

***Ökonomische Instrumente
der Umweltpolitik zur Reduzierung
stofflicher Emissionen***

**Materialien
erstellt im Auftrag der
Akademie für Technikfolgenabschätzung
in Baden-Württemberg**

von

Prof. Dr. Frank Stehling*

Ulm, September 1999

Herausgeber
Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg

Lektorat
Dr. Angelika Kreß
Simone Heinold

Umschlag
mach:-)werk, Ludwigsburg

ISBN 3-932013-78-6

Dieses Werk ist urheberrechtlich geschützt. Die dadurch begründeten Rechte, insbesondere die der Übersetzung, des Nachdrucks, des Vortrags, der Entnahme von Abbildungen und Tabellen, der Funksendung, der Mikroverfilmung oder Vervielfältigung auf anderen Wegen und der Speicherung in Datenverarbeitungsanlagen, bleiben, auch bei nur auszugsweiser Verwertung, vorbehalten. Eine Vervielfältigung dieses Werkes oder von Teilen dieses Werkes ist auch im Einzelfall nur in den Grenzen der gesetzlichen Bestimmungen des Urheberrechtsgesetzes der Bundesrepublik Deutschland vom 09. September 1965 in der jeweils gültigen Fassung zulässig. Sie ist grundsätzlich vergütungspflichtig. Zuwiderhandlungen unterliegen den Strafbestimmungen des Urheberrechtsgesetzes.

Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg
Stuttgart 1999
Printed in Germany

Danksagung

Diese Ausarbeitung ist auf Anregung von Professor Dr. Ballschmiter entstanden. Verschiedene Gespräche mit ihm ließen - um es in der Terminologie der Musiktheorie auszudrücken - Thema und Durchführung Gestalt annehmen. Dabei wurde besonders mein Blick für die großen und kleinen, langsamen und schnellen Flüsse der Moleküle geschult, die sich zwar manchmal verflüchtigen, aber nur, um woanders, in anderer Gestalt und mit u.U. anderer, neuartiger Wirkung wieder aufzutauchen.

Danken möchte ich meinen Mitarbeitern Dr. Justus Engelfried, Dr. Frank Mayer und Dipl.-Math. oec. Marcus Winter für die kritisch-fruchtbare Durchsicht des Entwurfs, die mich vor manchem, aber wahrscheinlich nicht jedem Fehler bewahrt hat. Den beiden Letztgenannten und meiner Sekretärin, Frau Elke Haid, gebührt auch herzlicher Dank für vielfältige technische Hilfen beim Umgang mit dem gelegentlich widerspenstigen PC. Herr Dr. Rainer Hoffmann hat mich dankenswerterweise mit wichtigen aktuellen Informationen und Literaturhinweisen zur Umwelthaftung versorgt, was sehr hilfreich gewesen ist.

Ein ganz anderer Dank gilt Julian Jakob (JJ) für die tägliche Demonstration, daß es lohnend ist, sich für eine nachhaltige Entwicklung und die Reduzierung stofflicher Emissionen einzusetzen.

Ulm, 08. September 1999.

Frank Stehling

Inhaltsübersicht

1 Einleitung.....	1
-------------------	---

Teil A: Das Instrumentarium im einzelnen

2 Umweltabgaben.....	17
----------------------	----

3 Handelbare Emissionszertifikate.....	57
--	----

4 Umwelthaftung.....	84
----------------------	----

5 Initiierung und Verbesserung umweltschutzorientierter Kooperationen.....	112
--	-----

Teil B: Integrierte Produktions- und Reduktionswirtschaft

6 Stoffliche Produkte als Emissionen und das Konzept der integrierten Produktions- und Reduktionswirtschaft.....	137
--	-----

7 Zusammenfassung und Bewertung.....	159
--------------------------------------	-----

Literaturverzeichnis.....	171
---------------------------	-----

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung **1**

1.1 Zur ökonomischen Bedeutung der Umwelt.....	1
1.2 Das Anreizdilemma des Umweltschutzes.....	4
1.3 Instrumente der Umweltpolitik.....	6
1.4 Kriterien zur Beurteilung von Instrumenten der Umweltpolitik.....	8
1.5 Ziele und Aufbau der Arbeit.....	10

Teil A: Das Instrumentarium im einzelnen

2 Umweltabgaben **17**

2.1 Allgemeine Wirkungsweise von Umweltabgaben.....	17
2.2 Formen der Ausgestaltung von Umweltabgaben und ihre Wirkungsweisen.....	18
2.2.1 Typologien von Umweltabgaben.....	18
2.2.2 Lenkungswirkung der verschiedenen Formen von Umweltabgaben.....	21
2.3 Stärken und Schwächen von Umweltabgaben.....	26
2.3.1 Ökologische Effektivität.....	26
2.3.2 Ökonomische Effizienz.....	28
2.3.3 Rechtskonformität.....	29
2.3.4 Administrative Praktikabilität.....	31
2.3.5 Politische Durchsetzbarkeit.....	32
2.3.6 Wettbewerbspolitische Unbedenklichkeit.....	35
2.4 Umweltabgaben in Deutschland.....	38
2.5 Umweltabgaben in OECD-Ländern.....	50

3 Handelbare Emissionszertifikate **57**

3.1 Allgemeine Wirkungsweise von Emissionszertifikaten.....	58
3.2 Formen der Ausgestaltung von Emissionszertifikaten.....	60
3.2.1 Auswahl der zertifikatpflichtigen Schadstoffe.....	60

3.2.2	Kreis der Zertifikatpflichtigen.....	61
3.2.3	Räumliche Abgrenzung.....	61
3.2.4	Erstausgabe.....	62
3.2.5	Lizenzgültigkeitsdauer.....	64
3.2.6	Der Zertifikatehandel.....	65
3.2.7	Emissionskontrolle und Sanktionierung.....	66
3.3	Stärken und Schwächen von Emissionszertifikaten.....	67
3.3.1	Ökologische Effektivität.....	67
3.3.2	Ökonomische Effizienz.....	68
3.3.3	Rechtskonformität.....	70
3.3.4	Administrative Praktikabilität.....	72
3.3.5	Politische Akzeptanz.....	73
3.3.6	Wettbewerbspolitische Unbedenklichkeit.....	75
3.4	Emissionszertifikate in der Praxis.....	77
3.4.1	SO ₂ -Zertifikate in den USA nach der Novellierung des Clean Air Acts 1990.....	78
3.4.2	Das RECLAIM-Programm.....	81

4 Umwelthaftung 84

4.1	Allgemeine Wirkungsweise.....	84
4.2	Ausgestaltungsmöglichkeiten von Umwelthaftung.....	90
4.2.1	Anlagenhaftung, Produkthaftung, Tätigkeitshaftung.....	90
4.2.2	Haftende Personen, Haftungsanspruchsberechtigte, Haftungsumfang.....	90
4.2.3	Klageberechtigte, Beweislastverteilung.....	91
4.2.4	Verschuldenshaftung, Gefährdungshaftung.....	92
4.2.5	Kollektive Haftung.....	93
4.2.6	Umwelthaftpflichtversicherung.....	94
4.3	Stärken und Schwächen der Umwelthaftung.....	96
4.3.1	Ökologische Effektivität.....	96
4.3.2	Ökonomische Effizienz.....	99
4.3.3	Rechtskonformität.....	100
4.3.4	Administrative Praktikabilität.....	101
4.3.5	Politische Akzeptanz.....	101
4.3.6	Wettbewerbspolitische Unbedenklichkeit.....	102
4.4	Umwelthaftung in der Praxis.....	104

4.4.1	Umwelthaftung als Anlagenhaftung in Deutschland nach dem Umwelthaftungsgesetz (UmweltHG).....	104
4.4.2	Umwelthaftung in der Europäischen Union.....	107
4.4.3	Umwelthaftung als Produkthaftung.....	109

5 Initiierung und Verbesserung umweltschutzorientierter Kooperationen **112**

5.1	Zur Notwendigkeit umweltschutzorientierter Kooperationen.....	112
5.2	Allgemeine Wirkungsweise umweltschutzorientierter Kooperationen.....	115
5.3	Formen umweltorientierter Kooperationen.....	119
5.3.1	Typologien umweltorientierter Kooperationen.....	119
5.3.2	Selbstverpflichtungen.....	122
5.3.3	Diskursive Verfahren im Umweltschutz.....	127

Teil B: Integrierte Produktions- und Reduktionswirtschaft

6 Stoffliche Produkte als Emissionen und das Konzept der integrierten Produktions- und Reduktionswirtschaft **137**

6.1	Problematik einer als Durchlaufwirtschaft konzipierten Ökonomie.....	137
6.2	Gegenstrategien.....	139
6.3	Grundzüge einer integrierten Produktions- und Reduktionswirtschaft.....	145
6.3.1	Das Grundkonzept.....	145
6.3.2	Kernelement 1: Stoffstrommanagement.....	148
6.3.3	Kernelement 2: Entwicklung und Gestaltung reduktionsfähiger Produkte.....	150
6.4	Umweltpolitische Instrumente zum Aufbau einer integrierten Produktions- und Reduktionswirtschaft.....	152

7 Zusammenfassung und Bewertung **159**

7.1	Umweltabgaben.....	160
7.2	Emissionszertifikate.....	162
7.3	Umwelthaftung.....	164
7.4	Initiierung und Verbesserung umweltschutzorientierter Kooperationen.....	166
7.5	Stoffliche Produkte als Emissionen und das Konzept der integrierten Produktions- und Reduktionswirtschaft.....	168

Literatur zu Kapitel 1: Einleitung.....	171
Literatur zu Kapitel 2: Umweltabgaben.....	174
Literatur zu Kapitel 3: Emissionszertifikate.....	179
Literatur zu Kapitel 4: Umwelthaftung.....	182
Literatur zu Kapitel 5: Umweltkooperationen.....	184
Literatur zu Kapitel 6: Integrierte Produktions- und Reduktionswirtschaft.....	188

1 Einleitung

1.1 Zur ökonomischen Bedeutung der Umwelt

Jegliche Aktivität des Menschen, aber auch aller anderen Lebewesen, ist mit Stoffflüssen und daher mit Wirkungen auf die Umwelt verbunden. Dies gilt gleichermaßen für die Aufrechterhaltung des biologischen Stoffwechsels (Atmung, Wasserhaushalt, Ernährung) wie des künstlichen Stoffwechsels (Herstellung, Nutzung, Verwertung, Entsorgung von Produkten). Ökonomisch (und hierdurch vollkommen anthropozentrisch) betrachtet liefert die Umwelt damit insbesondere für den Menschen (über)lebenswichtige Leistungen: Sie ist¹

- **Ressourcenlieferant** als Quelle für alle Energien und (anorganische wie organische) Stoffe, die für den biologischen und den künstlichen Stoffwechsel benötigt werden,
- **Aufnahmemedium** (Senke) für alle Arten ungewünschter oder unbrauchbarer Energien, Stoffe und Produkte,
- **Regulator** zur Erhaltung und Wiederherstellung von Gleichgewichten bzw. der Stabilität im Naturhaushalt,
- **Lieferant von Informationen, Wissen und ästhetischen Signalen** (z.B. optischen, akustischen und geruchsmäßigen).

Alle diese Leistungen spielen ökonomisch gesehen eine bedeutende Rolle. Für die Quellen- und Senkenleistungen ist das offensichtlich, wenngleich sie im wirtschaftlichen Kalkül lange Zeit nicht explizit berücksichtigt wurden. Wie wichtig die regulatorischen Leistungen sind, wird spätestens immer dann erkennbar, wenn sie nicht mehr wie gewohnt erbracht werden und es so zu drastischen Veränderungen der natürlichen Gegebenheiten kommt oder zu kommen droht, etwa durch Veränderung der Niederschlagstätigkeit, abzuführenden Wassermengen, Windverhältnisse, Meeresströmungen und Temperaturverteilung. Solche Veränderungen zwingen, wenn ihr Eintreten nicht mehr zu verhindern ist, zu Anpassungen, die mit weitreichenden ökonomischen Konsequenzen verbunden sind. Von den ästhetischen Signalen, die die Umwelt als Leistungen liefert und die leicht übersehen werden, lebt insbesondere die Touristikbranche, eine Branche mit ständig wachsender volkswirtschaftlicher Bedeutung.

Aus dieser (eben anthropozentrischen) Sicht² kann die Umwelt als essentielles Kapitalgut („Naturkapital“) angesehen werden, das allerdings je nach Nutzungsumfang und -intensität,

¹ Vgl. auch SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (1987), Tz. 5*.

² Diese Sichtweise ist keineswegs unumstritten: Insbesondere Umweltverbände, aber auch die beiden großen christlichen Kirchen betonen Rechte anderer Lebewesen unabhängig von einem daraus möglichen Nutzen für den Menschen, s. z.B. BUND/MISEREOR (1996), S. 35f. Das Umweltprogramm der Bundesregierung von 1971, in dem als Umweltschutzmaßnahmen auch diejenigen Maßnahmen angesehen werden, mit denen „Boden, Luft und Wasser, Pflanzen- und Tierwelt vor nachteiligen Wirkungen menschlicher Eingriffe“ geschützt werden, gibt auch eher einen Hinweis auf eine jedenfalls nicht ausschließlich anthropozentrische Sicht, vgl. DEUTSCHER BUNDESTAG (1971). Auch der SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (1985), Tz.163, sieht die Notwendigkeit des Schutzes der Umwelt um ihrer selbst willen.

die zeitlich und räumlich sehr unterschiedlich sein können, einem mehr oder weniger großen Verschleiß unterliegt. Soll die Leistungsfähigkeit der Umwelt trotz intensiver Nutzung aufrechterhalten werden, so muß das Kapitalgut Umwelt - wie das bei künstlich geschaffenen Kapitalgütern als selbstverständlich erachtet wird - gepflegt werden, d.h. es müssen geeignete Maßnahmen gegen den Umwelt-Verschleiß ergriffen werden, die heute für gewöhnlich unter dem Begriff Umweltschutzmaßnahmen zusammengefaßt werden.

Tatsächlich ist das Ausmaß der Nutzung der verschiedenen Umweltbereiche in den letzten zwei Jahrhunderten, und hier noch einmal ganz besonders in den letzten 50 Jahren,

- einerseits durch die Ausweitung des künstlichen Stoffwechsels pro Kopf, also durch Zunahme der Stoff- und Energieflüsse durch Produktion und Konsum, von nennenswerten Teilen der Weltbevölkerung und
- andererseits durch die enorme Bevölkerungszunahme

immens angewachsen. Möglich geworden ist das nicht zuletzt durch rasante Fortschritte in verschiedenen Wissenschaftsbereichen und deren technische Umsetzungen, die zu einer starken Verbesserung der materiellen Lebensbedingungen (bisher allerdings nur) von Teilen der Weltbevölkerung geführt haben. Dies läßt sich an vielen Indikatoren z.B. für alle OECD-Länder belegen.

Die unmittelbare Folge der starken Inanspruchnahme der Leistungen der Umwelt war und ist ein Verschleiß des Kapitalgutes Umwelt, der sich in vielfältigen **Formen von Umweltbelastungen** manifestiert. Ausgehend von der Quellen- und Senkenfunktion der Umwelt lassen sich diese grob in drei Kategorien einteilen:

- **Ressourcenverbrauch:** Verbrauch von erneuerbaren und nicht erneuerbaren Ressourcen wie Bodenschätzen, Wasservorkommen, Landflächen, Energien, organischem Material (einschließlich genetischen Materials, das auch als Informationsquelle angesehen werden kann), Dezimierung von Pflanzen- und Tierarten;
- **Auffüllen von Umweltbereichen** (Lufthülle, Wasserreservoir, Böden, Hohlräume, Organismen) mit ungewünschten Stoffen und Energien, also durch Emissionen (Umweltbereiche als Verdünnungsräume);
- **Aufbau/Vergrößern von Umwelt-Risiken**, d.h. Vergrößern der Wahrscheinlichkeiten für Umweltschäden und Vergrößern der möglichen Schadensumfänge.

Der physische Umfang dieser Verschleißformen von „Naturkapital“ ist mittlerweile anhand vieler Indikatoren gründlich dokumentiert, deren Ausprägung und Entwicklung durch die inzwischen zahlreich aufgebauten Umweltinformationssysteme regelmäßig gemessen wird.³ Er wird allenfalls in Einzelbereichen (insbesondere bzgl. des Ausmaßes der Umwelt-Risiken), nicht jedoch prinzipiell in Frage gestellt.

³ S. z.B. OECD (1993) und (1998), SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (1996a), UMWELTBUNDESAMT (1997a) und (1997b).

Wie an der umfangreichen Umweltgesetzgebung der letzten Jahre in Deutschland und in anderen OECD-Ländern, an den Programmthemen und Zielen der Kommission der Europäischen Gemeinschaften,⁴ an den Gutachten des Sachverständigenrates für Umweltfragen⁵ und der einschlägigen wissenschaftlichen Literatur sowie an der Medienberichterstattung erkennbar ist, steht ganz im Zentrum der Aufmerksamkeit von Politik, Wissenschaft und Öffentlichkeit die Entwicklung der Emissionen, also des zweiten (und damit indirekt auch des dritten) der oben angegebenen Belastungsbereiche:⁶ Die aufgrund anthropogener Emissionen hervorgerufenen Stoffeinträge in verschiedene Umweltbereiche (Immissionen) haben einen solchen Umfang angenommen, daß gravierende Schäden entweder bereits entstanden sind (prominente Beispiele: Waldschäden, „Umkippen“ von Gewässern, Grundwasser-Verunreinigungen) oder in absehbarer Zeit befürchtet werden (prominente Beispiele: Treibhauseffekt, Zerstörung der Ozonschicht in der Stratosphäre). Abschätzungen des monetären Wertes der Umweltbelastungen⁷ vermitteln zumindest einen Eindruck von der Größenordnung der durch die Emissionen hervorgerufenen ökonomischen Verluste, bei aller berechtigten Vorsicht und Kritik gegenüber den dabei angewandten Bewertungsmethoden.⁸

Neben der sich daraus ergebenden Konsequenz, Umweltschutz zumindest als Selbstschutz in verstärktem Umfang und mit teilweise auch neuen Instrumenten zu betreiben, hat sich ein noch umfassenderer Handlungsdruck aus zwei offenkundig gewordenen Problemen ergeben:

- **intergenerationelles Gerechtigkeitsproblem:** Das Sichtbarwerden, Erreichen und bereits teilweise Überschreiten von Belastungsgrenzen/Tragekapazitäten von Umweltbereichen zeigt eindeutig, daß bei Aufrechterhalten von Produktions- und Konsumstilen, wie sie sich in Deutschland und vielen anderen Ländern etabliert haben, mit gravierenden Verschlechterungen der Lebensqualität für zukünftige Generationen gerechnet werden muß;
- **intragenerationelles Gerechtigkeitsproblem:** Da die Leistungen der Umwelt heute weltweit sehr unterschiedlich in Anspruch genommen werden,⁹ haben große Teile der heutigen Weltbevölkerung nur geringe Chancen zum Erreichen einer materiellen Lebensqualität, wie sie z.B. in den Industrienationen erreicht wurde. Es zeichnen sich hier globale

⁴ Vgl. KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1992), Kap.5.

⁵ SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (1994) und (1996).

⁶ Auch das Ziel des sparsamen Umgangs mit den Energieressourcen wird heute eher vor dem Hintergrund der Emissionen durch die Primärenergiegewinnung, den Transport von Energieträgern und die Energieumwandlung gesehen. Auszunehmen sind hier allenfalls die Maßnahmen zur Förderung regenerativer Energien. Selbst die mit dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz bezweckte Ressourcenschonung ergibt sich eher als wünschenswerter Begleiteffekt der Vermeidung und Verringerung der Abfallmengen, also von Emissionen. Als primär auf Ressourcenschonung ausgerichtet können Maßnahmen z.B. zur Reduzierung des Flächenverbrauchs und zum Artenschutz angesehen werden. Maßnahmen dieser Art sind aber von bescheidenem Umfang verglichen mit den Anstrengungen z.B. zum Immissionsschutz.

⁷ S. z.B. UMWELTBUNDESAMT (1986), SCHULZ/WICKE (1987), LEIPERT (1989), Teil 3, TEUFEL/BAUER et al. (1989).

⁸ Vgl. z.B. ENDRES (1982), EWERS (1986), EWERS et al. (1986), STEHLING (1988).

⁹ Nach dem sogenannten Brundtland-Bericht (s. WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT/HAUFF (Hrsg.) (1987)) haben z.B. die Industrienationen mit einem Anteil von nur 26% der Weltpopulation einen Anteil am Weltverbrauch von Energie, Stahl, anderen Metallen und Papier von 80% und am Weltverbrauch von Nahrungsmitteln von 40%. Bei den Schadstoffemissionen, also bei der Nutzung der Umweltbereiche als Verdünnungsraum, ist das Verhältnis teilweise noch krasser, s. BLEISCHWITZ/SCHÜTZ (1993).

Verteilungskonflikte ab, an deren einvernehmlicher und damit friedlicher Lösung auch die Industrienationen ein Eigeninteresse haben müssen.¹⁰

Vor diesem Hintergrund stellt sich das Problem des Umweltschutzes in einem größeren Zusammenhang, nämlich als Problem des Auffindens von Wegen zu auch langfristig (katastrophenfrei) durchhaltbaren Wirtschaftsweisen und Lebensstilen, d.h. zu einer **nachhaltigen Entwicklung** oder dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung in der heute üblichen Terminologie,¹¹ und zwar sowohl im nationalen wie im internationalen Rahmen. Mit der Unterzeichnung der Klima-Konvention auf der Konferenz von Rio de Janeiro 1992 haben sich die Industrienationen zur Hauptverantwortung für den globalen Umweltschutz und zur globalen Partnerschaft bekannt und mit der Agenda 21 einen Aktionsplan für Umwelt und Entwicklung verabschiedet, der allerdings lediglich den Charakter freiwilliger Selbstverpflichtungen hat. Immerhin hat die Klima-Konvention neben seiner stark bewußtseinsbildenden Wirkung eine Fülle von Vorschlägen zu konkreten nationalen, regionalen und lokalen Beiträgen zu einer nachhaltigen Entwicklung initiiert und ein großes Spektrum nachhaltigkeitsorientierter Aktivitäten in Gang gesetzt.¹²

1.2 Das Anreizdilemma des Umweltschutzes

Der Umfang der lokalen, regionalen, nationalen, internationalen und globalen Umweltbelastungen zeigt, daß es keinen ständig wirksamen Automatismus zur (privaten) Naturkapital-Pflege gibt, wie es beim (privaten) künstlichen Kapital durch individuell wirkende, ökonomische Anreize der Fall ist. Dieses Defizit ergibt sich aus dem Kollektivgutcharakter des Naturkapitals: Die Umweltbereiche können (vor allem in ihrer Senkenfunktion) kollektiv und auch heute noch weitgehend (wenn auch mit zunehmenden Einschränkungen) kostenlos genutzt werden.

Umweltbelastungen ergeben sich damit (ökonomisch gesehen) unmittelbar durch das Praktizieren des stark normativ wirkenden (freilich nur kurzfristig und individualistisch verstandenen) Rationalitätsprinzips: Das billige Kapitalgut Umwelt wird zwecks individueller Kosteneinsparung so weit wie möglich genutzt. Das individuelle Interesse, zu seiner Regenerierung beizutragen, ist gering, da dieser Beitrag meist mit eigenen zusätzlichen Aufwendungen bzw. Kosten verbunden ist, der Nutzen daraus aber nicht exklusiv individuell gezogen

¹⁰ Zu strukturellen Vorschlägen s. MORATH/PESTEL/RADERMACHER (1996).

¹¹ Vgl. z.B. KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1992), SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (1994) und (1996), UMWELTBUNDESAMT (1997a).

¹² Ein erster umfassender nationaler Aktionsplan wurde für die Niederlande vorgelegt vom INSTITUT FÜR SOZIAL-ÖKOLOGISCHE FORSCHUNG/MILIEUDEFENSIE (Friends of the Earth Netherlands) (1994), für Deutschland BUND/MISEREOR (1996); ein anderes Konzept vertritt die Akademie für Technikfolgenabschätzung Baden-Württemberg; zur Gegenüberstellung s. PFISTER/RENN (1997); zur nachhaltigen Entwicklung von Regionen s. z.B. die Beiträge in BUSCH-LÜTY/DÜRR/LANGER (1992); zu Konzeptionen einer „Lokalen Agenda 21“ s. ICLEI (1995) und DEUTSCHER STÄDTETAG (1995); eine Auswahl zur mittlerweile fast unüberschaubaren Literatur zur „Lokalen Agenda 21“ findet sich in *Stadtgespräche* 1/98 (Hrsg.: CAF/Agenda-Transfer, Bonn) und BUNDESUMWELTMINISTERIUM/UMWELTBUNDESAMT (o.J.).

werden kann, sondern der Allgemeinheit zufließt (Freifahrer-Problematik). Erschwerend kommt hinzu, daß individuelle Umweltschutzmaßnahmen (solange sie vereinzelt und damit geringfügig bleiben) häufig keine spürbare Verbesserung der Umweltqualität zur Folge haben, was den Anreiz zu solchen Maßnahmen weiter dämpft. Umgekehrt werden durch den Kollektivgutcharakter der Umweltbereiche aber auch individuell hervorgerufene Umweltbelastungen vergemeinschaftet und bleiben (solange auch sie vereinzelt bleiben) häufig ebenfalls kaum wahrnehmbar, was (bei vielen Menschen) keinerlei Anreize zur Unterlassung solcher Belastungen hervorruft.

Dieses **Anreizdilemma** (das übrigens ähnlich bei anderen Kollektivgütern vorliegt), das noch von weiteren Dilemmata begleitet wird,¹³ herrscht gleichermaßen zwischen lokalen, nationalen und internationalen Nutzern der Umweltbereiche. Es kann (im statischen Fall) treffend spieltheoretisch beschrieben werden, z.B. als Spiel des Gefangenen-Dilemmas oder als sogenanntes Chicken-Game.¹⁴

Dem Anreiz, durch Nutzung der Umwelt **negative Effekte** auf andere kostenlos abzuwälzen, also negative externe Effekte hervorzurufen, muß allein schon aus Gründen der Gerechtigkeit entgegengewirkt werden; und es ist naheliegend, wie dagegen vorgegangen werden kann: Der Verursacher muß für die von ihm hervorgerufenen Umweltbelastungen verantwortlich gemacht werden.¹⁵ Das dieser Strategie zugrundeliegende Handlungsprinzip ist also das **Verursacherprinzip**, dem sich (neben dem Vorsorge- und dem Kooperationsprinzip) die deutsche Umweltpolitik erklärtermaßen verpflichtet fühlt. Es kann als ökologische Version des marktwirtschaftlichen Prinzips der Eigenverantwortlichkeit angesehen werden, nach dem jeder (im Normalfall) für die Folgen seines Handelns verantwortlich ist. Der Durchsetzung des Verursacherprinzips in der Umweltpolitik (wie in anderen Politikbereichen) kommt in einer marktwirtschaftlich organisierten Ökonomie entscheidende Bedeutung zu: Es zielt darauf ab, daß jeder Akteur für die negativen Auswirkungen seines Handelns einstehen muß und dies (im Normalfall) bei seinen Entscheidungen dann auch berücksichtigt.

¹³ Zum Anreizdilemma des Umweltschutzes gesellen sich noch ein Informationsdilemma und ein Bewertungsdilemma (s. STEHLING (1997)): Das **Informationsdilemma** besteht u.a. darin, daß häufig ein Verursachernachweis für Umweltbelastungen schwierig ist, daß auch der Nachweis der Wirksamkeit bestimmter Umweltschutzmaßnahmen nicht immer eindeutig erbracht werden kann und daß die Informationen über die Möglichkeiten und Konsequenzen von Umweltschutzmaßnahmen asymmetrisch verteilt sind; vgl. HABERER (1996). **Bewertungsprobleme** entstehen u.a. dadurch, daß der Wert von Umweltleistungen und Umweltbelastungen stark von den angewandten (und durchaus umstrittenen) Bewertungsmethoden abhängt. Ferner sind Umweltschutzmaßnahmen zwar mit Entlastungen in gewissen Umweltbereichen, aber auch häufig mit zusätzlichen Belastungen in anderen Bereichen verbunden, so daß es von der Bewertung der teils positiven, teils negativen Effekte abhängt, ob eine Maßnahme als empfehlenswert angesehen werden kann oder nicht.

¹⁴ Vgl. ALTHAMMER/BUCHHOLZ (1993), KRUMM (1995), S. 6ff., WEIMANN (1995), S. 60ff.

¹⁵ Ein anderer Weg besteht darin, die oben beschriebene (kurzsichtige) individuelle Rationalität durch Ausbildung, Information (über die Folgen eines solchen Verhaltens) und Appelle zu durchbrechen bzw. zu verändern; vgl. die unten beschriebene Gruppe der suasorischen und informatorischen Instrumente der Umweltpolitik. Es wird heute kaum noch die Meinung vertreten, daß diese Vorgehensweise allein, d.h. nicht zumindest flankiert von anderen Zwangs- oder Anreiz-Maßnahmen, erfolgreich (bei einem überwiegenden Teil der Bevölkerung und nicht nur bei Einzelnen) sein kann.

1.3 Instrumente der Umweltpolitik

Aufgrund des Anreizdilemmas bedarf die Verhinderung unakzeptabler Umweltbelastungen und die Durchsetzung des Verursacherprinzips im Umweltschutz einer normensetzenden, mit hinreichenden Machtmitteln ausgestatteten Autorität. In nationalem Rahmen hat diese Aufgabe typischerweise der Staat übernommen. Er hat zunächst das schwierige Abwägungsproblem zu lösen zwischen den Individualinteressen und dem Gemeininteresse: Denn einerseits müssen in gewissem Umfang negative externe Effekte geduldet werden, um Wirtschaften überhaupt zu ermöglichen, weil jegliche menschliche Aktivität zwangsläufig mit solchen Effekten verbunden ist. Andererseits muß die Entstehung zu großer negativer externer Effekte verhindert werden, oder es müssen (wenn das nicht möglich ist) die Verursacher zu einer angemessenen Kompensation der durch sie hervorgerufenen Belastungen gezwungen werden, also z.B. mit den Kosten belastet werden, die anderen (bzw. der Gesellschaft) durch die von ihnen verursachten negativen externen Effekte entstanden sind. Dies schafft individuelle Anreize, solche negativen externen Effekte zu vermeiden oder zu verringern.¹⁶

Prinzipiell steht dem Staat zur Vermeidung und Verringerung von Umweltbelastungen ein ganzes Arsenal von Instrumenten zur Verfügung, die zusammengenommen die staatliche Umweltpolitik ausmachen.¹⁷ Sie lassen sich nach verschiedenen Kriterien gliedern, z.B.

- nach den Umwelt- bzw. Einsatzbereichen, in denen sie zum Einsatz kommen (Luft/Atmosphäre, Gewässer, Böden, Biotope, Produkte usw.); an dieser Einteilung orientiert sich stark die deutsche Umweltgesetzgebung;
- nach der Art der direkten Beeinflussung des staatlichen Budgets; hiernach werden die Instrumente eingeteilt in solche, die das staatliche Budget nicht direkt beeinflussen (nicht-fiskalische Instrumente), solche, die mit staatlichen Ausgaben verbunden sind, und solche, die mit staatlichen Einnahmen verbunden sind;¹⁸
- nach Art der Durchsetzung von Umweltschutzmaßnahmen und damit der Beeinflussung des Entscheidungsverhaltens der Akteure. Grob lassen sich danach unterscheiden Instrumente, die Umweltschutz mit
 - Zwang oder
 - Anreizen oder
 - Informationen

durchzusetzen versuchen.

¹⁶ Bei der konkreten Durchsetzung des Verursacherprinzips treten bekanntlich eine Reihe von Schwierigkeiten auf, die in gewissen Fällen durchaus ein Abweichen von diesem Prinzip erforderlich machen, etwa einen Übergang zum Gemeinlastprinzip; vgl. ZIMMERMANN/BENKERT (1989), WICKE (1993), S. 150ff., CANSIER (1993), S. 130ff. Fälle dieser Art müssen aber einen klaren Ausnahmecharakter haben.

¹⁷ In dieser Arbeit wird durchgehend unter Umweltpolitik das Arsenal *staatlicher* Maßnahmen zum Umweltschutz, also *staatliche Umweltpolitik*, verstanden.

¹⁸ Vgl. WICKE (1993).

Die letztgenannte Unterscheidung, die in der modernen umweltökonomischen Literatur vorherrscht,¹⁹ wird auch hier im Vordergrund stehen. Sie führt zu einer Grobeinteilung der umweltpolitischen Instrumente in:

Ordnungsrechtliche Instrumente: Bei ihnen wird ein bestimmtes Verhalten der Akteure durch Ge- und Verbote, also durch Auflagen erzwungen. Während Gebote eine bestimmte Verhaltensvariante zwingend vorschreiben, schließen Verbote bestimmte Verhaltensvarianten (als nicht normadäquates Verhalten) aus. Die Auflagen können

- **inputorientiert** sein, durch Vorschriften über die (Nicht-)Verwendung bestimmter Roh- oder Betriebsstoffe, Höchstmengen für gewisse Inhaltsstoffe von Inputs (Nicht-)Anwendung bestimmter Technologien (Prozeßnormen) und die Einhaltung von Bauartennormen, Betriebsnormen, (Input-)Mengenlimitierungen oder Ansiedlungsvorschriften fordern;
- **outputorientiert** sein und sich entweder auf die erzeugten Schadstoffe oder die erzeugten Produkte beziehen: durch Festlegung von Emissionsnormen (z.B. Emissionsgrenzwerte für bestimmte Schadstoffe, Reduzierungsverpflichtungen), Immissionsnormen (z.B. Einhaltung von Immissionsgrenzwerten als Voraussetzung für Ansiedlungsgenehmigungen), Mengenlimitierungen von Produkten (bis zum generellen Produktionsverbot) und Produktnormen.

Ökonomische Instrumente: Sie zielen darauf ab, die mit einer Entscheidung oder Handlung verbundene Nutzen-Aufwand-Relation (bzw. Nutzen-Kosten-Relation) eines Akteurs zu beeinflussen, indem sie finanzielle und nicht-finanzielle Anreize für die Akteure zu (relativ) umweltfreundlichem Verhalten schaffen, wobei zunächst offenbleibt, ob und in welchem Umfang diese Anreize auch wirklich zu entsprechendem umweltfreundlichen Verhalten führen. Zu unterscheiden sind

- **umweltökonomische Instrumente im engeren Sinne:** Sie arbeiten mit finanziellen Anreizen und haben damit direkt oder indirekt Einfluß auf das Preissystem. Zu ihnen zählen Umwelt-Abgaben und Subventionen, handelbare Umwelt-Nutzungsrechte (Umwelt-Lizenzen oder -Zertifikate), Kompensationen, bestimmte umweltschutz-induzierte Kooperationen, die Veränderung von Eigentumsrechten wie Umwelt-Haftung (durch Vergrößerung des ökonomischen Risikos von Umweltnutzungen) und Umwelt-Haftpflichtversicherung sowie Pfandpflichten;
- **umweltökonomische Instrumente im weiteren Sinne:** Sie arbeiten mit (primär) nicht-finanziellen Anreizen. Zu ihnen gehören die Förderung umweltschutz-induzierter Kooperationen wie Branchenabkommen (Selbstverpflichtungen) sowie die Gewährung von Vorteilen für Nutzer umweltfreundlicher Produkte und Produktionsverfahren (Benutzervorteile).

Suasorische Instrumente zielen darauf ab, die Informationen (und damit letztlich auch die Wertvorstellungen) der Entscheidungsträger zu beeinflussen („Umweltschutz durch

¹⁹ Vgl. z.B. MICHAELIS (1996), S. 25ff.

Einsicht“). Hierzu zu rechnende Instrumente sind Appelle, umweltorientierte Ausbildung und Erziehung, Forschung(sförderung), staatliches Vorbildverhalten, Förderung zur Bereitstellung umweltrelevanter Informationen, Umwelt-Labeling²⁰ und Kennzeichnungspflichten.^{21, 22}

Mischinstrumente: Sie bestehen aus einer Kombination von Elementen ordnungsrechtlicher, ökonomischer und/oder suasorischer Instrumente. Viele der konkret zum Einsatz gekommenen Instrumente der Umweltpolitik gehören zu dieser Gruppe, z.B. die Regelungen des Abwasserabgabengesetzes mit ihrer Kombination von geforderten Standards (Auflagen) und Abgabesätzen (die von erreichten Reinigungsstandards abhängen).²³

1.4 Kriterien zur Beurteilung von Instrumenten der Umweltpolitik

Bestimmte umweltpolitische Ziele kann der Staat mit unterschiedlichen Instrumenten erreichen bzw. zu erreichen versuchen. Insofern steht er vor dem Auswahlproblem, sich für ein Instrument oder eine Kombination von Instrumenten entscheiden zu müssen. Soll die Auswahl rational getroffen werden, so muß sie sich an Kriterien orientieren, die sich auf die wichtigsten Konsequenzen beziehen, mit denen der Einsatz des jeweiligen Instruments verbunden ist. Die für eine Beurteilung umweltpolitischer Instrumente heute als am wichtigsten angesehenen Kriterien, die gleichzeitig Anforderungen an einen erfolgreichen Einsatz des jeweiligen Instruments entsprechen, sind:^{24, 25}

1. Ökologische Effektivität: Sie drückt die Anforderung aus, daß mit dem Instrument das Umweltziel möglichst sicher und schnell erreicht werden soll. Unterscheiden lassen sich die räumliche, mediale, stoffliche und zeitliche Wirkungssicherheit bzw. -genauigkeit.

2. Ökonomische Effizienz: Mit ihr verbindet sich die Forderung, daß der Einsatz eines Instruments zur Zielerreichung mit möglichst geringen gesamtwirtschaftlichen Kosten (unter Einschluß von Überwachungs-, Transaktions- und Verwaltungskosten) verbunden ist (statische ökonomische Effizienz) und ein dauerhafter Anreiz zur weiteren Reduzierung von Umweltbelastungen besteht, so daß entsprechende Innovationen (wie technischer, organisatorischer, institutioneller Fortschritt) gefördert werden (dynamische ökonomische Effizienz).

3. Rechtskonformität: Mit ihr ist gefordert, daß das Instrument mit dem gegebenen nationalen und internationalen Ordnungsrahmen in Einklang steht. Um die Konformität mit dem

²⁰ Das Umwelt-Labeling hat auch starken Anreizcharakter durch die Möglichkeit, eine vermarktbare Kennzeichnung von Produkten oder Betrieben zu erhalten, unter der Bedingung, daß (ansonsten freiwillig) gewisse Umweltstandards eingehalten werden. Insofern könnte das Umwelt-Labeling auch den ökonomischen Instrumenten der Umweltpolitik zugerechnet werden.

²¹ Diese enthalten durch den auferlegten Zwang zur Kennzeichnung auch eine ordnungsrechtliche Komponente.

²² MICHAELIS (1996), S. 26, weist darauf hin, daß ohnehin eine eindeutige Zuordnung der Instrumente nicht immer möglich ist. Dies ist typischerweise bei allen Klassifikationen realer Objekte der Fall. Zumindest im vorliegenden Fall entspringt daraus kein ernstes Problem, weil die obige Einteilung ohnehin nur eine Groborientierung liefern soll.

²³ Zur Diskussion solcher Mischinstrumente s. GAWEL (1991).

²⁴ Vgl. OSTERKAMP (1984), S. 63ff., GAWEL (1991, S. 19ff., und SPRENGER/KÖRNER/PASKUY/WACKERBAUER (1994), 30ff.

nationalen Recht sicherzustellen, muß insbesondere auf die Einhaltung der (nationalen) Verfassungsgrundsätze des Bestandschutzes, des Vertrauensschutzes, der Verhältnismäßigkeit (Übermaßverbot) und der Gleichbehandlung geachtet werden. In zunehmendem Maße muß die Konformität mit dem EU-Recht sichergestellt werden.

4. Administrative Praktikabilität: Damit wird gefordert, daß das Instrument für die Verwaltung bei Einführung und Anwendung möglichst einfach handhabbar ist. Die Handhabbarkeit ist nicht zuletzt abhängig von der Vertrautheit der Verwaltung mit dem Instrument. Sie spiegelt sich wider im Aufwand für die Ermittlung von Emissions- und Immissionszusammenhängen, für die Beobachtung der technologischen Entwicklung auf dem jeweiligen Umweltschutzsektor, für die Ausgestaltung (Festlegung) des jeweiligen Instruments, für eventuelle Begutachtungen, Gebote, Verbote und Sanktionen im Zusammenhang mit dem jeweiligen Instrument und für (die schon gesondert aufgeführten) Überwachungen.²⁶

5. Politische Akzeptanz: Im engeren Sinne ist damit gefordert, daß das jeweilige Instrument überhaupt durchsetzbar ist. Im weiteren Sinne ist damit die Forderung verbunden, daß das jeweilige Instrument bei den verschiedenen Akteursgruppen (politische Entscheidungsträger, Verwaltungen, Unternehmen, private Interessenvertreter (insbesondere Umweltschutzverbände)) auf möglichst geringe Widerstände stößt. Andernfalls sind Blockadehaltungen und erhebliche Vollzugsdefizite wahrscheinlich.

6. Wettbewerbspolitische Unbedenklichkeit: Im engeren Sinne wird damit gefordert, daß das Instrument keine Wettbewerbsbeschränkungen bewirkt, die im Widerspruch zu nationalen bzw. EU-weiten kartellrechtlichen Regelungen stehen. Es sollte Newcomern der Marktzutritt nicht verwehrt oder (im Vergleich zu den bereits im Markt befindlichen Unternehmen) unverhältnismäßig erschwert werden, und es sollte zu keinen monopolistischen Tendenzen kommen.²⁷

Neben diesen sechs Kern-Kriterien, die auch in dieser Arbeit zur Beurteilung der behandelten Instrumente ganz im Vordergrund stehen, werden zur Beantwortung spezieller Fragestellungen noch die Zusatz-Kriterien

- Wirkungen aus der Verwendung eventueller Einnahmen mit dem jeweiligen Instrument (z.B. aus Abgaben),
- Anpaßbarkeit des jeweiligen Instruments an neue Gegebenheiten (z.B. neue Erkenntnisse über Wirkungszusammenhänge),

²⁵ Es ist offensichtlich, daß die oben angegebenen Kern-Kriterien nicht unabhängig voneinander sind; es bestehen teilweise komplementäre und teilweise konfliktäre Beziehungen.

²⁶ Vgl. REHBINDER/SPRENGER (1985), S. 170ff.

²⁷ Wettbewerbspolitische Unbedenklichkeit ist nicht schon allein dadurch gegeben, daß sich Wettbewerbspositionen zwischen Unternehmen durch ein umweltpolitisches Instrument, z.B. durch das Erheben einer Abgabe, verschieben. Genau darauf zielen viele Instrumente ab, indem sie z.B. Unternehmen, die durch ihre Produktion externe Kosten hervorrufen, zwingen, diese zu internalisieren; dadurch verschlechtert sich ihre Wettbewerbsposition relativ gegenüber Unternehmen, die keine externen Kosten hervorrufen.

- (weitere) volkswirtschaftliche Auswirkungen des jeweiligen Instruments (z.B. Wachstums-, Beschäftigungs-, Preis-, Verteilungs- und Außenhandelseffekte und allgemein die Vereinbarkeit mit Zielen verschiedener Politikbereiche)

berücksichtigt. Auf sie wird in bestimmten Zusammenhängen in dieser Arbeit eingegangen; eine systematische Behandlung war im Rahmen dieser Arbeit aber nicht möglich.

1.5 Ziele und Aufbau der Arbeit

Die vorliegende Arbeit ist in zwei Teile gegliedert, die sich in Zielsetzung, Aufbau und Umfang unterscheiden:

Im **Teil A** sollen die ökonomischen Instrumente zur Minderung stofflicher Emissionen bzw. zur Reduzierung der mit ihnen verbundenen Schäden und Nachteile und zur Reduzierung der aus ihnen hervorgehenden Risiken im einzelnen vorgestellt und analysiert werden. Die Analyse erstreckt sich auf die Wirkungsweisen der Instrumente und deren Eignung zur Erreichung der mit ihnen angestrebten Ziele. Die Bewertung der Instrumente ergibt sich aus der Herausarbeitung ihrer jeweiligen Stärken und Schwächen. Weiteres Ziel dieses Teiles der Arbeit ist es, einen aktuellen Überblick über den gegenwärtigen Stand der Anwendung ökonomischer Instrumente zur Reduzierung stofflicher Emissionen in Deutschland und in anderen OECD-Ländern zu geben.

Unter **stofflichen Emissionen** werden zunächst die bei Produktions- oder Konsumprozessen (z.B. aus Verbrennungs- und Verdunstungsprozessen) abgegebenen ungewünschten, gasförmigen, flüssigen oder festen (**Schadstoff**)**Emissionen** verstanden; sie stehen bei der Analyse der Tauglichkeit von umweltpolitischen Instrumenten als ungewünschte Begleiteffekte (Kuppelprodukte) von Produktion und Konsum meist ganz im Vordergrund.

Zu den stofflichen Emissionen werden hier aber auch die **stofflichen Produkte selbst** (als gewünschtes Ergebnis eines Produktionsprozesses) gezählt. Dies erscheint deshalb angebracht, weil sie das Potential zu schädlichen stofflichen Emissionen, nämlich zu Abfall nach ihrer Nutzungsdauer zu werden, in sich tragen. Die Aufmerksamkeit auf Produkte als ungewünschte stoffliche Emissionen wird in der Regel erst nach der Nutzungsphase erweckt, also erst wenn sie realisierte Abfälle geworden sind. Unter dem wichtigen Gesichtspunkt der Umweltvorsorge dürfen sich aber wirksame Emissionsminderungsmaßnahmen nicht (nur) auf realisierte Abfälle beziehen; sie bleiben sonst reine end-of-the-pipe-Instrumente. Vielmehr müssen sie (auch) darauf ausgerichtet sein, zukünftige Emissionen zu verhindern oder jedenfalls zu reduzieren. Die im Teil A untersuchten ökonomischen Instrumente der Umweltpolitik werden daher auch auf diese Eignung hin überprüft. Sie stellt sich allerdings (jedenfalls in der isolierten Handhabung) als durchaus unzureichend heraus, weswegen im Teil B ein integrierter, ganzheitlicher Ansatz zur Auflösung oder zumindest Linderung dieser Problematik vorgestellt wird, worauf an dieser Stelle schon hingewiesen werden soll (s.u. S. 12).

Mit ökonomischen Instrumenten steht eine Gruppe von umweltpolitischen Instrumenten im Vordergrund der Arbeit, auf die in den letzten Jahren verstärkte Hoffnungen gesetzt wurden, weil zunehmend die Schwächen der ordnungsrechtlichen Instrumente, die bis heute die Umweltpolitik dominieren, offensichtlich geworden sind: Nachdem insbesondere mit Auflagen (z.B. in Form von Emissions- und Immissionsgrenzwerten für ein Spektrum von Schadstoffen) durchaus Erfolge in der Abwehr akuter Gefahren erzielt werden konnten, war zu erkennen, daß eine mehr vorsorgende Umweltpolitik sich aus Effizienzgründen und aus informationsökonomischen Gründen heraus zumindest flankierend auch geeigneter Anreizsysteme zum Erreichen von umweltpolitischen Zielen bedienen sollte, die über die akute Gefahrenabwehr hinausgehen.²⁸ Dieses Instrumentarium ist vom Ende der 60er Jahre an kontinuierlich entwickelt und analysiert worden, aber bis heute (weltweit) nur sehr rudimentär zur Anwendung gekommen, so daß auch der Sachverständigenrat für Umweltfragen seine stärkere Berücksichtigung seitens der politischen Entscheidungsträger anmahnte.²⁹

In Teil A werden zunächst die vier wichtigsten Gruppen der ökonomischen Instrumente der Umweltpolitik auf ihre Eignung hin untersucht, zur Minderung stofflicher Emissionen (in dem oben erläuterten weiteren Sinne) beizutragen; dies sind

- Umweltabgaben (2. Kapitel),
- Emissionszertifikate (3. Kapitel),
- Umwelthaftung (4. Kapitel),
- umweltorientierte Kooperationen (5. Kapitel).

Das 2., 3. und 4. Kapitel mit dem gewissermaßen klassischen, umweltökonomischen Instrumentarium von Emissionsabgaben, -zertifikaten und Umwelthaftung folgt dabei einem einheitlichen Aufbau:

Zunächst wird die prinzipielle Wirkungsweise des jeweiligen Instruments analysiert. Dem folgt eine Vorstellung seiner wesentlichen Ausgestaltungsvarianten und der mit ihnen verbundenen Wirkungen. Der jeweils dritte Abschnitt des Kapitels behandelt die Stärken und Schwächen des Instruments anhand der sechs eingangs beschriebenen Kriterien der ökologischen Effektivität, ökonomischen Effizienz, Rechtskonformität, administrativen Praktikabilität, politischen Akzeptanz und wettbewerbspolitischen Unbedenklichkeit. Das jeweilige Kapitel schließt mit einem Abschnitt über die wichtigsten praktischen Anwendungen des Instruments in Deutschland, der EU und den USA.

Auch die staatliche Initiierung und Verbesserung umweltschutzorientierter Kooperationen, der das 5. Kapitel gewidmet ist, zählt zu den ökonomischen Instrumenten der Umweltpolitik, weil

²⁸ Pauschalaufgaben fordern nämlich die Einhaltung z.B. einheitlicher Emissionsgrenzwerte für alle Anlagen und berücksichtigen nicht die unterschiedlichen Emissionsminderungsgrenzkosten der einzelnen Anlagen. Dies führt in der Summe zu unnötig hohen Kosten der Emissionsminderung. Dagegen kann durch geeignete Anreizinstrumente wie Emissionsabgaben oder -zertifikate erreicht werden, daß gerade an solchen Anlagen besonders viel gereinigt wird, bei denen das Reinigen billig ist, und an denjenigen Anlagen wenig gereinigt wird, wo das Reinigen teuer ist. Tendenziell führt das zum Erreichen eines gesamtwirtschaftlichen Minimums für die Reinigungskosten (vgl. die Ausführungen zur Wirkungsweise von Emissionsabgaben und -zertifikaten und zur Umwelthaftung hinsichtlich der ökonomischen Effizienz).

²⁹ Vgl. SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (1994), Tz. 353 und Tz. 360, und (1996), Tz. 1269.

hier der Staat privaten Akteuren Anreize gibt, zur Erzielung von Umweltentlastungen (und evtl. weiteren Vorteilen) zu kooperieren. Aufgrund der Anreize wägen die Akteure ab zwischen den zu erwartenden Vor- und Nachteilen aus Kooperation und Nicht-Kooperation. Im 1. Abschnitt dieses Kapitels wird die Notwendigkeit von umweltschutzorientierten Kooperationen dargelegt, im 2. Abschnitt werden die Anreizmechanismen und die prinzipielle Wirkungsweise dargestellt. Die zahlreichen Formen umweltorientierter Kooperationen lassen sich unter verschiedenen Gesichtspunkten typologisieren, was im ersten Teil des 3. Abschnitts vorgenommen wird. Der zweite Teil behandelt zwei ausgewählte Gruppen von Kooperationen, die in jüngster Zeit in der Praxis eine große Bedeutung gewonnen haben: Selbstverpflichtungen und diskursive Verfahren im Umweltschutz. Ausgehend von praktischen Erfahrungen lassen sich Anforderungen zu ihrem erfolgreichen Einsatz ableiten, aus denen sich Chancen und Risiken bzw. Stärken und Schwächen beider Instrumentengruppen ergeben.

Während damit Teil A den (Mitte 1998) gegenwärtigen Stand der Forschung über die ökonomischen Instrumente der Umweltpolitik zur Reduzierung stofflicher Emissionen und ihrer Umsetzung in die Praxis wiedergibt, wird mit dem **Teil B** (bestehend aus dem 6. Kapitel) eine andere Zielrichtung verfolgt. In einer sehr viel stärker zukunftsorientierten Sichtweise stehen hier die stofflichen Produkte selbst und damit die (gewünschten) Ergebnisse aus den Produktionsprozessen als (eben stoffliche) Emissionen im Mittelpunkt der Untersuchung. Dies erschien deswegen angebracht, weil die mit den Produkt-Emissionen verbundenen Probleme lange Zeit - und eigentlich bis heute - unterschätzt wurden³⁰ und weil es sich abzeichnet, daß auch die in Teil A behandelten ökonomischen Instrumente (jedenfalls in ihrer bisherigen, meist isolierten Handhabung) offensichtlich nur unzureichend zur Lösung dieser Probleme beitragen.

Das 6. Kapitel versteht sich als ein Plädoyer für das (auf LIESEGANG (1992) zurückgehende) Konzept einer integrierten Produktions- und Reduktionswirtschaft. Es soll als ein wirksames und effizientes Mittel zur Minderung von Emissionen, die stoffliche Produkte selbst darstellen (und bei ihrer Herstellung hervorrufen), vorgestellt werden. Insofern fügt sich dieses Kapitel in die Gesamthematik der Arbeit konsequent ein und bildet mit den anderen Kapiteln eine Einheit. Der Aufbau einer integrierten Produktions- und Reduktionswirtschaft stellt allerdings kein klassisches umweltpolitisches Instrument dar, sondern ist eher als eine Leitlinie (zum Leitbild der nachhaltigen Entwicklung) zu sehen, deren Ausprägungen im Rahmen dieser Arbeit auch nur in Grundzügen beschrieben werden kann. Deshalb weicht die Systematik dieses Kapitels auch von der der anderen Kapitel etwas ab:

Zunächst werden in Abschnitt 6.1 die Anreizmechanismen beschrieben, durch die sich die industriell geprägten Volkswirtschaften bis heute zu Durchlaufwirtschaften entwickelten, und die damit verbundenen Probleme geschildert. Von den im Abschnitt 6.2 beschriebenen vier möglichen Gegenstrategien steht aufgrund der Gesamthematik der Arbeit die Entwicklung

³⁰ Vgl. das Plädoyer von SCHMIDT-BLEEK (1994), S. 15f., den Blick mehr "von den Nanogrammen zu den Megatonnen" zu richten, sowie den Titel des 9. Kapitels von v.WEIZSÄCKER/LOVINS/LOVINS (1997): "Stofflawinen, das vergessene Problem".

von Produkt-, Bauteile- und Materialkreisläufen im Vordergrund. Sie bildet die Grundstrategie einer integrierten Produktions- und Reduktionswirtschaft, deren Grundzüge mit den beiden Kernelementen des Stoffstrommanagements und der Entwicklung und Gestaltung reduktionsfähiger Produkte in Abschnitt 6.3 vorgestellt werden. Die für den Aufbau und Erhalt einer integrierten Produktions- und Reduktionswirtschaft besonders geeignet erscheinenden umweltpolitischen Instrumente werden in Abschnitt 6.4 beschrieben.

