Certificate System - Continuing Kyoto Commitments or a Global ‘Cap and Trade’ Scheme for a Sustainable Climate Policy? Berlin.

Wicke, L./Spiegel, P./Wicke-Thüs, I. (2006): Kyoto Plus – So gelingt die Klimawende. München.

Wiesweg, M. (2008): Klimapolitik zwischen Effizienz- und Verteilungszielen. In: Loerwald, D./Wiesweg, M./Zoerner, A. (Hrsg.): Ökonomik und Gesellschaft. Festschrift für Gerd-Jan Krol. Wiesbaden. S. 67-85.

Wissenschaftlicher Beirat beim BMWA (2004): Zur Förderung Erneuerbarer Energien. Köln.

Woerdman, E. (1999): Organizing Emissions Trading: the Barrier of domestic Permit Allocation. In: Energy Policy 28. S. 613-623.

Woerdman, E. (2001): Emissions Trading and Transaction Costs: Analyzing the Flaws in the Discussion. In: Ecological Economics 38. S. 293-304.

Woerdman, E. (2004): The institutional economics of market based climate policy. Amsterdam.

Woerdman, E. (2005a): Hot Air Trading under the Kyoto Protocol. An environmental Problem or not? In: European Environmental Law Review 14. S. 71-77.

Woerdman, E. (2005b): Why did the EU propose to limit Emissions Trading? A theoretical and empirical Analysis. In: Albrecht, J. (Hrsg.): Instruments for Climate Policy: Limited versus unlimited Flexibility. Cheltenham. S. 63-95.

World Bank (2006): Where is the Wealth of Nations: Measuring Capital in the 21st Century. Washington DC.

Zapfel, P. (2007): A brief but lively Chapter in EU Climate Policy: the Commission's Perspective. In: Buchner, B. K./Carraro, C./Ellerman, A. D. (Hrsg.): Allocation in the European Emissions Trading Scheme: Rights, Rents and Fairness. Cambridge.

Ziesing, H.-J. (2006): Trotz Klimaschutzabkommen weltweit steigende CO₂-Emissionen. In: DIW Wochenberichte 73. S. 485-49.

Ziesing, H.-J. (2007a): Nach wie vor weltweit steigende CO₂-Emissionen. In: Energiewirtschaftliche Tagesfragen 57. S. 64-74.

Ziesing, H.-J. (2007b): Keine Trendwende in Sicht. In: Energiewirtschaftliche Tagesfragen 57. S. 80-87.

Zwingmann, K. (2007): Ökonomische Analyse der EU-Emissionshandelsrichtlinie. Bedeutung und Funktionsweisen der Primärallokation von Zertifikaten. Wiesbaden.