Das 7. Kapitel beschließt mit einer Zusammenfassung und Bewertung die Arbeit.

Teil A

Das Instrumentarium im Einzelnen

2 Umweltabgaben

2.1 Allgemeine Wirkungsweise von Umweltabgaben

Umweltabgaben sind im finanzwissenschaftlichen Sinne hoheitliche Einnahmen der öffentlichen Hand, die an einen umweltrelevanten Tatbestand (Bemessungsgrundlage) anknüpfen.¹ Der Abgabesatz ist der pro Einheit der Bemessungsgrundlage erhobene Geldbetrag; er stellt einen (staatlicherseits gesetzten) Preis für die betreffende Umweltnutzung dar.

Die intendierte Wirkung einer umweltbezogenen Abgabenerhebung besteht generell darin, daß die Nutzung der Umwelt in die Kosten-Nutzen-Rechnung des Nutzers einfließt. Dadurch wird er zu Rentabilitätsvergleichen angeregt bzgl. der Alternativen, entweder die Umwelt in bestimmtem Umfang zu nutzen und dafür eine entsprechend hohe Abgabe zu zahlen oder die Nutzung der Umwelt durch geeignete Ausweichmaßnahmen einzuschränken, die Emissionsminderungskosten hervorrufen. Maßnahmen dieser Art sind:²

- *Reinigungsmaßnahmen* (bei unverändertem Output oder Konsum)
- *Einschränkung von Produktion oder Konsum*
- *Substitutionsmaßnahmen*: Umstrukturierung von Produktionsprozessen, Produkten (Angebot oder Konsumaktivitäten (Nachfrage))
- *Verlagerung der abgabepflichtigen Aktivitäten ins Ausland*

Der Anreiz zur Einschränkung der Umweltnutzung wird um so höher sein, je höher der Abgabesatz festgelegt wird. Die Festlegung des Abgabesatzes geschieht idealerweise im Hinblick auf ein Umweltqualitätsziel, das als maximale Gesamtnutzung, im Falle der Regelung von Schadstoffemissionen etwa durch eine maximal tolerierte Immission (z.B. als Immissionsgrenzwert) und einer daraus (über Transmissionsmodelle) abzuleitenden maximalen Gesamtemission vorliegen sollte. Der Abgabesatz ist dann ein Knappheitsindikator für die Nutzung des betreffenden Umweltbereichs, ähnlich wie ihn der Marktpreis eines Gutes (für die relative Knappheit dieses Gutes) darstellt.³

Bei dieser Sichtweise steht die **Lenkungsfunktion** der Abgabe ganz im Vordergrund: Der Staat versucht, durch Verteuerung umweltbelastender Aktivitäten die Umweltnutzer zu umweltfreundlicherem Verhalten zu bewegen. Da bei den meisten Abgaben durch das damit verbundene Abgabeaufkommen aber auch Finanzierungsmittel an den Staat fließen, ist mit

¹ Vgl. z.B. HANSJÜRGENS (1992), S. 19.

² S. zu näheren Ausführungen Abschnitt 2.2.2.

³ Ein gravierender Unterschied zwischen dem Marktpreis eines Gutes und dem Abgabesatz für eine Umweltnutzung besteht aber schon: Während sich der Marktpreis (unter der Voraussetzung eines funktionierenden Wettbewerbs) aus dem jeweiligen Verhältnis von Angebot und Nachfrage ergibt, wird der Abgabesatz einseitig vom Staat (als gewissermaßen monopolistischem Anbieter des Gutes „Umwelt“) festgelegt. Wird der Abgabesatz in Abhängigkeit von einem im gesellschaftlichen Konsens formulierten Umweltziel (Immissions- bzw. Emissionsziel) bzw. durch demokratisch legitimierte Institutionen festgelegt, so kann auch ihm eine gesellschaftliche Rechtfertigung zugestanden werden.

solchen Abgaben über die Mittelverwendung immer gleichzeitig eine **Finanzierungsfunktion** verbunden, die prinzipiell unterschiedlichen Bereichen zugutekommen kann. Es ist allerdings nicht immer entscheidbar, welche Intention des Staates bei der Einführung einer Umweltabgabe dominiert (hat). Häufig bestehen Verbindungen zwischen Lenkungs- und Finanzierungsaspekten: Zum Beispiel kann der Lenkungseffekt einer Abgabe durch gezielte Verwendung des Abgabeaufkommens verstärkt werden.⁴ Zur Beurteilung der Gesamtwirkung einer Umweltabgabe müssen daher außer den Wirkungen aus der Abgabenerhebung immer auch die Wirkungen aus der Verwendung des Abgabeaufkommens herangezogen werden. Je nach Verwendung des Abgabeaufkommens können sich direkte umweltrelevante Wirkungen ergeben, z.B. durch die Finanzierung von umweltentlastenden Maßnahmen,⁵ aber auch ganz andere wirtschaftspolitisch relevante Wirkungen wie Wachstums-, Innovations- und Beschäftigungseffekte in den mit diesen Mitteln geförderten Bereichen, die ihrerseits wieder (gewissermaßen sekundäre, also indirekte) umweltrelevante Wirkungen haben können.

2.2 Formen der Ausgestaltung von Umweltabgaben und ihre Wirkungsweisen

2.2.1 Typologien von Umweltabgaben

Unterschiede in ihrer jeweiligen Lenkungs- und Finanzierungsfunktion kommen sehr deutlich in der folgenden Klassifizierung der Abgaben nach ihrem rechtlichen Charakter zum Ausdruck:⁶

- **Umwelt-Gebühren:** Sie sind Entgelte für eine bestimmte individuell zurechenbare, umweltrelevante Leistung des Staates (z.B. für die Inanspruchnahme öffentlicher Deponien oder Kläranlagen). Ihr Umfang ist proportional zur jeweils erbrachten Leistung.
- **Umwelt-Beiträge:** Sie sind Umlagen zur Finanzierung von staatlichen Umweltschutzeinrichtungen und werden von allen potentiellen Nutzern dieser Einrichtungen erhoben, unabhängig davon, ob und in welchem Umfang sie diese Einrichtungen nutzen.
- **Umwelt-Steuern:** Sie stellen umweltbezogene Zwangsabgaben ohne (direkte) Gegenleistung des Staates dar, deren Aufkommen nicht zweckgebunden ist. Das Aufkommen dient der Finanzierung allgemeiner hoheitlicher Aufgaben des Staates. Unterscheiden lassen sich hier noch⁷
 - *Umwelt-Steuern mit fiskalischer Zielsetzung*, die primär der Erzielung von Staatseinkünften (ohne Zweckbindung) dienen und nicht der umweltpolitischen Verhaltenssteuerung, und

⁴ Vgl. CANSIER (1993), S. 136.

⁵ Vgl. CANSIER (1993), S. 184f.

⁶ Vgl. SPRENGER/KÖRNER/PASKUY/WACKERBAUER (1994), S. 18ff.

⁷ Vgl. SPRENGER/KÖRNER/PASKUY/WACKERBAUER (1994), S. 23.

- *Umweltschutzfinanzierungssteuern*, deren einziger Zweck es ist, staatliche Umweltschutzmaßnahmen aus dem Steueraufkommen zu finanzieren.
- **Umweltabgaben i.e.S. bzw. Umwelt-Sonderabgaben:** Hierunter werden umweltbezogene Zwangsabgaben verstanden, die der Staat von einer homogenen Bevölkerungsgruppe erhebt, die mit dem Abgabetatbestand in klarem sächlichem Zusammenhang steht und der auch das Abgabeaufkommen gruppennützig zugutekommt. Mit einer Sonderabgabe ist also i.a. eine Zweckbindung des Aufkommens verbunden. Unterschieden werden hier⁸
 - *Anreiz- oder Lenkungsabgaben*, die die Abgabepflichtigen durch die Abgabe selbst zu einer gewünschten Verhaltensänderung veranlassen sollen und an unterschiedlichen Tatbeständen bzw. Bemessungsgrundlagen (z.B. Schadstoffemissionen, Indikatoren der Umweltbeanspruchung, Produkte, Inputs, angreifen, und
 - *Finanzierungsabgaben*, deren umweltentlastende Wirkung nicht durch die Abgabe selbst, sondern durch die Verwendung des Abgabeaufkommens angestrebt wird.
- **Umweltschutzinduzierte Subventionen:** Sie stellen zweckgebundene, finanzielle Vorteile dar, die der Staat jeweils einer Gruppe von wirtschaftlichen Akteuren für von ihnen geplante oder durchgeführte Umweltschutzmaßnahmen gewährt. Hierunter fallen⁹
 - *Zuschüsse*, die i.d.R. als verlorene Zuschüsse unter der Bedingung einer gewissen Eigenbeteiligung den Akteuren gewährt werden;
 - *Zuwendungen*, die unter gewissen Bedingungen (bei einer gewissen Eigenbeteiligung) ganz oder teilweise zurückgezahlt werden müssen;
 - *zurückzahlende Darlehen*, die mit Zinsvergünstigungen zur Verfügung gestellt werden;
 - *Steuervergünstigungen* in Form einer Steuerspreizung für unterschiedlich umweltbelastende Tatbestände und einer steuerlichen Absetzbarkeit von bestimmten Aufwendungen für den Umweltschutz und Gewährung von Sonderabschreibungsmöglichkeiten (z.B. für Umweltschutzinvestitionen);
 - *versteckte Subventionen* in Form nicht-kostendeckender Gebühren für Entsorgungsleistungen der öffentlichen Hand.

Umweltschutz-Subventionen stellen zwar im finanzwissenschaftlichen Sinne keine Umweltabgaben dar,¹⁰ sie können aber (zumindest in der Form staatlicher Transfers an Haushalte oder Unternehmen) als negative Umweltabgaben interpretiert werden, was ihre Aufnahme in der obigen Systematik rechtfertigt.

Die Unterscheidung zwischen Umwelt-Steuern („Öko-Steuern“) und Umwelt-Sonderabgaben ist wichtig im Zusammenhang mit Vorschlägen zu einer umfassenden, umweltorientierten Steuerreform.¹¹ Diese sehen vor, daß sich künftig das gesamte System der Steuern, Sonder-

⁸ Vgl. SPRENGER/KÖRNER/PASKUY/WACKERBAUER (1994), S. 20.

⁹ S. WICKE (1993), S. 358f.

¹⁰ Vgl. HANSJÜRGENS (1992), S. 20.

¹¹ S. TEUFEL (1988), NUTZINGER/ZAHRNT (1989), NUTZINGER/ZAHRNT (1990), DIW (1994).

abgaben, Gebühren und Beiträge auch an ökologischen Kriterien orientiert¹² und sich ein Großteil des zukünftigen Steueraufkommens aus Umwelt-Steuern zusammensetzt. Neben den damit ausgelösten ökologischen Lenkungseffekten zielen diese Vorschläge auf eine starke Entlastung anderer Steuerarten, insbesondere der Lohn- und Einkommensteuer ab (Aufkommensneutralität), was also gleichzeitig eine gesicherte Finanzierungsfunktion dieser Umwelt-Steuern voraussetzt. Von der dadurch ermöglichten Verbilligung des Produktionsfaktors Arbeit werden von den Befürwortern vor allem Entlastungen des Systems der Sozialen Sicherung, (damit) weitreichende, positive Beschäftigungseffekte und ein Vorantreiben des technischen Fortschritts (insbesondere in der Umwelttechnik) erwartet (sogenannte Double-Dividend-Hypothese).

Nach dem Bemessungsgegenstand lassen sich unterscheiden:

- **Abgaben auf (Rest-)Emissionen i.e.S.**¹³ (z.B. CO₂, SO₂, NO_x, Abfälle); Bemessungsgrundlage sind i.a. die an die Umwelt oder an die öffentlichen Entsorgungseinrichtungen abgegebenen (Rest)Emissionsmengen.¹⁴
- **Abgaben auf Produkte oder Inputs von Produkten**, falls mit ihrer Nutzung, Verwertung oder Entsorgung Umweltbelastungen verbunden sind. Diese können durch die Produkte selbst (insgesamt) oder durch die in den Produkten befindlichen problematischen Inhaltsstoffe wie Kohlenstoff, Stickstoff usw. oder durch in die Produkte einfließenden, schützenswerten Ressourcen wie Energie, Wasser, Rohstoffe eintreten. Bemessungsgrundlage ist idealerweise die Menge der problematischen Inhaltsstoffe oder die verbrauchte Ressourcenmenge. Bei Proportionalität zwischen Produktmenge und Menge des problematischen Inhaltsstoffs kann auch die Produktmenge selbst als Bemessungsgrundlage gewählt werden und eine entsprechende Emissionsabgabe (die den problematischen Inhaltsstoff als Emission betrifft) ersetzen, was meist mit weit geringerem Meß- und Kontrollaufwand verbunden ist.¹⁵
- **Abgaben auf räumliche Nutzungen**, z.B. die Inanspruchnahme von Flächen für bestimmte, umweltbelastende Nutzungen.¹⁶

¹² In welchem geringem Maße das bis heute der Fall ist, wie ökologisch kontraproduktiv sogar viele Regelungen im deutschen Steuerrecht sind, zeigt die Studie von TRIEBSWETTER/FRANKE/SPRENGER (1994).

¹³ Da in dieser Arbeit konsequent auch Produkte selbst als (potentielle bzw. zukünftige) Emissionen angesehen werden, sollen Emissionsabgaben i.e.S. und die Produktabgaben zusammen als Emissionsabgaben i.w.S. bezeichnet werden.

¹⁴ Streng genommen, ist das nicht immer richtig: So wird die Gebühr für die Hausmüllentsorgung, hier interpretiert als Abgabe für Hausmüll, i.d.R. nicht an der tatsächlichen Abfallmenge orientiert, sondern (aus Praktikabilitätsgründen) am Volumen des geleerten Abfallbehälters und an der Anzahl der Abholungsvorgänge.

¹⁵ S. MICHAELIS (1996), S. 30.

¹⁶ Sie werden im folgenden nicht weiter betrachtet, da sie nicht als solche zu stofflichen Emissionen führen.

2.2.2 Lenkungswirkung der verschiedenen Formen von Umweltabgaben

Gebühren und Beiträge:

Der Lenkungseffekt von Gebühren und Beiträgen muß sehr zurückhaltend beurteilt werden. Zwar kann die öffentliche Hand (einschließlich Zweckverbänden) mit der Gebührenhöhe etwa für die Abfall- und Abwasserentsorgung gewisse Anreize zur Einsparung von stofflichen Emissionen geben. Da die öffentlichen Entsorgungseinrichtungen aber dem Prinzip der Kostendeckung unterworfen sind, erfüllen Gebühren und Beiträge in erster Linie eine Finanzierungsfunktion, und für die Gebühren- und Beitragsgestaltung ist ein enger Rahmen gesteckt.^{17, 18}

Ein zusätzliches Problem ergibt sich durch den (auch aus Umweltschutzgründen) immer größer werdenden Investitionsbedarf der Entsorgungseinrichtungen (z.B. Müllverbrennungsanlagen, Deponien, Klärwerke). Dieser hat zur Folge, daß ein immer größer werdender Anteil der Kosten der öffentlichen Hand Fixkosten darstellt mit dem für den Emittenten unangenehmen Resultat, daß die Gebühren pro Leistungseinheit zur Kostendeckung beim Absinken der Emissionen praktisch zwangsläufig steigen müssen. Für den Emittenten entsteht so der psychologisch sehr nachteilige Eindruck, für seine Emissionsminderungsanstrengungen (finanziell) bestraft zu werden.¹⁹ In diesem Fall kommt es also zu einem deutlichen Konflikt zwischen Lenkungs- und Finanzierungsfunktion. Man erkennt ferner daran, wie wichtig und schwierig die richtige Dimensionierung gerade der zentralen, öffentlichen Entsorgungseinrichtungen²⁰ ist: Sie legt über einen langen Zeitraum sowohl die Kapazitäten als auch die Finanzierungsmittel fest, die aufgebracht werden müssen, während sich die Emissionen u.U. innerhalb recht kurzer Zeit verändern können, was ja bei einer Emissionsminderung auch gerade umweltpolitisch begrüßenswert ist.

Übrigens muß selbst bei größerer Freiheit in der Gebührengestaltung bekanntermaßen mit diesem Instrument vorsichtig umgegangen werden: Denn hohe Gebühren rufen gerade im Entsorgungsbereich, dessen Material aus einer großen Zahl von Quellen stammt, schwer verhinderbare, illegale Ausweichreaktionen (z.B. wilde Deponierung) hervor, für deren

¹⁷ Zu verschiedenen Anforderungen bzw. Grundsätzen, die ein Gebührensystem nach dem Gebührenrecht erfüllen muß, s. HANSJÜRGENS (1992), S. 110ff., und SCHULDT (1993), S. 133.

¹⁸ Ein gewisser Gestaltungsspielraum ist z.B. dadurch vorhanden, daß auch soziale Kosten und Kosten für die Zukunftsvorsorge in die Kalkulation einbezogen werden könnten, für deren Berechnung unterschiedliche Methoden heranziehbar sind.

¹⁹ Diesem Effekt wird meist dadurch entgegengetreten, daß sämtliche oder ein Großteil der Fixkosten als Beiträge bzw. „Grundgebühren“ (also nutzungsunabhängig) auf alle potentiellen Nutzer des entsprechenden Gebietes umgelegt werden. Die Gebühren, die dann nur noch die variablen Kosten abdecken müssen bzw. dürfen, können so streng nutzungsabhängig gestaltet werden. Wegen des überragenden Anteils der Fixkosten (und damit der Beiträge zu ihrer Deckung) sind dann die Gebührensätze aber auch entsprechend niedrig und bieten nur noch entsprechend bescheidene Anreize zur Emissionsreduzierung. Zudem muß für die Umlage der Fixkosten auf die potentiellen Nutzer ein geeigneter Verteilungsschlüssel gefunden werden (z.B. Verteilung auf Haushalte oder Personen), dem dann wegen des überragenden Anteils der Fixkosten ganz besondere Bedeutung zukommt.

²⁰ Selbstverständlich gilt das auch für private Entsorgungseinrichtungen.

Beseitigung wieder erhebliche Finanzierungsmittel erforderlich sind, die entweder aus allgemeinen Steuermitteln oder aus Umweltabgaben aufgebracht werden müssen.

Umwelt-Steuern:

Um die Finanzierungsaufgaben kontinuierlich und sicher erfüllen zu können, müssen sie grundsätzlich an schwer vermeidbaren Umwelttatbeständen ansetzen (Aufkommenssicherheit),²¹ womit die nicht erfolgreiche Erfüllung der Lenkungsfunktion geradezu einkalkuliert ist. Stellen sich aber (gewissermaßen als Nebeneffekt) doch starke Lenkungswirkungen (hier in Form von Emissionsreduzierungen) ein, so müssen entweder neue Finanzierungsquellen erschlossen oder die Steuersätze angehoben werden.

Umweltabgaben i.e.S. bzw. Emissions-Abgaben i.w.S. :

Als Lenkungsabgaben können sie folgende umweltrelevante Wirkungen haben:²²

- Ausweich- und Anpassungsreaktionen der Abgabepflichtigen:
Sie können (im Fall von Unternehmen) kurz- oder mittelfristig auf andere (nicht abgabenbelastete) Inputs ausweichen und die von ihnen angebotene Produktpalette verändern, mittel- bis langfristig in emissionsärmere Technologien investieren oder zusätzliche Emissionsminderungsmaßnahmen ergreifen. Erstreckt sich die Abgabepflicht nicht auf die Gesamtpalette umweltschädlicher Emissionen oder nicht auf alle potentiellen Standorte, so können diese Ausweichreaktionen u.U. im Saldo sogar zu zusätzlichen Umweltbelastungen führen. Investitionen in umweltfreundliche Techniken und Emissionsminderungstechniken stärken die Umwelttechnik-Branche und geben Anreize zu Innovationen. Der typische Investitionsmix ändert sich mit umweltrelevanten Folgen, die nur im jeweiligen Einzelfall abgeschätzt werden können.²³
- Rückgang in der Nachfrage nach den umweltbelastenden Stoffen und Produkten, auf deren Preise die Abgabe überwältigt wird:
Falls die Abgabekosten nicht durch Kosteneinsparungen an anderer Stelle (z.B. durch Energiesparmaßnahmen) aufgefangen werden können, wird ein abgabepflichtiges Unternehmen versuchen, die Abgabe auf die Preise der von ihm hergestellten Güter zu überwälzen. Der Preisanstieg hat im Normalfall einen Nachfragerückgang zur Folge, auf den das Unternehmen mit einer Reduktion des Angebots der teurer gewordenen Güter reagieren muß. Entstehen die Emissionen, auf die sich die Abgabe richtet, beim Konsum der Güter, so tritt die Emissionsminderung direkt durch den Nachfragerückgang ein. Entstehen die

²¹ Vgl. SPRENGER/KÖRNER/PASKUY/WACKERBAUER (1994), S. 25.

²² Bei den folgenden Argumentationen wird weitgehend SPRENGER/KÖRNER/PASKUY/WACKERBAUER (1994), S. 26ff., gefolgt.

²³ So hat die Einführung der platinbeschichteten Katalysatoren in den Kfz zu einer Intensivierung der sehr umweltbelastenden Platingewinnung in Rußland geführt. In gewisser Weise ist es damit zu einer räumlichen und medialen Verlagerung der Emissionen gekommen, s. HOCHFELD (1997), WIEDMANN (1998).

Emissionen bei der Produktion der Güter, so kommt es auf dem Umweg des erzwungenen Angebotsrückgangs zur Emissionsminderung.

Ob überhaupt eine Emissionsminderung eintritt und in welchem Ausmaß, ist allerdings abhängig davon, auf welche Güter und in welchem Umfang die Abgabe überwältzt wird und wie stark die Nachfrage auf die Preisveränderung reagiert (also von der Preiselastizität der betroffenen Güter). Wird beispielsweise die Abgabe auf umweltfreundliche Güter überwältzt, deren Produktion oder Konsum keine abgabepflichtigen Emissionen frei setzt (sogenannte „schräge Überwälzung“), so wird es überhaupt keinen emissionsmindernden Effekt geben, bei teilweiser schräger Überwälzung einen geringen. Attraktiv ist für ein Unternehmen die Schrägüberwälzung besonders dann, wenn die Preiselastizität der Nachfrage nach umweltfreundlicheren Gütern kleiner ist als die nach den abgabepflichtigen, umweltbelastenden.²⁴ Bei geringer Preiselastizität der Nachfrage der abgabepflichtigen Güter (z.B. als Folge fehlender Substitute) hat auch eine vollkommene Überwälzung der Abgabe auf deren Preise nur einen geringen Rückgang der Nachfrage und damit der Emissionen durch diese Güter zur Folge. Tendenziell muß mit einer Verringerung der Preiselastizität bei steigenden Einkommen gerechnet werden. In einer solchen Situation (wie sie in den meisten entwickelten Ländern herrscht) kann die angestrebte Emissionsenkung höchstens mit einem relativ hohen Abgabesatz erreicht werden. Die Überwälzbarkeit selbst hängt von der Konkurrenzsituation auf dem betreffenden Markt ab: Je vollkommener der Markt ist, um so schwieriger wird die Überwälzung sein.

Als Ergebnis zeigt sich, daß die Lenkungswirkung von Umweltabgaben durch Unsicherheiten in der langen (intendierten) Wirkungskette Abgabe - Preiserhöhung - Nachfragesenkung - Produktionseinschränkung - Emissionsreduzierung unsicher ist.

- Einkommensentzug bei denjenigen, die die Abgabe letztlich zu tragen haben (je nach Überwälzung, s.o.):
Je nach Reaktion darauf können sich durch verändertes Konsumverhalten der Betroffenen im Saldo sowohl Entlastungen wie zusätzliche Belastungen ergeben.

Die Verwendung des Abgabeaufkommens verursacht ebenfalls Umweltwirkungen, die von der Art der Zweckbindung der Abgabe abhängen. Wird das Abgabeaufkommen für die Unterstützung weiterer Maßnahmen zur Emissionsreduzierung verwendet, so kann die Lenkungswirkung der Abgabe bedeutend verstärkt werden.

Emissionsabgaben i.e.S. als Lenkungsabgaben lassen sich unterschiedlich gestalten. Die häufigste Ausprägung ist die der **Restemissionsabgabe**. Hierbei wird vom Emittenten die Einhaltung eines bestimmten Mindest(reinigungs)standards bzgl. eines bestimmten Schadstoffs oder einer Schadstoffgruppe gefordert und eine Abgabe auf die noch verbleibende Restemission erhoben.²⁵ Diese Regelung besteht also aus der Kombination einer Auflage mit einer Abgabe, ist also ein typisches Mischinstrument. Die Auflage für jeden Emittenten, einen

²⁴ Vgl. SPRENGER/KÖRNER/PASKUY/WACKERBAUER (1994), S. 28.

²⁵ Die Gesamtemission bei Einhaltung des Mindeststandards muß freilich höher sein als das staatliche Gesamtemissionsziel; sonst hätte ein positiver Abgabesatz nicht mehr den (unterstellten) Sinn der Erfüllung (nur) des niedrigeren Gesamtemissionsziels.

gewissen Mindestreinigungsstandard einzuhalten, ist als Maßnahme zur Verhinderung von unakzeptablen Belastungskonzentrationen innerhalb eines Gebietes („hot spots“) zu sehen. Die Forderung nach Einhaltung von Mindeststandards hat durch den ihr innewohnenden Gerechtigkeitsgehalt eine starke normative Kraft.

Wie schon in Abschnitt 2.1 beschrieben, animiert eine Restemissionsabgabe den Emittenten zur Abwägung, in welchem Umfang er emittieren bzw. Emissionen reduzieren soll:

Kosten entstehen dem Emittenten nämlich durch Maßnahmen zur Emissionsreduzierung (mindestens bis zur Einhaltung des geforderten Standards) und andererseits durch die Abgabe auf die Restemission. Liegt der Abgabesatz über (unter) den Kosten zur zusätzlichen Verringerung der Emission einer Schadstoffeinheit, so ist es für den Emittenten billiger (teurer), diese Einheit nicht zu emittieren. Verhält sich der Emittent als Kostenminimierer, dann wird er also solange Emissionsminderungsmaßnahmen ergreifen, bis die Grenzkosten der Emissionsminderung gerade so hoch sind wie der Abgabesatz. Emittenten, bei denen die Emissionsminderungs(grenz)kosten niedrig sind, werden also umfangreichere Emissionsvermeidungsmaßnahmen ergreifen als solche, bei denen diese (Grenz)Kosten hoch sind. Restemissionsabgaben liefern also ökonomische Anreize, Umweltschutz (hier in Form der Emissionsminderung) besonders dort zu betreiben, wo er besonders billig ist. Das Gesamtemissionsziel kann dadurch mit minimalen Gesamtemissionsminderungskosten (des gesamten Emittentensektors) erreicht werden. Damit haben Restemissionsabgaben die Eigenschaft der (statischen) ökonomischen Effizienz.²⁶ Je höher allerdings der von allen Emittenten einzuhaltende Mindeststandard ist, je mehr also auch Emittenten ihre Emissionen reduzieren müssen, bei denen das teuer ist, desto höher werden die Emissionsminderungskosten des gesamten Emittentensektors. Am niedrigsten sind sie, wenn überhaupt kein Mindeststandard gefordert wird.²⁷

Wesentliches Gestaltungsmerkmal einer Restemissionsabgabe ist ferner, daß sie zu einem Abfluß von finanziellen Mitteln an den Staat aus dem Emittentensektor führt. Wird die Restemissionsabgabe als Sonderabgabe erhoben, so können diese Mittel zur Finanzierung von Zuschüssen für Umweltschutzinvestitionen oder von weiteren umweltpolitischen oder allgemeinen Aufgaben des Staates verwendet werden.

Der Mittelabfluß zum Staat wird von Teilen der Gesellschaft vor allem aus drei Gründen kritisch gesehen:

- Die Abgabenslösung ist für die Emittenten relativ teuer. Zwar führt sie (im Idealfall) zu minimalen Gesamtemissionsminderungskosten (zur Erreichung des Emissionsziels). Neben den Emissionsminderungskosten hat aber jeder Emittent auch noch die ihm für seine Restemission entstehende Abgabe zu zahlen. Die Summe aus beiden Kostenbestandteilen dürfte i.a. bei vielen, u.U. sogar bei allen Emittenten höher liegen als die Kosten einer reinen Auflagenlösung. Sie fordert von jedem Emittenten einen Emissionsminderungs-

²⁶ S. Abschnitt 1.4.

²⁷ Dabei ist natürlich in jedem Fall vorausgesetzt, daß die Emittenten insgesamt durch den Abgabesatz das staatlich gesetzte Gesamtemissionsziel einhalten.

standard, der die Erreichung desselben Gesamtemissionsziels erzwingt.^{28,29} Es läßt sich zeigen, daß die Wahrscheinlichkeit einer billigeren Auflagenlösung umso größer ist, je ähnlicher die Emissionsminderungskostenverläufe der Emittenten sind.

- Das Abgabeaufkommen wird dem privaten Sektor entzogen und steht nicht (direkt) zu Investitions- oder Konsumzwecken zur Verfügung, mit allen sich daraus ergebenden negativen Effekten.³⁰
- Über die Verwendung des Abgabeaufkommens entscheidet der Staat. Damit ist eine Ausweitung staatlicher Einflußnahmemöglichkeit verbunden. Versickerungseffekte sind wahrscheinlich.

Verhindert oder reduziert werden können die ersten beiden Effekte dadurch, daß das Abgabeaufkommen ganz oder teilweise vom Staat an die Emittenten oder an die gesamte Bevölkerung zurückverteilt wird. Unter Beibehaltung der Anreizwirkung und damit der ökonomischen Effizienz der Abgabe kann dies z.B. durch eine pauschale Rückvergütung pro Beschäftigten der emittierenden Betriebe oder pro Kopf der Bevölkerung erreicht werden. Je nach Absicht der Aufkommenverwendung muß die Abgabe als Steuer oder als Sonderabgabe gestaltet sein.

Ein Abfluß an finanziellen Mitteln vom Unternehmenssektor an den Staat kann (bei Erhalt der Anreizwirkung und damit der ökonomischen Effizienz) auch durch ein aufkommensneutrales Bonus-Malus-System verhindert werden: Emittenten müssen für jede Schadstoffeinheit, mit der sie einen gewissen Standard überschreiten, eine Abgabe bezahlen, erhalten aber umgekehrt für jede Schadstoffeinheit, mit der sie den Standard unterschreiten, einen entsprechenden Geldbetrag erstattet.

Subventionen:

Umweltschutz-Subventionen lassen sich als Gegenleistung des Staates für den vollständigen oder teilweisen Verzicht auf Umweltbelastungen seitens eines wirtschaftlichen Akteurs auffassen. Insofern stellen offene und versteckte Subventionen eine Abkehr vom Verursacherprinzip dar: Die Umweltentlastung wird z.T. aus öffentlichen Mitteln und damit nach dem Gemeinlastprinzip finanziert. Durch die Übernahme eines Teils von zusätzlichen Aufwendungen für den Umweltschutz (oder den Verzicht auf gewisse Steuerzahlungen) durch die öffentliche Hand werden umweltschutzinduzierte Kostensteigerungen des Investors reduziert oder verhindert. Im günstigsten Fall wird damit verhindert, daß die Produkte des Investors sich aufgrund der Umweltschutzmaßnahme verteuern. Dies verhindert oder reduziert eine umweltschutzinduzierte Verschlechterung der Wettbewerbsposition des betreffenden Akteurs. Gleichen die Subventionen nur die umweltschutzinduzierten Mehrkosten des Produzenten

²⁸ Voraussetzung hierfür ist, daß es bei beiden Lösungen keine Vollzugsdefizite gibt, d.h. daß die Emittenten bei der Abgabelösung ihrer Abgabepflicht in vollem Umfang nachkommen und bei der Auflagenlösung den geforderten Reinigungsstandard auch erfüllen. In der Praxis kann von dieser Voraussetzung nicht (immer) ausgegangen werden.

²⁹ S. CANSIER (1993), S. 183f.

aus, werden keine Anreize zur Bevorzugung umweltfreundlicher Produkte gegenüber umweltbelastenden Produkten gegeben, so daß in diesem Fall von Subventionen auch keine Stimulantien zur Verstärkung der Produktion umweltfreundlich hergestellter Produkte ausgehen. Ferner spiegeln im Fall der Subventionierung die Preise sowohl der relativ umweltfreundlich hergestellten als auch der weniger umweltfreundlich hergestellten Güter die eigentlichen Herstellungskosten nicht wider, geben den Käufern also falsche Signale.

Trotz dieser Fehlsteuerung werden Umweltschutz-Subventionen in Situationen, in denen das Verursacherprinzip nicht angewendet werden kann oder soll, dann als gerechtfertigt angesehen,³¹ wenn

- akute Gefahren sofort bekämpft werden müssen,
- die Verursacher nicht zur Kompensation der Belastungen herangezogen werden können,
- den Verursachern aus Gründen der wirtschaftlichen Zumutbarkeit oder aus wachstums-, beschäftigungs- oder verteilungspolitischen Gründen die finanziellen Lasten, die mit der Verminderung oder Vermeidung der Umweltbelastungen verbunden sind, zumindest in der Anfangsphase nicht aufgebürdet werden sollen oder
- mit den Subventionen die Voraussetzungen für anspruchsvollere Umweltschutzanforderungen geschaffen werden.

2.3 Stärken und Schwächen von Umweltabgaben

Im folgenden wird die Gesamteignung von Umweltabgaben als Instrumente zur Minderung stofflicher Emissionen überprüft.³² Grundlage hierfür sind die in Abschnitt 1.4 genannten Kern-Anforderungen an umweltpolitische Instrumente, nämlich die ökologische Effektivität, die ökonomische Effizienz, die Rechtskonformität, die administrative Praktikabilität, die politische Akzeptanz und die wettbewerbspolitische Unbedenklichkeit. Z.T. wird zurückgegriffen auf die Feststellungen bei der im vorigen Abschnitt vorgenommenen Wirkungsanalyse.

2.3.1 Ökologische Effektivität

Die folgenden Aussagen beziehen sich zunächst im wesentlichen auf (Rest-)Emissionsabgaben.

Ein (für ein bestimmtes Gebiet definiertes) Gesamt-Emissionsziel läßt sich durch eine Abgabe mit einem für alle Emittenten des Gebietes einheitlichen, geeigneten Abgabesatz erreichen.

³⁰ S. CANSIER (1993), S. 184.

³¹ Vgl. z.B. SPRENGER/KÖRNER/PASKUY/WACKERBAUER (1994), S. 227ff.

³² Vgl. u.a. SPRENGER/KÖRNER/PASKUY/WACKERBAUER (1994), S. 30ff.

Der zum Erreichen des Gesamt-Emissionsziels richtige Abgabesatz muß aufgrund mangelnder Informationen über die Emissionsminderungsgrenzkosten der Emittenten in einem Suchprozeß ermittelt und daher u.U. öfter angepaßt werden.³³

Um das Ausweichen auf Substitute mit ähnlich umweltbelastenden Emissionen zu verhindern, sollte die Abgabe (idealerweise) auf alle entsprechenden Emissionsarten erhoben werden.

Führen gleiche Emissionen an verschiedenen Stellen innerhalb eines Gebietes zu unterschiedlichen Immissionen, so müssen zur Einhaltung eines einheitlichen Immissionszieles (und damit einer einheitlichen Mindest-Umweltqualität) in den verschiedenen Regionen des Gebietes unterschiedliche Emissionsstandards festgelegt werden; zu deren Erreichung müßte idealerweise dann auch der Abgabesatz in den verschiedenen Regionen differenziert festgelegt werden. Daraus könnten sich allerdings unerwünschte regionale Wettbewerbsverzerrungen ergeben, und die ungleiche Behandlung der Emittenten wird auf große Widerstände führen.

Um insbesondere bei kleinräumig wirkenden Emissionen starke lokale Emissionskonzentrationen (und damit auch entsprechende Immissionskonzentrationen) zu verhindern, sollten in solchen Fällen (einheitliche) Abgaben höchstens als flankierendes Instrument neben ordnungsrechtlichen Instrumenten eingesetzt werden, die einen Mindest-Immissionsstandard an jedem Raum-Zeit-Punkt garantieren.³⁴

Die durch eine Abgabe entstehende zusätzliche Kostenbelastung kann wegen der zunehmenden Mobilität der Produktionsfaktoren eine Tendenz zur Abwanderung emissionsintensiver Branchen in Länder mit vergleichsweise geringer Umweltschutzkostenbelastung verstärken. Geschieht dies, so kommt es lediglich zu einer Verlagerung der Emissionen vom Inland ins Ausland, die sogar zu einer Steigerung der Gesamtemissionen führen kann, wenn die verlagerte Produktion im Ausland emissionsintensiver ist als zuvor im Inland und im Ausland nicht noch emissionsintensivere Betriebe verdrängt.³⁵ Rufen die Emissionen nur lokale Umweltbelastungen hervor, so verringern sich zwar die inländischen Umweltbelastungen durch die Verlagerung; insbesondere dann, wenn im betroffenen Ausland die Bevölkerung auf die Festlegung von Umweltschutzziele nicht in demokratischen Prozessen einwirken kann, stellen sich aber Gerechtigkeitsbedenken. Haben die Emissionen globale Umweltbelastungen zur Folge, so ist letztlich mit einer solchen Verlagerung (wegen der Dauer der Transmissionsvorgänge zumindest mittel- bis langfristig betrachtet) auch für das Inland kein Entlastungseffekt verbunden.

Da prinzipiell nicht sicher ist, wie die Emittenten auf eine Abgabe reagieren und außerdem Festlegung und gegebenenfalls Veränderungen des Abgabesatzes nur in einem längeren Prozeß zustandekommen, sind sie kein angemessenes Instrument zur unmittelbaren Gefahrenabwehr. Dies legt auch der Aspekt der Wirkungsschnelligkeit nahe, der für Abgaben aufgrund

³³ Vgl. das über die Festlegung des „richtigen“ Abgabesatzes in Abschnitt 2.3.4 Gesagte.

³⁴ Die Einhaltung von solchen Mindeststandards über ein größeres Gebiet ohne die Gefahr von räumlichen Belastungsspitzen könnte wieder mit räumlich differenzierten Abgabesätzen erreicht werden, die vermutlich politisch schwer durchsetzbar wären, obwohl räumlich differenzierte Preise nichts Ungewöhnliches sind.

³⁵ Ein Mittel, um diesen Effekt zu verhindern, besteht im Initiieren von Selbstverpflichtungen der Unternehmen, im Ausland bestimmte Mindestemissionsstandards einzuhalten. Die Überwachung der in diesem Fall gemachten Zusagen ist aber i.a. schwierig.

der langen Wirkungskette meist als ungünstiger beurteilt wird als für Auflagen.³⁶ Allerdings ist zu berücksichtigen,³⁷ daß bei der Einführung oder Veränderung von Auflagen für Altanlagen häufig ein Bestandsschutz eingeräumt wird, der für eine oft längere Übergangszeit den Altanlagen deutlich geringere Anforderungen in der Emissionsminderung abverlangt als Neuanlagen; dieser Bestandsschutz verringert bzw. verzögert den Anreiz zu (technischen) Innovationen. Demgegenüber geht von Abgaben, die von allen Emittenten erhoben werden, ein sofortiger Innovationsanreiz auf alle Anlagenbetreiber aus.

Stammen die zu reduzierenden Emissionen aus einer großen Zahl von Quellen (diffuse Emittentenstruktur), so ist zu erwarten, daß die Gefahr von Vollzugsdefiziten bei Auflagen wegen des höheren Kontrollaufwands größer ist als bei Abgaben.³⁸ Zu den Vollzugsdefiziten bei den Emittenten kommen insbesondere bei Auflagen die rechtlichen Vollzugsprobleme seitens der normengebenden Institutionen, die (bei Auflagen) meist ein umfangreiches untergesetzliches Regelwerk erstellen müssen, wobei es aus einer Fülle von Gründen zu z.T. langwierigen Verzögerungen und Entschärfungen der Regelungen (auch im Prozeß der Umsetzung) kommen kann.³⁹

Abgaben bieten den Emittenten einen ständigen finanziellen Anreiz zur weiteren Absenkung der (Rest)Emission, insbesondere durch geeignete technische Entwicklungen bei Produktionsprozessen und Produkten. Sie können daher nicht nur zur Erreichung bestimmter Emissions- bzw. Immissionsziele bzw. -grenzwerte eingesetzt werden: Sie sind ein Instrument zur ständigen, gefahrenunabhängigen Reduzierung von Emissionen. Im Zusammenhang mit Grenzwerten, die nur in seltenen Fällen auf gesicherten naturwissenschaftlichen Erkenntnissen festgelegt sind,⁴⁰ ist das ein ganz wichtiger Vorsorgeaspekt.⁴¹

Wie die Erfahrung mit der Abwasserabgabe lehrt, kann bereits die Ankündigung einer (neu zu erhebenden) Abgabe einen Signaleffekt bewirken, der sich darin äußert, daß verschiedene Emittenten schon vor der tatsächlichen Erhebung der Abgabe Emissionsminderungsmaßnahmen ergreifen.⁴²

Um die Anreizeffekte zu sichern, muß der Abgabesatz von Zeit zu Zeit der Inflation-entwicklung angepaßt werden.

2.3.2 Ökonomische Effizienz

Ein staatlicherseits festgelegtes Gesamt-Emissionsziel läßt sich (im Idealfall, d.h. insbesondere bei Wahl des richtigen Abgabesatzes und unter den Bedingungen eines vollkommenen

³⁶ Vgl. WICKE (1993), S. 439.

³⁷ S. MICHAELIS (1996), S. 39f.

³⁸ S. MICHAELIS (1996), S. 109ff.

³⁹ Vgl. LAHL (1993), LAHL/ZESCHMAR-LAHL (1995).

⁴⁰ Vgl. KORTENKAMP/GRAHL/GRIMME (1989), GRIMME/ALTENBURGER/BÖDEKER (1995), S. 135, BALLSCHMITER/WIEDMANN (1998), S. 5.

⁴¹ S. SPRENGER/KÖRNER/PASKUY/WACKERBAUER (1994), S. 35.

Wettbewerbs) mit minimalen Gesamt-Emissionsminderungskosten erreichen (statische ökonomische Effizienz).

Die gegenüber einer entsprechenden (pauschalen) Auflagenpolitik möglichen volkswirtschaftlichen Einsparungen bei den Emissionsminderungskosten bei einer Abgabe sind umso höher, je unterschiedlicher die individuellen Emissionsminderungsgrenzkosten der einzelnen Emittenten sind. Diese volkswirtschaftlichen Einsparungen könnten zur Realisierung anspruchsvollerer Emissionsziele verwendet werden. Dies kann noch verstärkt werden durch eine geeignete Verwendung des Abgabeaufkommens.

Es läßt sich zeigen, daß die Anreizwirkung zur Einführung weitergehender, emissionsvermeidender Techniken größer ist als bei einer vergleichbaren Auflage.⁴³

Allerdings ist eine Restemissions-Abgabe i.d.R. ein für den Emittentensektor (und oft auch für jeden einzelnen Emittenten) teureres Instrument als eine (zum selben Emissionsziel führende) Auflage, da die Emittenten neben den Emissionsminderungskosten noch die Abgabekosten für die Restemission zu tragen haben. In der Summe werden dem Emittentensektor mehr finanzielle Mittel entzogen. Dies kann aber durch eine geeignete Rückverteilung des Abgabeaufkommens ohne Verlust der Anreizwirkung vermieden werden. Auf jeden Fall entstehen Verwaltungskosten, die entweder aus dem Abgabeaufkommen (und damit von den Emittenten) oder aus Steuermitteln (und damit von der Gesamtgesellschaft) bezahlt werden müssen. Sie wachsen mit der Zahl der Emittenten.

Auf der anderen Seite kann der zusätzliche Kostendruck durch eine Umweltabgabe (oder andere ökonomische Instrumente) Suchprozesse nach Kosteneinsparpotentialen auslösen. Sie können Abgabebelastungen weitgehend kompensieren oder gar überkompensieren. Hierfür gibt es eine Vielzahl von empirischen Beispielen.⁴⁴

2.3.3 Rechtskonformität

Umweltschutzbezogene Abgaben als Gebühren, Beiträge und Steuern werden, bezogen auf den nationalen Bereich, rechtlich nicht prinzipiell als problematisch eingeschätzt.^{45, 46}

Neben diesbezüglichen nationalen, verfassungsrechtlichen Zulässigkeits-Anforderungen⁴⁷ (die z.B. die Einführung von sogenannten Erdrosselungsabgaben verbieten, bei denen die Abgabenhöhe einem Verbot der Emission gleichkommt) müssen aber die rechtlichen Rahmenbe-

⁴² Vgl. SPRENGER/KÖRNER/PASKUY/WACKERBAUER (1994), S. 34. Deutlich konstatiert wurde diese Ankündigungswirkung im Zusammenhang mit der Einführung der deutschen Abwasserabgabe, s. EWINGMANN/KIBAT/SCHAFHAUSEN et al. (1980) und SPRENGER/PUPETER (1980).

⁴³ Vgl. CANSIER (1996), S. 171.

⁴⁴ S. etwa PIEROTH/WICKE (1988), WINTER (1993), MAJER (1995).

⁴⁵ Vgl. SPRENGER/KÖRNER/PASKUY/WACKERBAUER. (1994), S. 42f.

⁴⁶ Nach einem jüngst ergangenen Urteil des Bundesverfassungsgerichts sind aber kommunale Verpackungssteuern, die von einzelnen Kommunen zur Verringerung des Abfallvolumens aus Schnellrestaurants und Kantinen erhoben wurden, und die Landesabfallgesetze von Hessen und Baden-Württemberg mit dem Grundrecht auf Berufsfreiheit unvereinbar und nichtig. Hier und in ähnlich gelagerten Fällen ging es auch generell um die Gesetzgebungskompetenz von Kommunen und Ländern in diesem Bereich.

⁴⁷ Eine Übersicht über verfassungsrechtliche Gesichtspunkte von Umweltabgaben bietet KIRCHHOF (1993).

dingungen der Europäischen Gemeinschaft beachtet werden. Zwar haben die Mitgliedsländer nach Art. 100a und Art. 130t die Möglichkeit, schärfere Regelungen im Bereich Umwelt- und Arbeitsschutz zu erlassen als die Gemeinschaft und verstärkte Schutzmaßnahmen zu ergreifen. Dies ist die rechtliche Basis für nationale Alleingänge im Umwelt- (und Arbeits-)Schutz. Schwierigkeiten können sich aber aus den Steuer-Harmonisierungsbestrebungen (Art. 99 EGV) und den Anforderungen zur Verhinderung nichttarifärer Handelshemmnisse (Art. 95 EGV) ergeben.⁴⁸

Wegen Art. 99 EGV und der Selbstverpflichtung der Mitgliedsländer, keine neuen Verbrauchsteuern einzuführen und bestehende nur in Richtung auf die von der EU-Kommission vorgesehenen Durchschnittssteuersätze zu verändern, werden die Chancen zur Einführung neuer nationaler input- und produktbezogener Umweltabgaben als Steuern als gering eingeschätzt. Ähnliches muß auch für Gebühren und Sonderabgaben erwartet werden, obwohl sich auf diese streng genommen die Selbstverpflichtung nicht bezieht.⁴⁹ Damit scheiden (Produkt-) Abgaben als Instrument zur Eindämmung von stofflichen Emissionen in Form von Produkten selbst gegenwärtig praktisch aus; nur bei EU-weiter Einführung wäre dieses Instrument praktikabel. Werden Abgaben wie Steuern behandelt, wäre hierzu die Einstimmigkeit der Mitgliedsländer (Art. 130s) erforderlich.

Abgaben auf Schadstoffemissionen werden kaum in Konflikt mit dem Verbot nichttarifärer Handelshemmnisse nach Art. 95 EGV geraten, weil damit nur inländische Emissionen belastet werden. Diese Gefahr besteht aber durchaus bei input- oder produktbezogenen Abgaben, weil diese sich meist auch auf Produkte beziehen, die in anderen EU-Mitgliedsländern hergestellt werden: Ein Konflikt kann schon dadurch entstehen, daß solche Abgaben auch nur geeignet erscheinen, inländische Produkte gegenüber vergleichbaren ausländischen zu bevorzugen. Eine solche Maßnahme kann unter Berufung auf Art. 100a, Abs. 4, mit dem Hinweis auf wichtige Erfordernisse für den Umweltschutz gerechtfertigt werden, wird dann von der Kommission überprüft, die beim Verdacht des Mißbrauchs unmittelbar den Europäischen Gerichtshof (EuGH) anrufen kann. Erfahrungen liegen in diesem Zusammenhang aber nur mit Verbotsregelungen, also mit der Anwendung des ordnungsrechtlichen Instrumentariums vor, die zeigen, daß die Kommission und der EuGH strenge Maßstäbe anlegen.⁵⁰ Leitlinien der Kommission für die Beurteilung der EU-Konformität finden sich in KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1997), Kap. III.

Insgesamt zeigt die Einführung von CO₂/Energieabgaben in den Niederlanden, Dänemark, Norwegen, Schweden und Finnland Anfang der 90er Jahre, daß einer Einführung einer solchen Abgabe im nationalen Alleingang keine prinzipiellen EU-Hindernisse gegenüberstehen.

⁴⁸ S. MEßERSCHMIDT (1995).

⁴⁹ S. MICHAELIS (1996), S. 143f.

⁵⁰ Beispiele für erfolgreiche input- bzw. produktbezogene nationale Verbote sind das dänische Verbot von Dosen und Einwegflaschen für Bier und Erfrischungsgetränke mit der ausschließlichen Zulassung von Pfandflaschen, s. HEY (1994), S. 113f., und das deutsche PCP-Verbot für Holz- und Lederschutzmittel.

2.3.4 Administrative Praktikabilität

Die erfolgreiche Erhebung einer Emissionsabgabe setzt die laufende Messung der von den einzelnen Emittenten abgegebenen Emissionen voraus. Da dies auch bei allen anderen direkten, emissionsregulierenden Instrumenten (Auflagen, Zertifikaten) der Fall ist, stellt der Meß- bzw. Kontrollaufwand kein differenzierendes Kriterium dar. Da es starke Anreize gibt, die Emissionen niedriger auszuweisen, als sie tatsächlich sind bzw. waren, sollten in jedem Fall die Messungen von unabhängigen Institutionen kontrolliert werden. Der Anreiz zu Falschangaben sollte mit der Androhung (und gegebenenfalls Vollstreckung) von geeigneten Sanktionen genommen werden. Von der Erhebung einer Abgabe auf der Basis einer Selbsteinschätzung der Emissionen durch den Emittenten (wie sie die deutsche Abwasserabgabe vorsieht) muß wegen der Gefahr von Fehlangaben und der damit verbundenen Schwächung der Lenkungswirkung abgeraten werden.

Abgaben stellen insofern ein (im Vergleich zu Auflagen) relativ einfach zu handhabendes Instrument dar, als hierbei auf eine Fülle von Detailregelungen verzichtet werden kann, die bei typischerweise sehr anlagenspezifisch zu gestaltenden Auflagen nötig sind.⁵¹

Die Erhebung der Abgabe wird erleichtert, wenn die Ermittlung der Bemessungsgrundlage technisch einfach ist. Grundsätzlich gilt, daß zur Verminderung von ungewünschten Emissionen die geeignetste Bemessungsgrundlage die Emissionen selbst, also Schadstoffe oder Produkte sind. Im Falle von Produkten können Produktmenge oder Produktpreis in die Bemessungsgrundlage eingehen.

Wird eine Abgabe eingesetzt, um ein klar definiertes Immissionsziel über ein Emissionsreduzierungsziel zu erreichen, so stellen sich erhebliche Informationsprobleme (bzgl. der Transmissionsvorgänge und der Emissionsminderungsgrenzkosten), die in einem Suchprozeß gelöst werden müssen.

Schwierigkeiten bestehen in der Festlegung des „richtigen“ Abgabesatzes. Er soll die Emittenten individuell gerade in solchem Umfang zu Emissionsminderungsmaßnahmen anreizen, daß das staatlich fixierte Gesamtemissionsziel (korrespondierend mit einem Immissionsziel) erreicht wird (Kopplung der Abgabe an das umweltpolitische Ziel). Streng genommen müßte der Staat hierzu die Kostenfunktionen zur Emissionsminderung aller Emittenten kennen. Da dies nicht der Fall ist, wurde propagiert, sich in der Praxis dem richtigen Abgabesatz in einem trial-and-error-Verfahren zu nähern: Führt ein zunächst eingeführter Abgabesatz zum Nichterreichen des Gesamtemissionszieles, so muß der Abgabesatz heraufgesetzt werden, bei Übererfüllung kann er herabgesetzt werden (sogenannter Preis-Standard-Ansatz).⁵² Vom wenig wahrscheinlichen Glücksfall abgesehen, daß schon bei der erstmaligen Festsetzung das Emissionsziel erreicht wird, muß zumindest für eine gewisse Zeit das Verfehlen des Umweltziels bei Wahl einer Abgabenlösung in Kauf genommen werden. Diese Zeitspanne wird um so länger sein, je länger die Anpassungszeiträume sind. Während dieser „Einpendlungszeit“ besteht keine Planungssicherheit für die Emittenten. In der Praxis zeigt sich zudem, daß die

⁵¹ Vgl. ZITTEL (1996), S. 45.

⁵² S. z.B. BAUMOL/OATES (1991).

Korrektur eines einmal festgelegten Abgabesatzes ein politisch schwer durchzusetzender Prozeß ist.⁵³

In aller Regel muß bei der Neueinführung einer Abgabe, insbesondere dann, wenn sie ein etabliertes anderes (z.B. ordnungsrechtliches) Instrument ersetzt oder ergänzt, mit Anlauf- und Übergangsproblemen gerechnet werden.⁵⁴ Dies gilt allerdings auch für alle anderen instrumentellen Innovationen (z.B. Zertifikate, neue Haftungsregelungen, neuartige Kooperationen, Öko-Labeling).

Nicht zuletzt aus historischen Gründen ist die Verwaltung am vertrautesten mit den ordnungsrechtlichen Instrumenten, die bis heute in der Umweltpolitik eine dominierende Rolle spielen. Mittlerweile können Umweltabgaben insgesamt aber nicht mehr als völlig neuartiges Instrument betrachtet werden. Sowohl in Deutschland (insbesondere mit der Abwasserabgabe) als auch in anderen Ländern der EU liegen Erfahrungen mit Umweltabgaben durchaus vor.

2.3.5 Politische Durchsetzbarkeit

Trotz zahlreicher (sehr unterschiedlicher) Vorschläge seitens aller im Deutschen Bundestag vertretenen Parteien zur Einführung von Umwelt-Abgaben (bzw. ganz allgemein von ökonomischen Instrumenten der Umweltpolitik)⁵⁵ haben sich diese bis heute in Deutschland nur in wenigen Ausnahmefällen als Instrument zur Reduzierung stofflicher Emissionen durchgesetzt. Selbst der einzigen, ursprünglich wirklich als Lenkungsabgabe konzipierten deutschen Umwelt-Abgabe, nämlich der Abwasserabgabe, wird keine starke (direkte) Lenkungsfunktion attestiert.⁵⁶ Im wesentlichen läßt sich dies mit der Interessenlage und Durchsetzungsfähigkeit der am Entscheidungsprozeß beteiligten Gruppen der politischen Entscheidungsträger, der Verwaltungen und der Emittenten erklären.⁵⁷

Politische Entscheidungsträger neigen zum Ergreifen öffentlichkeits- (und damit wähler-) wirksamer Maßnahmen. Tendenziell führt das zur Bevorzugung von konfliktvermeidenden Maßnahmen, die eine Aktivität der Entscheidungsträger demonstrieren und deren Wirkungsweise schnell einsichtig ist. Diesbezüglich weisen Ge- und Verbote für sie deutliche Vorteile

⁵³ Erstaunlich ist allerdings, daß in anderen staatlich geregelten Bereichen solche Veränderungen offensichtlich leichter und schneller durchgesetzt werden; Beispiel hierfür ist (zumindest in den letzten Jahren) das Gesundheitswesen, in dem die Eigenleistungen von gesetzlich Versicherten drastisch gestiegen sind. In einer systemimmanent von Preisunsicherheit und ständigen Preisanpassungen geprägten Marktwirtschaftsordnung ist die unbedingte Forderung nach Preiskonstanz nicht sehr überzeugend. Die Planungssicherheit (hier im Zusammenhang mit einer staatlichen Abgabenerhebung) ist allerdings dann eine gewichtige Forderung, wenn die Emissionsminderungen durch Investitionsmaßnahmen erreicht werden müssen, die längerfristige Planungen nötig machen.

⁵⁴ Vgl. SPRENGER/KÖRNER/PASKUY/WACKERBAUER. (1994), S. 144.

⁵⁵ Einen Überblick über die Bedeutung der ökonomischen Instrumente der Umweltpolitik in den Programmen von CDU, SPD, FDP und Grünen gibt ZITTEL (1996), S. 129ff.; ein Überblick über die Konzepte der Bundestagsparteien zu einer „Ökologischen Steuerreform“ findet sich beim SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (1996), S. 326.

⁵⁶ Vgl. für viele ähnliche Bewertungen KARL/RANNÉ (1995).

⁵⁷ Zu dieser Systematik und den folgenden Argumentationslinien s. BENKERT (1994), S. 47ff. und MICHAELIS (1996), S. 91ff.; eine gute Übersicht über die Hemmnisse für die Einführung von Umweltabgaben bietet BENKERT/BUNDE/HANSJÜRGENS (Hrsg.) (1995).

gegenüber Abgaben (und erst recht gegenüber handelbaren Zertifikaten) auf.⁵⁸ Auch das in den letzten Jahren deutlich verstärkte Setzen der Umweltpolitik auf „weiche“ Instrumente, wie Selbstverpflichtungen und andere Kooperationsformen,⁵⁹ läßt sich dadurch erklären.

Die Erarbeitung von Vorschlägen zur Lösung konkreter Umweltprobleme haben die politischen Entscheidungsträger verstärkt in die Hände der (Ministerial)Verwaltung gelegt, die überwiegend juristisch ausgebildet und ökonomischen Anreizinstrumenten gegenüber (noch) wenig aufgeschlossen ist. Essentielle Änderungen der erarbeiteten Entwürfe erweisen sich als schwierig und vorwiegend nur in frühestem Stadium vornehmbar, so daß eine erhebliche Kompetenzverlagerung im Entscheidungsprozeß von den politischen Entscheidungsträgern (Legislative) zur Verwaltung (Exekutive) diagnostiziert wird. Hinzu kommen asymmetrische Einflußnahmemöglichkeiten von Interessenverbänden in frühen Phasen des Entscheidungsprozesses (Anhörungen u.ä.), die im Ergebnis zu einer stärkeren Berücksichtigung der abgaben-kritischen Haltungen geführt haben.⁶⁰ Auch im Vollzug werden Abgaben gegenüber ordnungsrechtlichen Instrumenten Nachteile zugesprochen, weil letztere den Vollzugsbehörden meistens beachtliche Ermessensspielräume einräumen, was ihnen ein erhebliches Machtpotential sichert.⁶¹

Die Emittenten (insbesondere soweit sie Unternehmer sind) und ihre Interessenverbände stehen Abgaben überwiegend stark kritisch gegenüber. Entscheidender Grund hierfür dürfte die schon oben festgestellte Tatsache sein, daß eine Abgabenregelung (obwohl sie gesamtemissionskostenminimierend ist) die Emittenten finanziell stärker belastet als eine entsprechende Auflage (s. Abschnitt 2.3.2). Befürchtet wird aus dieser zusätzlichen Kostenbelastung insbesondere eine Verschlechterung der internationalen Wettbewerbssituation (s. u.), wenn solche Abgaben nicht mindestens EU-weit eingeführt werden.

Diesbezügliche Widerstände könnten durch geeignete Rückerstattungen (Aufkommensneutralität bei vollem Erhalt der Lenkungswirkung) verringert, aber wohl nicht beseitigt werden. Denn einerseits wird es zwangsläufig bei einer aufkommensneutralen Gestaltung der Abgabe Nettoverlierer geben, und andererseits besteht bei vielen wirtschaftlichen Akteuren grundsätzliche Skepsis gegenüber der Verwendung finanzieller Mittel durch den Staat.⁶² Ferner gewährt der mit Auflagen meist verbundene Bestandsschutz für Altanlagen den (vorhandenen) Emittenten Vorteile gegenüber einer Abgabe, die vom Tag der Einführung an alle Emittenten trifft. Allerdings sind auch bei einer Abgabe Ausnahmeregelungen denkbar, die bestimmte Emittenten (zumindest für eine gewisse Übergangszeit und unter bestimmten Bedingungen) von der Abgabepflicht befreien oder ihnen nur eine reduzierte Abgabe abverlangen.⁶³ Auch Subventionen für Umweltschutzinvestitionen, die häufig zum Ausgleich des fehlenden

⁵⁸ s. MICHAELIS (1996), S. 93ff.

⁵⁹ S. Abschnitt 5.3.

⁶⁰ S. SANDHÖVEL (1994a), der zusätzlich die erhebliche Intransparenz der Entscheidungsprozesse bemängelt und ihre Öffnung für neue Kooperations- und Partizipationsverfahren fordert.

⁶¹ S. HOLZINGER (1987), S. 379, und MICHAELIS (1996), S. 97.

⁶² Vgl. SPRENGER/KÖRNER/PASKUY/WACKERBAUER (1994), S. 47f.

⁶³ Solche Ausnahmen werden im Zusammenhang mit der Einführung einer CO₂/Energiesteuer zur Entlastung energieintensiver Produzenten diskutiert. Auch das Abwasserabgabengesetz (§§ 9, 10) räumt Direkteinleitern

Innovationsanreizes flankierend zu Auflagen eingesetzt werden, motivieren das Bevorzugen von Auflagen gegenüber Abgaben seitens der Emittenten.

Auch seitens der Anbieter von Umweltschutztechnologien muß mit einer Präferenz für Umweltschutzauflagen gerechnet werden. Sie bescheren ihnen viel sicherer als eine Abgabe eine staatlich garantierte Mindestnachfrage.⁶⁴

Es muß aber darauf hingewiesen werden, daß diese Argumentation wesentlich auf der Voraussetzung der Einführung vereinzelter Abgaben basiert. Geht es um die Frage der Einführung eines ganzen Umweltabgaben-Systems, wie sie im Rahmen der Vorschläge zu einer umfassenden Ökologischen Steuerreform mit einer Vielfach-Zielsetzung diskutiert wird, müssen neben den angesprochenen direkten Effekten auch die dann ganz wesentlichen, indirekten Effekte berücksichtigt werden, die bei verschiedenen Unternehmen (aber auch bei den übrigen wirtschaftlichen Akteuren) durchaus zu einer Veränderung der Präferenz für Auflagen- oder Abgabeninstrumentarium führen können. So könnten die von einer aufkommensneutralen Ökologischen Steuerreform ausgehenden Lohnnebenkostensenkungen gerade für diejenigen Unternehmen eine überragende Attraktivität bekommen, die aufgrund ihrer Emissionssituation von den Abgaben unterdurchschnittlich (negativ) belastet sind, von den Senkungen der Lohnnebenkosten aber durch ihre arbeitsintensive Produktion überdurchschnittlich profitieren würden.⁶⁵

Die Umweltverbände als weitere starke Interessenvertretung in Deutschland, namentlich der BUND, sind z. T. bereits Ende der 80er Jahre für die Einführung von Umweltabgaben eingetreten und haben die Diskussion über diese Instrumente in breite gesellschaftliche Kreise hineingetragen.⁶⁶ Verstärkt wurde dies durch eine Reihe von Studien und Vorschlägen von Forschungsinstituten, wie dem Umwelt- und Prognoseinstitut, dem DIW und dem Förderverein Ökologische Steuerreform sowie von verschiedenen Wissenschaftlern und Wissenschaftlergruppen.⁶⁷

Als empirischer Befund ergibt sich, daß das Eintreten der letztgenannten Gruppe(n) und zahlloser Wissenschaftler einschließlich des SACHVERSTÄNDIGENRATES⁶⁸ für den verstärkten Einsatz von Umweltabgaben insbesondere als ein das ordnungspolitische Instrumentarium ergänzendes (Lenkungs-)Instrument in der Umweltpolitik bis heute in Deutschland am Widerstand der drei Gruppen der politischen Entscheidungsträger, der Unternehmen und der Verwaltungen gescheitert ist.

erhebliche Reduzierungen der Abgabelast ein, die allerdings an die Erfüllung bestimmter technischer Standards geknüpft und damit auf die Emissionsreduzierung gerichtet sind.

⁶⁴ Vgl. MICHAELIS (1996), S. 102.

⁶⁵ Vgl. MICHAELIS (1996), a.a.O.

⁶⁶ S. u.a. NUTZINGER/ZAHRNT (Hrsg.) (1989), BINSWANGER/NUTZINGER/ZAHRNT (1990).

⁶⁷ S. TEUFEL/GAUCH/BEKER/BAUER/WAGNER (1989), KOHLHAAS/BACH/MEINHARDT et al. (1994), GRETSCHMANN/VOELZKOW (1986), SPRINGMANN (1986), MÜLLER-WITT (1989), GÖRRES/EHRINGHAUS/v.WEIZÄCKER (1994), MAUCH/ITEN/v.WEIZÄCKER/JESINGHAUS (1992).

⁶⁸ S. SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (1996), Tz. 983ff.

2.3.6 Wettbewerbspolitische Unbedenklichkeit

Generell gilt, daß die Erfordernisse des Umweltschutzes dem Wettbewerb eine neue Dimension gegeben haben: Die (relative) Umweltfreundlichkeit von Produktionsprozessen und Produkten ist ein Qualitätsmerkmal geworden, mit dem Unternehmen Wettbewerbsvorteile erringen können. Die Einführung von Umweltabgaben begünstigt umweltfreundlich Produzierende relativ zu weniger umweltfreundlich Produzierenden und fördert damit tendenziell einen typisch marktwirtschaftlichen, auf dem wünschenswerten Kriterium „Umweltfreundlichkeit“ basierenden Selektionsprozeß.⁶⁹ Können die durch die Abgabe entstehenden Zusatzkosten nicht kompensiert werden (z.B. durch Kosteneinsparungen an anderer Stelle, Überwälzung von Kosten, Zufluß von Subventionen, Steuererleichterungen etc.), so werden Grenzbetriebe schneller zur Aufgabe gezwungen.

Es muß aber eingestanden werden, daß die Abschätzung der Wettbewerbswirkungen, wie überhaupt der gesamtwirtschaftlichen Wirkungen, von Umwelt-Abgaben wegen der bereits angesprochenen langen Wirkungskette mit unterschiedlichen Substitutions- und (Schräg-) Überwälzungsmöglichkeiten schwierig ist.⁷⁰ Insofern versteht sich die folgende Darstellung als Beschreibung von Wirkungstendenzen.

Dazu werden einerseits inter- und intrasektorale und andererseits nationale und internationale Wettbewerbswirkungen unterschieden.

Nationale intersektorale Wettbewerbswirkungen:

Zunächst ist festzustellen, daß die Intention von Lenkungsabgaben gerade darin besteht, die Nutzung am Kollektivgut Umwelt mit einem Preis zu belegen, um Anreize zu einem sparsamen Umgang mit diesem Gut zu geben. Geschähe dies nicht (und auch nicht auf anderem Wege als über Abgaben), würden Produzenten, die aufgrund ihrer Produktpalette und ihrer Produktionsprozesse Umweltbereiche nicht als Quelle oder Senke nutzen können, gegenüber Produzenten, die die Umweltbereiche (dann kostenlos) nutzen könnten, benachteiligt sein: Während sie bei der Kalkulation der Preise für ihre Produkte sämtliche Kosten berücksichtigen müssen, brauchten umweltnutzende Produzenten nur einen Teil der (gesamtgemeinschaftlich) entstehenden Produktionskosten in die Kalkulation einzubeziehen (den anderen Teil müßte die Gesellschaft als soziale Kosten tragen). Sie könnten ihre Produkte vergleichsweise zu billig anbieten, was eine umweltnutzungsinduzierte, intersektorale Wettbewerbsverzerrung bedeutete. Es ist gerade ein Zweck von Lenkungsabgaben, solche Wettbewerbsverzerrungen zu unterbinden.

Durch eine einheitliche Umweltabgabe werden Alt- und Neu-Emittenten gleich behandelt, im Unterschied zu Auflagen mit Bestandsschutz für Alt-Emittenten.

⁶⁹ Der kann natürlich auch darin bestehen, daß umweltbelastende Unternehmen ins Ausland abwandern, wenn sie dort zu günstigeren Konditionen produzieren können.

⁷⁰ Vgl. KLEMMER (1990), S. 271.

Intersektorale Wettbewerbsverzerrungen können dann durch Umweltabgaben entstehen, wenn sie nur selektiv für bestimmte und nicht für alle (wesentlichen) Umweltbelastungen eingeführt werden und die anderen Belastungen kostenlos vorgenommen werden dürfen oder wenn die Abgabensätze in sehr unterschiedlichem Ausmaß den Umfang der jeweiligen Umweltbeanspruchung widerspiegeln. Zu verhindern ist das nur durch ein umfassendes umweltpolitisches Regelwerk, wie es bisher in keinem Land realisiert ist.⁷¹

Strenggenommen sind ebenfalls intersektoral wettbewerbsverzerrend solche Regelungen, die bestimmte Sektoren zur Vermeidung von Härten (zumindest übergangsweise) von der Abgabepflicht ausnehmen (wie es in verschiedenen Vorschlägen zur CO₂/Energiesteuer vorgesehen ist).

Nationale intrasektorale Wettbewerbswirkungen:

Eine national erhobene Abgabe belastet alle Abgabepflichtigen pro Emissionseinheit gleich, wenn ein einheitlicher Abgabesatz erhoben wird. Interpretiert man den Abgabesatz als Preis für die inanspruchgenommene Umweltleistung, so resultieren aus einer solchermaßen erhobenen Abgabe keine Wettbewerbsverzerrungen, sofern wirklich alle Emittenten abgabepflichtig sind.⁷² In der Praxis werden allerdings häufiger Kleinemittenten von der Abgabepflicht befreit (wie es z.B. das Abwasserabgabengesetz (AbwAG), §9 Abs. 2, vorsieht), was jedoch weniger mit einer Lenkungsabsicht als mit der Absicht, Verwaltungs- und Kontrollkosten niedrig zu halten, zusammenhängen dürfte.

Auf der anderen Seite sind aufgrund der auch im Umwelttechnikbereich festzustellenden Kostendegression die spezifischen Emissionsminderungsgrenzkosten von großen Produzenten (und damit großen Schadstoffemittenten) i.a. niedriger als die von kleinen oder mittleren Unternehmen. Dies führt zu einer stärkeren Kostenbelastung (pro Produkteinheit) bei kleinen gegenüber großen Unternehmen. Zudem dürften kleine Unternehmen i.d.R. weniger in der Lage sein, solche zusätzlichen Kostenbelastungen zu kompensieren (z.B. durch Schrägüberwälzungen und Subventionen). Dies begünstigt eine Strukturveränderung hin zu größeren Unternehmen, deren Marktanteile innerhalb eines Sektors tendenziell wachsen. Dieser Effekt geht aber genauso von Auflagen und Emissionszertifikaten aus.⁷³

⁷¹ In gewissem Sinne sind heute in Deutschland Hersteller von Produkten, bei deren Herstellung überwiegend feste Emissionen (Abfälle) entstehen, benachteiligt gegenüber Herstellern von Produkten, bei deren Herstellung gasförmige Emissionen (Abgase) entstehen, weil für die Entsorgung von Abfällen grundsätzlich Gebühren anfallen, gasförmige Restemissionen (bei Einhaltung bestimmter Mindeststandards) aber kostenlos abgegeben werden können. Zu einer präziseren Beurteilung müßten allerdings auch die zur Einhaltung der Standards aufzubringenden Emissionsminderungsgrenzkosten miteinbezogen werden (s. CANSIER (1993), S. 224).

⁷² CANSIER (1993), S. 224f., weist darauf hin, daß demgegenüber nach juristischer Auffassung *Wettbewerbsneutralität* einer Abgabe nur dann erreicht wird, wenn sie zur selben Inanspruchnahme von Umweltleistungen führt (und das ist gerade nicht der Fall bei zwei Emittenten, die sich demselben Abgabesatz gegenüber sehen, aber unterschiedliche Emissionsminderungsgrenzkosten haben). Dieser (juristischen) Auffassung wird nicht gefolgt, weil sie auch in anderen ökonomischen Zusammenhängen nicht akzeptiert wird.

⁷³ S. CANSIER (1993), S. 225, der darauf hinweist, daß dieses Phänomen keine Wettbewerbsverzerrung, sondern allenfalls eine Verletzung von wettbewerbspolitischen Zielen darstellt.

Internationale Wettbewerbswirkungen:

Der direkte Effekt der Einführung von Emissions- und Produktabgaben in einem Land besteht in einer stärkeren Kostenbelastung der betroffenen Produzenten. Sofern sie im internationalen Wettbewerb stehen, verschlechtert das ihre Wettbewerbsposition gegenüber Produzenten in Ländern ohne vergleichbare Umweltschutzkostenbelastungen.

Neben den direkten Kostenbelastungseffekten müssen aber auch die direkten Kostenentlastungseffekte von Subventionen (gewissermaßen als Negativ-Abgaben) und die indirekten Kostenentlastungseffekte von Abgaben berücksichtigt werden: In aller Regel initiieren nämlich zusätzlich entstandene Kosten eine intensive Suche nach Kosteneinsparpotentialen und deren Realisierung; zahlreiche Erfolgs-Beispiele hierfür sind bekannt und dokumentiert.⁷⁴ Natürlich bestehen solche Kosteneinsparpotentiale unabhängig von Umweltschutzanforderungen. Die Erfahrung zeigt aber, daß ihre Aufdeckung und Realisierung häufig erst unter besonderem ökonomischen Druck oder unter besonderen ökonomischen Anreizen erfolgt.⁷⁵ Zur Beurteilung des Einflusses der umweltschutzinduzierten Kosten auf die Wettbewerbsfähigkeit kommt es also auf den nur im jeweiligen Einzelfall abschätzbaren Saldo aller direkt und indirekt entstehenden Kosten an.

Empirische Studien⁷⁶ haben keine starken Auswirkungen der bisherigen Umweltpolitik auf die Wettbewerbsfähigkeit eines Landes und nur geringe umweltschutzinduzierte Produktionsverlagerungen feststellen können. Dies wird vorwiegend mit dem im Durchschnitt geringen Anteil der Kosten für den Umweltschutz an den Gesamtkosten der Unternehmen (rd. 2%) und ähnlichen Indikatoren begründet. Dabei muß zugestanden werden, daß sich diese Indikatoren für einzelne Sektoren (z.B. die emissionsintensive Grundstoffgüterindustrie) sehr viel ungünstiger ausnehmen.⁷⁷ Kritisch ist hierzu anzumerken, daß diese relativ positive Beurteilung auch auf die bisher eher moderate, im wesentlichen auflagenorientierte Umweltpolitik der untersuchten Länder zurückgeführt werden kann, mit der es bisher ja nicht umfassend gelungen ist, die Emissionssituation bei einer ganzen Reihe von Schadstoffen und Produkten zu verbessern.⁷⁸ Ferner sagen die durchschnittlichen Kosten nichts über die Grenzkosten für zusätzlichen Umweltschutz aus; es muß davon ausgegangen werden, daß letztere wesentlich höher liegen.⁷⁹ Wie sich die Einführung (zusätzlicher) Umweltabgaben im nationalen Alleingang auf die Wettbewerbsfähigkeit eines Landes auswirken würde, insbesondere wenn sie in der Absicht auf größere Wirksamkeit in größerem Stil, d.h. für eine Reihe von Schadstoffen oder Produkten oder in sehr deutlich fühlbarer Höhe, erhoben würde, kann daraus nicht abgeleitet werden.

Neben den Kosteneffekten von Abgaben müssen zu einer Beurteilung der Wettbewerbswirkungen allerdings auch die Anreizeffekte berücksichtigt werden, die von den Abgaben

⁷⁴ Vgl. PIEROTH/WICKE (1988), WINTER (1993), S. 196ff., MAJER (1995), S. 109ff.

⁷⁵ Ein besonders markantes Beispiel bietet STROBEL/WAGNER (1998).

⁷⁶ Vgl. CROPPER/OATES (1992), OECD (1993), TOBEY (1993), BLAZEJCAZAK/LÖBBE (1992), JAFFE et al. (1995).

⁷⁷ Vgl. WEDER (1997).

⁷⁸ Die markantesten Beispiele sind die CO₂- und die NO_x-Emissionen.

⁷⁹ Vgl. WEDER (1997), S. 124.

ausgehen. Zu diesen zählt vor allem die Stimulation des technischen Fortschritts, also zur Weiterentwicklung von Produktionsverfahren und zur Entwicklung neuer Produkte. Zwar lassen auch diesbezüglich die bisher vorliegenden empirischen Studien keinen deutlichen Zusammenhang zur Wettbewerbsfähigkeit eines Landes erkennen;⁸⁰ klar erkennbar ist aber, daß einerseits einzelne Industrien über umweltschutzinduzierte Nachfrageeffekte Wettbewerbsvorteile haben erzielen können⁸¹ und daß andererseits in Ländern mit relativ hohen Umweltschutzanforderungen der Sektor der Umweltschutztechnik sich in einem stark wachsenden Markt für Güter des technischen Umweltschutzes als wichtiger Wirtschaftszweig mit erheblichen Weltmarktanteilen hat etablieren können.⁸² Zwar ist auch diese Entwicklung der (weltweit) vorrangig ordnungsrechtlichen Umweltpolitik zuzuschreiben, zusätzliche Umweltabgaben dürften diesen Trend aber durch ihren permanenten Anreiz zur weiteren Emissionsminderung mindestens aufrecht erhalten, wenn nicht sogar verstärken. Ländern, die eine Vorreiterrolle im Umweltschutz einnehmen (werden), werden hier sogar besonders gute Chancen (durch Pioniergewinne) zugeschrieben.⁸³ Im Rahmen der Standortdebatte⁸⁴ wird ferner hervorgehoben, daß der Umweltschutz als „weicher“ Standortfaktor“ zunehmendes Gewicht auch bei Unternehmen erhält.⁸⁵

Neuere Modellrechnungen für die Einführung einer CO₂/Energiesteuer⁸⁶ weisen auf Belastungen einzelner Branchen und Struktureffekte, aber auf keine generelle Beeinträchtigung der Wettbewerbsfähigkeit der Gesamtwirtschaft hin. Zudem kann im Falle eines nationalen Alleingangs die Gefahr von negativen Wettbewerbswirkungen auch für besonders betroffene Industriesektoren durch geeignete Ausgestaltung der Abgabe, z.B. durch Abgabenermäßigungen und durch die Rückführung des Abgabeaufkommens nach den Beispielen der CO₂/Energieabgaben in den Niederlanden und den skandinavischen Ländern, gering gehalten werden.⁸⁷ Hierauf wird in Abschnitt 2.5 noch ausführlicher eingegangen.

2.4 Umweltabgaben in Deutschland

Eine ausführliche Darstellung der Umweltabgaben in Deutschland auf Bundes-, Länder- und Gemeindeebene findet sich in DIW (1994) und in SPRENGER/KÖRNER/PASKUY/WACKERBAUER (1994). Im folgenden wird deshalb nur ein knapper Überblick gegeben, der sich auf diese Quellen stützt und neuere Entwicklungen einbezieht.

Erhoben werden in Deutschland Abgaben in den Bereichen:

⁸⁰ Vgl. WEDER (1997), S. 123.

⁸¹ Beispiele finden sich in ENRIGHT/WEDER (Hrsg.) (1995).

⁸² Die OECD prognostiziert, daß das weltweite Umweltschutzmarktvolumen zwischen 1990 und 2000 von 324 Mrd. DM auf ca. 485 Mrd. DM ansteigen wird. Am Weltmarkt für Umweltschutzgüter von 1994 belegte Deutschland mit 18,3% den zweiten Platz hinter den USA (19,0%) und vor Japan (14,1%), s. BUNDES-UMWELTMINISTERIUM (1998), S. 59.

⁸³ S. PORTER (1990).

⁸⁴ Auf diese kann hier nicht näher eingegangen werden.

⁸⁵ Vgl. BLAZEJCZAK/LÖBBE (1992), S. 18ff.

⁸⁶ SCHEELHAASE (1994), S. 307f., MEYER ZU HIMMERN/KIRCHGÄSSNER (1995), S. 74f.

⁸⁷ Vgl. SCHLEGELMILCH (1996) und CANSIER (1998).

- Abfall
- Gewässer
- Luftreinhaltung
- Verkehr
- Naturschutz

Abfall:

Unterschieden werden nach dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG)

- Abfälle zur Entsorgung
- Abfälle zur Verwertung

Abfälle zur Entsorgung sind die einzigen Emissionen, auf die in Deutschland grundsätzlich Abgaben erhoben werden; für die Abfälle zur Verwertung gilt dies nur partiell.

Abfälle zur Entsorgung werden vom Abfallerzeuger den Gebietskörperschaften oder den von ihnen Beauftragten zur Entsorgung (Deponierung, thermischen Behandlung, Kompostierung) überlassen. Diese erheben für die Entsorgungsleistung ein Entgelt, das mengen- oder volumenabhängig in Form von Gebühren und Beiträgen oder einer Kombination von beiden erhoben wird. Die Höhe dieser Gebühren und Beiträge orientiert sich an den Kosten der Entsorgung; insofern handelt es sich um reine Finanzierungsabgaben, die sich von Gemeinde zu Gemeinde beträchtlich unterscheiden können. Zwar sind die Gebühren und Beiträge für die Abfallentsorgung in den letzten Jahren - letztlich wegen des erheblichen Anstiegs der Kosten für die Entsorgung, insbesondere durch verstärkte Umweltschutzanforderungen an die Entsorgungstechnik - bundesweit beträchtlich gestiegen;⁸⁸ es muß aber bezweifelt werden, daß damit ein starker Lenkungseffekt verbunden war; denn die Gebührensätze richten sich i.d.R. weder nach der Abfallmenge (sondern meist nach dem zur Verfügung gestellten Behältervolumen) noch nach dem Entsorgungsweg. Erfolge in der Reduzierung der Abfälle zur Entsorgung sind vor allem durch die immer erfolgreichere getrennte Erfassung der Abfälle zur Verwertung erzielt worden.

Abfälle zur Verwertung sollen nach dem Willen des Gesetzgebers im Stoffkreislauf gehalten werden. Sie sollen getrennt erfaßt und (nach eventueller Behandlung) einer Wiederverwendung zugeführt werden. Um das weitere starke Ansteigen der Abfälle zur Entsorgung aus Verpackungsmaterialien zu unterbinden, hat der Gesetzgeber in der Verpackungsverordnung Rücknahme- und Verwertungspflichten für Transport-, Um- und Verkaufsverpackungen seitens der Hersteller und Vertreiber entsprechender Güter eingeführt. Für Einweg-Getränkeverpackungen und Verpackungen von Wasch- und Reinigungsmitteln und Dispersionsfarben wurde eine Rücknahme- und Pfanderhebungspflicht eingeführt. Diese Pflichten und die Rücknahmepflicht für Verkaufsverpackungen entfällt, wenn Hersteller und Vertreiber ein

⁸⁸ Nach Darstellung des VdK-Präsidenten W. HIRRLINGER stiegen zwischen 1992 und 1997 die Müllgebühren in Westdeutschland um 76,4% und die Gebühren für Abwasserbeseitigung um 48,6%; s. SÜDWEST PRESSE vom 12.03.1998.

flächendeckendes Sammel- und Abholungssystem für diese Verpackungen aufbauen und dabei bestimmte Erfassungs- und Verwertungsquoten für die verschiedenen Materialien erzielen. Die Wirtschaft hat sich für den Aufbau eines solchen Sammel-, Abholungs- und Verwertungssystems entschieden, dafür das Duale System Deutschland GmbH (DSD) gegründet und es mit den entsprechenden Aufgaben beauftragt. Das DSD erhebt von den Herstellern von Verpackungen eine Gebühr (pro Verpackungseinheit), die als Entgelt für Sammlung, Verwertung und Entsorgung anzusehen und mittlerweile nach Verpackungsart und -material differenziert ist. Verpackungen, für die diese Gebühr entrichtet wurden, sind gekennzeichnet; sie können ohne weitere Gebühren an den entsprechenden Sammelstellen abgegeben werden bzw. werden abgeholt. Die meisten Kommunen sind Kooperationen mit der DSD eingegangen und organisieren Sammlung und Transport gemeinsam.⁸⁹ Von verschiedenen Seiten wird die Arbeit der DSD hinsichtlich seiner ökologischen Effektivität, seiner ökonomischen Effizienz und der mit ihr verbundenen Monopolisierungsgefahr sehr kritisch gesehen.⁹⁰ Hinsichtlich ihrer Wirkung auf die Verminderung von stofflichen Emissionen ist bedeutsam, daß sie stark abfallwirtschaftlich orientiert ist: Durch ihre mangelnde Kopplung zum Produktionssektor wird nur die Kreislaufführung von Materialien (und nicht von Produkten oder Bauteilen) gefördert und das auch nur auf einem niedrigwertigen Niveau; der Einfluß auf die Produktentwicklung ist gering (s. hierzu auch Abschnitt 6.2).

In den Bundesländern Baden-Württemberg, Bremen, Hessen und Niedersachsen werden Abgaben für Sonderabfälle erhoben.⁹¹ Die Abgabesätze sind nach Gefährdungskategorien der Abfälle gestaffelt. Das Abgabeaufkommen wird im wesentlichen zweckgebunden (insbesondere zur Altlastensanierung und für abfallbezogene F&E-Projekte und Beratung) verwendet. In Nordrhein-Westfalen brauchen Entsorger zur Behandlung und Ablagerung von Sonderabfällen eine (nicht übertragbare) Lizenz. Das Entgelt hierfür hat im wesentlichen den Charakter einer Gebühr, die von der Art des entsorgten Abfalls abhängt und differenziert ist nach Eigenentsorgung und Fremdensorgung. Auch hier ist das Abgabeaufkommen zweckgebunden für die Altlastensanierung und für Maßnahmen der Sonderabfallentsorgung. Aufgrund des relativ geringen Lizenzentgelts wird diesem Instrument eine dominierende Finanzierungsfunktion und nur eine geringe Lenkungswirkung attestiert.⁹²

Generell läßt sich sagen, daß Abgaben für Abfälle aus zahlreichen, schwer kontrollierbaren Quellen (wie es besonders ausgeprägt bei den Haushaltsabfällen, aber auch bei vielen gewerblichen Abfällen der Fall ist) in einem Dilemma stehen: Sollen die Abgaben durch eine fühlbare Höhe eine deutliche Lenkungswirkung in Richtung auf Abfallvermeidung haben, so drohen illegale, schwer verhinderbare Ausweichreaktionen der Abfallerzeuger; im anderen Fall rufen sie nur geringe Vermeidungsanstrengungen hervor.

⁸⁹ Eine Ausnahme ist der Lahn-Dill-Kreis, der ein eigenes Entsorgungs- und Verwertungskonzept entwickelt hat und dieses seit Frühjahr 1998 umzusetzen versucht; s. die Internet-Nachricht der DILL-POST.

⁹⁰ Vgl. z.B. COSTA/Franke (1995), S. 109ff., HOLTHOFF-FRANK (1995), S. 183ff.

⁹¹ Nach dem Urteil des Bundesverfassungsgerichts vom 7. Mai 1998 sind die Landesabfallgesetze von Hessen und Schleswig-Holstein ebenso verfassungswidrig und werden aufgehoben wie die Landesabgabengesetze von Baden-Württemberg und Niedersachsen, die schon 1997 aufgehoben wurden, s. DEUTSCHER JURISTISCHER NACHRICHTENDIENST (1998) (Internet-Meldung).

⁹² Vgl. SANDHÖVEL (1994).

Gewässer:

Seit 1987 wird in Baden-Württemberg eine *Abgabe auf die Entnahme von Grund- und Oberflächenwasser* („Wasserpfennig“) erhoben. Nach diesem Vorbild werden mittlerweile in fast allen Bundesländern Abgaben dieser Art erhoben.⁹³ In gerichtlichen Auseinandersetzungen, bei denen es darum ging, ob der baden-württembergische Wasserpfennig als Verbrauchssteuer anzusehen ist (die nur bundesweit hätte eingeführt werden können), entschied das Verwaltungsgericht Karlsruhe, daß er eine Gebühr darstellt, die eine Gegenleistung für die Unterhaltung und Bewirtschaftung des Grund- und Oberflächenwassers darstellt (und als solche eben auch in einem einzelnen Bundesland eingeführt werden kann). Inhaltlich kann sie auch als Ressourcenabgabe interpretiert werden, die zu sparsamerem Verbrauch von Wasser führen soll. Die Gebühr ist nach dem Zweck bzw. der Herkunft des entnommenen Wassers differenziert. Ihr Emissionsbezug wird durch die Verwendung des Aufkommens hergestellt: Mit dem Aufkommen wird in Baden-Württemberg ein „Ökologieprogramm“ u.a. zur Altlastensanierung, zum Ausgleich von Nutzungsbeschränkungen in Wasserschutzgebieten, zur Überwachung dieser Nutzungsbeschränkungen und zur Biotoppflege, -gestaltung und -vernetzung finanziert. Eine formale Zweckbindung besteht aber nicht.

Der Hintergrund des Ausgleichs von Nutzungsbeschränkungen in Wasserschutzgebieten ist der folgende: Mit der Ausweisung von Wasserschutzgebieten, in denen nur eine eingeschränkte landwirtschaftliche Nutzung erfolgen darf, soll einer weiteren Belastung des Grundwassers aus Düngung und Pestizideinsatz entgegengewirkt werden. Um die betroffenen Landwirte vor Ertragsausfällen zu schützen, erhalten sie eine pauschale Kompensation von 310,- DM/ha, sofern nicht höhere Ertragsausfälle nachgewiesen werden können.⁹⁴ Genau genommen besteht der Wasserpfennig also aus der Kombination dreier Instrumente: a) Erhebung einer Abgabe auf Wasserentnahme, b) Ausweisung von Wasserschutzgebieten mit Nutzungsbeschränkungen und c) Ausgleichszahlungen für Ertragsausfälle durch Nutzungseinschränkungen.

Mit der beschriebenen Verwendung des Aufkommens des Wasserpfennigs, die knapp die Hälfte des Gesamtaufkommens beansprucht, erlangt das Instrument eine starke Finanzierungsfunktion. Das tatsächliche Sinken des Aufkommens kann aber auch auf einen Lenkungseffekt zumindest bzgl. einer verringerten Wasserentnahme deuten. Der Hauptvorwurf, der gegen den Wasserpfennig erhoben wird, zielt darauf, daß mit ihm das Verursacherprinzip durchbrochen wird: Die Wassernutzer müssen dafür eine Abgabe bezahlen, daß eine Beeinträchtigung der Wasserqualität durch die (traditionelle) landwirtschaftliche Nutzung unterbleibt.⁹⁵ Die damit

⁹³ Vgl. DIW (1994), S 32ff.

⁹⁴ Zur Ausgestaltung dieses Instruments im einzelnen s. SPRENGER/KÖRNER/PASKUY/WACKERBAUER. (1994), S. 81ff.

⁹⁵ Damit kommt das sogenannte Nutznießerprinzip zur Anwendung: Von zwei konkurrierenden Nutzern eines Umweltbereichs zahlt der eine einem zweiten eine Kompensation dafür, daß der zweite eine im Zuge seiner Einkommenserzielung vorgenommene Umweltbeeinträchtigung unterläßt, dadurch eine Einkommenseinbuße erfährt und dem ersten eine unbeeinträchtigte Nutzung des Umweltbereichs ermöglicht. Diese Sichtweise beruht auf der Annahme völlig symmetrischer Nutzungsansprüche der konkurrierenden Nutzer, die gerade im Umweltschutz häufig als abwegig angesehen werden muß, z.B. bei Konkurrenz zwischen bestimmten Formen produktiver Umweltnutzung (zur Einkommenserzielung) und konsumtiver Umweltnutzungen (z.B. für

vorgenommene Subventionierung der Unterlassung der Gewässerbeeinträchtigung führt zu keinerlei Korrekturen des Preissystems.⁹⁶ Die Preise für umweltbeeinträchtigend hergestellte landwirtschaftliche Produkte bleiben unbeeinflusst und signalisieren dem Verbraucher nicht die mit ihrer Erzeugung verbundenen gesellschaftlichen Kosten (z.B. für die zusätzliche Trinkwasseraufbereitung). Die Rechtfertigung für Maßnahmen dieser Art wird darin gesehen, daß durch sie übliche und lange Zeit gesellschaftlich akzeptierte Umweltbeeinträchtigungen vermindert werden, ohne daß es zu sozialen Härten kommt. Es muß allerdings stark bezweifelt werden, daß der so erzielte Schutz der räumlich stark begrenzten Trinkwasserschutzgebiete ausreicht, um die Qualität des Grundwassers trotz der Belastungen durch die großflächige traditionelle Landwirtschaft zu verbessern. Die Einführung des Wasserpfennigs in Kombination mit Nutzungsbeschränkungen und Ausgleichszahlungen muß diesbezüglich zwar als innovativ, aber halbherzig bezeichnet werden. Ihre ökologische Wirksamkeit ist sehr beschränkt. Da die Ausgleichszahlungen nicht an die vermiedene Ausbringung an Dünger und Pestiziden geknüpft ist, sondern pro Flächeneinheit gezahlt wird und die Landwirte bei unterschiedlicher Ertragssituation auf ihren Flächen keine Wahl haben, wo sie den Dünger- und Pestizideinsatz reduzieren, wird die Dünger- und Pestizidausbringung nicht ökonomisch effizient gesteuert. Auch langfristig gesehen könnte die Einführung einer solchen Maßnahme die Wirtschaftssubjekte geradezu dazu anhalten, eine Umweltbelastung so intensiv wie möglich vorzunehmen, um damit eine Subvention zu ihrer Reduzierung zu erhalten.⁹⁷

Durch das 1976 verabschiedete Abwasserabgabengesetz (AbwAG) wird seit 1981 in allen Bundesländern eine *Abgabe auf das Einleiten von Abwässern in Gewässer* (Fließgewässer, Seen) erhoben. Ziel des AbwAG ist eine wirksamere Reinhaltung der Gewässer, eine gerechtere Zuordnung der Kosten für die Vermeidung und die Beseitigung und der Ausgleich der durch die Gewässerverschmutzung verursachten Schäden. Abgabeschuldner sind nur die sogenannten Direkteinleiter, die Abwässer direkt in die Gewässer einleiten, d.h. vor allem die Kommunen als Betreiber der öffentlichen Kläranlagen und Betriebe mit einer eigenen Kläranlage. Indirekteinleiter, wie die privaten Haushalte und Betriebe, die ihre Abwässer in die öffentliche Kanalisation einleiten, werden über kommunal erhobene Abwassergebühren an den Kosten, die den Betreibern der öffentlichen Kläranlagen entstehen, beteiligt.

Die Höhe der Abgabe bemißt sich nach der Menge der eingeleiteten Schadeinheiten, die von der Menge und Schädlichkeit des jeweiligen Abwassers abhängen. Eine Schadeinheit ist eine einheitliche Maßeinheit, in die die Mengen verschiedener Schadstoffe umgerechnet werden; z.B. entspricht eine Schadeinheit jeweils den folgenden Mengen: 50 kg CSB, 3 kg Phosphor, 25 kg Stickstoff, 100 g Cadmium, 20 g Quecksilber. Die Abgabe pro Schadeinheit ist von 1981 bis heute in mehreren Stufen von ursprünglich 12 DM bis auf heute 70 DM angehoben worden. Das Aufkommen wird zweckgebunden für Maßnahmen zur Erhaltung und Verbesserung der Gewässergüte verwendet.

gesunde Ernährung). Sie ist wahrscheinlich auf eine zu weite Interpretation der Argumentation von R. COASE zurückzuführen, in dessen Aufsatz (COASE (1960)) nur von produktiven konkurrierenden Nutzern von Umweltbereichen die Rede ist, bei denen sich zudem der Erfolg der Umweltnutzung monetär ausdrücken läßt.

⁹⁶ Das gilt übrigens auch für jede andere Art der Subventionierung von umweltschützenden Maßnahmen, s. Abschnitt 2.2.

⁹⁷ Vgl. SPRENGER/KÖRNER/PASKUY/WACKERBAUER (1994), S. 92.

Die Abgabensätze verringern sich allerdings um 75%, wenn die Mindestanforderungen nach §7a des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) („Einhalten der allgemein anerkannten Regeln der Technik“ bzw. bei gefährlichen Abwässern „Einhalten des Stands der Technik“) eingehalten werden. Ferner können unter bestimmten Bedingungen in gewissem Umfang Aufwendungen für Investitionen in den Gewässerschutz mit der Abgabelast verrechnet werden.

Die Abwasserabgabe stellt die erste und bis heute einzige wesentliche Umwelt-Sonderabgabe in Deutschland dar. Ihre Lenkungswirkung wird jedoch durch die Ermäßigungsmöglichkeiten mit der daraus entstehenden Kopplung an das WHG als stark eingeschränkt beurteilt, was hier nur skizziert werden kann:⁹⁸

- Sie wird eher als Instrument zum schnelleren Erreichen der allgemein anerkannten Regeln der Technik bzw. (bei gefährlichen Abwässern) des Stands der Technik bei den Kläranlagen angesehen.⁹⁹ Die betroffenen Direkteinleiter sind im wesentlichen zur Einhaltung der Standards gezwungen und haben keinen Entscheidungsspielraum, wo und in welchem Umfang sie Reinigungsmaßnahmen vornehmen oder ob sie eher die Abgabe zahlen. Auf diese Weise kann ökonomische Effizienz nicht erreicht werden.
- Ferner wird trotz verschiedener Novellierungen des AbwAG bis heute die Abwasserabgabe nur von den Direkteinleitern erhoben. Alle Indirekteinleiter, zu denen 90% der Industriebetriebe gehören, werden lediglich über die von den Kommunen erhobenen Abwassergebühren an den Kosten der Abwasserreinigung beteiligt.
- Die Abgabenhöhe orientiert sich nicht an den tatsächlich eingeleiteten Abwässern und ihrer Schadstofffracht, sondern an dem sogenannten Bescheidwert, der sich aus der Multiplikation der Abwassermenge mit einer von der Verwaltung für die jeweilige Anlage ermittelten Schadstoffkonzentration ergibt.
- Der Anstieg der Abgabensätze im Laufe der Zeit wird als nicht ausreichend angesehen, die Steigerung der Aufwendungen für Umweltschutzinvestitionen auszugleichen, so daß Vermeidungsmaßnahmen zunehmend ökonomisch uninteressanter geworden sind.¹⁰⁰
- Die Lenkungswirkung ist auch deswegen eingeschränkt, weil die zunehmende Abwasserreinigung zum starken Anstieg der Mengen und Schädlichkeit der Klärschlämme geführt hat, die deponiert, verbrannt oder auf Böden aufgebracht werden. Sie führt also zur medialen Verlagerung von Emissionen, die ihrerseits keiner Abgabepflicht unterliegen.¹⁰¹
- Nur in geringem Umfang sind mit dem Abgabeaufkommen Umweltschutzinvestitionen im Gewässerbereich finanziert worden.
- Einen Großteil (zeitweise sogar mehr als 100%) des Abgabeaufkommens verschlingt der Verwaltungsaufwand; dies kann allerdings nicht der Kompliziertheit des AbwAG allein angelastet werden, sondern ist eine Folge des gesamten komplizierten wasserrechtlichen

⁹⁸ Zu einer ausführlichen Bewertung sei auf SPRENGER/KÖRNER/PASKUY/WACKERBAUER (1994), S. 107-155 verwiesen.

⁹⁹ Vgl. MICHAELIS (1996), S. 65.

¹⁰⁰ S. SPRENGER/KÖRNER/PASKUY/WACKERBAUER (1994), S. 131.

¹⁰¹ S. SPRENGER/KÖRNER/PASKUY/WACKERBAUER (1994), S. 127.

Regelwerks (bestehend aus dem WHG, dem AbwAG und dem außerordentlich umfangreichen untergesetzlichen Regelwerk).¹⁰²

Auf der anderen Seite zeigen empirische Untersuchungen, daß das AbwAG unzweifelhaft auch eine Reihe von wünschenswerten Effekten gehabt hat:

- Mit ihm wurden Ankündigungs- und Signalwirkungen¹⁰³ erzielt, die zur Beschleunigung von Maßnahmen der Abwasserreinigung und verschärfter Kontrolle der Aufsichtsbehörden geführt haben.¹⁰⁴
- Seit seiner Einführung hat sich die Qualität der meisten deutschen Oberflächengewässer merklich verbessert, wie aus dem Vergleich der Gewässergütekarten verschiedener Jahre zu erkennen ist.
- Tendenziell wurden wegen der allgemeinen Abgabepflicht gewisse Wettbewerbsverzerrungen zwischen Direkteinleitern, die den Regelungen des WHG entsprechen, und solchen, die die Mindestanforderungen noch nicht erfüllen, ausgeglichen. Auch die Emittenten, die über die Mindestanforderungen hinaus reinigen, erhalten gegenüber anderen durch die Abgabeesparung eine gewisse Kompensation.¹⁰⁵
- Die Einführung der Abwasserabgabe hat bewirkt, daß Abwässer als Kostenfaktor den Direkteinleitern (und durch die öffentliche Diskussion z.T. auch den Indirekteinleitern) bewußt werden und der Internalisierungsgedanke mit einer pretialen Steuerung Verbreitung gefunden hat.¹⁰⁶

Luftreinhaltung:

In diesem Bereich existieren bis heute in Deutschland (im Unterschied zu verschiedenen anderen europäischen und außereuropäischen Staaten) keinerlei Umweltabgaben; die Luftreinhaltung ist hier rein ordnungsrechtlich geregelt, insbesondere über das Bundesimmissionschutzgesetz (BImSchG) mit seinen zahlreichen Verordnungen. Indirekt wirken allerdings Umweltabgaben in anderen Bereichen, insbesondere im Verkehrsbereich, auf die Luftreinhaltung.

Verkehrsbereich:

Die vom Aufkommen her bedeutendste Abgabe in diesem Bereich ist die *Mineralölsteuer*. Sie ist eine Produktabgabe und kann vor allem durch ihre umweltorientierte Spreizung (unterschiedliche Steuersätze für unterschiedlich umweltbelastende Kraftstoffe) als eine Kombination von Umweltabgabe und Subvention angesehen werden. Diese Spreizung fand aus spezifisch umweltorientierten Gründen erstmals 1985 mit der Einführung von Kfz-Katalysato-

¹⁰² S. SPRENGER/KÖRNER/PASKUY/WACKERBAUER (1994), S. 151, und HANSMEYER (1989), S. 72.

¹⁰³ S. SPRENGER/KÖRNER/PASKUY/WACKERBAUER (1994), S. 115.

¹⁰⁴ S. EWRINGMANN/KIBAT/SCHAFHAUSEN (1980).

¹⁰⁵ S. SPRENGER/KÖRNER/PASKUY/WACKERBAUER (1994), S. 134.

ren statt, und zwar in Form der Spreizung von Steuersätzen für bleifreies und bleihaltiges Benzin, durch die die Steuer für bleihaltiges Benzin zunächst um 4 Pfennige, in der Folgezeit um bis zu 10 Pfennige pro l über der für bleifreies Benzin festgesetzt wurde. Damit sollten Anreize zur Anschaffung von Kfz mit Katalysatoren, letztlich aber natürlich zur Verringerung der Luftbelastungen aus dem Verkehrsbereich gegeben werden. Dies war insofern erfolgreich, als bis August 1993 vom gesamten Benzinabsatz 89% bleifrei verbraucht wurden,¹⁰⁷ was aber auch durch die starke und relativ schnelle Verbreitung der Katalysator-bestückten Kfz bewirkt wurde.

Weiteres Charakteristikum der deutschen Mineralölbesteuerung ist ihre Differenzierung nach Verwendungszwecken. Hiervon gehen allerdings keinerlei wünschenswerte Lenkungseffekte aus, da die Steuerermäßigungen und -befreiungen keine Umweltentlastungen, sondern im Gegenteil (verglichen mit einer Situation ohne diese Vergünstigungen) zumeist verstärkte Umweltbelastungen erwarten lassen. Die umfangmäßig bedeutendsten Steuerermäßigungen werden gewährt für Heizöl (aus vorwiegend sozialpolitischen Erwägungen) und für die Verwendung von Mineralölen zu gewerblichen oder gemeinnützigen Zwecken, nach § 8 Abs. 3 Nr. 3 Mineralölsteuergesetz. Gänzlich steuerbefreit sind Flugbenzin und Kerosin für die gewerbliche Luftfahrt (aus wettbewerbspolitischen Erwägungen). Diese Steuerbefreiungen und Steuerermäßigungen betrafen 1990 immerhin 47,5% des steuerbaren Absatzes; der damit verbundene Steuerausfall wurde auf 55 Mrd. DM beziffert.¹⁰⁸

Bei der Beurteilung der Möglichkeit, die Mineralölsteuer stärker als bisher als Lenkungsinstrument zur Emissionsreduzierung einzusetzen, müssen die im Rahmen der allgemeinen Wirkungsanalyse von Emissions- und Produktabgaben genannten Effekte (s. Abschnitt 2.2) berücksichtigt werden. Da erfahrungsgemäß die Mineralölsteuer in vollem Umfang auf den Verbraucher abgewälzt wird, ist für die Beurteilung der ökologischen Effektivität von entscheidender Bedeutung, in welcher Stärke Veränderungen der Höhe der Mineralölsteuer über den Preis für Mineralöl auf die Nachfrage wirken (Preiselastizität der Nachfrage). Empirisch festzustellen ist eine geringe Preisreagibilität des Benzinabsatzes, die mit Einkommenszuwachsen und bisher starren Fahrgewohnheiten (insbesondere zur Verwendung des Kfz für Fahrten zwischen Wohn- und Arbeitsplatz) begründet werden.¹⁰⁹ Vor diesem Hintergrund erscheinen Forderungen nach einer massiven Erhöhung der Mineralölsteuer und der Überprüfung der bisher gewährten Steuerbefreiungen und Steuerermäßigungen zur Reduzierung des Mineralölverbrauchs und der dadurch hervorgerufenen Emissionen als angebracht. Die Verschärfung des internationalen Wettbewerbs im Touristikbereich durch eine im nationalen Alleingang vorgenommene Besteuerung des Flugbenzins und Kerosins erscheint hinnehmbar. Denn erstens wären von der Verteuerung der Kraftstoffe für Flugzeuge alle in Deutschland tankenden Fluggesellschaften betroffen, und zweitens zeigen die erheblichen Unterschiede in

¹⁰⁶ S. SPRENGER/KÖRNER/PASKUY/WACKERBAUER (1994), S. 152.

¹⁰⁷ Vgl. KREBS/REICHE (1996), S. 43f.

¹⁰⁸ S. SPRENGER/KÖRNER/PASKUY/WACKERBAUER (1994), S. 308.

¹⁰⁹ Aus empirischen Daten ergab sich mit Hilfe von Regressionsansätzen für den Zeitraum 1970 bis 1991 eine (langfristige) Elastizität des Absatzes für Benzin bzgl. des Einkommens von 0,5 und bzgl. des Preises von -0,1; bei Diesel lagen diese Werte bei 1,9 bzw. -0,1; s. SPRENGER/KÖRNER/PASKUY/WACKERBAUER (1994), S. 293 und 301.

der Besteuerung der Kfz-Kraftstoffe innerhalb Europas, daß auch andere Wirtschaftsbereiche solche Besteuerungsunterschiede verkraften können. Zudem könnten durch einen solchen Alleingang andere Staaten ermutigt werden, mit der weitgehend als sinnvoll erachteten Einführung der Besteuerung nachzuziehen. Da die Mineralölsteuer in ihrer jetzigen Ausprägung bereits das dritthöchste Steueraufkommen aller Steuerarten erzielt,¹¹⁰ sollte Aufkommensneutralität gewahrt und damit die Erhöhung von einer entsprechenden Absenkung anderer Steuerarten flankiert werden.

Auch die *Kfz-Steuer*, die für die Haltung eines zugelassenen Kfz zu entrichten und damit eine Bestandssteuer ist, kann insbesondere wegen ihrer ausgeprägten umweltorientierten Spreizung seit dem 1.7.1997 als eine Umweltabgabe angesehen werden. Die umweltorientierte Rechtfertigung der Besteuerung der Haltung (und nicht nur der Nutzung) eines Kfz wird im Flächenverbrauch zum Abstellen und (potentiellen) Fahren und in den durch die Produktion der Kfz hervorgerufenen Umweltbeeinträchtigungen gesehen.¹¹¹ Die mit der Neuregelung verbundene Spreizung der Kfz-Steuer ergibt sich aus den beiden Bemessungsgrundlagen Hubraum und (Norm-)Schadstoffausstoß für das jeweilige Fahrzeug in Anlehnung an die einschlägigen Euro-Normen:¹¹²

- Pkws, die in Bezug auf Abgaswerte und Kraftstoffverbrauch den neuesten Stand der Technik repräsentieren (Euro-3- und Euro-4-Norm, 3- und 5-Liter-Auto), erhalten eine Steuerbefreiung bis 600,-- DM bei Benzin-Pkws und bis 1200,--DM bei Diesel-Pkws für eine gewisse Zeit und darüber hinaus einen herabgesetzten Steuertarif,
- der Steuersatz für schadstoffarme Pkws der Klasse Euro-2 ist zunächst gesenkt worden (aber über dem Satz für die Euro-3- und Euro-4-Norm) und wird ab 2004 wieder erhöht,
- der Steuersatz für Pkws der Klasse Euro-1 bleibt zunächst unverändert, wird aber in Stufen ab 2001 und 2005 angehoben,
- die Steuersätze für nicht schadstoffarme Pkws sind erheblich angehoben worden.

Die Höhe der Kfz-Steuer ergibt sich aus Multiplikation des Steuersatzes mit der Anzahl der angefangenen 100 cm³ Hubraum des jeweiligen Kfz.

Der Gesetzgeber ist damit der Forderung der Umlegung der Kfz-Steuer auf die Mineralölsteuer nicht nachgekommen, mit der sich nur diejenigen Umweltbelastungen internalisieren ließen, die proportional zum Kraftstoffverbrauch sind. Da dies nicht für alle Umweltbelastungen und nicht einmal für alle Schadstoffemissionen (insbesondere die NO_x-Emissionen) gilt, ist die Einführung einer typenspezifischen Kfz-Steuer, wie sie 1997 vorgenommen wurde, als geeigneteres Lenkungsinstrument zu begrüßen.¹¹³ Mit der Neuregelung werden Anreize zum Kauf und damit auch zur Entwicklung umweltfreundlicherer Kfz ausgelöst.¹¹⁴ Die Maßnahme

¹¹⁰ Geschätztes Aufkommen 1997: 66 Mrd. DM, was 8,0% der gesamten Steuereinnahmen entspricht, s. IW (1997), Tab. 79.

¹¹¹ Vgl. BENKERT et al. (1991), S. 158.

¹¹² Vgl. BECKEL (1997), S. 7f.

¹¹³ Vgl. MICHAELIS (1996), S. 63, und die dort angegebenen Literaturhinweise.

¹¹⁴ Kritisch muß allerdings vermerkt werden, daß der vom Kfz verursachte (ebenfalls typenspezifische) Lärm nicht mit in die Bemessungsgrundlage für die Kfz-Steuer eingeflossen ist.

weist gute Praktikabilität und Durchsetzbarkeit auf und dürfte positive Wettbewerbswirkungen auslösen. Welchen Erfolg diese Maßnahme hat, läßt sich noch nicht quantifizieren; auf jeden Fall ist positiv zu bewerten, daß in einem weiteren Segment Umweltbelastungen internalisiert wurden und damit bewußt und entscheidungsrelevant gemacht werden.

Seit 1995 ist zur Anlastung der Wegekosten an schwere Nutzfahrzeuge eine pauschale *Autobahnbenutzungsgebühr für LKW* mit einem zulässigen Gesamtgewicht über 12 t eingeführt worden. Die Gebühren werden pro Jahr, Monat, Woche oder Tag erhoben und sind gestaffelt nach der Achsenzahl und unabhängig von der Fahrleistung.¹¹⁵ Diese Pauschalgebühr soll ersetzt werden durch ein auch den PKW-Verkehr betreffendes road pricing, d.h. durch ein räumlich und zeitlich differenziertes, fahrleistungsabhängiges Gebührensystem mit elektronischer Erfassung. Damit würde ein Instrument zur effizienteren Steuerung der Verkehrsflächennutzung geschaffen, das in dem Sinne emissionsrelevant wäre, als es durch die damit beabsichtigte Vermeidung von Staus auch zur Reduzierung von Emissionen aus dem Kfz-Verkehr kommen könnte. Allerdings dürften die Einführung und Kontrolle mit erheblichen Kosten verbunden sein, und die Praktikabilität müßte in Pilotprojekten überprüft werden.

Für den Flugverkehr gelten auf deutschen Flughäfen lärmabhängige Landegebühren. Diese werden typenspezifisch und tageszeitabhängig erhoben, wobei als Bemessungsgrundlage das Höchstabfluggewicht des Luftfahrzeugs dient. Die Typeneinteilung der Luftfahrzeuge wird entsprechend der Lärmzertifizierung der International Civil Aviation Organization (ICAO) vorgenommen. Aufgrund der im Vergleich zu den Flugkosten geringen Gebührensätze wird diesem Instrument keine nennenswerte Lenkungsfunktion (bzgl. der Beschaffungspolitik der Fluggesellschaften) zugesprochen.¹¹⁶

Naturschutzbereich:

Nicht emissions-, sondern ressourcenorientiert ist die in allen Bundesländern außer in Bayern, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt erhobene *Naturschutzabgabe*. Mit ihr sollen Eingriffe in die Landschaft, die nicht durch Maßnahmen des Naturschutzes oder der Landschaftspflege (an anderer Stelle) ausgeglichen werden können oder für die ein solcher Ausgleich nicht sinnvoll ist, die aber aus „höherrangigen“ (i.d.R. ökonomischen) Gründen genehmigt werden, in gewissem Umfang (wenigstens) finanziell kompensiert werden. Damit soll ein Anreiz gegeben werden, die Beantragung eines solchen Landschaftseingriffs in Abwägung mit ökonomischen Belastungen (eben der zu zahlenden Abgabe) vorzunehmen.¹¹⁷ Die Abgabe ist zweckgebunden zur Finanzierung von Maßnahmen zur Wiederherstellung bzw. Sicherung der Funktionen des beeinträchtigten Naturgutes.¹¹⁸

Die Abgabensätze richten sich nach Art, Schwere und Dauer des Eingriffs und werden danach differenziert, z.B. pro m² versiegelter Fläche oder pro m³ entnommenem oder aufgeschüttetem

¹¹⁵ Vgl. UMWELTBUNDESAMT (1994), S. 41.

¹¹⁶ Vgl. BEYHOFF et al. (1992) und MICHAELIS (1996), S. 70.

¹¹⁷ Vgl. BENKERT et al. (1991), S. 197.

¹¹⁸ Vgl. UMWELTBUNDESAMT (1994), S. 45.

Boden, erhoben.¹¹⁹ Da auch hier die Abgabensätze niedrig im Vergleich zum Kostenvolumen der beabsichtigten Maßnahmen sind, wird der Naturschutzabgabe eine recht eingeschränkte Lenkungsfunction eingeräumt.¹²⁰ Deshalb wird teilweise in der Literatur die Einschätzung vertreten, daß die Flächeninanspruchnahme und der Naturschutz besser durch die Instrumente der Raumordnungspolitik zu steuern und aus allgemeinen Haushaltsmitteln zu finanzieren seien.¹²¹

Weitere umweltbezogene Steuerregelungen:

Neben den schon behandelten haben folgende Steuerregelungen eine umweltpolitische Zielsetzung:¹²²

Sonderabschreibungsmöglichkeit für Umweltschutzinvestitionen nach §7d Einkommensteuergesetz (EStG): Durch eine verkürzte steuerliche Abschreibungsdauer für Investitionen, die unmittelbar und zu mehr als 70% dem Umweltschutz dienen, konnten Unternehmen für solche Investitionen zeitlich begrenzte Steuerverschiebungseffekte (u.U. verbunden mit Zinseinspareffekten) erzielen. Voraussetzung war, daß die Investitionen vor dem 1.1.1991 vorgenommen wurden. Diese zeitliche Begrenzung sollte einer beschleunigten Durchsetzung des technischen Umweltschutzes dienen. Durch die 70%-Grenze wurden allerdings fast ausschließlich Investitionen in end-of-pipe-Techniken gefördert, weil bei Investitionen in sogenannten integrierten Umweltschutz eine klare Abgrenzung der Anteile der Investitionen, die dem Umweltschutz einerseits und allgemeinen produktiven Zwecken andererseits dienen, selten möglich war.

Sonderabschreibungsmöglichkeiten für Investitionen in bestimmte Energiewandlungsanlagen nach § 51 Abs. 1 Nr. 2q EStG und § 82a Einkommensteuerdurchführungs-Verordnung (EStDV): Von den Herstellungskosten für Fernwärmeanschluß, Einbau von Wärmepumpen, Solaranlagen, Anlagen zur Wärmerückgewinnung, Windkraftanlagen, Biogasgewinnungsanlagen und zentralen Warmwasser- und Heizungsanlagen können jährlich jeweils 10% Abschreibungen vorgenommen werden, falls für diese Maßnahmen keine Investitionszulage gewährt wurde.

Zusammenfassend ist festzustellen, daß in Deutschland Umweltabgaben als Instrument zur Reduzierung von Emissionen nur in einigen Bereichen eingesetzt werden. Ihre Lenkungswirkung könnte durch ein angemessenes Anheben der Abgabensätze erheblich gesteigert werden, was unter dem zu befürwortenden Ziel der Aufkommensneutralität mit Steuer-senkungen in anderen Bereichen verknüpft werden müßte. Vor allem sollte aber der Anwendungsbereich der Umweltabgaben schrittweise ausgeweitet werden. Aufgrund der verzögerten und im Umfang nicht sicheren Wirkungen bieten sich Abgaben an als Vorsorgeinstrument zur Emissionsreduzierung in bisher nicht oder ungenügend geregelten Bereichen, in denen mittel-

¹¹⁹ In Hessen wird die Abgabe auf Kreisebene nach einem detailliert geregelten Biotopbewertungsverfahren erhoben; vgl. UMWELTBUNDESAMT (1994), S. 46.

¹²⁰ S. MICHAELIS (1996), S. 70.

¹²¹ Vgl. SPRENGER/KÖRNER/PASKUY/WACKERBAUER (1994), S. 526f.

¹²² Vgl. SPRENGER/KÖRNER/PASKUY/WACKERBAUER (1994), S. 221ff.

und längerfristig technische Entwicklungen zur Emissionsminderung vorangetrieben werden, wie für CO₂-Emissionen und für Emissionen aus der Landwirtschaft (Düngemittel und Pestizideinsatz).

Ferner sollten verschiedene (relative) Steuervorteile für umweltintensive Nutzungen abgebaut werden. Es wird vorgeschlagen:¹²³

- Neugestaltung der steuerlichen Abzugsfähigkeit der Fahrtkostenpauschale z.B. dahingehend, daß im allgemeinen nur die Fahrtkosten (zwischen Wohnung und Arbeitsplatz) für die Benutzung von öffentlichen Verkehrsmitteln (ÖPNV) abgesetzt werden können. Nur bei Nachweis, daß kein (zumutbares) Angebot des ÖPNV vorhanden ist, sollten die (variablen) PKW-Kosten absetzbar sein;
- die Umsatz- und Mineralölsteuerbefreiung für Treib- und Schmierstoffe in der gewerblichen Schifffahrt und in der gewerblichen Luftfahrt sollte aufgehoben werden;
- die Grundsteuerbefreiung für Motorsportanlagen sollte aufgehoben werden;
- die Subventionspraxis für die Landwirtschaft sollte neuregelt werden.

Für die Realisierung einiger dieser Vorschläge gibt es in der Europäischen Gemeinschaft und in anderen Ländern der OECD Vorbilder, an denen sich die deutsche Umweltpolitik orientieren könnte.

¹²³ Vgl. hierzu auch SPRENGER/KÖRNER/PASKUY/WACKERBAUER (1994), S. 531.

2.5 Umweltabgaben in OECD-Ländern

In den OECD-Ländern wurden, jeweils aber sehr unterschiedlich, mittlerweile zahlreiche Umweltabgaben eingeführt. Der Stand bis zum März 1997 ist in OECD (1997) dokumentiert. Umweltabgaben werden erhoben in den Bereichen:

- Abfall
- Gewässer
- Luftreinhaltung
- Verkehr
- Produkte
- als besondere Steuerregelungen

Die Tabelle auf den beiden folgenden Seiten gibt eine Übersicht über die wichtigsten dieser Abgaben in ausgewählten OECD-Ländern und basiert auf OECD (1997), S. 56-58.

Die Tabelle ist unvollständig, weil sie keine Umweltabgaben enthält, die nur regional oder kommunal erhoben werden. Das dürfte das Bild vor allem hinsichtlich der Abfallgebühren verzerren, da z.B. in Deutschland die Entsorgung von bestimmten Abfällen wie Möbel, Küchengeräte, Fernseher, Altfahrzeuge, Reifen u.a. teilweise kommunal gebührenpflichtig oder privatwirtschaftlich kostenpflichtig erfolgt. Es muß außerdem bedacht werden, daß Aufstellungen der in bestimmten Ländern eingesetzten Instrumente der Umweltpolitik generell noch nichts über ihren umweltpolitischen Erfolg aussagen. Darüber entscheidet nicht zuletzt der Wille und die Fähigkeit zur Durchsetzung, also die Höhe des Vollzugsdefizits. Vergleichende Untersuchungen fehlen hier selbst für Länder der EU.

Folgende generelle Informationen sind der Tabelle zu entnehmen:

Bestimmte Umweltabgaben, wie z.B. auf den Wasserverbrauch, die Abwasser- und Abfallentsorgung, Steuerspreizung zwischen verbleitem und unverbleitem Benzin, Mineralölsteuer und Kfz-Steuer sind in den meisten OECD-Ländern eingeführt und gehören gewissermaßen zum Standardinstrumentarium.

Auffällig ist, daß es in vielen OECD-Ländern Sonderabschreibungsmöglichkeiten für Umweltschutzinvestitionen gibt, während sie in Deutschland seit Beginn 1992 abgeschafft wurden. Das ist insofern verwunderlich, als es bis heute auch in Deutschland noch durchaus einen umwelttechnischen Nachholbedarf gibt. Vorschläge für eine Neufassung des alten § 7d EStG mit Vermeidung der darin enthaltenen Schwächen (wie Benachteiligung von Maßnahmen des integrierten Umweltschutzes, Verdrängung staatlicher durch private Umweltschutzmaßnahmen) liegen vor.¹²⁴

¹²⁴ S. SPRENGER/KÖRNER/PASKUY/WACKERBAUER (1994), S. 222ff.

Übersicht über Umweltabgaben in ausgewählten OECD-Ländern

(Quelle: OECD (1997), S.56-58)

Abgabebereich	Österreich	Belgien	Canada	Dänemark	Finnland	Frankreich	Deutschland	Griechenland	Irland	Italien	Japan	Luxemburg	Niederlande	Norwegen	Portugal	Spanien	Schweden	Schweiz	Verein. Königreich	Verein. Staaten
Abfall																				
Kommunale Abfälle			•	•	•	•	•						•	•	•	•	•	•	•	•
Abfallentsorgung	•	•		•	•	•	•		•	•			•	•	•	•		•	•	
Sondermüll	•	•			•	•	•							•	•					
Deponierung					•								•		•				•	
Gewässer																				
Wasserverbrauch		•		•	•	•	•						•	•	•		•	•	•	•
Abwasserbeseitigung		•		•	•		•						•	•	•	•	•	•	•	•
Immissionsabgabe		•		•		•	•						•		•			•		
Düngemittelbelastung																				
Luftreinhalung													•							
CO ₂ -/Energisteuer	•	•		•	•								•	•			•			
sonstige Verbrauchsteuern	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		•	•	•	•	•
Schwefelgehalt		•		•		•					•			•				•		
NO _x						•											•			
Verkehr																				
verbleites/bleifreies Benzin (Differenz)	•	•		•	•	•	•	•	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•
Qualitätsdifferenz bei Benzin					•												•			
Qualitätsdifferenz bei Diesel				•	•									•			•			
Kohlenstoffgehalt/Wirkungsgrad				•	•								•	•			•			
Schwefelgehalt				•										•			•			
Umsatz-/Verbrauchst. für Kfz. (Diff.)	•	•	•	•	•			•	•	•	•		•	•	•		•	•	•	•
sonstige Verbrauchsteuer (ohne MWSt)	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Straßen-/Reg.-geb. für Kfz (Diff.)	•	•	•	•			•	•	•	•			•	•		•	•	•	•	•
Lärmschutzabgabe Flugverkehr		•				•	•				•		•	•			•	•		
sonst. Abgaben für Flugverkehr			•	•										•	•		•			•

Abgabebereich	Österreich	Belgien	Canada	Dänemark	Finnland	Frankreich	Deutschland	Griechenland	Irland	Italien	Japan	Luxemburg	Niederlande	Norwegen	Portugal	Spanien	Schweden	Schweiz	Verein. Königreich	Verein. Staaten
Produkte																				
Batterien		•		•											•		•	•		
Kunststoffbeutel				•																
Papierbeutel				•																
Wegwerfverpackungen		•		•	•									•	•					
Reifen			•	•	•															•
FCKW/Halone				•																•
Wegwerfkameras		•																		
Schmieröl				•	•									•						
Ölverschmutzung					•										•					
Lösungsmittel				•																
Wegwerfgeschirr				•																
Düngemittel in Landwirtschaft														•			•			
Pestizide in Landwirtschaft				•	•									•			•			
sonstige Steuerregelungen																				
Umweltschutzinv./Sonderabschreibung	•	•	•	•	•	•					•		•	•	•					•
Firmenwagen, steuerpflichtig				•	•		•													
freie Parkmöglichkeit, steuerpflichtig																				•
Transportkosten nur absetzbar bei Benutzung des ÖPNV																				•
Arbeitgeberbeitrag zu Transportkosten, steuerpflichtig		•		•	•		•								•	•	•		•	•

Während es in Deutschland keine umweltbezogenen Produktabgaben gibt,¹²⁵ sind in verschiedenen OECD-Ländern solche für eine Reihe von Produkten eingeführt worden. Diese stellen (bis auf die landwirtschaftsbezogenen) deutlich abfallbezogene Produktabgaben dar, d.h. sie

¹²⁵ Dies gilt nur hinsichtlich der Systematik der OECD. Die Mineralölsteuer und die Gebühren des DSD für verschiedene Verpackungsprodukte (ähnlich auch in einigen anderen Ländern wie Frankreich und Österreich) können als (auch umweltbezogene) Produktabgaben angesehen werden. Da die DSD-Gebühren dem Käufer

werden auf Produkte erhoben, die eine kurze Lebensdauer haben und danach zu einem quantitativen oder qualitativen Abfallproblem werden. Dies ist insofern eine Innovation, als bei diesen Produkten bereits der Käufer mit Entsorgungskosten konfrontiert wird und diese damit prinzipiell kaufentscheidungsrelevant werden, jedenfalls unter der Voraussetzung, daß die Produktabgabe auf den Kaufpreis überwältigt wird und das Aufkommen zur Finanzierung der Entsorgung verwendet wird. Wie stark die von solchen Abgaben hervorgerufene Minderung der Nachfrage nach diesen Produkten ist, hängt (wie schon oben geschildert) entscheidend von der Preiselastizität der Nachfrage nach diesen Produkten ab. Gerade bei Produkten, die durch ihre Inhaltsstoffe zu Problemabfällen werden bzw. durch Vermischung mit anderem, harmloserem Müll große Mengen von Abfällen zu Problemabfällen werden lassen (wie z.B. quecksilberhaltige Batterien), kann man sich allerdings selbst mit einer erheblichen Reduzierung nicht zufrieden geben. Da auch eine relativ hohe Abgabe dem Käufer die Freiheit läßt, das (später) schädliche Produkt zu kaufen, bedarf es zur Vermeidung schädlicher Emissionen aus diesen Produkten flankierender Instrumente, z.B. von Rückgabe- und Rücknahmeverpflichtungen. Wegen der schlechten Kontrollierbarkeit gerade der Rückgabepflichten der weitgestreuten Konsumenten wird es aber zumindest mittel- bis langfristig unumgänglich sein, Produkte dieser Art vollkommen durch umweltfreundlichere zu substituieren. Eine genügend hohe Abgabe signalisiert den Herstellern jedenfalls die Vorteilhaftigkeit der Entwicklung solcher Substitute. Das gilt übrigens auch für die landwirtschaftsbezogenen Abgaben auf Düngemittel und Pestizide, zu deren Einführung sich Dänemark, Norwegen, Schweden und Finnland entschlossen haben.

Die Praxis, bereits den Käufer eines Produktes mit Kosten für die Entsorgung zu belasten, ist aber ganz offensichtlich auf sehr wenige Produkte beschränkt, bei der ganz überwiegenden Anzahl der Produkte wird der Eigentümer erst am Ende der Nutzungsdauer über die Abfallgebühren o.ä. mit den Entsorgungskosten konfrontiert. Dies ist insofern ungünstig, als dadurch besonders bei den längerlebigen Produkten die Kaufentscheidung in aller Regel unabhängig vom Entsorgungsaufwand getroffen wird und damit auch eine entsprechende Rückwirkung auf Hersteller und Händler, also auf das Angebot, ausbleibt. Vorschläge, wie zumindest für bestimmte (materialintensive und komplexere) Produktgruppen durch Anreize zum Aufbau einer integrierten Produktions- und Reduktionswirtschaft abfallbezogene Emissionsprobleme bedeutend vermindert werden können, werden im 6. Kapitel gemacht.

Besonders bemerkenswert ist gerade hinsichtlich der in Deutschland seit längerem hart geführten Auseinandersetzungen um die CO₂- bzw. Energiesteuer, daß solche Steuern (und andere Luftschadstoffsteuern) in einigen EU-Staaten längst eingeführt wurden. Hier spielten die skandinavischen Länder (zusammen mit den Niederlanden) eine Vorreiterrolle, indem sie - anders als die Deutsche Regierung - keine EU-weite Einführung dieser Steuern abwarteten und nicht allein auf Selbstverpflichtungen der Wirtschaft setzten. Wegen des innovativen Charakters dieser Maßnahmen und der damit aufgezeigten Möglichkeiten, den in Deutschland und vielen anderen Ländern aus solchen Steuern befürchteten internationalen Wettbewerbs-

des Endprodukts nicht ausgewiesen werden, ist allerdings sehr fraglich, ob von ihnen ein Lenkungseffekt ausgeht.

nachteilen zu entgehen,¹²⁶ soll das System der CO₂-/Energiebesteuerung in Dänemark in groben Zügen beschrieben werden.^{127, 128}

Erhoben wird eine Energieabgabe und eine CO₂-Abgabe. Die Energieabgabe wird erhoben pro Bruttoenergiegehalt der Brennstoffe. Sie ist ab 1998 für alle Energieträger gleich. Befreit von der Abgabe sind aber Brennstoffe für die Stromerzeugung. Dafür wird Elektrizität mit einer besonderen Steuer belegt. Die CO₂-Abgabe richtet sich nach dem Kohlenstoffgehalt der Brennstoffe.

Allgemeine steuerliche Begünstigung der Unternehmen: Sie wird einerseits erreicht durch eine generelle Rückerstattung der Energieabgabe für die mehrwertsteuerpflichtigen Unternehmen, so daß diese tatsächlich nur von den Haushalten und den nicht mehrwertsteuerpflichtigen Unternehmen bezahlt wird. Andererseits ist der Tarif der CO₂-Abgabe der Energieträger stark differenziert nach Verwendungsarten (in Dänemark) bzw. nach Wirtschaftssektoren (in Schweden). Als Verwendungsarten werden unterschieden Prozeßenergie, Raumwärme und Kraftstoff für Automobile. Der CO₂-Abgabesatz für Prozeßenergie liegt erheblich unter dem für Raumwärme. Bei den Wirtschaftssektoren wird unterschieden zwischen produzierender Industrie und sonstigen Sektoren (Haushalte, Dienstleistungen). Der nicht-industrielle Sektor muß einen erheblich höheren Abgabesatz zahlen als die Industrie. Auf diese Weise sollen gravierende Nachteile der Industrie im internationalen Wettbewerb vermieden werden.

Besondere steuerliche Begünstigung für energieintensive Industrien: Sie wird erreicht durch eine weitere Differenzierung des CO₂-Steuersatzes für Prozeßenergie: Branchen werden danach klassifiziert, welchen Anteil die CO₂-Abgabe bei einem Steuersatz von 50 DKK/t CO₂ (entsprechend rd. 12 DM/t CO₂) am Umsatz und an der Wertschöpfung hätte. Liegt der Anteil am Umsatz über 1% und der Anteil an der Wertschöpfung über 3%, so wird der Abgabesatz bedeutend (auf etwa 10% des Normalsatzes) reduziert. Im Jahr 2000 ist eine erhebliche Anhebung der Normal- und Ermäßigungssätze vorgesehen.

Weitere steuerliche Begünstigung von Unternehmen: Energieintensive Unternehmen, die an einem Energieauditing mit einem Energiespar-Investitionsprogramm teilnehmen, erhalten einen zusätzlich ermäßigten Tarif. Mit dieser Teilnahme können sie auch die geplante Anhebung des Steuersatzes im Jahr 2000 vermeiden. In begrenzterem Umfang können auch nicht-energieintensive Branchen durch Teilnahme am Energieauditing eine Reduzierung ihres Abgabesatzes erreichen. Durch diese Ermäßigungen soll ein (zusätzlicher) Anreiz zu Energiesparmaßnahmen gegeben werden.

¹²⁶ Diese Befürchtungen resultieren genau aus dem in Abschnitt 1.2 beschriebenen Anreizdilemma des Umweltschutzes, hier zwischen internationalen Akteuren bzw. Nutzern von globalen Umweltressourcen.

¹²⁷ Die Regelungen im einzelnen finden sich in: Danish Ministry of Taxation: Energy Tax on Industry in Denmark. Kopenhagen 1995; für die Niederlande in: Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment: The Netherlands' Environmental Tax of Fuels. Questions and Answers. Den Haag 1996; für Norwegen in: Ministry of Environment: Norway's National Communication under the Framework Convention on Climate. Oslo 1994; für Schweden in: Ministry of Environment and Natural Resources: The Swedish Experience - taxes and charges in environmental policy. Stockholm 1994; für Finnland in: Ministry of the Environment: Interim Report of the Environmental Economics Committee. Environment Related Energy Taxation. Working Group Report 4. Helsinki 1994.

¹²⁸ Zu ausführlicheren Darstellungen sei verwiesen auf SCHLEGELMILCH (1996), S. 136-143, und CANSIER (1998).

Erhebung einer Elektrizitätssteuer nach dem Bestimmungslandprinzip: Statt die Inputs für die Stromerzeugung einer CO₂-Steuer zu unterziehen (s.o.), wird eine spezielle Elektrizitätssteuer erhoben und zwar auch für importierten Strom (0,10 DKr/kWh). Dagegen wird exportierter Strom von dieser Steuer befreit. Dadurch wird die Besteuerung nach dem Bestimmungslandprinzip vorgenommen, wie es auch für die Mehrwertsteuer in der EU gilt. Zwar werden damit bewußt Effizienzverluste in Kauf genommen (weil keine Anreize zur Substitution von kohlenstoffintensiven durch weniger kohlenstoffintensive Brennstoffe zur Stromerzeugung gegeben werden). Bei der zunehmenden Liberalisierung des europäischen Strommarktes und der Konkurrenz mit Stromherstellern, die keiner solchen Besteuerung unterliegen, muß dieser Nachteil zur Erhaltung der Wettbewerbsfähigkeit der nationalen Stromherstellung aber wohl in Kauf genommen werden.¹²⁹

Rückführung des Steueraufkommens: Das CO₂-/Energieabgabe-Aufkommen in Dänemark ist für die Industrie aufkommensneutral: Das von der Industrie gezahlte Abgabenaufkommen fließt in Form von gesenkten Arbeitgeberbeiträgen zur Sozialversicherung und Zuschüssen für Energiesparinvestitionen an sie zurück. Auch Haushalte erhalten aus den von ihnen gezahlten Abgaben Zuschüsse für den Anschluß an Fernwärme; sie tragen aber die Hauptlast der CO₂-/Energieabgabe.

Mit der CO₂-/Energiebesteuerung und den verschiedenen anderen Umweltabgaben und steuerlichen Regelungen hat Dänemark (so wie auch die übrigen skandinavischen Länder und die Niederlande) einen maßvollen Einstieg in eine ökologische Steuerreform vollzogen, bei dem besonders und - wie es scheint - auch erfolgreich auf den Erhalt der Wettbewerbsfähigkeit und damit auf eine wichtige Komponente der Ökonomieverträglichkeit umweltpolitischer Maßnahmen geachtet wurde. Maßvoll ist dieser Einstieg deswegen, weil er in kleinen Schritten vorgenommen wurde, der Wirtschaft Anreize und Zeit zu technischen Anpassungen gegeben und Erfahrungen verwendet wurden, um sinnvolle Veränderungen vorzunehmen. So hat das Gesamtaufkommen aus Umweltabgaben 1993 in Dänemark 10% am Gesamtsteueraufkommen ausgemacht, 1998 wird es auf 15% geschätzt.¹³⁰ Zwar läßt sich die ökologische Wirksamkeit der Maßnahmen, die insgesamt ja mittel- und langfristig angelegt sind, noch nicht beurteilen;¹³¹ wenn hieran Zweifel angebracht sind, so gilt dies aber mindestens in gleichem Maße für die Umweltpolitik der Länder (wie Deutschland), die bisher fast ausschließlich auf das ordnungspolitische Instrumentarium und die weichen Instrumente der unechten und echten freiwilligen Selbstverpflichtungen und anderer Kooperationsformen (s. 5. Kapitel) setzen. Es kann aber erwartet werden, daß die von den eingeführten Umweltabgaben ausgehenden Anreize einen erheblich stärkeren, permanenten Druck auf die

¹²⁹ Vgl. CANSIER (1998).

¹³⁰ S. MEZ (1995), S. 113.

¹³¹ Dies wird auch aus generellen Gründen schwierig sein. So sind empirisch zu konstatierende Erfolge oder Mißerfolge einer immer durch gemischten Instrumenteneinsatz vollzogenen Umweltpolitik nur schwer einem einzelnen umweltpolitischen Instrument zuzuordnen. Ferner hängt die Wirksamkeit eines Instruments wesentlich von den vielen Details seiner Ausgestaltung und dem Willen und der Fähigkeit der verschiedenen Akteursgruppen zu seiner Durchsetzung ab: Alle Akteursgruppen haben z.T. vielfältige Möglichkeiten, Vollzugsdefizite zu produzieren. Dies gilt übrigens keineswegs nur exklusiv für das Instrument der Umweltabgabe, sondern auch für andere Abgabebereiche (z.B. für die Besteuerung des Kapitalvermögens) und andere Instrumentengruppen wie das Ordnungsrecht; vgl. KLOCKE (1995), S. 218ff.

Wirtschaftssubjekte zu entsprechender Emissionsminderung ausüben. Das Beispiel Dänemark zeigt, daß solche Maßnahmen auch mit gesamtwirtschaftlichen Zielen nicht zu kollidieren brauchen: Makroökonomische Daten für Dänemark, die in wirtschaftspolitischen Analysen und Argumentationen als wesentlich erachtet werden, haben sich seit dem Einstieg in die ökologische Steuerreform sehr positiv entwickelt: Absenkung der Arbeitslosenquote, deutlicher Abbau des Haushaltsdefizits (mit einem Überschuß sogar 1997) und Überschüssen in der Außenhandelsbilanz, die Wachstumsraten des BSP gehören zu den höchsten in den OECD-Ländern.

Ferner sollte nicht unterschätzt werden, daß sich Länder mit der frühen und maßvollen Anwendung neuer Instrumente auch einen Erfahrungs- und Anpassungsvorsprung gegenüber anderen Ländern sichern. Der Mut zu einem gewissen Risiko, der als wichtige Unternehmereigenschaft hoch gepriesen wird, fehlt in Deutschland jedenfalls im umweltpolitischen Bereich seit vielen Jahren. Bis auf wenige Ausnahmen (etwa im Abfallbereich und mit der Umwelthaftung) sind die instrumentellen und institutionellen Innovationen im Umweltschutz in anderen Ländern gemacht bzw. praktiziert worden, so daß diesbezüglich Deutschland international keine Vorreiterrolle mehr spielt.

3 Handelbare Emissionszertifikate

Die Idee, Schadstoffemissionen innerhalb eines Gebietes durch die Vergabe von handelbaren Emissionszertifikaten (Emissionslizenzen) zu regulieren, geht auf DALES (1968) zurück. In der (deutschen) Literatur ist dieses Instrument intensiv vor allem Ende der 70er/Anfang der 80er Jahre¹ und dann wieder seit Beginn der 90er Jahre vor allem im Zusammenhang mit der Frage der Bekämpfung des Treibhauseffekts durch Eindämmung der CO₂-Emissionen diskutiert worden.² Die Implementierung dieses Instruments in der Praxis mit einem institutionalisierten Markt für den Handel mit Emissionszertifikaten wurde erstmalig mit der Novellierung des Clean Air Act 1990 in den USA vorgenommen.

Als Vorläufer der handelbaren Emissionszertifikate können die Einführung der Offset-Politik und der Bubble-Politik mit einem kontrollierten Emissionshandel durch die Novellierung des Clean Air Act von 1977 in den USA und die Einführung von (nationalen) Kompensationsmöglichkeiten, wie sie z.B. das Bundesimmissionschutzgesetz (BImSchG § 67a) nach den Novellierungen von 1986 und 1990 einräumt, angesehen werden. Diese Instrumente sind insofern „Verwandte“ der Emissionszertifikate, als sie einem bestimmten Emittentenkollektiv (das u.U. nur aus einem einzigen Unternehmen mit mehreren Emissionsquellen bestehen kann) das Recht einräumen, durch Übererfüllung eines gewissen Emissionsminderungssolls an einer Quelle das Emissionsminderungssoll an einer anderen Quelle zu unterschreiten. Das Attraktive der Kompensationsregelungen ist die (im Vergleich zu Auflagen in Form von Emissionsgrenzwerten) größere Flexibilität, die sie den Emittenten bei der Erfüllung von Emissionsminderungsanforderungen gestatten, die mit erheblichen Kosteneinsparungen verbunden sein kann: Die Unternehmen werden dann nämlich (im Rahmen der ihnen zugestanden Freiheiten) Emissionsminderung besonders an den Quellen vornehmen, wo sie kostengünstig ist, und an anderen Quellen entsprechend mehr emittieren. Kompensationsinstrumente sind allerdings bisher in Deutschland von geringer Bedeutung gewesen, und auch der kontrollierte Emissionshandel in den USA hat offenbar nur sehr beschränkten Erfolg gehabt.³ Zu einer ausführlicheren Darstellung von Kompensationslösungen sei hier auf die Literatur verwiesen.⁴

Internationales Analogon zu nationalen Kompensationen ist das neuerdings vor allem im Zusammenhang mit dem internationalen Klimaschutz intensiv diskutierte Instrument der Joint Implementation (JI): Es besteht im wesentlichen darin, daß ein Land, das im Rahmen internationaler Abkommen eine Selbstverpflichtung zur Reduktion seiner Schadstoffemis-

¹ S. z.B. BONUS (1977), BONUS (1981), BINSWANGER (1981), KABELITZ (1983), KABELITZ (1984a), KABELITZ (1984b).

² S. z.B. BONUS (1990), MAIER-RIGAUD (1991), HEISTER/MICHAELIS et al. (1991), GAWEL (1993), HUCKESTEIN (1993), RENTZ/WEILAND (1993), ENDRES/REHBINDER/SCHWARZE (1994), SCHEELHAASE (1994), FROMM/HANSJÜRGENS (1994), HANSJÜRGENS/FROMM (1994).

³ Vgl. ENDRES (1994b), S. 21.

⁴ Zum kontrollierten Emissionshandel in den USA s. BONUS (1983), REHBINDER/SPRENGER (1985); zu den Kompensationsmöglichkeiten nach dem BImSchG s. REHBINDER (1994a) und (1994c).

sionen eingegangen ist, dieser Verpflichtung auch dadurch Genüge leisten kann, daß es diese Reduktion nicht an den Quellen innerhalb seiner Landesgrenzen vornimmt, sondern durch finanzielle, wissenschaftlich-technische und organisatorische Hilfen zumindest einen Teil der Schadstoffemissionsreduktion an den Quellen eines anderen Landes bewirkt. Die Attraktivität der JI besteht wiederum in der durch sie ermöglichten Flexibilität der Maßnahmen: Die Emissionsminderung in einem Land mit bisher niedrigen Umweltstandards könnte erheblich billiger sein als eine im selben Umfang vorgenommene Emissionsminderung an inländischen Quellen mit schon hohem Reinigungsstandard. Ein entscheidender Unterschied zwischen Kompensationen und JI einerseits und den unten behandelten handelbaren Emissionszertifikaten andererseits besteht darin, daß erstere nicht mit übertragbaren und veräußerbaren Rechten verbunden sind, sondern im wesentlichen nur die Möglichkeit eröffnen, durch Maßnahmen an einer Quellengruppe zu Emissionsgutschriften („Emissionskredit“) zu kommen, die an einer anderen Quellengruppe durch das Unterlassen von Maßnahmen eingelöst werden können. Auch zu einer ausführlicheren Darstellung der JI muß auf die Literatur verwiesen werden.⁵

3.1 Allgemeine Wirkungsweise von Emissionszertifikaten

Theoretisch ließen sich Zertifikate (als konkurrierendes Instrument zu Abgaben) für ganz verschiedene Formen der Inanspruchnahme von Umweltbereichen einführen; sie sind z.B. auch im Zusammenhang mit der Automobilnutzung,⁶ Deponieraumnutzung⁷ und der Inanspruchnahme von Einwegbehältern⁸ diskutiert worden. Die Nähe dieser z.T. produktbezogenen Vorschläge zu (nicht primär umweltbezogenen) Quotenregelungen, wie sie in verschiedenen Wirtschaftsbereichen heute gelten, ist deutlich.⁹ Ihre umweltbezogenen Hauptanwendungsmöglichkeiten dürften allerdings eindeutig im Bereich der Regulierung von Schadstoffemissionen liegen, die deshalb im folgenden auch ganz im Vordergrund stehen.

Beim Instrumentarium der handelbaren Emissionszertifikate nimmt der Staat die Grundposition des primären Eigentümers der Umweltbereiche ein. Er legt eine maximale Gesamtemission (Emissionsziel) eines Schadstoffes (oder einer Schadstoffgruppe) fest, die innerhalb einer bestimmten Zeit (z.B. ein Jahr) insgesamt von allen zertifikatpflichtigen Emittenten innerhalb eines bestimmten Gebietes an einen Umweltbereich abgegeben werden darf. Mit der Ausgabe von handelbaren Emissionszertifikaten vergibt er dann ein verbrieftes und veräußerbares Recht auf Emissionen des Schadstoffes in genau festgelegtem Umfang pro Zeiteinheit an einzelne Interessenten.¹⁰ Hierdurch wird also das Recht zur Emission nur denjenigen

⁵ S. z.B. RENTZ (1995), RENTZ/WIETSCHEL/FICHTNER/ARDONE (Hrsg.) (1996), INTERNATIONAL ENERGY AGENCY (1997), RENTZ/WIETSCHEL/ARDONE/FICHTNER/GÖBELT (1998).

⁶ Vgl. KÖHN (1996).

⁷ Vgl. RENTZ/WEILAND, R. (1993).

⁸ Vgl. WICKE (1981) und (1993), S. 391ff.

⁹ Vgl. MAIER-RIGAUD (1994), S. 41ff.

¹⁰ Eine andere Variante ist, daß diese Rechte unbefristet ausgegeben werden, d.h. ein solches Emissionszertifikat berechtigt den Besitzer, über eine unbegrenzte Zeitspanne hin pro Zeiteinheit in gewissem Umfang einen Schadstoff zu emittieren. Es ist aber auch die Konstruktion von zeitlich befristeten, handelbaren Emis-

zugesprochen, die entweder im Besitz einer entsprechenden Zertifikatmenge oder gar nicht zertifikatpflichtig sind.¹¹ Insgesamt sollten Zertifikate höchstens im Umfang des Emissionsziels ausgegeben werden.¹²

Mit den Emissionszertifikaten steht dem Staat ein direktes *Mengensteuerungsinstrument* für die Emissionen zur Verfügung. Darin unterscheiden sie sich ganz wesentlich von Emissionsabgaben i.e.S.: Bei diesen nimmt der Staat durch Festlegung des Abgabesatzes direkten Einfluß nur auf den Preis für die Emission; der dadurch hervorgerufene Emissionsmengeneffekt kann nicht genau vorhergesagt werden wegen der Unsicherheit über die Reaktionen der Emittenten auf die Abgabenerhebung und über ihre Überwälzungs- und Substitutionsmöglichkeiten (s. Abschnitt 2.2). Insofern bieten sich Zertifikate besonders dann als Emissionssteuerungsinstrument an, wenn der Staat ein klares Emissionsmengenziel hat (das idealerweise mit einem ebenso klaren Immissionsziel korrespondiert). Bei der Erstausgabe kann er dann Zertifikate z.B. im Umfang der aktuellen Ist-Emissionen mit der Ankündigung ausgeben, nach einer gewissen Anpassungszeit die Zertifikate (z.B. proportional) bis auf das angestrebte Emissionsmengenziel abzuwerten.¹³ Eine weitere Abwertung würde erforderlich, wenn das ursprüngliche staatliche Emissionsmengenziel revidiert werden muß, weil es sich als unzureichend herausgestellt hat. Kontrolliert der Staat das Einhalten der Emissionsrechte¹⁴ und sanktioniert er das Überschreiten hinreichend scharf, so ist von diesem Instrument eine hohe ökologische Effektivität zu erwarten.

Die Handelbarkeit der Zertifikate wird unter den Bedingungen der vollkommenen Konkurrenz dazu führen, daß ein (potentieller) Emittent (zusätzliche) Zertifikate kaufen will, wenn der Preis für den Erwerb der Zertifikate niedriger ist als die (Grenz-)Kosten für Emissionsvermeidungsmaßnahmen, die für ihn den Kauf der Zertifikate überflüssig machen. Umgekehrt wird ein Besitzer seine Zertifikate verkaufen wollen, wenn die Umstellungsmaßnahmen z.B. in Form von Emissionsminderungsmaßnahmen oder der Einführung von Substitutionsprozessen mit geringeren Kosten verbunden sind als der Erlös beim Verkauf der Zertifikate, die aufgrund dieser Maßnahmen nicht mehr benötigt werden.¹⁵ Unter diesen Bedingungen besteht also eine Tendenz, daß die Zertifikate gerade von denjenigen Emittenten erworben werden, bei denen die Emissionsvermeidungs(grenz)kosten hoch sind, und umgekehrt Emissionsvermeidung dort betrieben wird, wo sie besonders kostengünstig ist. Bei deutlichen

sionszertifikaten vorstellbar. Ihr grundlegender Nachteil ist aber, daß sie ihrem Besitzer weit geringere Planungssicherheit bieten als unbefristete Emissionsrechte.

¹¹ Typischerweise wird der Kreis der Zertifikatpflichtigen vor allem aus kontrolltechnischen Gründen auf größere Emittenten beschränkt, d.h. auf Emittenten, deren Emission pro Zeiteinheit oberhalb einer gewissen Schranke liegt.

¹² Hinzu kommen nämlich noch die Emissionen der Nicht-Zertifikatpflichtigen; ferner kann es zu Importen von Emissionen aus anderen Gebieten kommen.

¹³ Vgl. HEISTER/MICHAELIS et al. (1991), S. 6.

¹⁴ Das setzt eine kontinuierliche Messung der i.a. nicht gleichmäßigen Emissionen aller Zertifikatpflichtigen voraus, was als aufwendiger anzusehen ist als z.B. die Kontrolle des Einhaltens von Emissionsgrenzwerten (z.B. in der häufigen Form von Konzentrationsgrenzwerten).

¹⁵ Bei vollkommener Konkurrenz wird ein Emittent solche möglichen finanziellen Vorteile auch realisieren wollen, d.h. in diesem Fall auch tatsächlich seine überflüssigen Zertifikate verkaufen wollen. Sind die Bedingungen der vollkommenen Konkurrenz nicht gegeben, so könnten andere Interessen dominieren, z.B. mit dem Nicht-Verkauf (Hortung) unbenötigter Zertifikate kaufwillige Konkurrenten an der Expansion ihrer wirtschaftlichen Aktivitäten zu hindern oder Ansiedlungswilligen den Markteintritt zu verwehren.

Unterschieden in den Vermeidungsgrenzkosten der Emittenten können auf diese Weise (z.B. gegenüber der ordnungsrechtlichen Festlegung von Standards, die von allen Emittenten in gleichem Maße einzuhalten sind) in der Summe erhebliche Kosteneinsparungen erzielt werden. Im Optimum werden die Emittenten gerade in dem Umfang Emissionsminderung betreiben, daß ihre Emissionsminderungsgrenzkosten dem (Gleichgewichts-)Zertifikatpreis entsprechen. Man erkennt, daß hier derselbe ökonomische Wirkungsmechanismus wie bei den Emissionsabgaben zum Tragen kommt, so daß unter idealisierenden Bedingungen (vollkommene Konkurrenz, individuelles kostenminimierendes Verhalten jedes Emittenten) auch das Instrument der handelbaren Emissionszertifikate die Eigenschaft der ökonomischen Effizienz im Sinne der Minimierung der Gesamt-Emissionsminderungskosten hat. Anders aber als bei Abgaben, deren Abgabesatz staatlicherseits festgelegt (und gegebenenfalls je nach Zielverfehlung angepaßt) werden muß, bildet sich der Zertifikatpreis auf dem Zertifikatmarkt (bei vollkommener Konkurrenz) durch Angebot und Nachfrage als ein echter Knappheitspreis heraus.

3.2 Formen der Ausgestaltung von Emissionszertifikaten

Die Wirkungsweise von Emissionszertifikaten in der Praxis hängt von verschiedenen Details ihrer konkreten Ausgestaltung ab, die im folgenden in ihren wichtigsten Aspekten dargestellt werden sollen. Die jeweils getrennte Behandlung sollte allerdings nicht darüber hinwegtäuschen, daß verschiedene Ausgestaltungsmerkmale in ihrer praktischen Konkretisierung nicht isoliert, sondern abhängig voneinander festgelegt werden müssen; z.B. gilt dies für die stoffliche und räumliche Abgrenzung des Zertifikatemarktes.

3.2.1 Auswahl der zertifikatpflichtigen Schadstoffe

Zunächst muß entschieden werden, für welchen Schadstoff bzw. welche Schadstoffgruppe die Zertifikatpflicht eingeführt werden soll. Sinnvoll ist das nur für solche Schadstoffe, die

- keine unmittelbaren Schäden am Ort der Emission selber hervorrufen, also keine unmittelbare, lokale Gefahr darstellen,
- eine Gesamtbelastungs-Wirkung haben, die von der Verteilung der Schadstoffquellen innerhalb eines Gebietes im wesentlichen unabhängig ist,
- nicht leicht substituierbar sind durch nicht-zertifikatpflichtige Schadstoffe, die ähnliche oder noch gravierendere Belastungen hervorrufen,
- sich mit vertretbarem Aufwand kontrollieren lassen,
- nicht schon weitestgehend selbst oder indirekt über die in Kombination mit ihnen auftretenden Schadstoffe ordnungsrechtlich reglementiert sind und
- von einer größeren Gruppe von Emittenten stammen.

Diese Anforderungen engen den Kreis der in Frage kommenden Schadstoffe erheblich ein. Als „ideal“ geeigneter Kandidat kann CO₂ angesehen werden, das seine schädliche Wirkung allmählich und erst in großräumiger (globaler) Verbreitung entfaltet.

3.2.2 Kreis der Zertifikatpflichtigen

Die Entscheidung darüber, welche Emittenten eines Schadstoffs zertifikatpflichtig sind, dürfte in erster Linie unter den Gesichtspunkten der Wirksamkeit, der verwaltungstechnischen Handhabbarkeit und des damit verbundenen Verwaltungs-, Kontroll- und Meßaufwands getroffen werden. So wird es sinnvoll sein, die Zertifikatpflicht auf den Kreis größerer Emittenten zu begrenzen und Kleinemittenten von der Zertifikatpflicht auszunehmen. Eine starke Einengung des Kreises der Zertifikatpflichtigen verringert zwar den administrativen Aufwand, schränkt aber gleichzeitig auch den Zertifikathandel und damit das Einsparpotential des Zertifikatinstruments ein.¹⁶ Denselben Nachteil hat die Reservierung eines Teils der Zertifikate für bestimmte Emittentengruppen, die aus rechtlichen, sozialen oder wirtschaftspolitischen Erwägungen heraus geboten sein kann.¹⁷

3.2.3 Räumliche Abgrenzung

Mit der räumlichen Abgrenzung wird festgelegt, innerhalb welchen Gebietes Emittenten zertifikatpflichtig sind und innerhalb welchen Gebietes ein Handel mit den Zertifikaten zugelassen ist. Prinzipiell müssen diese beiden Gebiete nicht übereinstimmen.¹⁸

Die Entscheidung über die räumliche Abgrenzung muß unter ökologischen Gesichtspunkten vor allem in Hinblick auf die räumliche Wirksamkeit des Schadstoffs bestimmt werden. Je stärker die Nahwirkungen eines Schadstoffs sind, desto kleiner muß das Gebiet gefaßt werden; denn durch die mit dem Zertifikatehandel ermöglichte räumliche Verschiebung von Schadstoffquellen können sich diese im Laufe der Zeit innerhalb eines kleinen Gebietes konzentrieren und dort eine inakzeptable (lokale) Belastung verursachen (hot spots).¹⁹ Eine kleinräumige Fassung des Zertifikategebiets engt allerdings wiederum die Anzahl der möglichen Teilnehmer am Zertifikathandel ein und gefährdet einen funktionierenden Wettbewerb um die Zertifikate.²⁰ Gleichzeitig verringert sich mit den verringerten Austauschmöglichkeiten das mit dem Zertifikatinstrument erzielbare Kosteneinsparpotential. Die räumliche Abgrenzung muß dementsprechend auch unter ökonomischen Aspekten erfolgen.

¹⁶ Vgl. HUCKESTEIN (1993), S. 20f.

¹⁷ Vgl. HUCKESTEIN (1993), S. 20.

¹⁸ So ist es z.B. im RECLAIM-Programm in Südkalifornien geregelt, in dem zwei Zonen festgelegt werden, innerhalb derer eine Zertifikatpflicht (für SO₂- und NO_x-Emissionen) besteht. Zertifikate der stärker belasteten Zone (Küstenzone) dürfen zwar in die andere Zone verkauft werden, aber nicht umgekehrt; s. FROMM/HANSJÜRGENS (1994).

¹⁹ Dies könnte durch gleichzeitige immissionsbezogene Auflagen oder Einschränkungen des Handels innerhalb eines Gebietes (wie im RECLAIM-Programm) verhindert werden, was allerdings zwangsläufig wieder die ökonomische Effizienz einschränkt.

²⁰ Vgl. HUCKESTEIN (1993), S. 19.

3.2.4 Erstaussgabe

Mit der Erstaussgabe der Zertifikate nimmt der Staat Einfluß darauf, wer (zunächst) zu welchen Konditionen in den Besitz der Emissionsrechte gelangt. Drei Erstaussgabe-Modalitäten haben in Literatur und Praxis besondere Beachtung gefunden:

- die kostenlose Ausgabe, kombiniert mit einem Verteilungsschlüssel, der sich an den Emissionen der Alt-Emittenten in der Vergangenheit orientiert (grandfathering),
- die Versteigerung im Rahmen einer öffentlichen Auktion,
- die Ausgabe zu einem staatlich bestimmten Festpreis.

Die kostenlose Erstaussgabe der Emissionszertifikate²¹ ist für die (Alt-)Emittenten insgesamt gesehen vorteilhaft. Sie führt zu keinem Mittelabfluß an den Staat und wird daher (zumindest bei den Alt-Emittenten) am ehesten auf Akzeptanz stoßen.

Für die kostenlose Erstaussgabe der Zertifikate an die Alt-Emittenten spricht ferner, daß diesen damit ein Bestandsschutz gewährt wird, der rechtlich aus dem Grundsatz des Vertrauensschutzes und dem Eigentumsrecht abgeleitet werden kann. Er ist sicher dann erfüllt, wenn die Alt-Emittenten kostenlos in Höhe ihrer jeweiligen tatsächlichen Emissionen (z.B. als ein gewisser Durchschnittswert aus der Vergangenheit) Zertifikate zugeteilt bekommen. Er könnte aber ebenfalls bereits als erfüllt angesehen werden, wenn den Alt-Emittenten lediglich ausreichend Gelegenheit gegeben wird, sich an die neuen Verhältnisse anzupassen.²² Ist die Emission des Schadstoffes vor Einführung der Zertifikate ordnungsrechtlich geregelt worden (wie in Deutschland z.B. für SO₂ oder NO_x), so ist die Ausgabe von Zertifikaten an die Alt-Emittenten im Umfang ihrer bisherigen Emissionen eine leicht praktikable Methode. Problematisch wird diese aber bei zuvor ordnungsrechtlich nicht geregelten Emissionen, wie z.B. bei CO₂, bei denen jeder Akteur ein unbegrenztes Recht zur Emission hat (auch wenn er es in der Vergangenheit nicht wahrgenommen hat), so daß es ungerecht wäre, nur an diejenigen Zertifikate auszugeben, die das Emissionsrecht in der Vergangenheit auch wahrgenommen haben.²³ In jedem Fall ist die kostenlose Erstaussgabe an die Alt-Emittenten verteilungspolitisch fragwürdig: Ein Neu-Emittent muß das Emissionsrecht auf dem Zertifikatmarkt käuflich erwerben, während es ein Alt-Emittent kostenlos zugeteilt bekommt und beim Verkauf sogar ein Einkommen erzielen kann.²⁴

Bei der kostenlosen Erstaussgabe an die Alt-Emittenten muß (genauso wie bei der Ausgabe gegen eine feste Gebühr) ein Verteilungsschlüssel festgelegt werden, der regelt, in welchem Umfang die Alt-Emittenten Zertifikate zugeteilt bekommen. I.a. wird sich dieser entweder an den tatsächlichen Emissionen in der Vergangenheit oder am Umfang der erteilten Emissionsgenehmigungen orientieren. Im ersten Fall sollte als Basisperiode eine Periode mit „normalem“ Aktivitätsniveau, d.h. mit durchschnittlichem Emissionsvolumen, gewählt

²¹ Zuerst vorgeschlagen von BINSWANGER (1981), S. 90f.

²² Vgl. HEISTER/MICHAELIS et al. (1991), S. 104.

²³ Vgl. HEISTER/MICHAELIS et al. (1991), S. 105.

²⁴ Vgl. CANSIER (1993), S. 198f., und SCHEELHAASE (1994), S. 227f.

werden. Dabei besteht die Gefahr, daß eine zu frühe Ankündigung eines solchen Erstzuteilungs-Schlüssels zur verstärkten Emission (vor Einführung der Zertifikatpflicht) führt, weil dies für die Emittenten die zugeteilte Zertifikatmenge erhöht.²⁵ Ferner benachteiligt die Erstzuteilung entsprechend den tatsächlichen Emissionen solche Emittenten, die in der Vergangenheit bereits Emissionsminderungsmaßnahmen ergriffen haben. Durch eine geeignete Gestaltung der Erstzuweisung (siehe Abschnitt 3.4.2, wo die Vorgehensweise beim RECLAIM-Programm in Süd-Kalifornien geschildert wird,) kann diese Benachteiligung verhindert werden.

Ferner muß bedacht werden, daß eine Erstaussgabe von Zertifikaten an die Alt-Emittenten im Umfang ihrer tatsächlichen Emissionen keinerlei Verbesserung (aber auch keine Verschlechterung) der Emissionssituation bewirkt. Soll eine niedrigere Gesamtemission erzielt werden, so müssen entweder (bei längerer Gültigkeitsdauer) die Zertifikate im Laufe der Zeit abgewertet oder (bei nur kurzer, z.B. einjähriger Gültigkeitsdauer) in geeignet reduziertem Umfang wieder zugeteilt werden. Eine dritte Möglichkeit besteht im Aufkauf von Zertifikaten auf dem Sekundärmarkt durch die öffentliche Hand; hierdurch werden dem Markt Zertifikate für die Emittenten entzogen.²⁶ In jedem Fall muß davon ausgegangen werden, daß das Emissions(reduktions)ziel erst nach einem längeren Zeitraum erreicht wird.

Die ungleiche Behandlung von Alt- und Neu-Emittenten könnte vermieden werden, wenn die Erstaussgabe durch eine frühzeitige, öffentliche Versteigerung der Zertifikate erfolgt,²⁷ denn dann können alle Emissions-Interessenten nach Maßgabe ihrer Zahlungsbereitschaft Zertifikate erwerben. Der Marktzugang wäre nicht Umweltschutz-induziert erschwert. Dies kann auch aus ökologischen Gründen ein erheblicher Vorteil sein, nämlich dann, wenn die Neu-Emittenten mit einer besseren Emissionsvermeidungstechnologie ausgerüstet sind.

Im allgemeinen kann man aber nur dann damit rechnen, daß sich ein unverzerrter Knappheitspreis beim Auktionsverfahren einstellt, wenn eine hinreichend große Interessentenzahl an der Versteigerung teilnimmt und kein Nachfrager aufgrund seiner Nachfragemacht deutlichen Einfluß auf den Zertifikatpreis hat. Das Wissen darüber kann zu einem strategischen Bieten führen, das nicht der tatsächlichen Zahlungsbereitschaft der Zertifikatpflichtigen entspricht (genauer gesagt: sie wird tendenziell darunter liegen). Durch eine geeignete Festlegung eines Einheitspreises aus den Geboten kann dieser Gefahr bei einer Erstversteigerung entgegengewirkt werden.²⁸ Eine frühzeitige, vor Beginn der Zertifikatpflicht durchgeführte Erstversteigerung der Zertifikate ermöglicht den (potentiellen) Emittenten außerdem die rechtzeitige Durchführung von Anpassungsmaßnahmen.

²⁵ Vgl. CANSIER (1993), S. 198.

²⁶ Diese Maßnahme wird in Anlehnung an die entsprechende Politik der Bundesbank zur Geldmengensteuerung als *Offenmarktpolitik* bezeichnet, die freilich den Einsatz entsprechender öffentlicher Mittel voraussetzt und in der Literatur als administrativ aufwendig und wegen ihres möglichen (steigernden) Einflusses auf den Zertifikatpreis vielfach abgelehnt wird; vgl. SCHEELHAASE (1994), S. 125ff.

²⁷ Vgl. HEISTER/MICHAELIS et al. (1991), S. 110 und S. 239.

²⁸ Z.B. durch eine sogenannte Vickrey-Auktion. Die Gefahr der Einflußnahme auf die Zertifikatpreise im (späteren) Sekundärhandel durch einzelne Anbieter bleibt aber bei einer insgesamt geringen Zahl von Marktteilnehmern bestehen, s. WIEDMER (1993).

Herrscht keinerlei Beschränkung bei der Teilnahme am Erst-Versteigerungsverfahren, so können natürlich auch Interessenten (wie Umweltschutzverbände) Emissionszertifikate erwerben, die sie nicht für die Emission des Schadstoffs nutzen, sondern sie dem Markt entziehen wollen, um auf diese Weise die Gesamtemission zu senken. Soll dies, bzw. allgemein die Nicht-Nutzung der Zertifikate verhindert werden, müßte der Zugang zum Versteigerungsverfahren beschränkt und ein Mechanismus für die Abwertung oder die zwangsweise (gegebenenfalls entgeltliche) Rückgabe nicht benutzter Zertifikate eingeführt werden.

Die Erstaussgabe von Zertifikaten gegen eine festgesetzte Gebühr birgt grundsätzlich die Gefahr des Verfehlens des tatsächlichen Knappheitspreises der Zertifikate durch den festgelegten Gebührensatz aufgrund einer Falscheinschätzung der Nachfrageverhältnisse seitens der zuständigen staatlichen Behörde. Dem könnte allerdings durch das frühzeitige Einholen (eventuell verbindlicher) Nachfragegebote potentieller Zertifikatpflichtiger entgegengewirkt werden. Diese Vorgehensweise ist ein erprobtes Verfahren zur Einschätzung der Marktverhältnisse, z.B. bei der Festlegung eines realistischen Kurses neu zu emittierender Aktien von Aktiengesellschaften und im Rahmen von Wertpapierpensionsgeschäften der Bundesbank mit Geschäftsbanken bei der Auflage von Zinstendern. Eine solche Vorgehensweise rückt dieses Verfahren schon in große Nähe zur Erstaussgabe der Zertifikate im Rahmen einer öffentlichen Versteigerung an die Zertifikatpflichtigen bzw. Interessenten.

3.2.5 Lizenzgültigkeitsdauer

Prinzipiell können Zertifikate mit unbefristeter oder befristeter Gültigkeitsdauer ausgestattet werden. Denkbar ist, daß auch gleichzeitig Zertifikate mit unbefristeter und befristeter Gültigkeitsdauer ausgegeben werden.²⁹ Die Befristung kann auf ein Jahr oder auch eine andere Zeitspanne festgelegt werden.

Eine zeitliche Befristung der Gültigkeitsdauer, z.B. auf ein Jahr, bietet dem Staat die Möglichkeit, die maximale Gesamtemission jährlich neu festzulegen, sie damit sukzessiv und (bei frühzeitiger Ankündigung) für die Emittenten vorhersehbar auf das angestrebte Emissionsziel abzusenken. Es wird damit auch möglich, die maximale Emissionsmenge an neue Erkenntnisse über Schadwirkungen anzupassen. Als Vorteil wird desweiteren gesehen, daß bei (jährlicher) Neuausgabe Monopolstellungen auf dem Zertifikatmarkt höchstens kurzfristig aufrecht erhalten werden können.³⁰ Gegenüber einer zeitlich unbefristeten Gültigkeitsdauer muß allerdings eine geringere Planungssicherheit konstatiert werden, die aber sicher dann nicht stark ins Gewicht fällt, wenn nicht nur die jährlich ausgegebene Gesamtmenge, sondern auf dem Wege des grandfathering auch die den einzelnen (Alt-)Emittenten jährlich kostenlos überlassenen Zertifikatmengen langfristig bekannt sind (was allerdings wieder die Berücksichtigung von erst später gewonnenen Erkenntnissen z.B. über Wirkungsausmaße und -zusammenhänge erschwert). Schließlich hat der Staat hierbei auch die

²⁹ Vgl. SCHEELHAASE (1994), S. 215.

³⁰ Vgl. SCHEELHAASE (1994), S. 219.

Möglichkeit, durch jährliche Reservierung von Zertifikaten Neuansiedlern den Marktzugang zu ermöglichen und damit umweltschutzbedingte Wettbewerbsnachteile zu verringern. Immerhin bleibt der administrative Aufwand für den Staat bei jährlicher Neuausgabe höher.

Auch die Möglichkeit der Ausgabe von Zertifikaten mit unterschiedlicher Laufzeit ist in der Literatur diskutiert worden.³¹ Sie eröffnet den Emittenten die Möglichkeit, zwischen längerfristig und kurzfristig gültigen Zertifikaten zu wählen, wobei die längerfristigen nur zu einem Aufpreis zu erhalten sind, durch das längerfristige Emissionsrecht aber größere Planungssicherheit bieten. Unterschiedlichen Wünschen der Emittenten kann auf diese Weise Rechnung getragen werden. Andererseits steigert das wieder den administrativen Aufwand des Staates, und es besteht die Gefahr, daß durch die Aufspaltung des Marktes Teilmärkte mit geringer Teilnehmerzahl entstehen, deren Funktionsfähigkeit u.U. stark eingeschränkt ist.³²

3.2.6 Der Zertifikatehandel

Bzgl. des Zertifikatehandels ist zunächst festzulegen, wer zum Handel überhaupt zugelassen ist. Der Kreis der Personen oder Institutionen kann auf die Zertifikatpflichtigen begrenzt sein, eventuell hier sogar noch weiter auf die Zertifikatpflichtigen eines räumlichen Teilgebietes.³³ Zum Zertifikatehandel, vor allem zum Zertifikatekauf, könnten aber auch Nicht-Emittenten zugelassen werden, wie Einzelpersonen, Interessenverbände (z.B. Umweltschutzverbände) und die öffentliche Hand. In diesem Fall muß davon ausgegangen werden, daß die Gesamt-Emissionsmenge *unter* der maximal zugelassenen Emission liegt, die durch den Gesamtumfang an Zertifikaten gegeben ist, d.h. das staatliche Gesamt-Emissionsziel wird einseitig (nämlich nur nach unten) zur Disposition gestellt.³⁴

Da insbesondere bei der kostenlosen Erstausgabe die Emissionszertifikate ihr Kosteneinsparpotential erst dadurch entfalten können, wenn sie sich bei denjenigen Emittenten ansammeln, die die höchsten Emissionsminderungsgrenzkosten haben, muß ein funktionsfähiger Handel der Zertifikate sichergestellt werden. Dieser kann prinzipiell

- ohne Mittler durch rein bilaterale Transaktionen zwischen Interessenten oder
- institutionalisiert durch eine private oder öffentliche Organisation (Börse)

³¹ Vgl. DALES (1968), S. 95, MÜLLER-WITT (1981), S. 377, SCHEELHAASE (1994), S. 222.

³² Vgl. SCHEELHAASE (1994), S. 224, WEIMANN (1995), S. 229 und S. 243.

³³ Wie teilweise im amerikanischen RECLAIM-Programm (s. Abschnitt 3.4.2).

³⁴ Übrigens kann bezweifelt werden, daß insbesondere Einzelpersonen aus Interesse an Emissionsvermeidung Zertifikate kaufen. Abgesehen davon, daß sie aufgrund ihres beschränkten Budgets normalerweise einen kaum merklichen Einfluß auf die Emissionssituation haben werden, dürfte i.a. ihr Anreiz zum Kauf von Zertifikaten gering sein, weil die damit verbesserte Qualität des betreffenden Umweltbereichs ein öffentliches Gut ist, das von allen genutzt wird, so daß die Gefahr des Trittbrettfahrer-Problems besteht (s. Abschnitt 1.2 und WEIMANN (1995), S. 228f.). Bzgl. der Interessenverbände stellt sich die Situation jedoch etwas anders dar: Sie bündeln die Interessen von u.U. vielen Einzelpersonen und könnten spürbare Qualitätsverbesserungen durch umfangreichere Aufkäufe von Zertifikaten erreichen. Damit könnten ihre Mitglieder zufrieden sein, obwohl die Nicht-Mitglieder (ohne finanziellen Aufwand durch entsprechende Mitgliedsbeiträge oder Spenden) gleichfalls von den Qualitätsverbesserungen profitierten.

zustandekommen. Die Entscheidung für die eine oder andere Organisationsform sollte von den jeweils anfallenden Transaktionskosten abhängig gemacht werden.

Eine rein bilaterale Ausführung der Transaktionen ohne zentrale Mittler birgt die Gefahr, daß die Marktteilnehmer wenige Preisinformationen haben und deswegen Kauf- und Verkaufswillige nicht ohne weiteres zusammenfinden. Insofern bietet es sich an, auch bei rein privat organisiertem Zertifikatehandel eine zentrale Informationssammelstelle zu etablieren, bei der jede durchgeführte Transaktion mit dem jeweils vereinbarten Preis gemeldet werden muß. Dadurch werden die Emittenten in die Lage versetzt abzuwägen, ob es günstiger für sie ist, Emissionsreduktionsmaßnahmen zu ergreifen oder Zertifikate zu kaufen. Derart wird bei unübersichtlichen Zertifikatmärkten Transparenz geschaffen.

3.2.7 Emissionskontrolle und Sanktionierung

Damit insbesondere am Ende einer Abrechnungsperiode überprüft werden kann, ob die Zertifikatpflichtigen ihre Emissionen im Rahmen der von ihnen erworbenen Zertifikate gehalten haben, müssen die Emissionen kontinuierlich kontrolliert werden. Das setzt die Installation, Überwachung und Unterhaltung entsprechender Meßvorrichtungen voraus und ist mit technischem Aufwand und Kosten verbunden, die deutlich über denen liegen dürften, die z.B. bei Überwachung der Einhaltung von Auflagen, etwa in Form von Konzentrationsgrenzwerten, anfallen.³⁵ Ohne eine solche Kontrolle wäre aber einerseits die Einhaltung des Gesamtemissionsziels in Frage gestellt, und andererseits bestünde die generellere Gefahr, daß das gesamte Zertifikatinstrumentarium seine auf der Knappheit der Emissionsrechte basierende Wirksamkeit verlöre.³⁶

Da prinzipiell die Möglichkeit besteht, daß Meßvorrichtungen ausfallen, muß geregelt werden, wie in einem solchen Fall die während dieser Zeit emittierten Mengen abgeschätzt werden. Dies muß auf eine Weise geschehen, die den Emittenten keine Anreize bietet, den Ausfall der Meßanlagen geradezu zu provozieren.

Die Kontrolle der Emissionen muß außerdem ergänzt werden durch einen funktionierenden Sanktionsmechanismus, der das Überschreiten der Emissionsrechte für jeden Zertifikatpflichtigen unattraktiv macht.

Insgesamt besteht das Kontroll- und Sanktionssystem also aus den Komponenten:

- kontinuierliche Messung der Emissionsmengen bei jedem Zertifikatpflichtigen
- regelmäßige Erfassung der Zertifikateverteilung an den (den Zertifikatpflichtigen bekannten) Abrechnungszeitpunkten und Feststellung der Einhaltung bzw. des Umfangs der Überschreitung der individuellen Emissionsrechte
- Festlegung von Art und Umfang von Strafen in Abhängigkeit von der Überschreitung

³⁵ Vgl. z.B. HUCKESTEIN (1993), S. 22f.

³⁶ Vgl. FROMM/HANSJÜRGENS (1994), S. 219.

- Durchsetzung der (angedrohten) Sanktionen

Die letzte dieser Komponenten ist deswegen wichtig, weil durch sie erst die Glaubwürdigkeit der angedrohten Sanktionen sichergestellt wird.

3.3 Stärken und Schwächen von Emissionszertifikaten

3.3.1 Ökologische Effektivität

Durch die limitierte Anzahl von Emissionszertifikaten kann die Gesamtemissionsmenge eines Schadstoffes innerhalb eines bestimmten Zeitraums und eines bestimmten Gebietes direkt und wirksam begrenzt werden, geeignete und wirksame Kontroll- und Sanktionsmechanismen vorausgesetzt. Durch die direkte Mengensteuerung und das Vermeiden einer langen und unsicheren Wirkungskette ist daher die ökologische Effektivität von Emissionszertifikaten als wesentlich höher zu beurteilen als die von Emissionsabgaben³⁷ und die der Umwelthaftung (vgl. Abschnitt 4.3.1).

Auch bei wirtschaftlichem Wachstum, das mit einer Zunahme der Anzahl der Emissionsquellen verbunden ist, wird das Gesamt-Emissionsziel nicht überschritten, vorausgesetzt natürlich, das Emissionsziel wird nicht staatlicherseits revidiert und das Einhalten der einzelnen Emissionsrechte wird überwacht. Dies ist ein Vorteil, sowohl gegenüber einer Abgabepolitik (bei der Wirtschaftswachstum durch neue Emittenten zu höherem Abgabekommen, aber auch zu höheren Gesamtemissionen führen kann) als auch gegenüber einer mit Konzentrationsgrenzwerten operierenden Auflagenpolitik, bei der durch Wirtschaftswachstum mit zusätzlichen Quellen die Gesamtemissionsmenge sogar bei herabgesetzten Grenzwerten ansteigen kann („rebound effect“).

Verfehlungen von Emissionszielen können bei der Zertifikatpolitik allerdings aus dem Anwachsen der Emissionen von Nicht-Zertifikatpflichtigen resultieren, die gegebenenfalls nachträglich zertifikatpflichtig gemacht werden müßten. Ist das eigentliche umweltpolitische Ziel als Immissionsziel formuliert, so kann dieses auch bei der Zertifikatelösung trotz Einhaltens eines nationalen Emissionszieles durch Schadstoffimporte verfehlt werden. Dieses Problem besteht aber generell bei allen (national oder noch kleinräumiger) eingeführten Instrumenten und kann nur durch entsprechende internationale Regelungen ausgeschaltet werden.³⁸

Kann eine stärkere räumliche Zusammenballung von Emissionsquellen doch zu Schadenswirkungen führen, so muß das Zertifikatgebiet geeignet kleinräumig abgegrenzt werden. Eine

³⁷ Dies wird etwas anders bei CANSIER (1993), S. 221, eingeschätzt mit der Begründung, daß bezweifelt werden muß, ob die politischen Entscheidungsträger unter dem Druck von Interessenverbänden an Emissionszielen festhalten.

³⁸ Nochmals soll betont werden, daß die Zertifikatelösung nur akzeptabel ist für Schadstoffe, deren Wirkung im wesentlichen unabhängig ist von der räumlichen Verteilung ihrer Quellen, insbesondere also nicht für Schadstoffe mit ausgesprochen lokalen Schadenswirkungen.

andere Möglichkeit besteht darin, zur Verhinderung von hot spots Zertifikate mit Immissionsauflagen zu kombinieren.³⁹

Da zur Vermeidung von größeren Friktionen i.d.R. der Umfang der Emissionsrechte bei der Erstaussgabe noch nicht dem Gesamt-Emissionsziel entspricht, muß der Umfang der Emissionsrechte über einen bestimmten Zeitraum hin diesem Ziel entsprechend angepaßt werden, d.h. aber auch, daß erst nach diesem Anpassungszeitraum das Gesamt-Emissionsziel erreicht wird. Deshalb eignet sich das Zertifikatinstrument nicht zum sehr schnellen Erreichen von umweltpolitischen Zielen, insbesondere also auch nicht zur schnellen Gefahrenabwehr; es ist nur als Vorsorgeinstrument einsetzbar.⁴⁰

Zertifikate lassen sich relativ leicht an neue naturwissenschaftliche oder (öko)toxikologische Erkenntnisse anpassen, die die Veränderung von Immissions- bzw. Emissionszielen erforderlich machen. Im Falle von Zertifikaten mit befristeter Gültigkeitsdauer kann dies über die jeweilige (gegebenenfalls eingeschränkte) Neuzuteilung geschehen. Bei unbefristeten Zertifikaten muß die nachträgliche Einschränkung durch Abwertung der ausgegebenen Zertifikate erfolgen. Um den Zertifikatpflichtigen Planungssicherheit zu geben, ist allerdings eine frühzeitige Ankündigung des Umfangs der zukünftig ausgegebenen Zertifikatmengen bzw. der Abwertung wünschenswert.

Zertifikate erzeugen unter Wettbewerbsbedingungen einen permanenten Anreiz zu Entwicklung kostengünstiger Verfahren der Emissionsminderung; denn damit wird das Halten von entsprechenden Zertifikaten unnötig, so daß diese verkauft werden können. Handelbare Emissionszertifikate bieten damit sogar die Chance zum Unterschreiten des staatlicherseits festgelegten Gesamtemissionsziels.⁴¹

3.3.2 Ökonomische Effizienz

Durch Zertifikate kann (genauso wie mit Abgaben) ein bestimmter Umweltstandard in Form einer staatlich festgelegten maximalen Gesamtemission durch minimale Gesamtemissionsminderungskosten der Emittenten erreicht werden (statische ökonomische Effizienz).

Ein Vorteil gegenüber dem Abgabensystem besteht aber darin, daß sich diese Kostenminimierung über den Zertifikatehandel aufgrund des dezentralen Kostenkalküls der Emittenten gewissermaßen automatisch einstellt und nicht durch das Auffinden des richtigen Abgabesatzes (in einem langwierigen trial-and-error-Verfahren) durch den Staat erzwungen werden muß.⁴² Darüber hinaus läßt sich zeigen, daß sich die Kosteneffizienz unabhängig von

³⁹ S. CANSIER (1993), S. 205.

⁴⁰ Insofern stellt sich auch das in CANSIER (1993), S. 200, angesprochene Problem der „Notfall-Zertifikate“ nicht: Plötzliche Emissionen durch Stör- und Unfälle sind nicht besonders problematisch bei Stoffen, deren lokale Wirkung (auch in stärkeren Konzentrationen) nicht erheblich ist. Durch angedrohte Sanktionen werden zudem die Zertifikatpflichtigen automatisch zu Maßnahmen zum Verhindern des Überschreitens ihrer Emissionsrechte angehalten, also zu Sorgfaltsmaßnahmen angereizt.

⁴¹ Vgl. dazu aber die Ausführungen zur dynamischen ökonomischen Effizienz in Abschnitt 3.3.2.

⁴² Vgl. WEIMANN (1995), S. 242.

der Anfangsverteilung der Zertifikate, also insbesondere unabhängig vom Verfahren der Erstaussgabe der Zertifikate, einstellt.⁴³

Ein weiterer Vorteil der Zertifikate gegenüber den Abgaben besteht darin, daß es für die Emittenten ein insgesamt billigeres Instrument ist: Zwar fallen bei beiden Instrumenten dieselben (im idealen Fall minimalen) Gesamtemissionsminderungskosten an, aber es werden bei den Zertifikaten (beim grandfathering) keinerlei weitere finanzielle Mittel an den Staat abgeführt, sondern nur zwischen den Emittenten umverteilt.⁴⁴ Auch der spätere Zertifikatehandel führt nur zu einer Umverteilung von finanziellen Mitteln zwischen den Zertifikatpflichtigen bzw. den am Zertifikatehandel Beteiligten.⁴⁵ (Daraus folgt selbstverständlich auch, daß das Zertifikateinstrument kein Mittel im Rahmen einer (aufkommensneutralen) ökologischen Steuerreform sein kann.)

Die Kosteneffizienz ist allerdings an die Voraussetzung eines einwandfrei funktionierenden Wettbewerbs geknüpft. Dieser ist nur gewährleistet, wenn die Zahl der am Zertifikatehandel Teilnehmenden genügend groß ist und diese damit durch ihr Angebot bzw. ihre Nachfrage keinen nennenswerten Einfluß auf den Zertifikatpreis nehmen können, sondern sich als Preisnehmer verhalten. Im Falle einer geringen Teilnehmerzahl („dünnere Markt“) kann sich durch strategisches Handeln (z.B. Horten von Zertifikaten, um den Preis in die Höhe zu treiben) ein Zertifikatpreis einstellen, der die Kosteneffizienz vereitelt. Diese Gefahr besteht insbesondere bei kleiner räumlicher Ausdehnung des Zertifikategebietes, die verwaltungstechnisch erzwungen oder zur Verhinderung von hot spots geboten ist, für die dann räumlich differenzierte Zertifikate ausgegeben werden müßten.

Je kleinräumiger die Zertifikatgebiete festgelegt werden, desto höher sind die mit Zertifikaten erzielbaren minimalen Gesamt-Emissionsvermeidungskosten, d.h. die Effizienz dieses Instruments nimmt mit wachsender räumlicher Differenzierung ab.

Die Zertifikatpflicht erzeugt einen permanenten Anreiz zur Durchführung sowohl emissionsmindernder als auch kostensparender Maßnahmen (dynamische ökonomische Effizienz). Die Entwicklung emissionsärmerer Techniken vermindert allerdings tendenziell die Nachfrage nach Zertifikaten, so daß sie preissenkend wirken. Dies mindert wieder den Anreiz für Umwelttechnikanbieter zu Innovationen. Die Stärke dieses Effekts hängt wesentlich von der Zahl und Größe der Marktteilnehmer ab; er kann durch Wirtschaftswachstum kompensiert werden.⁴⁶

Zu einer Minderung der Innovationsanreize kann es auch dadurch kommen, daß verschiedene Emittenten selbst keine eigenen Innovationen vorantreiben und auf die Entwicklung von neuen kostengünstigen Techniken durch andere Emittenten warten. Sie sparen auf diese Weise Entwicklungskosten ein und können die durch die Innovationen zusätzlich angebotenen

⁴³ Vgl. MONTGOMERY (1972).

⁴⁴ Es entfallen damit natürlich auch alle Überlegungen, Maßnahmen und Kosten für die Verwendung solcher Mittel durch den Staat.

⁴⁵ Trivialerweise haben damit Zertifikate auch keinerlei öffentliche Finanzierungsfunktion, können also insbesondere nicht als Mittel einer ökologischen Steuerreform eingesetzt werden.

⁴⁶ Vgl. CANSIER (1993), S. 201.

Zertifikate billig erwerben und sogar noch stärker emittieren als zuvor; allerdings kann auch in diesem Fall Wirtschaftswachstum den Effekt kompensieren.⁴⁷

Der Zertifikatpreis bildet sich erst beim Handel aus und ist den Zertifikatpflichtigen zunächst unbekannt, bewirkt also eine gewisse Planungsunsicherheit. Dies kann zusammen mit Existenzsicherungs- und Erweiterungsüberlegungen bei Zertifikaten (mit unbegrenzter Laufzeit) dazu führen, daß unbenötigte Zertifikate nicht verkauft, sondern gehalten werden (Hortung), entweder weil man hofft, sie später zu einem höheren Preis verkaufen zu können, oder weil man sich die Basis für eine Ausdehnung der Produktionstätigkeit mit zusätzlichen Emissionen erhalten will. Dies kann insbesondere bei einem engen Markt mit wenigen Zertifikatteilnehmern dazu führen, daß der Zertifikatpreis nicht den Grenzvermeidungskosten entspricht und damit das Ziel der ökonomischen Effizienz verfehlt wird.

Das Zertifikateinstrument erfordert genau wie das Abgabeinstrument eine kontinuierliche Emissionsmessung, die aufwendiger ist als die Überwachung von Emissionsstandards in Form von Grenzwerten. Hinzu kommen Zusatzkosten für die Organisation und Durchführung des Zertifikatehandels. Eine verstärkte räumliche Differenzierung erhöht diese Kosten noch. Sie müssen den Einsparungen gegenübergestellt werden, die durch die mit den Zertifikaten erzielbare größere Flexibilität bei der Emissionsminderung erzielbar sind.

3.3.3 Rechtskonformität

Wie an bestehenden Quotierungen und Kontingentierungen z.B. in der Agrar-, Verkehrs- und Energiepolitik zu erkennen ist, bestehen keine grundsätzlichen rechtlichen Bedenken gegen Mengenlösungen.⁴⁸ Trotz einiger vorwiegend von juristischer Seite vorgebrachter Bedenken⁴⁹ wird überwiegend die Ansicht vertreten, daß die Rechtskonformität von handelbaren Emissionszertifikaten im wesentlichen von den Details der Ausgestaltung der Zertifikate abhängt.⁵⁰

Zur Sicherung der Rechtskonformität, muß insbesondere auf die Einhaltung der (nationalen) Verfassungsgrundsätze des Bestandsschutzes, des Vertrauensschutzes, der Verhältnismäßigkeit (Übermaßverbot) und der Gleichbehandlung geachtet werden (s. Abschnitt 1.4). Gerade der letzte Gesichtspunkt, aber auch die Gefahr enger Märkte, macht es erforderlich, daß der Zertifikatemarkt auch für Neu-Emittenten offen ist, was z.B. auch beim grandfathering durch Zurückhalten eines gewissen Zertifikatekontingents für Neu-Emittenten erreicht werden kann. Damit würde auch das Grundrecht auf freie Berufswahl nicht beeinträchtigt, sondern es ergäbe

⁴⁷ Vgl. CANSIER (1993), S. 202, ENDRES (1994a), S. 136.

⁴⁸ Vgl. MAIER-RIGAUD (1991), S. 10f., HUCKESTEIN (1993), S. 10.

⁴⁹ Sie richten sich vor allem gegen die Delegation der öffentlichen Aufgabe Umweltschutz durch den Staat an den Markt, worin die Gefahr gesehen wird, daß grundrechtliche Schutzpflichten des Staates unkontrolliert dem freien Spiel der Marktkräfte überlassen werden. Zu Literaturverweisen über diesbezügliche kritische Positionen s. HEISTER/MICHAELIS et al. (1991), S. 41f., und HUCKESTEIN (1993), S. 16, REHBINDER (1994b), S. 110ff.. In der letztgenannten Quelle werden diese Bedenken eingehend aus juristischer Sicht analysiert.

⁵⁰ Vgl. HEISTER/MICHAELIS et al. (1991), S. 39ff. (für CO₂-Zertifikate) und S. 206ff. (für NO_x-Zertifikate), HUCKESTEIN (1993), S. 17, REHBINDER (1994b), S. 109ff.

sich nur eine (erlaubte) Regelung der Berufsausübung.⁵¹ Solche bestehen für viele Berufe. Wichtig ist auch eine Mißbrauchskontrolle.⁵²

Rechtliche Probleme mit der Einführung von Emissionszertifikaten könnten sich daraus ergeben, daß sie zu räumlichen Belastungskonzentrationen (hot spots) führen, durch die etwa bestehende Immissionsgrenzwerte auf Dauer überschritten würden. Dies würde dem Verschlechterungsverbot widersprechen, das sich aus der staatlichen Schutzpflicht für körperliche Unversehrtheit (Grundgesetz, Art. 2, Abs. 2) und dem Sozialstaatsprinzip (Grundgesetz Art. 20, Abs. 1) ableitet.⁵³ Diese Gefahr besteht bei Emissionen, die keine lokalen Schadwirkungen haben (z.B. CO₂, FCKW), nicht. Bei Stoffen mit lokalen Schadwirkungen kann dem Verschlechterungsverbot z.B. durch Einschränkung der Zertifikate (räumliche Gültigkeit, Handelbarkeit, Nutzung unter dem Vorbehalt der Einhaltung von Grenzwerten⁵⁴) entsprochen werden, womit sich allerdings stets eine Einschränkung der ökonomischen Effizienz ergibt.

Eine gewisse Problematik ergibt sich bei der Einführung von Emissionszertifikaten dadurch, daß sie den Zertifikateinhabern zu einer definierten Emission berechtigen, die aber dennoch Schadwirkungen auf Dritte haben kann. Da dies prinzipiell kaum auszuschließen ist, müßte einer Einschränkung der Klagebefugnisse Dritter durch Einführung der Gefährdungshaftung, d.h. einer verschuldensunabhängigen Haftung seitens der Zertifikateinhaber bzw. der Emittenten, entgegengewirkt werden.⁵⁵ Durch das Inkrafttreten des Umwelthaftungsgesetz 1991 besteht die Gefährdungshaftung bereits für einen genau definierten Katalog von Anlagen.⁵⁶ Dieser müßte dann bei Einführung der Zertifikatpflicht über diesen Betreiberkreis hinaus erweitert werden (s. hierzu auch die Ausführungen in Abschnitt 4.4.1).

Zusammenfassend ergibt sich die Einschätzung, daß durch eine geeignete Ausgestaltung von Emissionszertifikaten die Konformität mit dem nationalen Recht durchaus gewährleistet werden kann, wobei gegebenenfalls gewisse Einschränkungen der ökonomischen Effizienz in Kauf zu nehmen sind.

Die nationale Einführung von Emissionszertifikaten könnte EU-intern unter Berufung auf Art. 100a, Abs. 4 EGV mit dem Hinweis auf wichtige Erfordernisse für den Umweltschutz gerechtfertigt werden. Konformität mit dem EU-Recht⁵⁷ dürfte zumindest bei nationalen Zertifikaten für Emissionen aus stationären Quellen (Anlagen) erreichbar sein, weil von ihnen kein Konflikt mit dem Verbot von Mengenbeschränkungen und vergleichbaren Maßnahmen (Art. 30 EGV) zu erwarten ist. Fraglicher ist das bei der nationalen Einführung von Zertifikaten für Produkte oder produktbezogene Emissionen. Bei diesen müßten importierte genauso dem Zertifikatsystem unterworfen werden wie heimische. Aufgrund von Art. 100a Abs. 4 EGV wäre jeweils mit Einzelprüfungen durch die EU-Kommission zu rechnen. Da der

⁵¹ Vgl. HEISTER/MICHAELIS et al. (1991), S. 48.

⁵² Vgl. REHBINDER (1994b), S. 121f.

⁵³ Vgl. HEISTER/MICHAELIS et al. (1991), S. 45.

⁵⁴ Vgl. HEISTER/MICHAELIS et al. (1991), S. 207.

⁵⁵ Vgl. HUCKESTEIN (1993), S. 16f.

⁵⁶ S. Anhang 1 zum Umwelthaftungsgesetz (UmwelthG).

⁵⁷ Die folgenden Ausführungen lehnen sich eng an HUCKESTEIN (1993), S. 12ff., an.

Zertifikatpreis als Nutzungsentgelt bzw. als (flexible) Abgabe interpretiert werden kann, müßten auch noch die abgabenrechtlichen Bestimmungen von Art. 95 EGV beachtet werden.

Insgesamt erscheinen Zertifikate zumindest für stationäre Emissionen bei geeigneter Ausgestaltung mit dem EU-Recht durchaus vereinbar.

3.3.4 Administrative Praktikabilität

Da handelbare Emissionszertifikate bisher in Deutschland nicht eingeführt wurden, müßten vor Einführung natürlich zunächst einmal die dafür nötigen Institutionen aufgebaut werden bzw. bestehende Institutionen mit diesem Instrumentarium vertraut gemacht werden. Hierbei handelt es sich vor allem um die Institutionen, die für

- die Erstaussgabe (und eventuell jährliche Neuaussgabe sowie gegebenenfalls Abwertung) der Zertifikate,
- den Handel der Zertifikate,
- die Messung der tatsächlichen zertifikatpflichtigen Emissionen,
- die Kontrolle der Einhaltung der rechtlich zulässigen Emissionsmengen seitens der Zertifikatpflichtigen

zuständig sind.

Als spezifische Aufgaben fallen für diese (u.U. auch privat organisierten) Institutionen dann an:

- Festlegung des Gesamtemissionsziels und eines Zeitpfades zu seiner Erreichung
- Festlegung des Kreises der Zertifikatpflichtigen und des räumlichen Gebietes des Handels
- Festlegung des Verteilungsschlüssels für die Erstaussgabe; bei Orientierung an dem Umfang der Altemissionen Bestimmung des Umfangs der Altemissionen
- Erstaussgabe in geeigneter, d.h. hinreichend kleiner Stückelung der Zertifikate und periodische Neuaussgabe bei begrenzter Gültigkeit der Zertifikate
- Abwicklung und Dokumentation des Handels mit den Zertifikaten und entsprechende Information potentieller Käufer und Verkäufer über zustande gekommene Kaufkonditionen
- bei zugelassener Offenmarktpolitik Aufkauf oder Verkauf von Zertifikaten zur Feinsteuerung des Zertifikatpreises und zur Versorgung von Neu-Emittenten mit Zertifikaten
- periodischer Abgleich der gehaltenen Zertifikate mit den tatsächlichen Emissionen der Zertifikatinhaber

Der hierfür nötige Aufwand (auch auf der politischen Ebene) ist sicher erheblich und würde durch eine gegebenenfalls notwendige räumliche Differenzierung der Zertifikate bzw. ihres Handels noch steigen. Eine räumliche Differenzierung, die aus ökologischen Gründen zur

Verhinderung von hot spots erforderlich ist, könnte Schwierigkeiten bereiten, wenn sich die räumliche Begrenzung nicht mit Verwaltungsgrenzen deckt.

Der bei Zertifikaten nötige Meß- und Kontrollaufwand hängt ganz wesentlich von der Bemessungsgrundlage der Zertifikate ab. Er kann relativ niedrig gehalten werden, wenn die Zertifikatpflicht an ein Produkt (oder eine klar abgrenzbare Produktpalette) geknüpft werden kann, bei dessen Verbrauch die zu regulierenden Emissionen proportional zum Produktverbrauch (und durch einzelne technische Maßnahmen nicht beeinflussbar) entstehen.⁵⁸ Verwaltungsvereinfachend wirkt hierbei, wenn nicht der Verbraucher der Produkte, sondern die (meist) geringere Zahl der Produzenten bzw. Importeure der Produkte zertifikatpflichtig wäre. Hierbei könnte allerdings wieder die Funktionsfähigkeit des Wettbewerbs auf dem Zertifikatemarkt in Frage gestellt sein, wenn die Anzahl der Produzenten und Importeure niedrig ist.

Bei Schadstoffen, für die Emissionsminderungstechniken existieren, wird man zur verlässlichen Emissionsbestimmung und -kontrolle aber an der kontinuierlichen Messung der Emissionen an den Quellen nicht vorbeikommen. Diese ist aufwendiger als die Überwachung der Einhaltung von Grenzwerten. Die Daten könnten automatisch kontinuierlich bzw. regelmäßig an eine zentrale Datensammelstelle fernübertragen werden. Die Administration wäre entlastet, wenn für das einwandfreie Funktionieren der Meßgeräte der jeweilige Emittent verantwortlich ist und durch Androhung von Sanktionen ihm Anreize gegeben werden, den Ausfall der Meßgeräte zu verhindern. Eine weitere Entlastung könnte die Verwaltung erzielen, indem eine private Institution (mit Offenlegungspflicht ihrer Aktivitäten) mit der Organisation und Durchführung des Zertifikathandels beauftragt wird.

Insgesamt liegen in Deutschland langjährige, individuelle und institutionelle Erfahrungen mit handelbaren, verbrieften Rechten unterschiedlichster Ausprägung vor. Deshalb dürfte sich der Aufwand zur Einführung des Zertifikathandels (der ähnlich bei jedem Börsengang einer Aktiengesellschaft zu erbringen ist) und zu seiner Aufrechterhaltung in überschaubaren Grenzen halten und kein prinzipieller Hinderungsgrund sein.

3.3.5 Politische Akzeptanz

Trotz einer ganzen Reihe von Vorschlägen⁵⁹ sind handelbare Emissionszertifikate bisher in der Bundesrepublik Deutschland und auch in anderen europäischen Ländern nicht eingeführt

⁵⁸ So schlagen HEISTER/MICHAELIS et al. (1991), S. 57ff., CO₂-Zertifikate vor, bei denen als Bemessungsgrundlage der Verbrauch fossiler Brennstoffe (mit jeweils spezifischem Kohlenstoffgehalt und damit spezifischer CO₂-Emission bei der Verbrennung) dient. Dies erspart eine sehr aufwendige direkte Messung der Emissionen an den zahlreichen Verbrennungsstellen. Die Brennstoffmengen werden über den Umsatzprozeß ohnehin betrieblich und in der amtlichen Statistik erfaßt.

⁵⁹ Z.B. für CO₂-Zertifikate von HEISTER/MICHAELIS et al. (1991), MAIER-RIGAUD (1991) und SCHEELHAASE (1994), NO_x-Zertifikate von HEISTER/MICHAELIS et al. (1991), WEIMANN (1995), S. 255ff., Einweg-Verpackungszertifikate von WICKE (1981) und (1993), S. 391, und MAIER-RIGAUD (1994), 185ff., Flächennutzungszertifikate von MAIER-RIGAUD (1994), S. 123ff., FCKW-Zertifikate von WICKE (1993), S. 389ff. (nach Vorschlägen der ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1980)), Zertifikate für Deponieraum bzw. für Mengen zu deponierender Abfälle von RENTZ/WEILAND (1993).

worden. Offensichtlich stößt dieses Instrument, das - wie beschrieben - gerade bzgl. ökologischer und ökonomischer Aspekte eine Reihe von Vorzügen aufzuweisen hat, auf erhebliche Widerstände bei den wichtigen am Entscheidungsprozeß beteiligten Gruppen der politischen Entscheidungsträger, der Verwaltungen und der Emittenten. Hierfür sind dieselben Gründe wie für die Ablehnung des Abgabensystemariums verantwortlich. Deswegen wird auf die Ausführungen in 2.3.5 verwiesen und hier nur noch auf spezifische Gesichtspunkte eingegangen.

Besondere Akzeptanzschwierigkeiten bei Emissionszertifikaten bestehen durch die Neuartigkeit dieses Instruments, bei dem noch auf keine spezifischen Erfahrungen zurückgegriffen oder gar auf Erfolge verwiesen werden kann. Grund dafür kann ein geringes Interesse der Umweltpolitik an der Festlegung konkreter Mengenziele sein.⁶⁰ Nachteilig für die Akzeptanz ist ferner, daß mit Zertifikaten nur mittel- bis langfristig umweltpolitische Erfolge erreicht werden können. Ein weiterer Nachteil (insbesondere für die Emittenten) ist die Unsicherheit über die Entwicklung des Preises für die Zertifikate und über das Funktionieren des Wettbewerbs auf dem Zertifikatmarkt. Da die Zertifikate durch den Umverteilungsmechanismus (bei kostenloser Erstaussgabe) zu keinem Abfluß von finanziellen Mitteln an den Staat führen, sind sie aber im Vergleich zu Abgaben das für den Emittentensektor insgesamt billigere Instrument, so daß zumindest der Widerstand der Alt-Emittenten gegen Zertifikate eigentlich kleiner sein müßte. Besonderer Widerstand ist von den Neu-Emittenten zu erwarten, wenn sie nicht ebenfalls kostenlos zu Emissionsrechten kommen, sondern sich diese auf dem Sekundärmarkt kaufen müssen. Da nach der Erstaussgabe der Zertifikate die Verwaltung im wesentlichen nur noch Kontrollaufgaben hat, ist zu befürchten, daß auch sie sich dem damit verbundenen Einflußverlust zumindest teilweise widersetzt und bei der Erarbeitung von Vorschlägen und Entwürfen dieses Instrumentarium erst gar nicht berücksichtigt.⁶¹ Ferner dürften erhebliche psychologische und emotionale Vorbehalte gegenüber den mit diesem Instrumentarium durch den Staat geschaffenen „Rechten zur Umweltverschmutzung“, die zum Gegenstand rein ökonomischer Abwägungen werden, weit verbreitet sein.⁶² Diese werden besonders hoch sein, wenn die Emissionszertifikate im nationalen Alleingang gerade für solche Schadstoffe eingeführt werden, für die dieses Instrument besonders geeignet ist, nämlich für nur global wirksame Schadstoffe. Dann könnte der zur Einhaltung der Mengenrestriktionen verbundene nationale Aufwand als Opfer angesehen werden, von dem andere Staaten profitieren, ohne selbst dazu beigetragen zu haben (internationales Trittbrettfahrerproblem), so daß eine Verschlechterung der internationalen Wettbewerbssituation befürchtet wird.

Auch Anbieter von Umweltschutztechnologien werden eher Umweltschutzauflagen befürworten als Zertifikate. Diese sichern ihnen bei anlagenbezogenen Verschärfungen von Standards eine Zusatznachfrage gewissermaßen für jede Anlage, während bei Zertifikaten, deren Ausgabe bzw. Wert im Zeitablauf stärker eingeschränkt wird, technische Emissionsminderungsmaßnahmen nur dort vorgenommen werden, wo sie besonders billig sind, aber nicht unbedingt an jeder emittierenden Anlage.

⁶⁰ Vgl. HUCKESTEIN (1993), S. 25.

⁶¹ Vgl. SANDHÖVEL (1994), S. 239.

⁶² Vgl. HUCKESTEIN (1993), S. 25.

Demgegenüber erwägen Umweltverbände wie der BUND (nach Vorschlägen der UNCTAD⁶³) die internationale Einführung vor allem von CO₂-Zertifikaten als Maßnahme des Klimaschutzes und zur Entschärfung des Nord-Süd-Konflikts.⁶⁴ Es erscheint aber überaus fraglich, ob die internationale Einführung von Emissionszertifikaten eher durchsetzbar ist als eine nationale; die Politik setzt hier bisher ganz auf freiwillige Selbstverpflichtungen von Staatengemeinschaften, unter Inkaufnahme aller Gefahren, die mit diesem Instrumentarium verbunden sind (vgl. Abschnitt 5.3.2). Zweifellos stiegen die Chancen des Einsatzes dieses Instruments sowohl im nationalen wie im internationalen Rahmen, wenn an einem erfolgreichen Beispiel in der Praxis seine Tauglichkeit dokumentiert werden könnte. Insofern kommt den Erfahrungen mit den beiden Programmen zur Einführung von SO₂- bzw. NO_x- Zertifikaten in den USA (s. Abschnitt 3.4) große Bedeutung zu.

3.3.6 Wettbewerbspolitische Unbedenklichkeit

Wettbewerbspolitische Bedenken bei der Einführung von Emissionszertifikaten bestehen vor allem hinsichtlich

- möglicher Wettbewerbsnachteile für Newcomer (Neu-Emittenten) durch kostenlose Erstaussgabe (grandfathering) der Zertifikate an die Alt-Emittenten,
- Benachteiligung durch grandfathering für Betreiber von Anlagen, die in der Vergangenheit schon viele Emissionen reduziert haben,
- der Gefährdung des Wettbewerbs durch Hortung von Zertifikaten,
- möglicher Wettbewerbsnachteile von kleinen Emittenten gegenüber Großemittenten,
- der Gefährdung des Wettbewerbs auf engen Zertifikatmärkten,
- möglicher Nachteile für Zertifikatpflichtige im internationalen Wettbewerb.⁶⁵

Damit Emissionszertifikate bei der Wahl des grandfathering als Erstaussgabeverfahren keine Marktzugangsbarriere für Newcomer darstellen, mit Gefahr der Behinderung des technischen Fortschritts, müßte ein gewisses Kontingent von Zertifikaten bei der Erstaussgabe für diese Gruppe reserviert werden, mit kostenloser oder entgeltlicher Vergabe. Werden die Kontingente an die Newcomer entgeltlich abgegeben oder können sie sich Zertifikate nur auf dem Sekundärmarkt kaufen, so haben sie Wettbewerbsnachteile gegenüber Alt-Emittenten, die die

⁶³ Vgl. UNCTAD (1992), (1994), (1995).

⁶⁴ Vgl. BUND/MISEREOR (Hrsg.) (1996), S. 403ff.

⁶⁵ Ferner könnte es zu Wettbewerbswirkungen durch den Meßaufwand und den Aufwand zur Durchführung des Zertifikatehandels, der nur für die Zertifikatpflichtigen anfällt, kommen (Transaktionskosten). Weitere, spezielle Wettbewerbswirkungen ergeben sich, wenn eine Zertifikatpflicht für fossile Primärenergieträger als Mittel zur Reduzierung der CO₂-Emissionen eingeführt wird. Werden hierfür - wie es z.B. von HEISTER/MICHAELIS et al. (1991), S. 63, vorgeschlagen wurde- die Händler von fossilen Brennstoffen (z.B. auf der ersten Handelsstufe) zertifikatpflichtig gemacht, so werden sich bei den im Laufe der Zeit vorzunehmenden Brennstoffreduktionen über den Zertifikatpreis auch die fossilen Brennstoffe verteuern. Diese stehen allerdings in Konkurrenz mit (auch importierten) Sekundärenergieträgern (insbesondere Strom), die nicht der

Emissionsrechte kostenlos zugeteilt bekommen.⁶⁶ Die Abschätzung des Umfangs des Kontingents für Newcomer müßte mit Hilfe von Erfahrungen aus der Vergangenheit vorgenommen werden. Bei nur einjähriger Laufzeit der Zertifikate könnte dieses Kontingent jährlich korrigiert werden. Die Sicherstellung des freien Marktzugangs stellt daher kein generelles und gravierendes Problem dar.

Werden die Zertifikate bei der (im Falle begrenzter Gültigkeitsdauer periodisch wiederholten) kostenlosen Erstaussgabe nach Maßgabe der tatsächlichen Emissionen in einem vergangenen Zeitintervall vergeben, so erhielten die Emittenten, die in der Vergangenheit keine oder geringe Emissionsminderungsleistungen erbracht haben, mehr Zertifikate zugeteilt als Emittenten mit größeren Reduktionserfolgen und würden für ihre geringeren Umweltschutzaktivitäten also sogar noch belohnt. Es würden dadurch in der Ankündigungsphase Anreize zur Unterlassung von Schadstoffreduktionen ausgelöst. Dies könnte z.B. dadurch verhindert werden, daß die Erstzuteilung für eine Quelle nach dem Produkt aus der tatsächlichen Emission dieser Quelle in einem Vergangenheitsintervall und einem für die jeweilige Quelle spezifischen Reduktionsfaktor vorgenommen wird. Dieser Reduktionsfaktor müßte sich orientieren am durchschnittlichen oder fortschrittlichen Stand der Emissionsminderungsleistungen und zwar so, daß er z.B. einen Wert unter 1 (über 1) erhält, wenn die Quelle unterdurchschnittliche (überdurchschnittliche) Reinigungsleistungen erbracht hat. Bei sukzessiver Verknappung der Zertifikatzuteilung im Laufe der Zeit, mit gleichen proportionalen Abschlägen für alle Emittenten, werden dann fortschrittliche Emittenten auf Dauer für ihre Leistungen honoriert.⁶⁷ Auch dieses Problem ist also durch geeignete Ausgestaltung der Zertifikate lösbar.

Wettbewerbspolitisch problematisch könnte der Aufkauf von Zertifikaten seitens solcher Unternehmen sein, die durch den Entzug dieser Zertifikate mögliche Konkurrenten aus dem Markt drängen oder ihnen den Zugang zum Markt versperren wollen. Die Wahrscheinlichkeit einer solchen Hortungsstrategie wird in der Literatur als klein eingeschätzt, weil sie nicht zielstrebig gegen Konkurrenten auf den Absatzmärkten eingesetzt werden könnte, sondern sich gegen alle Nachfrager nach Zertifikaten richten müßte und damit erhebliche finanzielle Mittel erforderte. Die traditionellen absatzpolitischen Strategien erscheinen als Wettbewerbsmittel günstiger.⁶⁸ Einer eventuellen Hortung entgegenwirken könnte man (bei unbegrenzter oder längerfristiger Gültigkeitsdauer der Zertifikate) auch durch eine Abwertung größerer Zertifikatmengen, die von einem Unternehmen nicht in Anspruch genommen und auf dem Zertifikatmarkt nicht angeboten werden, oder (bei kurzfristiger Gültigkeitsdauer) durch eine Herabsetzung der Zuteilungsrate. Von solchen Maßnahmen auszunehmen wären allerdings Zertifikate, die aus konjunkturellen Gründen nicht in Anspruch genommen und auch nicht auf dem Markt angeboten wurden. Der Nachweis des (Nicht-)Vorliegens solcher Gründe dürfte aber nicht immer einfach sein.

Zertifikatpflicht unterliegen. Zum Ausgleich dieser Kostenvorteile müßten dann z.B. die Sekundärenergieträger besteuert werden.

⁶⁶ Vgl. MICHAELIS (1996), S. 56.

⁶⁷ Diese Vorgehensweise wird im RECLAIM-Programm (s. Abschnitt 3.4.2) angewendet.

⁶⁸ Vgl. CANSIER (1993), S. 225, MICHAELIS (1996), S. 56f.

Hat ein Zertifikatmarkt nur wenige Teilnehmer, so können Angebot und Nachfrage einzelner Teilnehmer einen merklichen Einfluß auf den Zertifikatspreis haben. Das Wissen darum kann zu strategischem, spekulativem Verhalten führen: Insbesondere bei Zertifikaten mit längerer oder unbegrenzter Gültigkeitsdauer könnten finanzkräftige Unternehmen Zertifikate aufkaufen, um sie später an Unternehmen zu überhöhten Preisen zu verkaufen, die diese unbedingt benötigen. Eine jeweils (z.B. auf ein Jahr) befristete Gültigkeitsdauer könnte auch dieses Problem erheblich entschärfen.

Da häufiger die spezifischen Reinigungskosten, d.h. die Kosten pro Einheit des zurückgehaltenen Schadstoffs, bei Großanlagen niedriger liegen als bei kleinen Anlagen, werden kleinere Unternehmen im Durchschnitt pro Outputeneinheit mehr Zertifikate benötigen als große, was ihnen Wettbewerbsnachteile bringt. Insofern verstärken Zertifikate (genauso wie Abgaben und Auflagen) technisch bedingte Kostendegressionsvorteile von größeren Unternehmen.⁶⁹

Internationale Wettbewerbsnachteile entstehen den einer nationalen Zertifikatpflicht unterworfenen Unternehmen insoweit, wie die Zertifikatpflicht für sie mit zusätzlichen Kosten verbunden ist. Hierbei ist aber zu beachten, daß den Alt-Emittenten bei kostenloser Ausgangszuteilung durch die Zertifikate selbst zunächst keine Kosten entstehen und beim Handel mit den Zertifikaten finanzielle Mittel innerhalb des Emittentensektors nur umverteilt werden. Für den Emittentensektor insgesamt ist der Zertifikatehandel selbst kosten- und damit wettbewerbsneutral: In dem Umfang, wie sich durch den Kauf von Zertifikaten die Wettbewerbsposition eines Emittenten verschlechtert, verbessert sie sich für den Verkäufer durch die entsprechenden Erlöse. Zusätzliche Kosten entstehen aber dem Emittentensektor durch zusätzliche Emissionsminderungsmaßnahmen, die nötig werden, wenn im Laufe der Zeit die Gesamtmenge der zugeteilten Zertifikate auf ein niedrigeres Gesamtemissionsziel reduziert wird. Dies ist aber auch der Fall, wenn das niedrigere Emissionsziel mit Hilfe von Abgaben oder Auflagen erreicht werden soll: Im Fall von Abgaben wäre dies nur mit einer Erhöhung der Abgabe zu erreichen, bei Auflagen durch Verschärfung der Standards.⁷⁰ Internationale Wettbewerbsnachteile sind also mehr auf die im internationalen Vergleich anspruchsvolleren Umweltqualitätsziele zurückzuführen als auf die Instrumente, mit denen diese erreicht werden sollen.

3.4 Emissionszertifikate in der Praxis

Erstmals wurden durch die 1990 erfolgte Novellierung des Clean Air Acts von 1971 landesweit SO₂-Zertifikate in den USA eingeführt. Das Zertifikateinstrument kam zum zweiten Mal im Jahr 1993 mit dem südkalifornischen RECLAIM-Programm zur Anwendung, durch das in diesem Gebiet eine SO₂- und NO_x-Zertifikatpflicht für bestimmte Emittenten in dieser Region eingeführt wurde. Im folgenden werden diese beiden Regelungen kurz beschrieben. Für eine umfassendere Darstellung wird auf HANSJÜRGENS/FROMM (1994),

⁶⁹ Vgl. CANSIER (1993), S. 225.

⁷⁰ Vgl. CANSIER (1993), S. 226.

ENDRES/SCHWARZE (1994) und SCHWARZE (1997) einerseits und FROMM/HANSJÜRGENS (1994) andererseits verwiesen, an denen sich die folgenden Ausführungen orientieren.⁷¹

3.4.1 SO₂-Zertifikate in den USA nach der Novellierung des Clean Air Acts 1990

SO₂-Zertifikate wurden in den USA im Rahmen der Novellierung des Clean Air Acts 1990 als Maßnahme zur Bekämpfung des sauren Regens eingeführt. Das damit verbundene Programm läuft in zwei Phasen ab:

Phase I dauert von 1995 bis 2000, macht die 110 emissionsstärksten Kraftwerke zertifikatpflichtig und sieht als Emissionsziel vor, daß jährlich von diesen Kraftwerken nur noch die Hälfte des 1971 festgelegten Grenzwertes für neue Anlagen (New Source Performance Standards (NSPS)⁷²) emittiert wird. In diesem Zeitraum hinzukommende Neuanlagen müssen erheblich höhere Reinigungsanforderungen erfüllen als Altanlagen. In Phase II (von 2000 bis 2010) werden alle fossilen Kraftwerke mit einer Leistung über 25 MW zertifikatpflichtig und müssen die NSPS erfüllen.⁷³ Es handelt sich dabei um mehr als 2000 Anlagen. Zudem muß die Emission jeder Neuanlage ab dem Jahr 2000 durch eine Minderemission an anderer Stelle ausgeglichen werden, so daß ein Wachstum im Energiesektor im Ergebnis nur mit Nullemissionen zustandekommen kann. Vom Jahr 2000 an wird die SO₂-Gesamtemission auf den Wert von 8,9 Mio. t/Jahr begrenzt, was einer Reduktion gegenüber dem Jahr 1980 um über 50% entspricht.

Die Erstzuteilung erfolgt zum größten Teil kostenlos an die Alt-Emittenten. Sie bemißt sich nach den durchschnittlichen Brennstoffverbräuchen (und damit den SO₂-Emissionen) des Zeitraums 1985 - 1987, die multipliziert werden mit einem Zielwert für die Emission der jeweiligen Anlage (der in Phase II um mehr als 50% niedriger liegt als in Phase I).⁷⁴ Damit werden frühzeitig überdurchschnittlich reinigende Kraftwerke belohnt. Sonderregelungen gelten für die Erstzuteilung für Anlagen, die bereits aufgrund ihrer Betriebsgenehmigung unter diesem Zielwert liegen. So soll eine Zuteilung nicht benötigter Zertifikate verhindert werden, die wahrscheinlich später für den Handel aktiviert werden (sogenannte Paper Trades).⁷⁵ Ein Rest von 2,8% der Zertifikate wird über Versteigerungen und Festpreisverkäufe als Sonderzuteilungen abgegeben, insbesondere um neuen, unabhängigen Stromproduzenten den Marktzugang in Wachstumsregionen zu ermöglichen.

Die Zertifikate sind völlig frei innerhalb der gesamten USA handelbar und können sowohl von Anlagenbetreibern als auch von jedem Interessierten gekauft oder verkauft werden.⁷⁶ Sie

⁷¹ Eine weitere, ausführlichere Untersuchung der amerikanischen Luftreinhaltepolitik mit Zertifikaten findet sich in KOSCHEL/BROCKMANN/SCHMIDT/STRONZIK/BERGMANN (1998).

⁷² Der diesbezügliche SO₂-Grenzwert ist mit ca. 1400 mg/Nm³ mehr als dreimal so hoch wie der in Deutschland für Großfeuerungsanlagen gültige (400 mg/Nm³); vgl. §6 13. Bundesimmissionschutzverordnung.

⁷³ An diesen Regelungen wird deutlich, daß es sich hier in Wahrheit um die Einführung eines Mischinstruments aus Auflagen und Zertifikaten handelt.

⁷⁴ Vgl. ENDRES/SCHWARZE (1994), S. 145.

⁷⁵ Vgl. ENDRES/SCHWARZE (1994), S. 146 FN 21.

⁷⁶ Mit der Folge, daß Nicht-Emittenten durch Ankauf von Zertifikaten die staatlich festgelegte Maximalemission (einseitig!) nach unten korrigieren können.

können auch beliebig auf Vorrat (zur Nutzung in späteren Jahren) gehalten werden. Zertifikate zukünftiger Jahre können jedoch zur Nutzung als Emissionsgenehmigung nicht in das aktuelle Jahr vorgezogen werden. Auch zugeteilte oder erworbene Zertifikate für eine Anlage, die später stillgelegt wurde, behalten ihre Gültigkeit und können bei Bedarf für eine neue Anlage verwendet werden.⁷⁷ Eine Einschränkung des Handels ergibt sich allerdings daraus, daß zur Verhinderung von hot spots der Handel nur erlaubt ist, wenn gleichzeitig die regional bestehenden Immissionsgrenzwerte eingehalten werden.⁷⁸

Sonderzuteilungen und Sondervergünstigungen gibt es für besonders saubere und energie-sparende Kraftwerke.

Die ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY übernimmt die Organisation des Handels und registriert die vollzogenen Transaktionen, wobei die Abwicklung der Verkäufe und Versteigerungen durch den Chicago Board of Trade (CBOT) vorgenommen wird, der weltweit bedeutendsten Terminbörse mit großer Erfahrung.

Die Emissionen werden praktisch kontinuierlich überwacht. Der Ausfall der Meßsysteme wird unattraktiv gemacht durch Verwendung hoher Ersatzwerte, die mit der jährlichen Ausfallzeit und -häufigkeit steigen.

Für jede nicht durch Zertifikate abgedeckte emittierte Tonne SO₂ wird eine inflations-indexierte Strafe von 2000 US-\$ erhoben, was einem Vielfachen des erwarteten Zertifikatpreises entspricht. Nicht durch Zertifikate abgedeckte Emissionen müssen im Folgejahr durch den Zukauf von Zertifikaten abgedeckt werden.

Da gegenwärtig die Phase I des Programms läuft, läßt sich sein Erfolg noch nicht abschließend beurteilen. Bereits jetzt ist aber folgendes erkennbar:⁷⁹

Die intendierte Reduktion der SO₂-Emissionen und damit das gesteckte ökologische Ziel wird mit großer Wahrscheinlichkeit erreicht werden. Dies geschieht aber - wie sich jetzt schon absehen läßt - vorwiegend durch den Einsatz schwefelarmer Kohle, durch den Einbau von Rauchgasentschwefelungsanlagen (REA) und durch eine verringerte Auslastung von Altanlagen. Die Kosten für die ersten beiden Maßnahmen sind Anfang der 90er Jahre stark gefallen. Deshalb haben die Energieversorger von diesen Vollzugsoptionen starken Gebrauch gemacht. Als Folge davon kam es zu einem erheblichen Überangebot von Zertifikaten, das zu einem drastischen Verfall des Zertifikatpreises (von ursprünglich erwarteten 1000 \$/t auf 250 \$/t (1992) und 66 \$/t (1996)) führte, der sich mittlerweile auf ca. 100 \$/t stabilisiert hat und damit sogar unterhalb der Emissionsminderungsgrenzkosten liegt.⁸⁰ Die in der Erwartung hoher Zertifikatpreise früh getroffenen Entscheidungen für die Investition in technische

⁷⁷ Vgl. ENDRES/SCHWARZE (1994), S. 144.

⁷⁸ Vgl. ENDRES/SCHWARZE (1994), S. 167.

⁷⁹ Vgl. SCHWARZE (1997), HANSJÜRGENS (1998).

⁸⁰ So die Einschätzung von SCHWARZE (1997), S. 174. Anders HANSJÜRGENS (1998), S. 22f., nach dessen Berechnungen dieser Preis durchaus im Bereich der Grenzvermeidungskosten liegt, und zwar sowohl für die Brennstoffsubstitution (Ersetzen schwefelreicherer Kohle durch schwefelärmere) als auch für die Rauchgasreinigung, wenn berücksichtigt wird, daß ein Großteil der gehandelten Zertifikate für eine weit in der Zukunft liegende Verwendung gekauft wird (Advance Market) und daher ein Vergleich mit den Kosten zukünftiger Rauchgasreinigung unter entsprechender Abdiskontierung erfolgen muß.

Anlagen der Emissionminderung lassen sich aber nicht mehr rückgängig machen, so daß aufgrund des zeitlichen Ablaufs die nun billigere Option über den Kauf von Zertifikaten nicht in größerem Umfang wahrgenommen werden kann. Ferner wirkt sich nachteilig auf den Zertifikatehandel - und zwar auch für die Zukunft - aus, daß die Energieversorger keine besonderen Anreize zu kostenminimierendem Verhalten haben, weil sie als regulierte Betriebe mit regionalen Monopolen kostendeckende Tarife anbieten müssen (und können), so daß Kosten teurerer Vollzugsoptionen über den Tarif auf die Verbraucher überwältzt werden können und auf der anderen Seite Gewinne (z.B. aus dem Zertifikathandel) an den Verbraucher weitergegeben werden müssen.⁸¹ Die Haltung der Tarifaufsichtsbehörde, die auf ein kostenbewußtes Verhalten der Energieversorger Einfluß nehmen könnte, bei der Genehmigung der Tarife wird charakterisiert als stärker an der Konfliktminimierung interessiert als an der Durchsetzung wettbewerblicher Prinzipien.⁸² Schließlich muß damit gerechnet werden, daß viele der heute noch betriebenen Altanlagen aufgrund der natürlichen Alterung in den nächsten 10 Jahren durch neue Anlagen ersetzt werden müssen, die wegen der Genehmigungspraxis und den Anforderungen zur Reduzierung gekoppelt entstehender Schadstoffe wie Staub wesentlich emissionsärmer sein werden. Auch dies wird zu einer Verringerung der Zertifikatnachfrage führen.

Trotz der damit verbundenen Effizienzverluste hat das Programm vorwiegend durch den internen Handel von Zertifikaten innerhalb eines Betriebes und innerhalb einzelner Bundesstaaten nach Einschätzung der EPA zu beträchtlichen Kosteneinsparungen von über 1 Mrd. US \$ geführt.⁸³ Damit kann das Programm trotz aller Abstriche auch ökonomisch als erfolgreich angesehen werden.⁸⁴ Nicht unwesentlich hat dazu auch beigetragen, daß ein Wettbewerb zwischen den verschiedenen Vollzugsoptionen (schwefelarme Kohle, einschließlich Transport; Rauchgasreinigung) initiiert wurde, der zu einem erheblichen Sinken ihrer Preise beigetragen hat.⁸⁵

Aus dieser, letztlich für den Verbraucher erfreulichen Entwicklung läßt sich allerdings kritisch noch eine weitere Erfahrung ableiten: Die Festlegung eines bzgl. des Schadstoffs SO₂ (im Vergleich zur Vergangenheit) durchaus anspruchsvollen Emissionsziels hat zur Auffindung verschiedener kostengünstiger Vollzugsoptionen geführt. Die billigste und bei weitem am häufigsten gewählte ist die Brennstoffsubstitution,⁸⁶ die allerdings gegenüber der im SCR-Verfahren⁸⁷ betriebenen Rauchgasreinigung den Nachteil hat, keine NO_x-Reduzierung zu bewirken. Die Formulierung des umweltpolitischen Partialziels der SO₂-Gesamtemissionsbegrenzung ließ also den meisten Emittenten eine Vollzugsoption als optimal erscheinen, die bzgl. (wichtiger) weiterer Schadstoffemissionen nicht sehr vorteilhaft ist.⁸⁸ Das ist auch

⁸¹ Vgl. HANSJÜRGENS (1998), S. 14.

⁸² Vgl. SCHWARZE (1997), S. 178.

⁸³ Vgl. SCHWARZE (1997), S. 184.

⁸⁴ Vgl. HANSJÜRGENS (1998), S. 24; etwas zurückhaltender SCHWARZE (1997), S. 184.

⁸⁵ Vgl. HANSJÜRGENS (1998), S. 25 und S. 23.

⁸⁶ Vgl. SCHWARZE (1997), S. 176.

⁸⁷ Beim SCR-Verfahren (selective catalytic reduction) wird gleichzeitig SO₂ und NO_x im Rauchgas reduziert.

⁸⁸ In der Novellierung des Clean Air Acts ist kein NO_x-Ziel formuliert. Die NO_x-Emissionen werden ordnungsrechtlich durch Vorschreiben der Best Available Control Technology (BACT) geregelt, wobei sogar aus-

insofern eine bedauerliche Konsequenz, als NO_x Mitverursacher des sauren Regens ist und die Novellierung des Clean Air Acts von 1990, mit dem die SO_2 -Zertifikate eingeführt wurden, ausdrücklich ein Programm zur Bekämpfung des sauren Regens (Acid Deposition Program) darstellen soll.

Positiv muß aber vermerkt werden, daß dieses Programm dem Gesetzgeber, der Verwaltung, der EPA und den betroffenen Unternehmen in USA in einem wichtigen Emissionsbereich durchaus lehrreiche Erfahrungen mit einem neuen ökonomischen Instrument der Umweltpolitik gebracht hat, die ihnen rein zeitlich einen Vorsprung von ca. 10 Jahren im institutionellen Lernen vor anderen Ländern verschafft haben.

3.4.2 Das RECLAIM-Programm⁸⁹

Mit dem Inkrafttreten des RECLAIM-Programms am 1.1.1994 sind in den USA zum zweiten Mal handelbare Emissionszertifikate eingeführt worden. Hierdurch wurde allerdings ein *regionaler* Markt für SO_2 - und NO_x -Zertifikate geschaffen, der auf Südkalifornien und damit auf ein stark belastetes Gebiet beschränkt ist. Mit dem Programm sollen die Emissionsreduzierungen des Air Quality Management Plan (AQMP) möglichst ökonomieverträglich, d.h. unter Wahrung von Wachstumsmöglichkeiten erreicht werden.

Zertifikatpflichtig sind alle stationären Anlagen, die jährlich mindestens 4 t NO_x oder 4 t SO_2 emittieren. Das betrifft 390 NO_x - und 41 SO_2 -emittierende Betriebe, womit 65 % der NO_x - und 85 % der SO_2 -Emissionen erfaßt werden.⁹⁰ Um den Kontrollaufwand niedrig zu halten, sind also kleine Anlagen von der Zertifikatpflicht ausgenommen. Die Betriebe müssen bis zum Jahr 2003 die Gesamtemission an NO_x von 37511 t jährlich (das ist der Wert für 1994) auf 9362 t jährlich reduzieren und bei SO_2 von 9290 t auf 3580 t jährlich, was einer jährlichen Reduktion von 8,3 % bei NO_x und von 6,8 % bei SO_2 entspricht.⁹¹

Die Erstzuteilung für 1994 erfolgte nach dem grandfathering entsprechend der jeweiligen Maximalmission aus den Jahren 1989 bis 1992, die multipliziert wird mit einem Emissionsfaktor, der ein Maß für die Emissionsminderungsverpflichtungen darstellt, die an der Anlage bis Ende 1993 hätten durchgeführt werden müssen. Dadurch werden Anlagen begünstigt, an denen schon früher Emissionsminderungsmaßnahmen ergriffen wurden - ähnlich wie beim US-weiten SO_2 -Zertifikatprogramm. Für die Folgejahre wird die Zuteilung proportional gekürzt bis zur Erreichung des Zwischen-Zielwertes für das Jahr 2000. Ähnlich wird die Zuteilung für die Jahre bis 2003 durch proportionale Kürzungen vorgenommen. Die Zuteilung von 2004 bis 2010 ist mit derjenigen für 2003 identisch.⁹² Die Genehmigung von Neuanlagen setzt voraus, daß die durch sie hervorgerufene Zusatzmission an anderer Stelle im Verhältnis 1:1 kompensiert wird. Für besonders emissionsarme Neuanlagen können auch Sonder-

drücklich bestimmt wurde, daß keine SCR-Verfahren vorgeschrieben werden dürfen; vgl. ENDRES/SCHWARZE (1994), S. 142.

⁸⁹ Die folgende Darstellung basiert wesentlich auf FROMM/HANSJÜRGENS (1994).

⁹⁰ Vgl. FROMM/HANSJÜRGENS (1994), S. 213.

⁹¹ Vgl. FROMM/HANSJÜRGENS (1994), S. 214.

⁹² Vgl. FROMM/HANSJÜRGENS (1994), S. 215.

zuteilungen beantragt werden. Ferner muß von der regionalen Behörde gewährleistet werden, daß die Emissionsreduzierungen insgesamt im Einklang mit den Bestimmungen des Clean Air Acts stehen.

Am Handel mit den Zertifikaten können alle Personen und Institutionen teilnehmen. Das Gesamtgebiet ist unterteilt in zwei Teilgebiete, die sehr stark belastete Küstenregion und die weniger stark belastete Inlandsregion. Zur Emission in der Küstenregion berechtigen nur Zertifikate aus der Küstenregion, während für die Emission in der Inlandsregion Zertifikate aus beiden Regionen genutzt werden können. Damit soll der Gefahr von hot spots vorgebeugt werden. Durch Ausgabe von Zertifikaten mit zwei unterschiedlichen Abrechnungszyklen (1.1. bis 31.12. und 1.7. bis 30.6.) will man den Unsicherheiten eines „gedrängten Handels“,⁹³ mit dem jeweils am Ende nur eines einzigen Abrechnungszeitpunktes zu rechnen ist, entgegenwirken. Außerdem wird damit der Anreiz zum Horten reduziert. Getätigte Transaktionen werden einschließlich der zustande gekommenen Preise der Behörde gemeldet.

An größeren Quellen müssen die Emissionen kontinuierlich gemessen werden und mit Geräten ausgestattet sein, die die tägliche elektronische Meldung der Emissionen an die Behörde ermöglichen. Für kleinere Anlagen (4 t/a bis 10 t/a) sind die Meß- und Meldeanforderungen deutlich geringer. Unvollständige Meßdaten werden durch für die Betriebe ungünstige Ersatzdaten vervollständigt. Für Überschreitungen der Emissionsrechte werden Strafen verhängt, deren Höhe von der Höhe und Dauer der Überschreitung abhängt.

Neben den Emissionsreduzierungen durch das Programm werden erhebliche Kosteneinsparungen gegenüber einer Beibehaltung des alten, sehr restriktiven, rein ordnungsrechtlichen Rahmens in Höhe von jährlich fast 60 Mio. US-\$ zwischen 1994 bis 1999 erwartet. Daneben wird prognostiziert, daß das Programm einen relativ günstigen Einfluß auf den Arbeitsmarkt hat.⁹⁴

Auch das RECLAIM-Programm kann als erfolgsträchtiges Experiment angesehen werden, um die Vorzüge von handelbaren Emissionszertifikaten in der Praxis zu erproben, diesmal in einem kleinräumigen Gebiet zur Eindämmung von Emissionen, die insbesondere als Ozon-Vorläufer-Substanzen bereits in diesem Gebiet erhebliche Belastungen hervorrufen. Durch die Beteiligung der verschiedensten Interessengruppen an der Entwicklung des Programms ist einerseits die Voraussetzung für eine hohe Akzeptanz des Programms geschaffen worden, andererseits hat sie die Vertrautheit der Interessengruppen mit dem Zertifikateinstrumentarium insgesamt und speziell mit seinen Stärken und Schwächen entscheidend verbessert. Es bietet sich an, die dabei gemachten Erfahrungen zur Lösung bestimmter Emissionsprobleme auch in europäischen Ländern zu nutzen.

Allerdings dürfte der Einsatz von Zertifikaten zur Reduzierung von SO₂- und NO_x-Emissionen aus (Groß-)Kraftwerken zumindest für Deutschland nicht vorteilhaft sein, weil die Emissionen für diese Quellen schon durch die Großfeuerungsanlagenverordnung (13. Bundesimmissionsschutzverordnung) stark reguliert sind. Dadurch sind alle diese Quellen

⁹³ Vgl. FROMM/HANSJÜRGENS (1994), S. 217.

⁹⁴ Vgl. FROMM/HANSJÜRGENS (1994), S. 223.

mittlerweile mit umfangreichen Rauchgasreinigungsanlagen ausgestattet, so daß auch bei schärferen Gesamtemissionsanforderungen keine großen Kosteneinsparpotentiale erreicht werden können.

Die Voraussetzungen für einen erfolgreichen Einsatz von Emissionszertifikaten in Deutschland sind dagegen günstig bzgl. der CO₂-Emissionen: keine hot spot-Problematik, keine aktuell drohende Gefahr, aber ein beträchtliches mittel- bis langfristiges Problem, keine ordnungsrechtliche Emissionsregulierung, große Zahl (stationärer und mobiler) Emittenten, die Möglichkeit einer produktbezogenen (nämlich am jeweiligen Brennstoffeinsatz orientierten) Bemessungsgrundlage für die Emissionen, sowie ein durch verschiedene Selbstverpflichtungen bekundeter Grundkonsens zur Reduktion der CO₂-Emissionen.⁹⁵ Aus ökologischen, ökonomischen und wettbewerbspolitischen Gründen wäre eine zumindest EU-weite Einführung besonders wünschenswert. Bei einer aus praktischen Gründen vorzunehmenden Bindung der Zertifikatpflicht an den Handel mit fossilen Brennstoffen würde das Problem der Behandlung importierter Sekundärenergieträger entfallen.⁹⁶ Eine europaweite Einführung erscheint aber sehr fraglich wegen der in den verschiedenen Mitgliedsländern doch sehr unterschiedlichen Einschätzung der Dringlichkeit des CO₂-Problems, auch in Relation zu anderen Problemfeldern. Es dürfte jetzt auch hinderlich sein, daß verschiedene EU-Länder das CO₂-Problem mittlerweile durch steuerliche Maßnahmen angegangen sind (s. Abschnitt 2.5). Der Sachverständigenrat präferiert aus diesen Gründen deutlich Abgaben gegenüber Zertifikaten als Instrumente einer CO₂-Politik im nationalen Alleingang.⁹⁷

Zudem hat die Umweltpolitik den Emittenten zumindest in Deutschland in den letzten Jahren durch die Akzeptanz von Selbstverpflichtungen noch größere Flexibilitäten und Freiheiten gewährt, so daß die Einführung von Zertifikaten (und erst recht die von Abgaben) als erhebliche Verschärfung der Umweltpolitik empfunden und mit entsprechenden Widerständen beantwortet würde, selbst dann, wenn (wie es sinnvoll wäre) die wichtigsten Interessengruppen an der Entwicklung geeigneter Programme beteiligt würden.

⁹⁵ Vgl. die Selbstverpflichtungen zahlreicher Industrieverbände zum Klimaschutz; eine Auflistung findet sich in RENNINGS/BROCKMANN/KOSCHEL/BERGMANN/KÜHN (1996), S. 281ff.

⁹⁶ Vgl. SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (1996), Tz. 1062.

⁹⁷ Vgl. SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (1996), Tz. 1062.

4 Umwelthaftung

4.1 Allgemeine Wirkungsweise

Anders als Emissionsabgaben und -zertifikate, die unmittelbar *emissionsbezogen* sind, ist die Umwelthaftung *wirkungsbezogen* und zielt primär auf die Schäden ab, die durch eine Inanspruchnahme der Umwelt entstehen können. Da die meisten Umweltschäden durch Schadstoffemissionen verursacht werden und daher die Vermeidung von Schäden durch Vermeidung oder Verminderung potentieller Emissionen versucht wird, hat die Umwelthaftung indirekt natürlich auch Bezug zu den Emissionen. Sie wird typischerweise als eine Maßnahme zum Schutze privater Verbraucher vor den Risiken der Industriegesellschaft gesehen¹ und bezieht sich daher in erster Linie auf Risiken, die durch eine Produktions- oder Gewerbetätigkeit entstehen können.

Die allgemeine Form der (Umwelt-)Haftung sieht vor, daß der Verursacher eines (Umwelt-)Schadens dem Geschädigten den ihm entstandenen Schaden entsprechend den haftungsrechtlichen Regelungen ersetzen muß. Die haftungsrechtlichen Regelungen legen fest, unter welchen Bedingungen und in welchem Umfang der Schädiger den Geschädigten kompensieren muß. Durch die Schadensersatzpflicht werden bei einem rationalen Entscheidungsträger Überlegungen ausgelöst, in welchem Umfang Vorkehrungen seinerseits sinnvoll sind, um die Wahrscheinlichkeit des Eintretens der durch ihn verursachten Schäden und/oder das Ausmaß möglicher Schäden zu reduzieren. Mit der Haftung soll also primär zweierlei bewirkt werden:²

- **Kompensation:** Der Geschädigte soll einen Ausgleich erhalten für den ihm zugefügten Schaden.
- **Prävention:** Akteure, durch deren Tätigkeit Schäden hervorgerufen werden können, sollen in gewissem Umfang zu Schadensvermeidungsmaßnahmen angeregt werden.

Durch die Initiierung von Schadenspräventionsmaßnahmen ist die Haftung also in besonderer Weise ein Vorsorgeinstrument der Umweltpolitik.

Für den Umfang der durch Umwelthaftung ausgelösten Präventionsmaßnahmen spielen die Kosten der Prävention PK eine entscheidende Rolle: Zum Erreichen eines hohen Präventionsniveaus x werden die dafür anfallenden Präventionskosten $PK(x)$ hoch sein, andererseits wird der Erwartungswert $E(S(x))$ der dann (doch noch) eintretenden (Umwelt-)Schäden niedrig sein. Umgekehrt: Bei niedrigem Präventionsniveau werden die dafür anfallenden Präventionskosten niedrig sein, der Erwartungswert der Schäden aber hoch. Ist der Akteur *risikoneutral*, d.h. orientiert er seine Entscheidungen über das von ihm zu wählende Präventionsniveau nur am Erwartungswert der Schäden (und z.B. nicht auch an deren Varianz), so sind für ihn die

¹ Vgl. SCHMIDT-SALZER (1996), S. 60.

² Vgl. z.B. CANSIER (1993), S. 242, SIMON (1996), S. 16.

erwarteten Gesamtkosten $E(GK(x)) = PK(x) + E(S(x))$ maßgeblich. Handelt er ökonomisch rational, so wird er ein solches Präventionsniveau x^* wählen, das seine erwarteten Gesamtkosten minimiert. Dieses individuell optimale Niveau ist dadurch charakterisiert,³ daß dort die Grenzpräventionskosten genauso hoch sind wie die Grenzerwartungsschäden.⁴ Das dabei erreichte Präventionsniveau ist aber nicht nur individuell, sondern auch gesellschaftlich optimal: Bei jeder weitergehenden Vorsorgemaßnahme lägen die gesellschaftlichen Vorsorgekosten über dem Erwartungswert der dadurch verhinderten Schäden,⁵ was eine Verschwendung gesellschaftlicher (finanzieller) Ressourcen bedeuten würde.⁶ Bei *Risikoaversion* orientiert der Akteur sein Präventionsniveau an den Präventionskosten und an den erwarteten Schadenszahlungen unter Einschluß einer positiven Risikoprämie RP , also an der Größe $PK(x) + E(S(x)) + RP(x)$. Dessen Minimum wird bei einem Präventionsniveau erreicht, das über dem gesellschaftlich optimalen Präventionsniveau x^* liegt. Versucht der Akteur also sich individuell optimal zu verhalten, so wird er bei Risikoaversion ein Präventionsniveau wählen, das nicht auch zum gesellschaftlich optimalen Präventionsniveau führt.⁷

Es ist leicht zu erkennen, daß - unabhängig von der Risikoeinstellung des Akteurs - dessen Präventionsmaßnahmen um so höher sind, je niedriger seine Präventionskosten sind. Gesamtwirtschaftlich hat damit die Umwelthaftung die attraktive Eigenschaft, gerade dort Präventionsmaßnahmen anzuregen, wo sie billig sind.

Das Grundprinzip der Wirkungsweise der Umwelthaftung ist damit sehr ähnlich demjenigen von Emissionsabgaben und -zertifikaten: Einem Akteur, durch dessen Tätigkeit Umweltbelastungen (in Form von Emissionen) bzw. (mögliche) Umweltschäden hervorgerufen werden, entstehen hierfür Zahlungsverpflichtungen (in Form von Abgaben, Zahlungen für Zertifikate, zu erwartenden Schadensersatzzahlungen). Diese kann er allerdings reduzieren durch Emissionsminderungsmaßnahmen bzw. Präventionsmaßnahmen, die ihrerseits mit gewissen Kosten verbunden sind. In einem Abwägungsprozeß zwischen eingesparten (erwarteten) Zahlungsverpflichtungen und den Kosten für die Reduzierung dieser (erwarteten) Zahlungsverpflichtungen entscheidet er dann über das Ausmaß der von ihm hervorgerufenen (potentiellen) Umweltbelastung.⁸ Alle drei Instrumente führen also dazu, daß die Kosten der

³ Natürlich unter den üblichen Monotonie- und Differenzierbarkeitsvoraussetzungen.

⁴ Vgl. CANSIER (1993), S. 250. Bei dieser Argumentation wurde stillschweigend vorausgesetzt, daß nur der Schädiger in der Lage ist, schadensvermeidende oder -mindernde Maßnahmen zu ergreifen. Die Beschränkung der Untersuchung auf solche unilateralen Externalitäten ist in der umweltökonomischen Literatur üblich, auch wenn durchaus häufiger davon ausgegangen werden kann, daß auch der Geschädigte einen gewissen Einfluß auf die Schadenshöhe und Schadenswahrscheinlichkeit nehmen kann. Das kann nach § 254 BGB und § 11 UmweltHG sogar ein Mitverschulden eines Schadens begründen kann; vgl. ENDRES (1994), S. 57.

⁵ Vgl. ENDRES/SCHWARZE (1992), S. 65.

⁶ Dies gilt natürlich nur unter der implizit gemachten Voraussetzung, daß der Akteur auch wirklich für *alle* von ihm verursachten Schäden haften muß. In der Praxis kann davon aus verschiedenen Gründen nicht ausgegangen werden, s.u.

⁷ Vgl. ENDRES/STAIGER (1996), S. 89. Auch diese Aussage gilt nur unter der Voraussetzung der Haftung des Akteurs für *alle* von ihm verursachte Kosten und ist nur für die unbegrenzte Gefährdungshaftung, nicht aber ohne weiteres auch für die Verschuldenshaftung richtig. Zu diesen beiden Ausgestaltungsformen der Haftung s. Abschnitt 4.2.

⁸ Generell liegt dieser Argumentation also wieder (genauso wie bei der entsprechenden für Abgaben und Zertifikate) die Hypothese vom Akteur als eines *homo oeconomicus* zugrunde, der seine Entscheidungen ausschließlich an seinem eigenen Nutzen-Kosten-Verhältnis ausrichtet. Für einen sehr stark an Normen orientierten Entscheidungsträger, der z.B. aus einer hohen Achtung des Rechts auf körperliche Unversehrtheit

Umweltbelastungen in den Entscheidungskalkül des Akteurs eingehen: Es findet also auch mit der Umwelthaftung eine Internalisierung der externen (Umwelt-)Effekte statt.⁹ Und auch hinsichtlich der Verteilung der Schwerpunkte der Maßnahmen wirken die drei Instrumentengruppen ähnlich: Emissionsvermeidungs- bzw. Schadenspräventionsmaßnahmen werden vor allem dort vorgenommen, wo sie mit geringen Kosten verbunden sind.

Genau wie bei Emissionsabgaben und -zertifikaten kann unter den idealisierenden Bedingungen vollkommenen Wettbewerbs davon ausgegangen werden, daß die von einem Produzenten aufzubringenden Präventionskosten in die Preise der entsprechenden Produkte einfließen (wenn von der Möglichkeit einer Schrägüberwälzung dieser Kosten abgesehen wird). Entsprechend werden die mit Umweltrisiken verbundenen Produkte im Vergleich zu weniger risikoreichen Produkten teurer und geringer nachgefragt. Diesbezüglich ist die Wirkungskette der Umwelthaftung also ebenfalls sehr ähnlich zu der von Emissionsabgaben und -zertifikaten, auch hinsichtlich ihrer Länge und Unsicherheiten.

Ein wesentlicher Unterschied zwischen der Wirkungsweise von Abgaben und Zertifikaten einerseits und der von Haftung andererseits besteht darin, daß die Haftung (hinsichtlich ihrer Kompensationswirkung) direkt an den Schäden anknüpft: Ein entstandener Schaden wird (unter gewissen Bedingungen) ersetzt und das Präventionsniveau an die zu erwartenden Schäden angepaßt. Dagegen setzen Abgaben und Zertifikate an den Emissionen an, durch die Schäden (möglicherweise) entstehen. Der Abgaben- oder Zertifikatpflichtige muß sich nicht primär um die durch die Emissionen ausgelösten Schäden oder die durch geringere Emissionen verhinderten Schäden kümmern. In der Prävention wirkt die Haftung allerdings über Maßnahmen zur Verhinderung von Emissionen gleichzeitig auch schadensmindernd. Während aber der Emittent den Anreiz bei einer Emissionsabgabe oder einem Emissionszertifikat (Einsparen der Abgabe oder des Zertifikatpreises) direkt mit einer Emissionsreduktion beantwortet, bewirkt der Anreiz durch die Umwelthaftung (Einsparen der Schadensersatzzahlung) zunächst nur eine *Minderung des Risikos von Emissionen* bzw. der von diesen hervorgerufenen Schäden, d.h. eine *Senkung des Erwartungswertes der Emissionen* bzw. der Schäden.

Ein weiterer Unterschied ist darin zu sehen, daß beim Abgaben- und beim Zertifikateinstrument die öffentliche Hand die Aufgabe der Einschätzung des Risikos von (erwarteten) Schäden aus Emissionen vorzunehmen hat¹⁰ und (idealerweise) daraus die Abgabenhöhe bzw.

von Menschen (und eventuell auch der anderer Lebensformen) in seiner Umgebung prinzipiell zu einem hohen Präventionsniveau bereit ist, trifft diese Argumentation nicht zu. Entsprechendes mit umgekehrten Vorzeichen dürfte für einen extrem rücksichtslosen, menschenverachtenden Entscheidungsträger gelten, der prinzipiell nur zu einem niedrigen Präventionsniveau bereit ist, auch wenn ihm damit in der Zukunft erhebliche Schadensersatzforderungen drohen. Trotzdem wird man davon ausgehen können, daß der Entscheidungsträger - auch wenn er stark an Normen gebunden ist - auf eine allzugroße Diskrepanz zwischen einem zu erwartenden Schaden und seinem momentanen Präventionsaufwand mit einer Steigerung des Präventionsniveau reagiert.

⁹ Vgl. ENDRES (1994), S. 55, SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (1996), Tz. 117.

¹⁰ Dies kann allerdings auch unter Zuhilfenahme von Expertengruppen und Interessen- bzw. Betroffenenvertretern geschehen, um durch die Nutzung von dezentral vorliegenden Informationen und durch die Partizipation am Entscheidungsprozeß das Ergebnis der Entscheidung zu verbessern und größere Akzeptanz zu erreichen. Letztlich getroffen werden diese Entscheidungen aber von den politischen Entscheidungsträgern, die dafür auch die Verantwortung tragen.

die tolerierte maximale Gesamtemission festlegt. Beim Haftungsinstrument wird diese Aufgabe an den potentiellen Schädiger, d.h. an die Emittenten delegiert und damit vollkommen dezentralisiert und privatisiert: Sie müssen wissen bzw. selbst untersuchen, welches Risiko von ihren Aktivitäten ausgeht, um zu entscheiden, ob und in welchem Umfang sie Maßnahmen gegen diese Risiken treffen. Dem Verursacherprinzip wird damit in sehr strenger Weise entsprochen. Das kann informationsökonomisch gerechtfertigt werden: Die Emittenten haben die genauesten Kenntnisse über die Stoffflüsse in ihrem Einzugsbereich bzw. sie können sich diese am ehesten verschaffen, und sie haben auch die beste Kenntnis über ihre Möglichkeiten, die Emissionssituation zu verbessern. Auch über die Auswirkungen von Emissionen in ihrem eigenen Betrieb (Nahwirkungen, Schnellwirkungen) können sie sich wahrscheinlich am leichtesten selbst Informationen verschaffen.¹¹ Dem Staat könnte beim Haftungsinstrument (nur) noch die Aufgabe zukommen, die Haftungsregeln im einzelnen festzulegen, zur Klärung der Berechtigung von Haftungsansprüchen beizutragen und für die Durchsetzung berechtigter Haftungsansprüche zu sorgen.¹²

Das Haftungsinstrument bewirkt damit parallel zur Prävention starke private Anreize zur Informationsbeschaffung über Art und Umfang innerbetrieblicher und extern abgegebener Stoffflüsse und deren Wirkung auf die Umweltbereiche, regt also permanent zur Risikoforschung und zur Verbesserung des Risikomanagements an. In der damit verbundenen Reduzierung von Unsicherheit kann ein zusätzlicher Nutzen dieses Instruments gesehen werden.¹³

Der dargestellte Anreizautomatismus zur Informationsbeschaffung und Risikominderung durch Präventionsmaßnahmen ist allerdings nur dann wirksam, wenn der Entscheidungsträger eine hinreichende Zukunftsorientiertheit besitzt und auch überhaupt in der Lage ist, eine angemessene Risikoabschätzung vorzunehmen. Nicht in jedem Fall wird man das voraussetzen können, insbesondere nicht

- bei Entscheidungsträgern, die darauf hoffen, sich den Schadensersatzforderungen entziehen zu können (z.B. durch Flucht, Spurenverwischung u.ä.),
- bei Entscheidungsträgern mit zu geringer Ausstattung an Know-how und Kapital.

Den sich hieraus ergebenden Gefahren kann dadurch begegnet werden, daß

- der Staat für jede Anlage bzw. für jedes Produkt ein Mindestpräventionsniveau als Auflage vorschreibt,¹⁴

¹¹ Fraglich ist allerdings, ob sie auch am ehesten in der Lage sind, sich über Fern- und Langzeitwirkungen der von ihnen ausgehenden Emissionen verlässliche Informationen zu verschaffen.

¹² Tatsächlich zieht er sich in der Praxis nicht nur auf diese Aufgaben zurück, sondern betreibt z.B. (mit eigenen Institutionen) zur Behebung der erheblichen Defizite über Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge gerade bei Fern- und LANGZEIT-Wirkungen Risikoforschungen oder unterstützt Private dabei; dasselbe gilt für Erforschung und Entwicklung risikoärmerer Techniken u.ä.

¹³ Vgl. CANSIER (1993), S. 257.

¹⁴ Dies ist besonders wichtig zur Abwendung schwerwiegender Gefahren und kann z.B. bei Anlagen erreicht werden durch die Forderung nach Einhalten der allgemein anerkannten Regeln der Technik oder eines anderen (technischen) Standards, bei Produkten durch das Vorschreiben von gewissen Tests, durch die das Auf-

- der Anlagenbetreiber oder Produkthersteller auch trotz Einhaltens eines Mindestpräventionsniveaus für entstandene Schäden haftet,
- der Bau und Betrieb einer Anlage (und eventuell auch das Inverkehrbringen eines neuen Produktes) nur bei Vorhandensein einer ausreichenden Kapitalausstattung des Verantwortlichen (Bauherren, Betreibers oder Produzenten) genehmigt wird.¹⁵

Zum gerechten Schadensausgleich für den Geschädigten kann es allerdings auch dann nur unter bestimmten Bedingungen kommen:

- Die Schadensursache kann zweifelsfrei festgestellt werden.
- Der Schadensverursacher kann zweifelsfrei festgestellt werden.
- Der Schadensumfang kann zweifelsfrei festgestellt und monetär ausgedrückt werden.
- Die jeweils gültigen Haftungsregeln rechtfertigen die Ansprüche des Geschädigten.
- Die Schadensersatzansprüche können (in voller Höhe) gegenüber dem Schadensverursacher durchgesetzt werden.
- Der Schadensverursacher ist in der Lage, den ihm auferlegten Schadensersatz zu leisten.

Weisen - wie in der traditionellen zivilrechtlichen Haftung üblich - die haftungsrechtlichen Regeln dem Geschädigten die Beweislast zu, so wird dieser gerade bei Schäden durch Emissionen aus betrieblichen Anlagen häufig in Beweisnot kommen. Der Verursachernachweis ist durch meist gleichzeitiges Einwirken verschiedener Stoffe (mit der Folge von Summationsschäden und synergistischen Schäden) und durch räumliche und zeitliche Distanz zwischen Emission und Schadensereignis (mit der Folge von Fern- und Langzeitschäden) genauso schwierig wie der Verursachungsnachweis wegen vielfach unbekannter Ursache-Wirkungs-Mechanismen zwischen Emissionen (über Immissionen) und Schäden.¹⁶ Bei Wahrscheinlichkeitsschäden in Form der Erhöhung des Schadensrisikos kann ein Kausalitätsnachweis für einen einzelnen Schaden nicht erbracht werden. Da der Geschädigte in der Regel keinen Zugang zu dem in Verdacht geratenen bzw. beklagten Betrieb hat, wird er den erforderlichen Nachweis über die von diesem Betrieb ausgehenden, schadensverursachenden Emissionen schlechterdings nicht erbringen können.

Ferner unterliegen u.U. bestimmte Schäden aufgrund der speziellen haftungsrechtlichen Regeln keiner Schadensersatzpflicht (s. 4.2), wie es z.B. häufig für immaterielle Schäden und die nicht einem Individuum zurechenbaren Ökoschäden¹⁷ der Fall ist. Und eine Reihe von

treten von Fehlern der Produkte und gewisser Gefahren aus dem Gebrauch oder der Anwendung des Produktes ausgeschlossen oder doch sehr stark reduziert werden kann. Eine solche ordnungsrechtliche Komponente des Haftungsinstruments entspricht der verbreiteten ordnungsrechtlichen Ergänzung des Abgaben- und Zertifikatinstruments durch Auflagen für eine Mindestemissionsminderung u.ä., wie sie in der umweltpolitischen Praxis üblich sind.

¹⁵ Eine solche Auflage könnte allerdings als Beschränkung des Grundrechts auf freie Berufswahl (Art 12 Abs. 1 GG) gesehen werden.

¹⁶ Vgl. KIRCHGÄSSNER (1992) und ENDRES/STAIGER (1996), S. 83.

¹⁷ D.h. Schäden an den nicht individuell zurechenbaren Öko-Systemen, wie die Verschlechterung der Luft- oder Gewässerqualität und das Artensterben, vgl. ENDRES/STAIGER (1996), S. 84.

Nutzenminderungen, wie z.B. Qualitätseinbußen von Umweltbereichen, lassen sich nicht eindeutig und unumstritten monetär bewerten. Da der Geschädigte seinen Schadensersatzanspruch gerichtlich durchsetzen muß und sich bzgl. des Erfolgs seiner Klage prinzipiell nicht sicher sein kann, trägt er auch noch das Risiko, im Fall des Zurückweisens seiner Klage die Prozeßkosten zahlen zu müssen. Aus all diesen Gründen ergibt sich als Konsequenz, daß generell davon ausgegangen werden muß, daß die erwarteten Schäden (deutlich) über den erwarteten Schadensersatzzahlungen liegen.¹⁸ Die Folge hiervon ist, daß ein Akteur damit rechnen kann, daß die aufgrund des Haftungsrechts gerichtlich gegen ihn durchsetzbaren, erwarteten Schadensersatzzahlungen niedriger sind als die erwarteten, von ihm verursachten Schäden.¹⁹ Entsprechend niedrig(er), und zwar unterhalb des gesellschaftlich optimalen Wertes x^* , wird er auch bei unbegrenzter (Gefährdungs-)Haftung seine Präventionsmaßnahmen wählen. Bei der begrenzten (Verschuldens-)Haftung tritt dieser Effekt allerdings erst bei hinreichend starker Diskrepanz zwischen erwarteten Schäden und erwarteten Schadensersatzzahlungen auf (s. Abschnitt 4.2.4).²⁰

Darüber hinaus wird dem Akteur die Bestimmung seines eigenen optimalen Präventionsniveaus dadurch erschwert, daß

- auch ihm selber nicht alle möglicherweise auftretenden Schäden nach Art und Umfang und mit ihren Eintrittswahrscheinlichkeiten (d.h. ihre Schadensverteilung) genau bekannt sind,
- er den genauen Einfluß seines Präventionsniveaus x auf die Schadensverteilung und insbesondere auf den Erwartungswert der von ihm zu verantwortenden Schäden nicht kennt, d.h. er kennt nicht den Verlauf der Funktion $E(S(x))$.

Selbst bei Schadensersatzzahlungen deutlich unter den zu erwartenden Schäden besteht die Gefahr, daß der Schadensverursacher finanziell gar nicht in der Lage ist, Schadensersatz in der geforderten Höhe zu leisten. Um eventuellen Opfern fällige Schadensersatzzahlungen auch zu garantieren, unabhängig von der Zahlungsfähigkeit des Verursachers, ist es naheliegend, daß seitens der Anlagenbetreiber bzw. Produkthersteller

- eine obligatorische Haftpflichtversicherung abgeschlossen werden muß oder
- Zahlungen in einen Sicherungs-Fonds geleistet werden, aus dem gegebenenfalls die Entschädigungen gezahlt werden.

Die Kopplung der Umwelthaftung mit einer (obligatorischen) Haftpflichtversicherung, d.h. mit einer Verpflichtung zur Deckungsvorsorge, garantiert nicht nur eine angemessene

¹⁸ Vgl. ENDRES (1992), S. 13ff., und ENDRES/STAIGER (1996), S. 84f., die in diesem Fall von *Schadensdiskontierung* sprechen.

¹⁹ Dies gilt natürlich nur für den Fall, daß das Haftungsrecht dem Geschädigten nur den Ersatz des ihm zugefügten Schadens zugesteht, wie es z.B. § 1 des deutschen Umwelthaftungsgesetzes (UmweltHG) und allgemeiner §§ 249, 251 und 823 des BGB vorsehen. Prinzipiell ist natürlich auch eine Entschädigungspflicht über das Schadensausmaß hinaus denkbar, um die erwarteten Entschädigungen besser den insgesamt entstandenen tatsächlichen Schäden anzupassen oder um noch stärkere Präventionsmaßnahmen zu initiieren. In diesem Fall ist es angemessener von einer Kompensation zu sprechen.

²⁰ Vgl. ENDRES/STAIGER (1996), S. 85.

Kompensation von Geschädigten, sondern bewirkt auch Präventionsanreize, die je nach Ausgestaltung der Versicherung unterschiedlich sind (s. dazu Abschnitt 4.2.5).

4.2 Ausgestaltungsmöglichkeiten von Umwelthaftung

4.2.1 Anlagenhaftung, Produkthaftung, Tätigkeitshaftung

Die Gefahr von Schäden durch Unternehmen kann prinzipiell auf zweierlei Weise entstehen:

- Die Gefährdung geht von Produktionsanlagen aus.
- Die Gefährdung geht von einem Produkt aus.

Entsprechend kann sich die Haftung auf den Betrieb von Anlagen beziehen, so wie es z.B. das deutsche Umwelthaftungsgesetz (s. Abschnitt 4.4) vorsieht. Man kann hier also von einer **Anlagenhaftung** sprechen. Dabei muß der Kreis der haftenden Anlagen genau festgelegt werden. Das kann enumerativ geschehen (wie im deutschen UmweltHG). Schäden aus dem Betrieb anderer Anlagen werden dann nicht abgegolten.

Die Haftung kann sich aber auch auf Produkte bzw. auf die Hersteller (u.U. auch die Händler) von Produkten beziehen, so wie es z.B. das deutsche Produkthaftungsgesetz festlegt. Man spricht in diesem Fall von **Produkthaftung**, wobei die Haftung der Produkthersteller, u.U. auch der Vertreiber trägt.

Genereller könnte sich die Haftung allerdings auch ganz allgemein auf Schäden aus allen Arten von gewerblichen Tätigkeiten erstrecken. Dies wird im Grünbuch über die Sanierung von Umweltschäden der KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1993), Abschn. 2.1.2, vorgeschlagen.²¹ Man könnte in diesem Fall von **Tätigkeitshaftung** sprechen.

4.2.2 Haftende Personen, Haftungsanspruchsberechtigte, Haftungsumfang

Ferner muß geregelt werden, wer für einen durch eine Anlage oder ein Produkt hervorgerufenen Schaden haftet. Das kann das jeweilige Unternehmen selbst sein, kann aber auch (bei schuldhaftem Verhalten, s.u.) das für den auslösenden Fehler verantwortliche Mitglied der Geschäftsleitung, eine andere Führungskraft oder ein Mitarbeiter sein, der den Fehler begangen hat.²²

Weiterhin müssen die haftungsrechtlichen Regeln festlegen, *wer* überhaupt gegebenenfalls Schadensersatzanspruch hat und *für welche Schäden* und *in welcher Höhe* gehaftet wird. So begründet das deutsche Umwelthaftungsgesetz Schadensersatzansprüche nur für diejenige Person, die nachweisen kann, daß eines ihrer individuellen Rechtsgüter verletzt wurde. Bestimmte Risiken bzw. Schäden können daher von der Haftung ausgenommen sein, z.B.

²¹ Vgl. auch SCHMIDT-SALZER (1996), S. 64f.

²² Vgl. SCHMIDT-SALZER (1996), S. 66.

immaterielle Schäden, Öko-Schäden,²³ Schäden aus Entwicklungsrisiken,²⁴ nicht schuldhaft verursachte Schäden (s.u.) oder Schäden durch höhere Gewalt. Das Ausmaß der Haftung kann nach oben beschränkt sein.

Für die Praxis von Bedeutung ist die Unterscheidung von Risiken aus dem *Normalbetrieb* und aus einem *Störfall*. Dabei wird unter Normalbetrieb der bestimmungsgemäße Betrieb einer Anlage verstanden bei Einhaltung der gegebenenfalls bestehenden öffentlich-rechtlichen Auflagen. Ein Störfall ist ein Ereignis, das den Normalbetrieb unterbricht, i.a. ein plötzliches, unfallartiges Ereignis. Wichtig ist ferner, ob Haftung auch schon beim Bau der Anlage (also vor ihrer Inbetriebnahme) und noch nach ihrer Stilllegung besteht. Beides ist unter dem Gesichtspunkt der vollständigen Verantwortung eines Anlagenbetreibers und damit der Durchsetzung des Verursacherprinzips zu fordern. Aus demselben Grund ist eine Begrenzung der Haftung auf eine Obergrenze abzulehnen.

Die Haftung kann auch zeitlich begrenzt sein (z.B. nach Stilllegung der Anlage auf eine gewisse Anzahl von Jahren). Eine solche Begrenzung ist vor allem gerade im Umweltbereich fragwürdig, weil hier über Langzeit- und Fernwirkungen auslösende Ursache und Schadenseintritt zeitlich weit auseinanderliegen können, so daß es zu Spätschäden kommen kann, für die dann keine Haftung bestünde und für deren Vermeidung keine Vorsorgeanstrengungen unternommen würden.^{25, 26}

4.2.3 Klageberechtigte, Beweislastverteilung

Weiterhin muß festgelegt werden, wer im Falle von Schadensersatzansprüchen Klage erheben kann. Üblicherweise ist das nur der jeweils Geschädigte. Diskutiert wird allerdings immer wieder auch das sogenannte Verbandsklagerecht, das unter bestimmten Bedingungen einem Interessensverband ein Klagerecht einräumt, ohne daß eine Einzelperson eine Rechtsverletzung geltend machen muß. Auch dies würde das Risiko eines potentiellen Schädigers erhöhen und ihn zu verstärkten Präventionsmaßnahmen veranlassen.²⁷

Schließlich ist zu entscheiden, wer im Falle eines eingetretenen Schadens die Beweislast zu tragen hat: der Geschädigte oder der Schädiger. Die Zuweisung der Beweislast ist für die Chance der Durchsetzung eines Schadensersatzanspruchs von erheblicher Bedeutung, wie bereits in Abschnitt 4.1 ausgeführt wurde. Das deutsche Umwelthaftungsgesetz (s. Abschnitt 4.4) sieht hier eine differenzierte Regelung vor: Für Schäden aus dem Normalbetrieb hat der Geschädigte die Beweislast, für Schäden aus einem Störfall der beklagte Anlagenbetreiber.

²³ S. Fußnote 17.

²⁴ D.h. Schäden, die der Hersteller oder Betreiber nach dem Stand von Wissenschaft und Technik im Zeitpunkt des Inverkehrbringens eines Produktes oder der Inbetriebnahme einer Anlage nicht erkennen konnte, vgl. SCHMIDT-SALZER (1996), S. 62.

²⁵ Vgl. die Kritik des SACHVERSTÄNDIGENRATS FÜR UMWELTFRAGEN (1996), Tz. 405, zum Vorschlag der EU-Kommission zur Begrenzung der Haftung des Betreibers von Abfalldeponien nach Schließung auf 10 Jahre, womit den Kommunen die gesamte spätere Nachsorgepflicht zufiele.

²⁶ Zur Spätschadenproblematik (vor allem aus der Sicht der Versicherer) s. HOFFMANN (1998).

²⁷ Vgl. WICKE (1993), S. 263.

4.2.4 Verschuldenshaftung, Gefährdungshaftung

Wie oben schon vermerkt, ist die Schadensersatzpflicht keineswegs in jedem Fall einer Schädigung gegeben, sondern vielmehr an das Vorliegen bestimmter Bedingungen geknüpft, die durch die haftungsrechtlichen Regelungen bestimmt werden. Diese können unterschiedlich ausgestaltet werden und geben damit u.U. unterschiedliche Anreize zu Präventionsmaßnahmen.

Nach dem zugrundegelegten Sorgfaltsstandard, unterhalb dessen die Schadensersatzpflicht entsteht, unterscheidet man zwischen Verschuldenshaftung und Gefährdungshaftung:

Bei der **Verschuldenshaftung** entsteht dem Verursacher eines Schadens Schadensersatzpflicht nur dann, wenn er schuldhaft, d.h. (nach § 276 BGB) vorsätzlich oder fahrlässig den Schaden herbeigeführt hat. Dabei ist der Vorsatz an die Bedingungen geknüpft, daß der Schaden wissentlich und gewollt und im Bewußtsein der Rechtswidrigkeit herbeigeführt wird. Fahrlässig ist nach § 276 der Schaden herbeigeführt worden, wenn der Verursacher dabei „die im Verkehr erforderliche Sorgfalt außer acht“ gelassen hat. Dazu „genügt nicht, alles zu tun, was in den eigenen Kräften steht, sondern es kommt darauf an, was nach allgemeinem Standard getan werden muß, um den Eintritt von Schäden zu verhindern.“²⁸ Sofern also ein Schaden trotz Beachtung der im Verkehr erforderlichen Sorgfalt entstanden ist, haftet der Verursacher bei der Verschuldenshaftung nicht und dem Geschädigten wird der Schaden nicht ersetzt.

Dagegen kennt die **Gefährdungshaftung** keine solche haftungsenthebende Bedingung: Der Verursacher eines Schadens haftet dem Geschädigten verschuldensunabhängig, also auch bei Einhalten der im Verkehr erforderlichen Sorgfalt. Insbesondere haftet der Verursacher also auch für Schäden, die aus dem ordnungsgemäßen Betrieb einer genehmigten Anlage entstanden sind. Das kann deswegen als gerechtfertigt angesehen werden, weil prinzipiell auch die Kenntnisse von Genehmigungsbehörden, die den Sorgfaltsstandard festlegen, unvollständig (gewesen) sein können und u.U. einer Revision bedürfen.²⁹ Es wäre ungerecht, das Risiko solcher Unzulänglichkeiten auf die (potentiell) Geschädigten zu überwälzen, zumal sie vom Schädiger in der Absicht der Einkommenserzielung verursacht wurden.

Bei Ausgestaltung als reiner Verschuldenshaftung wird also ein Anreiz zum Erreichen eines Präventionsniveaus geschaffen, das nur Vorsatz und Fahrlässigkeit ausschließt und durch die Einhaltung der „im Verkehr erforderlichen Sorgfalt“ definiert ist. Als Konsequenz zielt die Verschuldenshaftung auf die Unterbindung von schädlichen Emissionen,³⁰ die durch menschliches Fehlverhalten zustandekommen. Dies wird in den Industriegesellschaften westlicher Prägung seit den 60er Jahren als völlig unzureichend angesehen: Im Zeichen des als immer wichtiger erachteten Schutzes des Verbrauchers soll dieser insbesondere auch vor Schäden aus fehlerhaften Produkten und vor dem Versagen technischer Anlagen geschützt werden und

²⁸ Vgl. CANSIER (1993), S. 242.

²⁹ Vgl. SCHMIDT-SALZER (1996), S. 63f.

³⁰ Wie schon im 1. Kap. betont wurde, werden darunter hier auch Emissionen in Form von Produkten verstanden.

zwar unabhängig von einem damit verbundenen, häufig schwer nachweisbaren menschlichen Fehlverhalten.³¹

Bei der Ausgestaltung der Umwelthaftung als Gefährdungshaftung, insbesondere bei unbegrenztem Haftungszeitraum und unbegrenzter Haftungshöhe, wird dem Geschädigten nicht nur ein höherer Schutz geboten. Es kann auch davon ausgegangen werden, daß in der Praxis die Gefährdungshaftung höhere Präventionsanreize liefert als die Verschuldenshaftung, weil letztere dem Geschädigten die Beweislast für ein Verschulden aufbürdet, was zu einem stärkeren Abweichen zwischen tatsächlichen Schäden und erwarteten Schadenszahlungen führen wird als bei der Gefährdungshaftung.³²

4.2.5 Kollektive Haftung

Verschiedene Schäden können aus prinzipiellen Gründen nur schwer oder gar nicht einem einzelnen Verursacher eindeutig persönlich zugeordnet werden. Dies ist insbesondere bei Summations- und Kombinationsschäden, Langzeitschäden und Fernschäden der Fall.³³ Ferner entstehen Haftungs- bzw. Kompensationslücken, wenn die Verursacher verstorben sind, physisch sich der Verantwortung entzogen haben oder aus rechtlichen Gründen nicht zur Verantwortung gezogen werden können. Die dadurch entstehenden Lücken könnten durch bestimmte Formen einer kollektiven Haftung geschlossen werden, so daß damit die Kompensation der Verletzung individueller Rechtsgüter auch in den angesprochenen Situationen sichergestellt würde.

Eine mögliche Form eines solchen kollektiven Haftungssystems sind sogenannte **Fonds-lösungen**.³⁴ Hierbei wird ein Kollektiv von Unternehmen (oder allgemeiner von Institutionen), durch deren Tätigkeit Umweltgefährdungen entstehen, verpflichtet, Einzahlungen (nach einem bestimmten Schlüssel) in einen Fonds zu leisten, aus dem Schadensersatzzahlungen an Personen geleistet werden, die durch die Tätigkeiten eines oder mehrerer Mitglieder des Kollektivs verursacht wurden. Durch den Fonds wird aber nicht nur eine gerechte Kompensation von Geschädigten erreicht: Wird die Höhe der von den einzelnen Mitgliedern zu leistenden Einzahlungen in den Fonds von seinem individuellen Gefährdungsbeitrag und dem Umfang der aus dem Fonds zu bestreitenden Schadensersatzzahlungen abhängig gemacht, so werden hiervon auch gewisse Präventionsanreize ausgehen.³⁵ Ist z.B. klar, daß die Gefährdung von bestimmten Schadstoffemissionen ausgeht (ohne daß aber eine eindeutige Zuordnung zu einem Verursacher möglich wäre), so könnte die Einzahlung als direkte Emissionsabgabe oder als Abgabe auf Produkte erhoben werden, durch deren Ge- bzw. Verbrauch die schädlichen

³¹ Vgl. SCHMIDT-SALZER (1996), S. 60f.

³² Vgl. ENDRES/STAIGER (1996), S. 85, wo darauf hingewiesen wird, daß es beim Vergleich der Präventionsanreize von Verschuldens- und Gefährdungshaftung ganz wesentlich auf die *Höhe* der Differenz zwischen erwarteten Schäden und erwarteten Schadensersatzzahlungen ankommt.

³³ Eines der gravierendsten Beispiele dürften die Waldschäden sein.

³⁴ S. hierzu insbesondere KARL (1992), S. 194ff.

³⁵ Vgl. REHBINDER (1992), S. 125.

Emissionen entstehen.³⁶ Allgemein ist zu erwarten, daß die individuellen Präventionsanreize umso geringer sind, je weniger die individuellen Einzahlungen an den Risikobeitrag des Einzelnen geknüpft sind. Fondslösungen bieten sich auch zur Finanzierung der Sanierung von Altlasten an, wie es in den USA mit dem sogenannten Superfund geschieht.³⁷

Eine ganz ähnliche Wirkungsweise wie die meist medial ausgerichteten Fondslösungen haben branchenmäßig gegliederte **Umweltgenossenschaften**.³⁸ Sie bieten über eine gemeinschaftlich organisierte und finanzierte Risikoforschung eine berufsgenossenschaftlich vermittelte Ausbildung und mit einem Informationsaustausch die Chance eines weit besseren Risikomanagements, als es den einzelnen Unternehmen ohne diese Kooperation möglich wäre.

Prinzipiell könnte die Kompensation von Schäden, für die sich nicht eindeutig ein Verursacher oder eine klar abgrenzbare Verursacherguppe identifizieren läßt, auch durch eine **Staatshaftung** sichergestellt werden. Wegen ihrer Finanzierung aus allgemeinen Steuermitteln regt sie die privaten Akteure allerdings zu keinen Präventionsmaßnahmen an und wird deshalb in der umweltökonomischen Literatur überwiegend negativ beurteilt.³⁹

4.2.6 Umwelthaftpflichtversicherung

Wird die Umwelthaftung als Gefährdungshaftung ohne Haftungsobergrenze ausgestaltet, so bietet es sich in Anbetracht typischerweise risikoaverser Entscheidungsträger an, sie zu kombinieren mit der Möglichkeit oder sogar der Verpflichtung zum Abschluß einer **Umwelthaftpflichtversicherung**, d.h. einer Deckungsvorsorge.⁴⁰ Risikoscheue Entscheidungsträger werden nämlich die sichere Zahlung eines Versicherungsbeitrags in Höhe des Erwartungswertes unsicherer Schäden und einer Risikoprämie dem Risiko unsicherer zukünftiger Schadensersatzzahlungen vorziehen. Neben dem mit dieser Risikoüberwälzung für die potentiellen Schädiger verbundenen Wohlfahrtseffekt⁴¹ kann damit gleichzeitig sichergestellt werden, daß der Geschädigte unabhängig von der Zahlungsfähigkeit des Schädigers zum Schadensersatz kommt.⁴²

Daneben bewirkt die Umwelthaftpflichtversicherung Präventionsanreize, die je nach Ausgestaltung der Versicherung unterschiedlich hoch sein können:⁴³

Wird von der Versicherung eine Prämie P erhoben, deren Höhe dem Erwartungswert der verursachten Schäden entspricht (sogenannte faire Prämie), so sieht sich der Akteur einer Gesamtkostenkurve $GK(x) = PK(x) + P(x) = PK(x) + E(S(x))$ gegenüber, die ihr Minimum

³⁶ So geschieht es bei der Finanzierung des niederländischen Luftverschmutzungsfonds, s. CANSIER (1993), S. 279. Industrieverbände sehen das allerdings anders; vgl. HULST/KLINGE-VAN ROOIJ (1994), S. 117.

³⁷ Vgl. REHBINDER (1992), S. 133ff.

³⁸ Vgl. REHBINDER (1992), S. 126ff.

³⁹ Vgl. CANSIER (1993), S. 279.

⁴⁰ Vgl. Abschnitt 4.1.

⁴¹ Vgl. ENDRES/SCHWARZE (1992), S. 88.

⁴² Dabei wird die Zahlungsfähigkeit des Versicherers natürlich vorausgesetzt, die allerdings - bei angemessener Prämienkalkulation - i.a. weit weniger in Frage gestellt ist als die eines einzelnen Schädigers.

⁴³ Vgl. ENDRES/STAIGER (1996), S. 90f.

beim gesellschaftlichen Optimum x^* (s. Abschnitt 4.1) hat, er wird also zum selben Präventionsniveau wie bei Risikoneutralität animiert.

Im allgemeinen wird aber die seitens der Versicherung von einem Versicherungsnehmer erhobene Prämie höher als der Erwartungswert seiner Schäden sein, weil davon auszugehen ist, daß die Versicherungen risikoavers sind, den Zusammenhang zwischen Präventionsmaßnahmen und erwarteten Schäden nicht genau kennen, die Präventionsmaßnahmen des Versicherten nicht genau beobachten können, Verwaltungskosten haben und Gewinne machen. Dies führt zu einem Präventionsniveau, das über dem gesellschaftlich optimalen x^* liegt.

Kalkuliert die Versicherung hingegen mit einer pauschalen Prämie, die sich aus den durchschnittlichen erwarteten Schäden des gesamten Versichertenkollektivs ergibt (weil sie die individuellen Präventionsmaßnahmen nicht beobachten kann), so sieht sich der Akteur nur noch mit der Summe aus Präventionskosten $PK(x)$ und der konstanten Prämie P konfrontiert, die ihr Minimum beim Präventionsniveau $x = 0$ hat. Es ist für ihn in dieser Situation also optimal, auf Präventionsmaßnahmen gänzlich zu verzichten. Dem damit hervorgerufenen Anreiz zu unvorsichtigem Verhalten („moralisches Risiko“) mit der Gefahr des Ansteigens der zu erwartenden Schäden kann durch verschiedene Formen der Selbstbeteiligung und Bonus-Malus-Regelungen entgegengewirkt werden. In der Praxis muß aber auch hierbei wegen der vorherrschenden Durchschnittstarifizierung mit einer Abschwächung der Präventionsanreize für die Versicherungsnehmer gerechnet werden.⁴⁴

Da bei der Versicherung von Umweltrisiken diese vom Versicherungsnehmer auf den bzw. die Versicherer verlagert werden, erhalten nunmehr die Versicherer Anreize, Risikoabschätzungen bei ihren Versicherungsnehmern vorzunehmen, damit die Prämie risikogerecht gestaltet werden kann. Dies wird um so stärker der Fall sein, je freier der Wettbewerb unter den Versicherern ist. Dasselbe gilt für das Bestreben der Versicherer, die Versicherungsnehmer zur Prävention von Umweltschäden anzuhalten. Zumindest denkbar ist, daß im Laufe der Zeit die Versicherer einen Erfahrungspool über technische und organisatorische Möglichkeiten zur Risikoprävention aufbauen, der vor allem kleinen und mittleren Unternehmen sehr hilfreich zum Ergreifen geeigneter Maßnahmen vor Ort sein könnte. Hingegen dürften große Versicherungsnehmer bzgl. ihrer eigenen Möglichkeiten zur Risikovorsorge eher einen Informationsvorsprung gegenüber dem Versicherer haben.⁴⁵

Bei der Verschuldenshaftung besteht allerdings überhaupt kein Anreiz zur Versicherung von Schäden, sofern der Sorgfaltsstandard, dessen Einhaltung von der Schadensersatzpflicht befreit, auf den gesellschaftlich optimalen Wert festgelegt ist:⁴⁶ Unterhalb des einzuhaltenden

⁴⁴ Vgl. REHBINDER (1992), S. 123.

⁴⁵ Vgl. REHBINDER (1992), S. 170.

⁴⁶ Ob das wirklich in der Praxis so ist, darf bezweifelt werden. Bei suboptimal festgelegtem Sorgfaltsstandard, ist es für den Akteur vorteilhaft, auch nur diesen einzuhalten, denn er spart dann Präventionskosten ein. Allgemeiner läßt sich zeigen, daß es für den Akteur so lange vorteilhaft ist, den staatlich festgelegten Sorgfaltsstandard einzuhalten, wie dieser mit Präventionskosten verbunden ist, die nicht höher sind als das Minimum der erwarteten Gesamtkosten $E(GK(x)) = PK(x) + E(S(x))$, also der Kosten beim Realisieren des gesellschaftlich optimalen Präventionsniveaus x^* . Erst wenn der staatlich festgelegte Sorgfaltsstandard darüber liegt, wird es vorteilhaft für den Akteur, von ihm abzuweichen und das niedrigere Niveau x^* zu realisieren.

Sorgfaltsstandards muß der Schädiger Schadensersatz leisten, was ihm teurer käme, als den Standard einzuhalten; und bei Einhalten des Sorgfaltsstandards ist der Schädiger gar keinem Risiko ausgesetzt, da er keinen Schadenersatz leisten muß.⁴⁷

4.3 Stärken und Schwächen der Umwelthaftung

4.3.1 Ökologische Effektivität

Die Stärke der Umwelthaftung besteht darin, daß sie durch die mit ihr verbundene Schadensersatzpflicht bei den Risikoproduzenten Anreize schafft zur Minderung der von ihnen hervorgerufenen Risiken von Umweltschäden durch Maßnahmen zur Minderung der Gefahr von schädlichen Emissionen. Sie bewirkt also eine Reduzierung des Erwartungswertes von schädlichen Emissionen, bürdet dem Verursacher die dafür entstehenden Kosten auf und ist damit eine verursachergerechte Vorsorgemaßnahme.

Umwelthaftung hat ihre Stärke dort, wo

- Schädiger und Geschädigte leicht identifizierbar sind,
- die verursachten Schäden leicht ermittelbar und monetär bewertbar sind,
- potentielle Schädiger bessere Informationen über Möglichkeiten und Kosten der Risikovorsorge haben als staatliche Institutionen,
- die Schadensersatzzahlungen garantiert werden können.⁴⁸

Das individuell (und in der Summe dann auch gesellschaftlich) realisierte Präventionsniveau kann hier allerdings nicht als staatlicherseits fixiertes Ziel vorgegeben werden, sondern es ergibt sich insbesondere bei der Gefährdungshaftung nur als Ergebnis der individuellen Präventionsmaßnahmen, deren Umfang von der jeweils individuellen Abwägung zwischen individuellen Präventionskosten einerseits und erwarteten Schadensersatzzahlungen andererseits abhängt.

Die Gefährdungshaftung bringt damit gleichzeitig für den Staat den Vorteil mit sich, daß er - anders als bei der Verschuldenshaftung - keine Sorgfaltsstandards definieren und kontrollieren muß. Gleichzeitig birgt dies aber auch die Gefahr, daß die potentiellen Schädiger aus Kurzsichtigkeit nicht einmal den (langfristig) für sie individuell günstigsten Sorgfaltsstandard einhalten. Zur Vermeidung nicht akzeptabler Gefährdungen wird es daher unerlässlich sein, staatlicherseits Maßnahmen zur Garantie eines Mindestsorgfaltsstandards zu erzwingen und diese entsprechend dann auch zu kontrollieren. Insofern wird notwendigerweise die Umwelthaftung flankiert werden müssen von gewissen ordnungsrechtlichen Instrumenten.

Mit anderen Worten: Es wird lohnend, die restriktivere Sicherheitspolitik mit einer *Absenkung* des realisierten Sorgfaltsstandards zu beantworten; vgl. ENDRES/STAIGER (1996), S. 87.

⁴⁷ Vgl. ENDRES/SCHWARZE (1992), S. 90.

⁴⁸ Vgl. CANSIER (1993), S. 268.

Tendenzen zur individuellen Absenkung des Präventionsniveaus bestehen aber (gewissermaßen in Umkehrung der oben angegebenen Situationen mit starker Wirksamkeit der Haftung) durch

- Unkenntnis über Ursache-Wirkungs-Beziehungen,
- Schwierigkeiten bei der Monetarisierung von Schäden,
- dem damit verbundenen hohen Risiko der Kläger bei der Durchsetzung von Schadensersatzansprüchen,
- durch Haftungsobergrenzen und
- die Nicht-Kompensation von bestimmten Schadensarten.

Einer haftungsrechtlichen Regelung (jedenfalls in den bisher eingeführten Formen) entziehen sich weitgehend oder gänzlich insbesondere alle Schäden, bei denen Verursacher und/oder in ihren Schutzgütern betroffene Personen nicht klar identifizierbar (bzw. noch gar nicht physisch vorhanden) sind, wie bei Summations-, Kombinations-, Fern- und Langzeitschäden, Schäden für zukünftige Generationen und Öko-Schäden mit Einbußen bei Existenz-, Vermächtnis- und Optionswerten.⁴⁹ In der Praxis wird aufgrund der typischen Beweislastverteilung die Haftung ganz überwiegend bei Stör- bzw. Unfällen (bzw. im Rahmen der Produkthaftung bei Fehlerhaftigkeit eines Produktes) zur Anwendung kommen, auch wenn die Gefährdungshaftung die Risiken aus dem Normalbetrieb mit einschließt.⁵⁰ Ausgenommen von der Haftung sind typischerweise auch Schäden, die auf höhere Gewalt zurückzuführen, also Folgen betriebsfremder Einflüsse sind, wie Naturereignisse und das Verhalten von dem Betrieb außenstehenden Personen (z.B. bei Sabotageakten). Die dadurch entstehenden Haftungslücken führen zu einer Einschränkung des Opferschutzes.

Die Präventionswirkung wird in der Praxis ferner eingeschränkt durch die Versicherung der einer Umwelthaftpflcht Unterworfenen, die zu einer Verlagerung der Risiken auf die Versicherung bzw. zu ihrer Verteilung auf das Kollektiv der Versicherten führt mit der Gefahr des moral hazard. Die Einflußnahme der Versicherer auf Präventionsmaßnahmen der Versicherten muß aufgrund der Erfahrungen in anderen Versicherungsbereichen skeptisch beurteilt werden.⁵¹

⁴⁹ Vgl. CANSIER (1993), ebenda.

⁵⁰ Das deutsche Umwelthaftungsrecht büdet bei Vorliegen eines Störfalles dem Anlagenbetreiber die Beweislast auf, im Falle eines Schadens, der beim Normalbetrieb einer Anlage zustandekam, dem Geschädigten, s. § 6 Abs. 1 und Abs. 2 UHG (vgl. Abschnitt 4.4.1).

⁵¹ Eine Befragung bei Unternehmen des Wirtschaftsverbands Eisen, Blech und Metall verarbeitende Industrie e.V. über die Veränderung ihrer Investitionstätigkeit in den beiden Zeiträumen 1985 - 1990 und 1991 - 1994 scheint das zu bestätigen; vgl. KÜPPER (1996). Das aus dieser Befragung abgeleitete Ergebnis ist, daß sich die Investitionstätigkeit der Betriebe innerhalb dieser zwei Zeiträume (vor bzw. nach Inkrafttreten des Umwelthaftungsgesetzes) im wesentlichen nicht geändert habe. Hieraus wird geschlossen, daß die als beachtlich gewerteten Umweltschutzmaßnahmen der Unternehmen in dem 10-Jahreszeitraum im wesentlichen freiwillig erfolgt sind und nicht vom Umwelthaftungsgesetz bewirkt. Neben dieser gewagten Interpretation des Ergebnisses muß der Wert der Befragung wegen der doch sehr geringen Beteiligung an der Fragebogenaktion relativiert werden (nur 30 von 1400 Befragten beantworteten den Fragebogen). Erstaunlich ist übrigens, daß

Überwiegend wird der Gefährdungshaftung gegenüber der Verschuldenshaftung die größere Präventionswirkung bei den potentiellen Schädigern zugeschrieben. Allerdings ist bei der Verschuldenshaftung mit einer höheren Vorsicht, d.h. mit stärkeren Ausweichmaßnahmen seitens der potentiell Geschädigten zu rechnen, da sie nicht immer eine (vollständige) Kompensation erhalten.⁵²

Staatlicherseits beeinflußt werden kann das Präventionsniveau aber indirekt durch

- Verbesserung des Wissensstandes über Ursache-Wirkungs-Beziehungen und Einbezug jeweils bisher noch unberücksichtigter Schadenskategorien,
- Festlegung der Höhe der Schadensersatz- bzw. Kompensationszahlungen, z.B. durch Aufhebung von Haftungs-Höchstgrenzen und Höherbewertung von Schäden,
- Erleichterung der Durchsetzung von Schadensersatzansprüchen z.B. durch die Möglichkeit der Verbandsklage,
- Erleichterung der Beweispflicht.

Insbesondere die zweite und letzte dieser Maßnahmen bergen allerdings auch Gefahren bei allzu großzügiger Anwendung: Sind z.B. sehr hohe Kompensationen seitens eines Geschädigten durchsetzbar, die wesentlich über dem ihm wirklich entstandenen (materiellen) Schaden liegen, so droht u.U. die völlige Unterbindung einer gesellschaftlich durchaus wünschenswerten ökonomischen Aktivität, entweder weil der Unternehmer nicht mehr bereit ist, das damit verbundene Risiko zu übernehmen oder weil auch entsprechende Versicherungen nicht mehr bereit sind, das Risiko zu versichern. Eine erhebliche Beweiserleichterung in Bereichen, in denen der (potentielle) Schädiger keine spezifischen Informationsvorsprünge hat, birgt die Gefahr der Entstehung einer bloßen Verdachtshaftung,⁵³ die für die Unternehmen ein nicht mehr kalkulierbares Risiko bedeuten würde.

In der Regel sind Maßnahmen zur Prävention von Umweltrisiken mit Zusatzkosten verbunden. In der Tendenz führt das zu einer Erhöhung der Preise der entsprechenden Produkte. Die Stärke dieser Tendenz ist allerdings abhängig von den Wettbewerbsbedingungen, unter denen die betroffenen Unternehmen stehen, und von der unternehmensintern vorgenommenen Überwälzung der Zusatzkosten auf die Preise: Die Kosten durch Präventionsmaßnahmen aus der Anlagenhaftung stellen meist Gemeinkosten dar, deren Verrechnung auf die Kostenträger unbewußt oder bewußt zur Schrägüberwälzung führen kann. Dagegen dürften die durch die Produkthaftung (vgl. Abschnitt 4.4.3) verursachten Präventionskosten leichter den einzelnen Produkten zuzurechnen sein. Allerdings ist auch hierbei eine aus Wettbewerbsgründen vorgenommene Schrägüberwälzung nicht ausgeschlossen. Es ist daher zumindest unsicher, ob die Umwelthaftung insgesamt zu einer Verteuerung der Produkte entsprechend dem mit ihnen verbundenen Gefährdungspotential führt und auch eine dementsprechende Reduzierung der Nachfrage nach diesen Produkten eintritt. Die diesbezügliche Wirkungssicherheit ist ganz

die Versicherer bis heute keine Verbandsstatistik über Umweltschäden besitzen, was wahrscheinlich mit der schwierigen Abgrenzbarkeit des Begriffes „Umweltschaden“ zusammenhängt.

⁵² Vgl. REHBINDER (1992a), S. 46.

ähnlich vorsichtig zu beurteilen wie diejenige von Umweltabgaben und Emissionszertifikaten. Generell wird man aber durchaus davon ausgehen dürfen, daß durch die Umwelthaftung eine Schärfung des Bewußtseins für die Gefahren aus Anlagen und Produkten (oder noch allgemeiner: aus umweltrelevanten Tätigkeiten) eintritt und ein erheblicher Anreiz zur Entwicklung von Verfahren und Produkten mit geringerem Gefährdungspotential entsteht.

4.3.2 Ökonomische Effizienz

Bei der (unbeschränkten) Gefährdungshaftung ist es für jeden Akteur vorteilhaft, alle von seiner Tätigkeit ausgehenden Umweltgefährdungen in die Planung einzubeziehen, weil er letztlich für die aus diesen Gefährdungen hervorgehenden Schäden aufkommen muß. Unter den Bedingungen vollkommenen Wettbewerbs, die Unternehmen zu kostenminimalem Verhalten zwingen, wird das zu einem individuellen Präventionsniveau führen, bei dem die Summe aus erwarteten Schadensersatzzahlungen und Präventionskosten (bei risikoaversen Verhalten unter Einschluß einer bestimmten Risikoprämie) minimiert werden. Das hat zur Folge, daß dort ein besonders hohes Präventionsniveau gewählt wird, wo (bei gleichen zu erwartenden Schadensersatzzahlungen und damit bei gleichem Gefährdungsniveau) die Präventionskosten besonders niedrig sind. In diesem Sinne besitzt die Umwelthaftung in der Ausgestaltung als Gefährdungshaftung die Eigenschaft der (statischen) ökonomischen Effizienz. Dies gilt nicht für die Verschuldenshaftung, sofern der staatlich vorgegebene Sorgfaltsstandard (dessen Einhaltung von der Haftung entbindet) nicht auf dem jeweils kostenminimalen Niveau festgelegt ist.

Die Effizienz wird umso stärker eingeschränkt, je weniger Akteure und Schäden der Haftung unterliegen, sei es durch explizite Herausnahme aus der Haftung, sei es durch faktisches Nicht-Haftan, das sich aus den Problemen bei der Durchsetzung der Ansprüche in der Praxis ergibt. Die Effizienz wird ebenfalls gemindert durch obligatorische Sicherheitsstandards, die von allen Akteuren einzuhalten sind.

Die Diskrepanz von erwarteten Schäden und zu erwartenden Schadensersatzzahlungen führt außerdem dazu, daß das tatsächliche Präventionsniveau unter dem gesellschaftlichen Optimum liegt. Risikoaversion wirkt andererseits diesem Trend entgegen.

Die Gefährdungshaftung - anders als die Verschuldenshaftung - bietet allerdings einen permanenten Anreiz zur Entwicklung kostengünstigerer Präventionsmaßnahmen, weil mit ihnen die zu erwartenden Schadensersatzzahlungen weiter gesenkt werden können (dynamische Effizienz). Außerdem schafft sie permanente Anreize zur Informationsbeschaffung und Risikoforschung, weil dadurch Unsicherheit über zukünftige Schäden reduziert werden kann und die eigenen Präventionsmaßnahmen besser an die tatsächlichen Schadensverhältnisse angepaßt, d.h. besser optimiert werden können.⁵⁴

⁵³ Vgl. ENDRES/STAIGER (1996), S. 92.

⁵⁴ Vgl. CANSIER (1993), S. 257f.

Während der Umwelthaftung hinsichtlich der Prävention tendenzielle ökonomische Effizienz bescheinigt werden kann, muß sie hinsichtlich der Kompensation als ein teures Instrument angesehen werden: Die Durchsetzung der Haftungsansprüche muß auf dem Rechtsweg vollzogen werden und ist dadurch mit erheblichen Kosten verbunden. Deshalb - und aus Gerechtigkeitserwägungen heraus - ist zu befürworten, daß bei stark asymmetrischen Informationsverhältnissen derjenigen Seite die Beweislast aufzuerlegen ist, die über mehr Informationen hinsichtlich der zu prüfenden Vorgänge verfügt. Dies dürften in aller Regel die Anlagenbetreiber (und zwar sowohl bei Störfällen wie beim Normalbetrieb) und ProduktHersteller sein. Bei der Produkthaftung müßte aus denselben Erwägungen heraus allerdings der Geschädigte nachweisen, daß er das Produkt in einer Weise verwendet hat, „mit der billigerweise gerechnet werden kann“.⁵⁵ Verteuert wird das Haftungsinstrument noch durch die permanenten Dokumentationsaufwendungen, die zum Nachweis des Einhaltens eines obligatorischen Sorgfaltsstandards und/oder zur Erleichterung der Beweislast (etwa zum Nachweis des Normalbetriebs, um die Beweislastumkehr zu verhindern,) anfallen.

4.3.3 Rechtskonformität

Die Rechtskonformität der Umwelthaftung ist heute unumstritten, wenn auch bzgl. einzelner Ausgestaltungsformen und -elemente (wie der Beweislastumkehr, des Verbandsklagerechts) kein genereller Konsens besteht.

Verfassungsrechtliche Bedenken bestehen teilweise gegen Fondslösungen als Ersatz individueller Haftung vor allem bei Distanz- und Summationsschäden.⁵⁶ Die Beiträge der Mitglieder des Fonds können als Sonderabgaben angesehen werden. Da bei den Fondslösungen die Finanzierungsfunktion (und nicht die Präventionsfunktion) im Vordergrund steht, kann in der Regel die Forderung der gruppennützigen Verwendung der Beiträge für diese Fonds auch bei großzügiger Interpretation nicht erfüllt werden. Es müßten dann triftige Gründe zur fremdnützigen Verwendung der Sonderabgabe geltend gemacht werden, was bei den Schäden der genannten Art prinzipiell denkbar, von der Rechtslage her aber durchaus unsicher ist.

Auch bzgl. der Rechtslage in der Europäischen Union stößt die Umwelthaftung auf keine prinzipiellen Schwierigkeiten. Dies zeigt das von der EU-Kommission 1993 vorgelegte „Grünbuch über die Sanierung von Umweltschäden“,⁵⁷ dessen Vorschläge z.T. weit über das heute in Deutschland gültige Umwelthaftungsrecht⁵⁸ hinausgehen. Beim Schutz der Verbraucher vor Gefahren aus Produkten ist die EU sogar mit entsprechenden Richtlinien Vorreiter gewesen.⁵⁹

⁵⁵ Vgl. SCHMIDT-SALZER (1996), S. 62.

⁵⁶ Vgl. REHBINDER (1992b), S. 147ff.

⁵⁷ Vgl. KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1993).

⁵⁸ Vgl. Abschnitt 4.4.2.

⁵⁹ Vgl. Abschnitt 4.4.3.

4.3.4 Administrative Praktikabilität

Die Einführung einer Umwelthaftung weist der Administration vergleichsweise wenige (zusätzliche) Aufgaben zu, vor allem wenn sie in der Form der Gefährdungshaftung eingeführt wird. Risikoabschätzung und Risikomanagement werden als Aufgaben weitgehend den privaten Akteuren übertragen. Die Geschädigten müssen im Rahmen der privatrechtlichen Haftung ihre Ansprüche selbst gegenüber den Schädigern geltend machen und gegebenenfalls vor Gericht durchsetzen. Im Rahmen der strafrechtlichen Umwelt- und Produktverantwortung (vor allem bei Körperverletzungs- und Tötungsdelikten) verbleiben hier aber den staatlichen Institutionen Aufgaben,⁶⁰ die für sie jedoch nichts grundsätzlich Neues darstellen. Das Präventionsniveau wird nicht zentral festgelegt, sondern ergibt sich aus den dezentralen Entscheidungen der Anlageninhaber (bei der Anlagenhaftung) und Hersteller bzw. Händler (bei der Produkthaftung) oder allgemein der Akteure (bei der Tätigkeitshaftung).

Zusätzliche, aber vergleichsweise einfache Aufgaben entstehen der Administration aus der Umwelthaftung in Form von Kontrollen vor allem zur Beweissicherung (Prüfung von Dokumentationen und Produkten, Probenahmen). Als schwieriger einzuschätzen ist die Überprüfung der Einhaltung von Sorgfaltspflichten, wie sie bei der Verschuldenshaftung oder bei flankierend geforderten Sorgfaltsstandards nötig wird. Schwierig für die Administration dürften Entscheidungen zur öffentlichen Warnung vor unsicheren Produkten oder zu deren Rückruf oder Verbot sein, wie sie das Produktsicherungsgesetz (ProdSG) von 1997 vorsieht.⁶¹

4.3.5 Politische Akzeptanz

Trotz erheblicher Widerstände und Bedenken der gewerblichen Wirtschaft und der Versicherungswirtschaft ist die Umwelthaftung in Form der Produkthaftung 1989⁶² und einer Anlagenhaftung 1991⁶³ in Deutschland eingeführt worden. Ermöglicht wurde das dadurch, daß der Verbraucherschutz eine immer größere gesellschaftliche Bedeutung bekam,⁶⁴ nicht zuletzt auch vor dem Hintergrund großer Umweltkatastrophen. Einen Akteur (im Normalfall) für alle Folgen seines Handelns verantwortlich zu machen, ist sowohl aus elementaren Gerechtigkeitsüberlegungen als auch aus ordnungspolitischen Gründen heraus geboten; es stellt eines der Grundprinzipien der Marktwirtschaft dar. Insofern wird die Umwelthaftung generell auch kaum in Frage gestellt.

Mit Widerständen ist allerdings zu rechnen bei Versuchen der Verschärfung bzw. Ausweitung der Umwelthaftung, wie sie teilweise im Grünbuch der EU-Kommission angesprochen werden. Insbesondere stoßen auf Widerstand oder erhebliche Bedenken seitens der Versicherungswirtschaft die Gesamtschuldnerschaft bei mehreren Schadensverursachern, längere Verjährungsfristen, Mindestdeckungssummen und überhaupt die Einführung einer Versiche-

⁶⁰ Vgl. SCHMIDT-SALZER (1996), S. 67ff.

⁶¹ S. Abschnitt 4.4.3.

⁶² S. Abschnitt 4.4.3.

⁶³ S. Abschnitt 4.4.1.

⁶⁴ Vgl. SCHMIDT-SALZER (1996), S. 60.

rungspflicht sowie die Einrichtung von Entschädigungsfonds.⁶⁵ Altlasten und Risiken durch allmähliche Verschmutzung werden als versicherungstechnisch schwer beherrschbar beurteilt, und solange der Begriff des „Umweltschadens“ nicht eindeutig definiert und das geforderte Sanierungsniveau nicht klar festgelegt ist, sieht die Versicherungswirtschaft Umweltrisiken als kaum kalkulierbar an, obwohl sie ihre Aufgeschlossenheit gegenüber jeder Produktinnovation betont.⁶⁶

Auch die Industrie meldet gegen gewisse Ausgestaltungsformen der Umwelthaftung Bedenken an, namentlich gegen eine gesamtschuldnerische Haftung, die Einführung des Verbandsklagerechts, die Haftung für Ökoschäden, Allmählichkeits- und Entwicklungsrisiken und Altlasten, sowie gegen die Einrichtung eines von der Industrie zu finanzierenden Sanierungs- und Entschädigungsfonds. Ihre Haltung steht damit in starkem Gegensatz zu den Forderungen von Umweltschutzverbänden.⁶⁷

4.3.6 Wettbewerbspolitische Unbedenklichkeit

Durch das Instrument der Umwelthaftung werden Unternehmen, deren Produktion oder Produkte mit Umweltgefährdungen verbunden sind, mit zusätzlichen Kosten für Entschädigungszahlungen bzw. Schadensprävention belastet. Unter Wettbewerbsbedingungen, die eine Schrägüberwälzung schwer oder unmöglich machen, führt das tendenziell dazu, daß die entsprechenden Produkte zu höheren Preisen angeboten werden müssen als ohne die Haftung und daß sich dadurch ihre Wettbewerbsposition gegenüber Anbietern von Produkten, von denen solche Umweltgefährdungen nicht ausgehen, relativ verschlechtert.

Dies gilt aber nur insoweit, wie die Produktion bzw. die Produkte auch wirklich der Haftung unterliegen. Generell ist daher eine wettbewerbspolitische Unbedenklichkeit dem Instrument der Umwelthaftung nur dann zu testieren, wenn sie sich auch tatsächlich auf alle umweltgefährdenden Produktionstätigkeiten (im weitesten Sinne, also auch einschließlich z.B. des Transports) und Produkte erstreckt und damit alle (möglichen) Wettbewerber auf einem Markt erfaßt. Einschränkung der Haftung auf bestimmte, als besonders gefährlich eingestufte Anlagen (wie im deutschen Umwelthaftungsgesetz verankert) bergen daher zwar weniger die Gefahr der intrasektoralen,⁶⁸ wohl aber der intersektoralen Wettbewerbsverzerrung. Auch Unterschiede in der Ausprägung der Umwelthaftung von Staaten (wie in der EU) induzieren internationale Wettbewerbsverzerrungen durch die durch Schadensprävention, Schadensersatz und gegebenenfalls Deckungsvorsorge hervorgerufenen Kosten.

Wie schon bei den anderen ökonomischen Instrumenten des Umweltschutzes muß auch hier betont werden, daß die zweifellos wichtige Betrachtung des Umweltschutzes (hier in Form der Umwelthaftung) als Kostentreiber ergänzt werden muß durch eine Betrachtung

⁶⁵ S. GESAMTVERBAND DER DEUTSCHEN VERSICHERUNGSWIRTSCHAFT (1997).

⁶⁶ Vgl. HULST/KLINGE-VAN ROOIJ (1994), S. 117.

⁶⁷ Vgl. HULST/KLINGE-VAN ROOIJ (1994), S. 117ff.

⁶⁸ Dies gilt jedenfalls unter der Voraussetzung, daß die Wettbewerber einer Branche mit Anlagen des gleichen Typs produzieren, und damit entweder alle der Umwelthaftung unterliegen oder ihr alle nicht unterliegen.

- einerseits der Kosteneinsparmöglichkeiten, die durch ein konsequentes Umweltkostenmanagement entdeckt werden, das von einer zunehmenden Anzahl von Unternehmen gerade infolge der Einführung bzw. Verschärfung der Umwelthaftung eingerichtet wird,
- andererseits der Wettbewerbsvorteile mit verbesserten Ertragsmöglichkeiten durch die Umwelthaftung.

Solche Ertragsverbesserungen können sich daraus ergeben, daß Produkte eines konsequent Umweltgefährdungen reduzierenden Unternehmens besseren Absatz (z.B. in Folge einer Zertifizierung nach der EU-Öko-Audit-Verordnung) finden, denn die Reduzierung von Umweltgefährdungen kann verstärkt als Wettbewerbsargument eingesetzt werden.⁶⁹ Dies geschieht in der Praxis auch zunehmend. Es ist zu erwarten, daß dabei diejenigen Unternehmen am erfolgreichsten sein werden, die als First Mover schon frühzeitig Anpassungsmaßnahmen ergreifen, um Umweltgefährdungen aus Produktionsprozessen und Produkten zu vermindern.

Insbesondere verbesserte Absatzmöglichkeiten stellen sich aber oft erst mittel- oder gar langfristig ein, sie sind ihrer Natur nach unsicher und können aufgrund der zahlreichen weiteren, absatz- und ertragsbeeinflussenden Größen nicht immer eindeutig einer Umweltschutzmaßnahme zugerechnet werden. Deshalb besteht die Gefahr, daß sie systematisch unterschätzt werden gegenüber den meist schneller und besser kalkulierbaren Zusatzkosten durch die Umweltschutzmaßnahme, mit der Folge, daß viele Umweltschutzinvestitionen unterbleiben, obwohl sie mittel- oder langfristig durchaus rentabel wären.

Erst der Saldo aus Kostensteigerungen durch Maßnahmen zur Gefährdungsreduzierung einerseits und Ertragsverbesserungen in Folge dieser Maßnahmen andererseits und Unterschiede in diesem Saldo zwischen Wettbewerbern auf demselben Markt entscheiden darüber, ob sich die Wettbewerbsposition eines einzelnen Anbieters oder einer Gruppe von Anbietern gegenüber anderen Wettbewerbern verschiebt.

Als Resümee ergibt sich, daß zum Ausräumen internationaler Wettbewerbsverzerrungen durch Unterschiede in den umwelthaftungsbedingten Kosten der Unternehmen zwar eine Harmonisierung der Umwelthaftungsregeln zumindest innerhalb der EU zu fordern ist. Sie sollte jedoch keineswegs als *conditio sine qua non* angesehen werden, weil auch eine Einführung bzw. eine gewisse Verschärfung der Umwelthaftung im nationalen Alleingang die Chance bietet, lange Zeit übersehene Kosteneinsparpotentiale und Möglichkeiten zur Verbesserung der Ertragssituation zu entdecken. Diese können die primären Kostennachteile durchaus überwiegen.

⁶⁹ Vgl. DYLLICK/BELZ/SCHNEIDEWIND (1997), S. 113ff.

4.4 Umwelthaftung in der Praxis

4.4.1 Umwelthaftung als Anlagenhaftung in Deutschland nach dem Umwelthaftungs-gesetz (UmweltHG)

Das deutsche Umwelthaftungsgesetz ist seit dem 1. Januar 1991 in Kraft. Seine Kernelemente sind:

- Eine verschuldensunabhängige *Kausal-Haftung* (Gefährdungshaftung) der Inhaber von 96 Typen von Anlagen, die im Anhang 1 zum UmweltHG aufgelistet sind (§ 1).
- Gehaftet wird jeweils mit *Haftungshöchstgrenzen* (§ 17) für *Personen- und Sachschäden*, die *durch eine Umwelteinwirkung* verursacht wurden (§§ 1 - 3).
- Für den Störfallbetrieb (nicht aber für den Normalbetrieb) einer Anlage gilt das Prinzip der sogenannten *Ursachenvermutung*, d.h. daß jeder Anlage, die geeignet ist, den festgestellten Schaden verursacht zu haben, die Schadensverursachung unterstellt wird (§ 6).
- Geschädigte haben *Auskunftsansprüche* gegen den Inhaber einer Anlage, von der begründet angenommen wird, daß durch sie der Schaden verursacht wurde (§ 9).
- Für besonders gefährliche Anlagen gilt eine *Pflicht zur Deckungsvorsorge* (§ 19).

Der Haftung unterliegen damit ausschließlich „umweltgefährdende“ Anlagentypen, die im Anhang 1 zum UmweltHG enumerativ aufgelistet sind.⁷⁰ Im wesentlichen besteht die Anlagenliste aus einer Teilmenge der genehmigungsbedürftigen Anlagen im Rahmen der 4. Verordnung zum Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG), wodurch sichergestellt ist, daß die nach dem UmweltHG haftenden Anlagen ein Genehmigungsverfahren durchlaufen haben.⁷¹ Im § 2 werden ausdrücklich auch noch nicht fertiggestellte und nicht mehr betriebene Anlagen in die Haftung mit einbezogen. Damit wird dem Umstand Rechnung getragen, daß sich schon in der Errichtungsphase bzw. erst nach Stilllegung einer Anlage Gefahren ergeben können.

Schadensersatz kann nur derjenige verlangen, der unmittelbar selbst durch eine Umwelteinwirkung in einem geschützten Rechtsgut verletzt worden ist. Ein Schaden ist nach § 3 UmweltHG aus einer Umwelteinwirkung entstanden, wenn er durch Stoffe, Erschütterungen, Geräusche, Druck, Strahlen, Gase, Dämpfe oder sonstige Erscheinungen verursacht worden ist, die sich in Boden, Luft oder Wasser ausgebreitet haben, wenn er also über einen „Umweltpfad“ eingetreten ist. Für Schäden durch höhere Gewalt und Bagatellschäden bei bestimmungsgemäßem Betrieb ist die Haftung ausgeschlossen. Es gilt eine Verjährungsfrist von 3 Jahren nach § 17 UmweltHG zusammen mit § 852 BGB. Ferner gibt es eine Haftungs-

⁷⁰ Betroffen sind schätzungsweise 20.000 deutsche Firmen; s. UMIS (1998).

⁷¹ Der Anlagenbegriff orientiert sich an dem des BImSchG. Danach sind Anlagen ortsfeste Einrichtungen wie Betriebsstätten und Lager, zu denen auch Maschinen, Geräte, Fahrzeuge, sonstige technische Einrichtungen und sogenannte Nebeneinrichtungen gehören.

höchstgrenze von je 160 Mio. DM für Personen- und Sachschäden, also von 320 Mio. DM zusammengenommen (§ 15).

Störfallbetrieb und Normalbetrieb werden unterschiedlich behandelt. Zwar unterliegen beide der Gefährdungshaftung. Kann aber der Inhaber einer Anlage nachweisen, daß sie im fraglichen Zeitraum bestimmungsgemäß betrieben wurde,⁷² so muß der Geschädigte nachweisen, daß die Schädigung tatsächlich durch die Anlage verursacht wurde. Bei nicht bestimmungsgemäßigem Betrieb (z.B. bei Eintritt einer Betriebsstörung oder falls die betriebsspezifischen Auflagen, wie sie sich aus dem BImSchG oder aus dem Genehmigungsbescheid ergeben, nicht erfüllt werden) haftet hingegen der Inhaber der Anlage, falls er nicht darlegen kann, daß die Schädigung nicht durch seine Anlage verursacht wurde. Damit wird es für die dem UmweltHG unterworfenen Anlagen besonders wichtig, auf die Einhaltung aller Auflagen zu achten und für eine kontinuierliche Dokumentation der Betriebsverhältnisse zu sorgen. Neben dem Nachweis des „bestimmungsgemäßen Normalbetriebs“ bietet § 7 eine weitere Ausschlußmöglichkeit der Ursachenvermutung: „Sind mehrere Anlagen geeignet, den Schaden zu verursachen, so gilt die Vermutung nicht, wenn ein anderer Umstand nach den Gegebenheiten des Einzelfalls geeignet ist, den Schaden zu verursachen.“ Findet sich hingegen ein solcher Umstand nicht, so gilt doch die Ursachenvermutung. Dadurch soll verhindert werden, daß sich die Inhaber solcher Anlagen wechselseitig dadurch von der Ursachenvermutung entlasten können, daß sie jeweils auf die Eignung anderer Anlagen hinweisen.

Sind für einen Schaden mehrere Verursacher verantwortlich, so haften sie als Gesamtschuldner. Eine Mitverursachung ist demnach für die Haftung ausreichend. Im Extremfall muß ein Unternehmen, das im Grunde nur für 1% eines Schadens verantwortlich ist, den Gesamtschaden begleichen. Der gesamtschuldnerisch Haftende hat dann nur im Rahmen eines sogenannten Regreßverfahrens (Gesamtschuldner-Innenausgleich) die Möglichkeit, die restlichen 99% von den anderen Verantwortlichen zurückzufordern, wenn dies nicht schon von vornherein aufgrund mangelnder Ermittelbarkeit ausgeschlossen ist.⁷³

Um den im Schadensfall Betroffenen für die Durchsetzung ihrer Ansprüche überhaupt die nötige Informationsbasis zu geben, ist mit den §§ 8, 9 sowohl ein Auskunftsanspruch des Geschädigten gegenüber dem Inhaber einer Anlage und den Behörden als auch mit § 10 umgekehrt ein Auskunftsanspruch des Inhabers einer Anlage gegenüber dem Geschädigten, den Inhabern anderer Anlagen und den Behörden verankert. Die damit verbundene Beweiserleichterung wird als wichtig angesehen, weil der Verursachungsnachweis ein Hauptproblem bei Haftungsfragen darstellt und das Wissensgefälle zwischen Geschädigtem und Schädiger ausgeglichen werden soll. Die Verpflichtung zur Auskunft erstreckt sich aber nur auf „Angaben über die verwendeten Einrichtungen, die Art und Konzentration der eingesetzten und

⁷² „Ein bestimmungsgemäßer Betrieb liegt vor, wenn die besonderen Betriebspflichten eingehalten worden sind und auch keine Störung des Betriebs vorliegt.“ (§ 6 Abs. 2 UmweltHG) „Besondere Betriebspflichten sind solche, die sich aus verwaltungsrechtlichen Zulassungen, Auflagen und vollziehbaren Anordnungen und Rechtsvorschriften ergeben, soweit sie die Verhinderung von solchen Umwelteinwirkungen bezwecken, die für die Verursachung des Schadens in Betracht kommen.“ (§ 6 Abs. 3 UmweltHG)

⁷³ Vgl. SCHMIDT-SALZER (1992), S. 14.

freigesetzten Stoffe und die sonst von der Anlage ausgehenden Wirkungen sowie die besonderen Betriebspflichten...“. Dabei genügt für den Auskunftsanspruch keine „vage Vermutung, bloße Behauptung oder Glaubhaftmachung“, es müssen schon „konkrete Anhaltspunkte“ für die Schädigung durch die Anlage gegeben sein.⁷⁴ Der Anspruch besteht zudem nicht, wenn die Vorgänge aufgrund gesetzlicher Vorschriften geheim zu halten sind oder ein berechtigtes Interesse des Inhabers der Anlage oder Dritter dem entgegenstehen. Diese Regelung ist zu kritisieren, weil es nun darauf ankommt, wie die Gerichte den Begriff „berechtigtes Interesse“ - vor allem im Zusammenhang mit dem Problem der Industriespionage - auslegen.

Ein Kernpunkt des UmweltHG ist die Pflicht zur Deckungsvorsorge für die Inhaber besonders gefährlicher Anlagen,⁷⁵ die eine Haftpflichtversicherung für Umweltschäden abschließen müssen. Anstelle einer solchen Versicherung kann auch eine Freistellungs- oder Gewährleistungsverpflichtung durch ein Kreditinstitut oder durch den Bund oder ein Bundesland erbracht werden. Die diesbezüglichen Rechtsverordnungen (z.B. über die Höhe und Überwachung der Deckungsvorsorge) sind allerdings bis zum heutigen Tage nicht erlassen worden.⁷⁶

Das Inkrafttreten des Umwelthaftungsgesetzes hatte unmittelbar zwei wesentliche Folgen: Zunächst erhöhte sich die Risikoexponiertheit der betroffenen Unternehmen aufgrund der Ausweitung der aus dem Wasserhaushaltsgesetz für den Umweltbereich Wasser bereits vertrauten Gefährdungshaftung auf die Medien Luft und Boden sowie die weitreichenden und für die Praxis wichtigen Beweislastregeln.⁷⁷ Den Inhabern der betroffenen Anlagen wurde damit die Verantwortung für sämtliche privatrechtlich relevanten Umweltgefahren, die auf den Betrieb ihrer Anlagen zurückgeführt werden können, auferlegt. Dies bedeutet insbesondere auch, daß die Inhaber dieser Anlagen (und letztlich damit auch deren Versicherer) Vorsorge für Entwicklungsrisiken treffen müssen, also für Schadensszenarien, die aus heutiger Sicht z.T. weder abschätzbar, noch auch nur bekannt sind. Dies ist im Sinne einer konsequenten Durchsetzung des Verursacherprinzips durchaus zu begrüßen und regt zu entsprechend vorsichtigem Vorgehen bei der Entwicklung und Einführung neuer Verfahren an. Ob das Umwelthaftungsgesetz tatsächlich zu einer erheblichen Verstärkung der Vorsorgeanstrengungen geführt hat bzw. führt, ist gegenwärtig nicht ohne weiteres beurteilbar, weil diesbezügliche empirische Untersuchungen nicht in ausreichendem Umfang vorliegen. Feststellbar ist aber erstens, daß für zahlreiche Anlagen eine Umwelthaftpflichtversicherung neu abgeschlossen wurde, obwohl umstritten ist, ob es überhaupt jetzt schon eine Verpflichtung zur Deckungsvorsorge gibt,⁷⁸ weil die entsprechende Deckungsvorsorge-Verordnung noch nicht erlassen wurde (s.o.). Auch Inhabern von Anlagen, die nicht unter das UmweltHG fallen, wird die Versicherung von Umweltrisiken angeboten, und zwar im Rahmen der Betriebshaftpflichtversicherung über eine sogenannte Umwelt-Basisversicherung.

⁷⁴ Vgl. SCHMIDT-SALZER (1991), S. 15.

⁷⁵ Diese sind im Anhang 2 zum UmweltHG aufgelistet.

⁷⁶ Vgl. auch SALJE (1995), S. 165.

⁷⁷ Von Fachleuten wird geschätzt, daß in Deutschland jedes Jahr Ansprüche aus mehreren tausend Umweltschadensfällen angemeldet werden; vgl. UMIS (1998).

⁷⁸ Vgl. WAGNER (1996), S. 141.

Feststellbar ist ferner, daß Unternehmen zunehmend die Möglichkeit nutzen, an der EG-Öko-Auditierung teilzunehmen, und dabei ihre Betriebe insbesondere auf ihr Umwelt-Risikopotential hin untersuchen. Dies und die dabei eventuell erreichte Risikominderung (in Form der Minderung von zu erwartenden Schäden bzw. Schadstoffemissionen) wäre dann allerdings nicht nur dem mit dem UmweltHG geschärften Risikobewußtsein, sondern genauso der EG-Öko-Audit-Verordnung mit ihrem Anreiz zur (vermarktbareren) Zertifizierung zuzurechnen.

Als zweite unmittelbare Folge des UmweltHG muß genannt werden, daß es von den Versicherern dazu genutzt wurde, eine grundlegende Neuorientierung der Konzeption der Versicherung von Umweltrisiken herbeizuführen: Während vor dem UmweltHG ein Großteil der umweltbedingten Risiken im Rahmen der allgemeinen Betriebshaftpflicht versicherungsmäßig gedeckt war (und zwar z.T. stark defizitär), konnten nach dem Inkrafttreten des UmweltHG diese Risiken aus der allgemeinen Betriebshaftpflicht herausgenommen und den Versicherungsnehmern unter Durchsetzung signifikanter Prämienerrhöhungen Versicherungen mit der neuen Umwelthaftpflichtpolice des HUK-Verbandes⁷⁹ (oder mit entsprechend angepaßten Verträgen im Rahmen der allgemeinen Betriebshaftpflicht) angeboten werden. Der von der Versicherungswirtschaft mit dieser Police gewährte Versicherungsschutz weist allerdings teilweise erhebliche Diskrepanzen zum Haftungsumfang der Versicherungsnehmer auf: So beträgt die Höchsthaftungssumme bei Schäden aus dem Normalbetrieb bei allen Versicherern 20 Mio. DM (bei einer Höchsthaftung von 160 Mio. DM bzw. 320 Mio. DM) pro Versicherungsfall. Außerdem enthalten die Versicherungsverträge sogenannte Verstoßklauseln⁸⁰ und Serienklauseln⁸¹ und Einschränkungen des Eigenschadens und Rettungskostenersatzes.⁸²

Änderungen der Versicherungspraxis könnten durch eine entsprechende Gestaltung der noch ausstehenden Deckungsvorsorge-Verordnung erzwungen werden. Allerdings besteht bei einer stark an den Interessen der Versicherungsnehmer orientierten Ausgestaltung die Gefahr, daß sich die Versicherer nicht bereit finden, die ihnen daraus entstehenden Risiken überhaupt noch zu übernehmen, also einen entsprechenden Versicherungsschutz anzubieten.

4.4.2 Umwelthaftung in der Europäischen Union

Möglicherweise erübrigt sich auch die schwierige Suche nach konsensfähigen nationalen Regelungen durch Handlungsbedarf, der durch die Schaffung eines einheitlichen Umwelthaftungsrechts in der Europäischen Union entstehen könnte. In den Mitgliedsländern der EU ist das Haftungsrecht und speziell das Umwelthaftungsrecht bisher recht unterschiedlich

⁷⁹ Eine Darstellung dieser Police findet sich in LANG (1996).

⁸⁰ Verstoßklauseln formulieren Tatbestände, die zum Ausschluß der Deckung des Schadens durch den Versicherer führen; vgl. WAGNER (1996), S. 125ff.

⁸¹ Mit einer Serienklausel wird festgelegt, daß mehrere Schäden, die auf eine einheitliche Ursache zurückzuführen sind, als ein einziger Versicherungsfall angesehen werden. Dies hat zur Folge, daß ein Serienschaden insgesamt nur (und nicht jeder Einzelschaden der Serie) bis zur vereinbarten Deckungssumme versichert ist.; vgl. WAGNER (1996), S. 129ff.

⁸² Vgl. WAGNER (1996), S. 134ff.

ausgestaltet.⁸³ Auf eine Vereinheitlichung zielen verschiedene Initiativen von Organen der EU:

1991 hat die KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN die geänderte Fassung eines *Richtlinien-Entwurfs zur zivilrechtlichen Haftung* allerdings nur für durch Abfälle verursachte Schäden vorgelegt. Er geht von einem sehr weitreichenden Abfallbegriff aus und sieht eine verschuldensunabhängige Haftung für die durch Abfälle entstandenen Schäden und Umweltbeeinträchtigungen sowie ein Verbandsklagerecht vor. Danach würde die Haftung sehr weit gehen, weil als Umweltbeeinträchtigung auch jede erhebliche, physische, chemische oder biologische Verschlechterung der Umwelt gilt, die keinen Schaden darstellt.

Umfassendere Umwelthaftungsregeln enthält die 1993 vom Europarat verabschiedete *Konvention über die zivilrechtliche Haftung für Schäden durch umweltgefährdende Tätigkeiten (Lugano-Konvention)*, der bisher neun Staaten, darunter sechs EU-Mitgliedsländer, beigetreten sind, nicht jedoch Deutschland, Frankreich, Großbritannien und Dänemark. Sie sieht eine verschuldensunabhängige Haftung aus gefährlichen Tätigkeiten vor, die beruflich oder von Behörden ausgeübt werden, wie Behandlung, Lagerung, Produktion oder Beseitigung von gefährlichen Substanzen. Vorgesehen ist also eine Tätigkeitshaftung, die sehr viel weiter reicht als die Anlagenhaftung des deutschen UmweltHG. Weitergehend ist auch die Klagebefugnis von Umweltschutzverbänden und die Möglichkeit von Klägern, die Beseitigung von Umweltbeeinträchtigungen zu erwirken. Dabei wird von einem sehr weiten Umweltbegriff ausgegangen, der alle natürlichen, biotischen wie abiotischen Ressourcen, Kulturgüter und die charakteristischen Merkmale der Landschaft umfaßt.

Das ebenfalls 1993 von der KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN vorgelegte *Grünbuch über die Sanierung von Umweltschäden*⁸⁴ bezweckte, eine umfassende Diskussion über die Sanierung von Umweltschäden in Gang zu bringen. In ihm wird die Möglichkeit erörtert, das zivilrechtliche Haftungsrecht gezielt zum Instrument für die Sanierung geschädigter Umweltgüter auszubauen. Wichtige Elemente hierbei sind⁸⁵ die Normierung von Sanierungskosten für geschädigte Umweltgüter als zivilrechtlich zum Ersatz verpflichtende Schäden, das Recht von bestimmten Einrichtungen, Sanierungen durchzuführen und dafür Kostenersatz vom Haftungsschuldner zu verlangen, und der Aufbau kollektiver Entschädigungssysteme, die nach dem Umlageprinzip finanziert werden sollen. Hiermit soll vor allem sichergestellt werden, daß in Fällen, in denen ein haftpflichtiger Verursacher nicht oder nicht schnell ermittelt werden kann, die Beseitigung der Schäden früh in Angriff genommen werden kann und zwar unabhängig von der oft langwierigen Klärung möglicher Regreßansprüche. Dies wäre ein sehr weitreichendes Instrument, mit dem eine Lücke in der Kompensationsfunktion des deutschen UmweltHG geschlossen würde.

⁸³ Eine knappe Darstellung der wesentlichen Regelungen in den Niederlanden, Frankreich und dem Vereinigten Königreich bietet SALJE (1995). Dort finden sich auch zahlreiche Hinweise auf Literatur über die Umwelthaftung in weiteren Ländern. Ausführlicheres zum Umwelthaftungsrecht in Frankreich in: GARDETTE (1996), in Großbritannien in: MENDELOWITZ (1996), in Österreich in: GIMPEL-HINTEREGGER (1996) und GRIGG (1996), in Slowenien in: RUDOLF (1996), in Kroatien in: BORIC/GLIHA (1996).

⁸⁴ In deutscher Fassung findet sich ein Abdruck z.B. in AHRENS/SIMON (Hrsg.) (1996), S. 197-234.

⁸⁵ Vgl. SCHMIDT-SALZER (1993), S. 1311f.

Ob diese Vorschläge in eine entsprechende Richtlinie der EU einfließen, ist noch nicht klar. Seitens der Versicherer sind massive Bedenken geltend gemacht worden;⁸⁶ noch massiver sind die Widerstände der Industrie.⁸⁷ Trotzdem erscheint eine Weiterentwicklung des Haftungsrechts in Richtung einer konsequenten Durchsetzung des Verursacherprinzips vor dem Hintergrund steigender Risikopotentiale durch größer werdende technische und energetische Hebel und ein immer dichter werdendes Netz gegenseitiger menschlicher Einwirkungen als wünschenswert. Immer komplexere Wirkungszusammenhänge und damit immer schwierigere Kausalitätsnachweise werden es allerdings erforderlich machen, flankierend auch kollektive Haftungssysteme einzuführen. Deren Ausgestaltung sollte im Spannungsfeld zwischen Kompensationsfunktion (und damit vor allem Finanzierungsfunktion) und Anreizfunktion zur Prävention optimiert werden.

4.4.3 Umwelthaftung als Produkthaftung

Unter dem in diesem Gutachten vertretenen Standpunkt, daß auch Produkte als stoffliche Emissionen anzusehen sind, deren Schadwirkungen zu reduzieren sind, stellt das 1990 in Kraft getretene **Produkthaftungsgesetz** ein wichtiges Regelwerk dar, das als nationale Umsetzung der EU-Produkthaftungs-Richtlinie aus dem Jahr 1985 konzipiert ist. Wegen seiner Basierung auf dieser EU-weit maßgeblichen Rahmenbestimmung kann davon ausgegangen werden, daß in allen Mitgliedsländern der EU die Rechtslage hinsichtlich der Produkthaftung ähnlich ist.

Nach dem deutschen Produkthaftungsgesetz (ProdHG) haftet der Hersteller eines Produktes, das er in Verkehr gebracht hat, für Personen- oder Sachschäden, die durch einen Fehler des Produktes verursacht worden sind. Die Haftung ist verschuldensunabhängig, aber eben an das Vorliegen eines Fehlers des Produkts geknüpft.⁸⁸ Dabei ist nach § 3 ProdHG ein Produkt fehlerhaft,

„wenn es nicht die Sicherheit bietet, die unter Berücksichtigung aller Umstände, insbesondere

- a) seiner Darbietung,
- b) des Gebrauchs, mit dem billigerweise gerechnet werden kann,
- c) des Zeitpunkts, in dem es in Verkehr gebracht wurde, berechtigterweise erwartet werden kann.“

Damit räumt das Gesetz sowohl dem Nutzer (Sicherheit des Produkts, mit der berechtigterweise gerechnet werden kann) als auch dem Hersteller (Gebrauch des Produkts, mit dem billigerweise gerechnet werden kann) Sicherheitserwartungen ein.⁸⁹

⁸⁶ Vgl. GESAMTVERBAND DER DEUTSCHEN VERSICHERUNGSWIRTSCHAFT (gdv) (1997) (Internet-Information).

⁸⁷ Vgl. Abschnitt 4.3.5 und den dort angegebenen Hinweis auf HULST/KLINGE-VAN ROOIJ (1994), S. 117f.

⁸⁸ Darin kann ein Unterschied zum UmweltHG gesehen werden, nach dem ein Anlageninhaber unabhängig vom Vorliegen eines Fehlers seiner Anlage für Schäden haftet, die von der Anlage verursacht wurden.

⁸⁹ Vgl. SCHMIDT-SALZER (1996), S. 61f.

Der Hersteller eines Produktes hat also dafür zu sorgen, daß die von ihm in Verkehr gebrachten Produkte die Sicherheitsstandards erfüllen, die das Vorliegen eines Fehlers ausschließen, und haftet in diesem Falle nicht. Hingegen haftet er für einen bei der Produktion entstandenen Fehler seines Produktes, der eingetreten ist, auch wenn er alles Erforderliche zur Vermeidung solcher Fehler (z.B. Qualitätstests u.ä.) unternommen hat und ihm damit kein Verschulden des Fehlers vorzuwerfen ist. Von der Haftung ausgeschlossen sind allerdings (anders als bei der Umwelthaftung) sogenannte Entwicklungsrisiken, d.h. der Hersteller haftet nach § 1 Abs. 2 Nr. 5 ProdHG nicht für einen Fehler seines Produktes, der „nach dem Stand der Wissenschaft und Technik in dem Zeitpunkt, in dem der Hersteller das Produkt in Verkehr brachte, nicht erkannt werden konnte“.

Um dem stark arbeitsteiligen Charakter der heutigen Produktion zu entsprechen, gilt die Haftung sinngemäß auch für die Herstellung von Teilprodukten (§§ 2, 4 ProdHG). Als Hersteller gilt auch, wer ein Produkt zum Zweck des Verkaufs, der Vermietung o.ä. mit wirtschaftlichem Zweck in die EU einführt. Bei Verursachung des Schadens durch mehrere Hersteller haften sie gesamtschuldnerisch (§ 5 ProdHG). Haftungsmindernd wirkt ein Verschulden des Geschädigten beim Entstehen des Schadens (§ 6 ProdHG). Die Haftung ist bei Personenschäden durch ein Produkt oder gleiche Produkte mit demselben Fehler auf 160 Mio. DM beschränkt (§ 10 ProdHG). Das Gesetz regelt ferner den Umfang der Ersatzpflicht bei Tötung und Körperverletzung und sieht eine Selbstbeteiligung bei Sachschäden sowie Verjährungsfristen für Ersatzansprüche vor.

Ergänzt wird das ProdHG durch das sogenannte **Produktsicherheitsgesetz** (ProdSG) von 1997, das ebenfalls als Umsetzung einer EU-Richtlinie über die allgemeine Produktsicherheit (aus dem Jahre 1992) zustandekam. Neben der Verpflichtung von Herstellern und Händlern, nur sichere Produkte in Verkehr zu bringen, räumt das Gesetz den zuständigen Behörden das Recht ein zu verbieten, daß ein unsicheres Produkt in Verkehr gebracht wird (§ 7 ProdSG), bei drohender Gefahr Maßnahmen zur Warnung der Öffentlichkeit vorzunehmen und die Öffentlichkeit selbst zu warnen (§ 8 ProdSG), den Rückruf unsicherer Produkte und unter gewissen Bedingungen deren Vernichtung anzuordnen (§ 9 ProdSG), entsprechende Auskünfte einzuholen und Produktionsstätten zu besichtigen, Proben zu nehmen und Produkte zu prüfen (§ 11 ProdSG).

Das ProdHG zielt in erster Linie auf die Kompensation von Schäden aus dem Gebrauch von fehlerhaften Produkten und erzeugt durch die Haftung des Herstellers Anreize zu erhöhten Sorgfaltsanstrengungen bei der Herstellung, weil der Hersteller die dafür anfallenden Kosten zu tragen hat. Es ist daher verursachergemäß. Zu kritisieren ist, daß es nur die Kompensation von Personen- und Sachschäden und damit nur den Schutz persönlicher Rechtsgüter vorsieht. Nicht ersetzt werden Vermögensschäden, also Schäden, die keine Personen- oder Sachschäden sind und von einem Produkt verursacht werden, z.B. Öko-Schäden bzw. Verschlechterungen der Qualität von Umweltbereichen. Zu kritisieren sind ferner die festgelegten Verjährungsfristen, die angesichts von Fällen langer Expositionszeiten und erst spät auftretender

Krankheitssymptome⁹⁰ als deutlich zu kurz anzusehen sind. Das ProdHG erfaßt ferner nicht Schäden und Umweltbeeinträchtigungen, die durch ein Produkt *nach* seiner Gebrauchsphase, also als Abfall entstehen. Insofern ist die durch das ProdHG dem Hersteller übertragene Produktverantwortung nur bruchstückhaft und bedarf einer Ergänzung für die Entsorgungsphase bzw. für die Phase der Wiedereingliederung des Produkts oder seiner Bestandteile in die Produktion (z.B. durch Reduktions- bzw. Recyclingmaßnahmen; s. Kap. 6).

Der Gesetzgeber versucht (mit noch nicht ganz klarem Erfolg), dies durch flankierende Instrumente wie das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) zu erreichen. Zwar wird im KrW-/AbfG dem Hersteller, Be- und Verarbeiter und Vertreiber eines Produktes eine umfassende Verantwortung für sein Produkt auferlegt, die explizit auch die Verantwortung für die Phase nach Herstellung und Gebrauch des Produktes, d.h. für die Entsorgungsphase einschließt (s. § 22 KrW-/AbfG). Tatsächlich bleibt es aber auch durch den Aufbau einer (dualen) Entsorgungs- bzw. Verwertungswirtschaft bei der bisherigen, bedenklichen Teilung der Verantwortung: Die Hersteller sind verantwortlich für die Phase der Herstellung und des Gebrauchs der Produkte; die (duale) Entsorgungswirtschaft ist verantwortlich für die Verwertung von Produkten nach ihrer Nutzungsphase. Damit ist zu befürchten, daß Produktionswirtschaft und Reduktionswirtschaft (Verwertungswirtschaft) höchstens punktuell, aber nicht umfassend aufeinander abgestimmt (integriert) arbeiten. Durch die mangelnde Rückkopplung der Produktionswirtschaft mit der Reduktionswirtschaft gehen von der letzteren keine oder nur höchst ungenügende Impulse auf die Entwicklung und Gestaltung von Produkten zum Aufbau von Kreisläufen für Produkte, Materialien und Stoffe auf einem möglichst hohen Qualitätsniveau aus. Instrumente, um dies zu ändern, sind immerhin durch §§ 23-26 des KrW-/AbfG schon vorgesehen. Im 6. Kap. wird eine Darstellung der wesentlichen Elemente einer integrierten Produktions- und Reduktionswirtschaft als Mittel zur Reduzierung von stofflichen Emissionen aus Produkten gegeben.

⁹⁰ Beispiele sind Lungenkarzinome durch Asbestbelastungen oder Hautkrebserkrankungen durch verstärkte UV-Strahlung in Folge des Abbaus der troposphärischen Ozonschicht.

5 Initiierung und Verbesserung umweltschutzorientierter Kooperationen

Die staatliche Umweltpolitik kann auf unterschiedliche Weise privaten Akteuren Anreize geben, zur Erzielung von Umweltentlastungen zu kooperieren. Diese Anreize führen bei den Akteuren zur Abwägung zwischen zu erwartenden Vor- und Nachteilen aus solchen Kooperationen, so daß sie der Gruppe der ökonomischen Instrumente der Umweltpolitik zuzuordnen sind. Gleichzeitig enthalten viele umweltschutzorientierte Kooperationen auch starke informationsbezogene Elemente, so daß ihre Initiierung und Verbesserung durch staatliche Anreize genau genommen eine Zwischenstellung einnehmen zwischen den ökonomischen und den informatorischen Instrumenten der Umweltpolitik.

Im ersten Abschnitt dieses Kapitels werden Gründe für die Notwendigkeit umweltschutzorientierter Kooperationen herausgearbeitet. Trotz der außerordentlichen Vielfalt solcher (auch schon praktisch erprobter) Kooperationen lassen sich einige allgemeine Aussagen über ihre Wirkungsweise machen, was im zweiten Abschnitt geschieht. Die Vielfalt der Kooperationsformen kann im dritten Abschnitt durch ihre Gruppierung nach verschiedenen Einordnungsschemata aber hier nur angedeutet werden; eine ausführlichere Darstellung würde den Rahmen des Gutachtens völlig sprengen. Statt dessen wird näher auf zwei spezielle Gruppen von umweltorientierten Kooperationen eingegangen, in denen der Staat eine besonders wichtige Rolle spielt und die zunehmend (in ganz unterschiedlichen Umweltschutzbereichen) eingesetzt werden: die Selbstverpflichtungen und die diskursiven Verfahren. Wegen der sehr unterschiedlichen Ausgestaltungsformen und Einsatzbereiche umweltschutzorientierter Kooperationen ist es auch nicht möglich, eine generelle Stellungnahme zu Vor- und Nachteilen der kooperativen Instrumente nach dem Schema vorzunehmen, wie es für die Instrumente der Emissionsabgaben und -zertifikate und der Umwelthaftung gewählt wurde, also anhand der Kriterien ökologische Wirksamkeit, ökonomische Effizienz, rechtliche Unbedenklichkeit, administrative Praktikabilität, politische Akzeptanz und wettbewerbspolitische Unbedenklichkeit. Vielmehr beschränken wir uns auf eine Aufstellung von Vor- und Nachteilen jeweils nur der beiden näher beschriebenen Instrumente (Selbstverpflichtungen und diskursive Verfahren).

5.1 Zur Notwendigkeit umweltschutzorientierter Kooperationen

Die Minderung von Emissionen zum Schutz der Umwelt und zur Ermöglichung einer nachhaltigen Entwicklung ist aufgrund der außerordentlich arbeitsteiligen Produktion, der Verflechtungen aller wirtschaftlichen Akteure und der jeweils großen Anzahl der von einer Umweltschutzmaßnahme Betroffenen eine komplexe Aufgabe. Ihre Bewältigung hängt davon ab, ob und in welchem Umfang es gelingt, alle wichtigen (und nicht nur die politisch-admini-

strativen) Entscheidungsträger in einer Gesellschaft zur Mitarbeit an dieser Aufgabe zu bewegen. Umweltentlastungsmaßnahmen verpuffen leicht wirkungslos oder führen lediglich zur Verlagerung von Belastungen, wenn sie punktuell angelegt sind. U.U. kann schon die Nichtberücksichtigung oder Verweigerung einer einzigen Akteursgruppe Umweltschutzmaßnahmen scheitern lassen. So kann z.B. eine Klimaschutzpolitik nur erfolgreich sein, wenn die Akteursgruppen Energieversorger, Industrie und private und staatliche Haushalte ihren Verbrauch fossiler Energieträger nennenswert einschränken, und dies nicht nur im nationalen, sondern im möglichst umfassenden internationalen Rahmen. Erreichbar ist das aber nur, wenn gleichzeitig entsprechende technische und bauliche Entwicklungen vorangetrieben, von Herstellern und Handwerk umgesetzt und von den Nutzern eingesetzt werden. Auch überschaubarere Aufgaben wie der Aufbau und Unterhalt eines Getränkemehrwegsystems, das Ressourcen schont, stoffliche Emissionen in Form von Abfällen verringert und Deponiekapazität einspart, bedarf einer sehr genau abgestimmten Kooperation zwischen Getränkeherstellern, Verpackungsindustrie, Abfüllern, Handel, Verbrauchern und (kommunalen) Verwaltungen.¹ Diese und viele weitere Beispiele zeigen, daß der Umweltschutz eine komplexe Kooperationsaufgabe ist.²

Die strukturellen Voraussetzungen für ein solches, aufeinander abgestimmtes Vorgehen im Umweltschutz sind ungünstig: Wegen des Kollektivgutcharakters der Umweltbereiche bestehen starke Anreize für praktisch alle Akteure, sie intensiv zu nutzen (mit der Folge, dadurch ihre Qualität zu verschlechtern,) und Kosten zu externalisieren, aber nur geringe Anreize, individuelle Beiträge zum Schutz der Umweltbereiche zu liefern. Auf dieses Anreizdilemma, das spieltheoretisch betrachtet häufig die Struktur eines Gefangenen-Dilemmas hat, wurde schon in der Einleitung hingewiesen. Die bisher vorgestellten ökonomischen Instrumente der Umweltpolitik (Emissionsabgaben und -zertifikate, Umwelthaftung) sind darauf ausgerichtet, das Anreizdilemma dadurch zu durchbrechen, daß der Staat den tatsächlichen oder potentiellen Emittenten direkte Anreize gibt, momentane und zukünftige, umweltschädigende Emissionen zu reduzieren. Diese Anreize initiieren ganz überwiegend jeweils *individuelle* technische Anpassungsmaßnahmen. Das Charakteristische daran ist, daß die Anpassungsmaßnahmen lediglich einzelwirtschaftlich optimiert werden. Die individuellen Spielräume, die diese Instrumente den Akteuren (insbesondere im Vergleich zu ordnungsrechtlichen Maßnahmen) lassen, gestatten ihnen zwar, z.T. erhebliche Kosteneinsparungen zu realisieren.³ Aufgrund der im wirtschaftlichen Bereich dominierenden Konkurrenzbeziehungen werden damit aber systematisch technische und organisatorische Lösungsmöglichkeiten übersehen oder vernachlässigt, die gerade wegen des arbeitsteiligen Charakters der Produktion nur unternehmensübergreifend durch Kooperation zwischen verschiedenen wirtschaftlichen Akteuren durch *Nutzung ihres synergistischen Potentials* zustandekommen

¹ Vgl. STEHLING (1992), S. 14.

² Vgl. STEHLING (1997).

³ Das dabei erreichte gesamtwirtschaftliche (Umweltschutz-)Kostenminimum (statische ökonomische Effizienz) ist ein nicht-kooperatives (und damit relatives) Minimum, das unter der Voraussetzung rechtlicher und wirtschaftlicher Unabhängigkeit der Akteure (Emittenten) erreichbar ist. Kooperationen, die zu veränderten Unternehmensorganisationen und Produktionsstrukturen führen, eröffnen die Möglichkeit weiterer Kosteneinsparungen; s. Abschnitt 5.2.

können. Durch die staatliche Initiierung von umweltschutzorientierten Kooperationen soll dieses Potential erschlossen werden.

Eine weitere Notwendigkeit von umweltschutzorientierten Kooperationen ergibt sich aus dem gesellschaftlichen Bedürfnis, die zahlreichen *Konflikte zwischen konkurrierenden Nutzern von Umweltbereichen zu vermeiden oder zu entschärfen*. Konkurrieren können dabei

- Unternehmen untereinander, z.B. die Hersteller von Kraftfahrzeugen um einen Schadstoffausstoß oder Ressourcenverbrauch der von ihnen hergestellten PKW („Flottenverbrauch“), der ihnen insgesamt zugestanden wird, bzw. um eine Gesamtreduktion des Schadstoffausstoßes oder Ressourcenverbrauchs, der ihnen insgesamt innerhalb eines bestimmten Zeitraums abverlangt wird (Konflikte zwischen verschiedenen produktiven Nutzungen);
- Unternehmen und nicht-gewerbliche Interessenvertreter, wie z.B. Umweltschutzverbände (Konflikte zwischen produktiven und konsumtiven Nutzungen);
- Vertreter unterschiedlicher nicht-gewerblicher Interessen untereinander, z.B. Automobilclubs, Sportvereine, Anwohner und Umweltschutzverbände um die Nutzung bestimmter Flächen (Konflikte zwischen verschiedenen konsumtiven Nutzungen);
- verschiedene (Zuständigkeits-)Bereiche der staatlichen Administration untereinander; so verfolgen i.d.R. die für den Verkehr, die Landschafts- oder die Wirtschaftsentwicklung zuständigen Ressorts unterschiedliche Interessen;
- verschiedene Bereiche der staatlichen Administration und gewerbliche bzw. nicht-gewerbliche Interessenvertreter.

Für die Entstehung und Verschärfung dieser Konflikte werden folgende strukturellen und motivationalen Faktoren verantwortlich gemacht:⁴ die ungerechte Verteilung von Risiken und Vorteilen insbesondere aus großtechnischen Nutzungen der Umweltbereiche und unterschiedliche Möglichkeiten, sich den Risiken zu entziehen; Dissense zwischen Experten, die durch unterschiedliche Bewertungen von Sachverhalten entstehen; unterschiedliche Risikobewertung zwischen Experten und Bevölkerung; Vereinnahmung der Lebenswelt durch Bürokratie und Technik; Widerstand gegen Entscheidungsverfahren, an denen nicht mitgewirkt werden konnte.

Die bisher ganz überwiegend einseitig-hierarchische Haltung des politisch-administrativen Systems, die ihren Niederschlag vor allem in der auch heute noch stark dominierenden ordnungsrechtlich geprägten Umweltpolitik findet, hat die konkurrierenden Nutzungsinteressen lange Zeit bei Entscheidungen nicht ausreichend berücksichtigt bzw. sie nicht ausreichend an Entscheidungsprozessen teilhaben lassen, obwohl offensichtlich geworden ist, daß in vielen Bereichen der Umweltpolitik der Staat in wachsendem Maße auf Informationen und Kooperationsbereitschaft von vielen Einzelindividuen, gesellschaftlichen Gruppen und

⁴ Vgl. RENN/WEBLER (1994), S. 13ff.

Unternehmen angewiesen ist.⁵ In der langjährigen Vernachlässigung dieses dezentralen Informations- und Entscheidungspotentials drücken sich deutliche Steuerungsdefizite aus.⁶ Sie müssen verantwortlich gemacht werden für erhebliche Vollzugsdefizite der Umweltpolitik. Als notwendig und am meisten erfolgversprechend für den Abbau dieser Defizite angesehen werden in der jüngeren staatsrechtlichen Diskussion breit angelegte, nicht-hierarchische, verhandlungsbasierte, kommunikations- und kompromißfördernde Formen der Kooperation zwischen Staat und gesellschaftlichen Gruppen.⁷ Mit ihnen kann viel direkter und expliziter als bei anderen umweltpolitischen Instrumenten der Tatsache Rechnung getragen werden, daß der Umweltschutz eines (wenn auch lange Zeit vernachlässigtes) unter mehreren gesellschaftlichen Anliegen ist und damit Umweltschutzinteressen mit anderen Interessen konkurrieren.⁸

5.2 Allgemeine Wirkungsweise umweltschutzorientierter Kooperationen

Unter einer Kooperation soll im folgenden eine (vertraglich oder nicht-vertraglich) vereinbarte Zusammenarbeit von mindestens zwei rechtlich selbständigen Partnern verstanden werden, bei der jeder Partner einen Teil gemeinsamer Aufgaben übernimmt. Ziel der Kooperation ist das Erlangen von jeweiligen Vorteilen für alle Partner gegenüber einer Situation, in der nicht kooperiert wird. Damit ist das Zustandekommen einer Kooperation prinzipiell an die Voraussetzung geknüpft, daß es (gegenüber dem status quo) zumindest *eine* win-win-Strategie gibt, die jeden Kooperationspartner besser stellt als die status-quo-Situation.

Prinzipiell hat der Staat zwei verschiedene Möglichkeiten, Zustandekommen und Aufrechterhalten von umweltschutzorientierten Kooperationen zu fördern:

- Der Staat beteiligt sich selbst als Partner innerhalb einer Kooperation, z.B. mit anderen Staaten, mit Unternehmen, Unternehmensverbänden oder anderen Interessengruppen.
- Der Staat initiiert Kooperationen zwischen nicht-staatlichen Akteuren, z.B. zwischen verschiedenen Unternehmen(sgruppen) oder zwischen Unternehmen(sgruppen) als produktiven Umweltnutzern und nicht-gewerblichen Interessen(gruppen) als konsumtiven Umweltnutzern bzw. er fördert die Arbeit innerhalb schon bestehender Kooperationen, ohne selbst Partner zu sein.

Bringt der Staat sich selbst als Partner in Kooperationen ein, so kann er den von ihm gewünschten Partnern folgende **Anreize** zur Mitarbeit im Rahmen der Kooperation geben:

⁵ S. WEIDNER (1996), S. 11.

⁶ Vgl. RITTER (1987), JÄNICKE (1993).

⁷ Eine zusammenfassende Darstellung bietet WEIDNER (1996), S. 4-7.

⁸ Das widerspricht nicht der Tatsache, daß es in bestimmten Situationen (z.B. zur Vermeidung existentieller Bedrohungen) ratsam ist, dem Umweltschutz absoluten Vorrang zu geben gegenüber anderen Interessen.

- **Informationsmöglichkeiten:** Die Partner können sich frühzeitig informieren über Ziele und Pläne der Verwaltung oder der politischen Entscheidungsträger und anderer Kooperationspartner. Das vergrößert ihren zeitlichen Spielraum für eigene, geeignete Anpassungsmaßnahmen. Ihnen können aber auch Informationen gegeben werden über Situationen und Problemlagen in Bereichen, in die sie typischerweise keinen oder nur geringen Einblick haben, die aber für sie entscheidungsrelevant sind oder werden können.⁹
- **Anhörungs-möglichkeiten:** Die Partner können ihre eigenen Ziele, Wünsche und Absichten vortragen und damit für deren Realisierung bei den Kooperationspartnern gewissermaßen werben.
- **Mitwirkungs- bzw. Mitentscheidungsmöglichkeiten:** Den Partnern kann zugestanden werden, mitzuwirken an der Auswahl und Ausgestaltung von umweltpolitischen Maßnahmen und Maßnahmenprogrammen, aber auch bereits an der Formulierung von Leitbildern, Leitlinien und Zielen der Umweltpolitik; sie erhalten damit die Möglichkeit, die Umweltpolitik (auf der jeweilig verhandelten Verwaltungsebene, also lokal, regional, national oder international) aktiv mitzugestalten. Es kann dadurch zu einer mehr oder weniger starken Verschiebung der Kompetenzen kommen.
- **Finanzielle, personelle oder ideelle Unterstützung der Partner** bei der Mitarbeit innerhalb der Kooperation: Durch finanzielle Zuwendungen können Zusatzkosten der Partner durch die Mitarbeit ausgeglichen werden. Dies ist besonders wichtig beim Einbinden von Privatpersonen, denen keine (direkten) ökonomischen Vorteile durch die Kooperation in Aussicht stehen.

Durch seine Kontakte, partiellen Informationsvorsprünge und anderweitigen Ressourcen kann der Staat auch als Initiator von Kooperationen auftreten, ohne sich selbst als Partner einzubringen. Die von ihm gebotenen Anreize zum Eintritt in die Kooperation können bestehen in der

- **Gewährung von finanziellen, personellen oder ideellen Unterstützungen** zum Aufbau und Unterhalt der Kooperation. Die ideellen Unterstützungen können aus exklusiven Informationen, aber auch aus Auszeichnungen, wie einem umweltbezogenen Zertifikat (Öko-Label), bestehen.
- **Androhung von Maßnahmen**, wie z.B. bestimmter hoheitlicher Eingriffe, die mit deutlichen Nachteilen für Kooperationsunwillige verbunden sind (etwa die Androhung der Einführung von Pfand- und Rücknahmeverpflichtungen bei Nicht-Erreichen geforderter Mindest-Einsammlungs- und -Verwertungsquoten in der Verpackungsverordnung).¹⁰

⁹ Hierbei kann es sich z.B. handeln um Informationen über Belastungen in Umweltbereichen, Ergebnisse der Umweltforschung, technische Entwicklungen, Entwicklung verschiedener Budgets oder Positionen in den öffentlichen Haushalten (mit der Folge von Kürzung oder Ausweitung bestimmter Ausgaben).

¹⁰ Ob der Staat bereits durch die Androhung von Maßnahmen selbst zum Kooperationspartner wird oder nicht, ist reine Definitionssache und für die folgenden Überlegungen unerheblich. In aller Regel ist er nicht nur ausschließlich Initiator von Kooperationen, sondern übernimmt während der Dauer der Kooperation bestimmte Aufgaben, z.B. die der Überwachung.

Die staatliche Förderung von umweltschutzorientierten Kooperationen kann als Tauschbeziehung gesehen werden:¹¹ Durch die Gewährung der oben dargestellten Anreize, die - wie geschildert - auch im Unterlassen bestimmter Maßnahmen bestehen können, erbringt der Staat gewisse Leistungen für die Kooperationspartner. Als Gegenleistung erwartet er von ihnen ein bestimmtes Verhalten, mit dem er seine umweltpolitischen Ziele besser und schneller zu erreichen erhofft als ohne diese Kooperation.

Entsprechend der Breite ihrer Einsatzfelder ist die Palette möglicher und auch schon praktizierter, umweltorientierter Kooperationsformen reichhaltig. Viele sind noch im Experimentierstadium oder in der Erprobungsphase und gehen einher mit institutionellen Innovationen. Ihre Wirkungsweisen sind daher auch sehr spezifisch. Trotzdem lassen sich einige (intendierte) Wirkungen identifizieren, die charakteristisch für alle Formen der Kooperation sind:

- Beim gezielten Einsatz von Kooperationen als Instrumente der Umweltpolitik formuliert der Staat zunächst ein umweltpolitisches Ziel, das von den Kooperationspartnern gemeinschaftlich innerhalb einer bestimmten Zeitspanne erreicht werden soll. Dieses kann sehr präzise, z.B. genau quantitativ formuliert sein, wie die Reduktion der Emission eines Schadstoffes aus einer genau definierten Menge von Quellen innerhalb einer gewissen Zeitspanne um einen bestimmten Prozentsatz oder Betrag (Reduktionsziel).¹² Es kann aber auch sehr vage formuliert sein, so daß die Konkretisierung des Ziels selbst (neben dem Ergreifen geeigneter Maßnahmen zur Zielerreichung) eine Aufgabe im Rahmen der Kooperation ist.¹³
- Das staatliche Kooperationsangebot bewirkt zunächst bei den Kooperationskandidaten eine Abwägung zwischen den zu erwartenden Vor- und Nachteilen bzw. zwischen den zu erwartenden Kosten und Nutzen aus der Kooperation. Diese Abwägung ist naturgemäß mit erheblichen Unsicherheiten verbunden.
- Jede Kooperation ist verbunden mit einer direkten, persönlichen („face-to-face“) Kommunikation: Die Partner oder ihre Vertreter müssen sich als erstes aussprechen und einigen über die Verteilung der Aufgaben und den mit der Kooperation verbundenen Kosten und Erträgen. Insbesondere bei konkurrierenden Interessen der Partner bieten Kooperationen die Möglichkeit, Informationsasymmetrien und damit Vorurteile abzubauen, Differenzen und Gemeinsamkeiten zu ermitteln, Handlungsspielräume auszuloten und über sie zu verhandeln und Kompromißpositionen aufzufinden.¹⁴
- Das Abzielen auf Konflikteindämmung und -vermeidung macht Kooperationen zu konsensorientierten Instrumenten. Falls an der Kooperation alle von den jeweiligen Entscheidungen und Maßnahmen Betroffenen beteiligt waren, kann von einer hohen

¹¹ Vgl. HANSJÜRGENS (1994), S. 36.

¹² In dieser Beziehung ähnelt die Kooperation als Instrument der staatlichen Umweltpolitik sehr dem Instrument der Emissionszertifikate.

¹³ Von dieser Art sind häufig die im Rahmen von Lokalen Agenda-Prozessen oder ähnlichen Initiativen formulierten Ziele; s. zu flächenbezogenen Zielen z.B. DEUTSCHER STÄDTETAG (1995), S. 25f.

¹⁴ Vgl. WEIDNER (1996), S. 7.

Akzeptanz und daher einer leichteren Durchsetzbarkeit der Kooperationsergebnisse ausgegangen werden. Die Gefahr von Vollzugsdefiziten wird so wesentlich reduziert.

- Tendenziell entlasten Kooperationen politische Entscheidungsträger und Administration: Durch Partizipation wird die Aufgabe, nach geeigneten Wegen (Maßnahmen) zur Lösung von Umweltproblemen wie der Emissionsminderung zu suchen, zumindest partiell nicht-staatlichen Akteuren übertragen. Aufwendige, langwierige Gesetzgebungsverfahren können dadurch vermieden, Genehmigungsverfahren abgekürzt werden.¹⁵ Die Bereitschaft privater Akteure, sich an solchen Findungsprozessen zu beteiligen, wird allerdings wesentlich davon abhängen, ob die Lösungen auch umgesetzt werden: Bei bestimmten Kooperationen (wie den diskursiven Verhandlungen) bedarf es meist noch der Zustimmung der politischen Entscheidungsträger, die nicht garantiert ist.
- Durch Kooperationen vergrößert sich aufgrund der Bündelung von finanziellen und personellen Mitteln und gegebenenfalls von Kapitalgütern die Menge von Lösungen für bestimmte Umweltprobleme.¹⁶ Durch Nutzung vieler, nur dezentral vorliegender Informationen und Kenntnisse kann auch die Qualität der Lösungen verbessert werden.

Wie die Partner die von ihnen im Rahmen einer Kooperation übernommenen Aufgaben lösen bzw. Verpflichtungen erfüllen, ist ihnen - innerhalb der Rechtsordnung - vollständig freigestellt. Sie können also die dazu nötigen technischen, organisatorischen und personellen Mittel frei wählen. Unter Wettbewerbsbedingungen wird das dazu führen, daß besonders kostengünstige bzw. ökonomisch effiziente Lösungen gewählt werden. Bei einer Gesamtbeurteilung der ökonomischen Effizienz von Kooperationslösungen dürfen allerdings nicht nur die direkten Kosten der entsprechenden Maßnahmen berücksichtigt werden, sondern es sind auch die Transaktionskosten der Kooperation mit einzubeziehen, also die Kosten für die Organisation der Kooperation, für die Verhandlungen, für die Kontrolle der Partner auf kooperationsgemäßes Verhalten usw.; diese können durchaus beträchtlich sein und nehmen tendenziell mit der Anzahl der Teilnehmer zu.

Insbesondere der Kontrolle kommt bei Kooperationen eine wichtige Rolle zu: Da die Aktionen der Teilnehmer einer Kooperation häufig nicht direkt beobachtbar sind, birgt eine Kooperation immer die Gefahr, daß sich einzelne Teilnehmer nicht an die Absprachen der Kooperation halten, d.h. ihren Teil der Aufgaben nicht erfüllen, um dadurch Kosten zu sparen, aber gleichzeitig an den Vorteilen der Kooperation partizipieren (Trittbrettfahrerproblematik). Dies muß durch Kontrollen, glaubwürdige Androhung von Sanktionen und gegebenenfalls deren Vollzug verhindert werden. Markantes Beispiel für dieses Problem ist das Duale System Deutschland (DSD), das erheblich mit Unternehmen zu kämpfen hat, deren Verpackungen vom DSD eingesammelt werden, die sich aber nicht an der Finanzierung des DSD

¹⁵ Dies ist das Ergebnis der Studie „Bürgerrechte im Umweltschutz - Impulse für ein Konzept zur Stärkung der Beteiligungsrechte im Umweltverfahren“ des ÖKO-INSTITUTS Freiburg, s. GEBERS et al. (1996).

¹⁶ Ein Beispiel für eine Kooperationsart, die ganz neue Lösungsmöglichkeiten vor allem im Energiesektor eröffnet hat, ist das Least-Cost-Planning (LCP) und Contracting, s. z.B. ÖKO-INSTITUT (1991), HOECKER/FAHL (1993), LEPRICH (1994), RENTZ/WIETSCHEL/SCHÖTTLE/FICHTNER (1997).

beteiligen;¹⁷ verschiedene am DSD beteiligte Unternehmen haben daraufhin angedroht, aus dem DSD auszuscheiden.¹⁸

Erfolgreiche Kooperationen bieten gleichzeitig die Möglichkeit, ein weitergehendes Vertrauen zwischen den Partnern aufzubauen; es werden damit günstige psychologische Voraussetzungen auch zum Überwinden des allgemeinen Anreizdilemmas der Umweltpolitik und von anderen Konfliktarten innerhalb der Gesellschaft geschaffen.

5.3 Formen umweltorientierter Kooperationen

Wegen der außerordentlichen Vielfalt umweltschutzorientierter Kooperationsformen kann hier keine auch nur ansatzweise vollständige Darstellung gegeben werden; selbst einschlägig mit dieser Thematik befaßte Arbeiten¹⁹ behandeln durchwegs nur jeweils einen Teil der Kooperationsformen. Wir beschränken uns darauf, einen Überblick über die wichtigsten Formen zu geben, und befassen uns exemplarisch etwas ausführlicher mit zwei ausgewählten Beispielen, den Selbstverpflichtungen und den diskursiven Verfahren, bei denen der Staat jeweils eine wichtige Rolle spielt und die von zunehmender Bedeutung im Rahmen der Umweltpolitik sind.

5.3.1 Typologien umweltorientierter Kooperationen

Die große Palette der umweltschutzorientierten Kooperationen läßt sich nach unterschiedlichen Kriterien ordnen:

Nach *Art der Kooperationspartner* lassen sich grob unterscheiden:²⁰

- *Kooperationen zwischen Staat und Umweltschutzorganisationen*: Vergabe von Gutachteraufträgen, Beratung von Verwaltungen, gemeinsame Erarbeitung von Strategien zur Umweltaufklärung und -erziehung, entgeltliche Durchführung von Naturschutzprojekten, gemeinsame Veranstaltung von umweltschutzbezogenen Tagungen und öffentlichen Veranstaltungen, Finanzierung von Forschungsinstituten.
- *Kooperationen zwischen Staat und Wirtschaft*: sogenannte freiwillige Selbstverpflichtungen von Wirtschaftsverbänden („Verbandslösungen“ als Absprachen zwischen Staat und Wirtschaftsverbänden), Forschungs- und Entwicklungsaufträge, Zusammenarbeit bei der Normgestaltung und Normdurchsetzung, staatliche Vergabe bzw. Überwachung von

¹⁷ Vgl. HANSJÜRGENS (1994), S. 38.

¹⁸ Durch Neuregelungen wurde dieses Problem beim DSD entschärft.

¹⁹ Z.B. OIKOS (Hrsg.) (1994), KÖLLE (1995), ESSER/JAKUSCH/LANG/MONSTADT/PETERMANN/SCHMUTTERER (1995), UMWELTWIRTSCHAFTSFORUM (1995), WEIDNER/FIETKAU (1995), MEDIATOR GMBH (1996), WEIDNER (1996), RENNINGS/BROCKMANN/KOSCHEL/BERGMANN/KÜHN (1996), INSTITUT FÜR UMWELTMANAGEMENT (1997), ÖKOLOGISCHES WIRTSCHAFTEN (1997).

²⁰ Vgl. WEIDNER (1996), S. 27ff.

Öko-Labels (z.B. „Blauer Engel“, Zertifizierung nach der EU-Öko-Audit-Verordnung oder EU-Öko-Landbau-Verordnung), gemeinsame Bildung von Altlasten-Fonds.

- *Kooperationen zwischen Wirtschaft und Umweltschutzorganisationen:*²¹ Umweltsponsoring, strategische Allianzen zwischen umweltengagierten Interessenverbänden der Wirtschaft und Umweltschutzorganisationen auf nationaler oder auch internationaler Ebene.
- *Multilaterale Kooperationen zwischen Staat, Wirtschaft, Umweltorganisationen und anderen gesellschaftlichen Gruppen:* Bildung von Beratungsgremien wie Umweltbeiräten, Stiftungen, Konsultations- und Aufsichtsgremien, Beteiligung an (moderierten oder nicht moderierten) Umweltforen, Umweltdiskursen, Mediationsverfahren, Konsensuskonferenzen, Lokalen Agenda-Prozessen.
- *Kooperationen mit anderen Staaten:* Abschluß internationaler, umweltschutzbezogener Verträge und ähnlicher Vereinbarungen, Joint Implementation.
- *Kooperationen zwischen verschiedenen Unternehmen:* Zusammenarbeit im Rahmen des Stoffstrommanagements entlang einer Wertschöpfungs- oder Entsorgungskette, Zusammenarbeit von Unternehmen eines Verbands innerhalb einer freiwilligen Selbstverpflichtung (einschließlich einer verbandsinternen Vergabe von Öko-Labels).
- *Kooperation zwischen Unternehmen und Verbrauchern:* Least-Cost-Planning, Contracting.
- *Kooperation zwischen Verbrauchern:* gemeinsame Nutzung von Gebrauchsgütern, z.B. Car Sharing.

Nach dem **Tätigkeitsschwerpunkt** im Rahmen der Kooperation lassen sich unterscheiden:²²

- *Planungskooperationen,*
- *Forschungs- und Entwicklungskooperationen,*
- *Beschaffungskooperationen,* z.B. im Handel mit Produkten des Ökologischen Landbaus, Sortimentsberatung von Handelshäusern durch Umweltschutzorganisationen,
- *Nutzungskooperationen:* gemeinsame Nutzung von dem Umweltschutz dienenden Anlagen durch mehrere Nutzer, z.B. bei Kläranlagen, Abfallbehandlungs- und Energieversorgungsanlagen,
- *Vertriebskooperationen,* z.B. zwischen Herstellern und Vertreibern (Handel) von (relativ) umweltfreundlichen Produkten (Nahrungsmittel, Textilien, Holzprodukte, Reinigungsmittel usw.), Aufbau von Märkten für regionale Produkte,
- *Verbundlösungen:* Nutzung von Reststoffen (Kuppelprodukten) durch jeweils ganz andere Hersteller, z.B. über Reststoffbörsen oder im Rahmen von Unternehmens-Netzwerken,

²¹ Typischerweise sind solche Kooperationen nicht Gegenstand der staatlichen Umweltpolitik.

²² Vgl. DYLLICK (1990), S. 41.

- *Recyclingkooperationen* zur Rückführung gebrauchter Produkte oder von Produktbestandteilen in die Produktion, z.B. bei Glas-, Papier-, Metall- und Kunststoffprodukten.

Nach der *Ausrichtung der Interessen der Kooperationspartner* lassen sich unterscheiden:

- *Kooperationen bei (im wesentlichen) gleichgerichteten Interessen der Partner* zur Realisierung gemeinschaftlicher Erfolgspotentiale: a) zur Nutzung von synergistischen Effekten (z.B. Selbsthilfegruppen, Interessenverbände, Zusammenarbeit von Unternehmen innerhalb einer freiwilligen Selbstverpflichtung), b) zur Nutzung bzw. Überwindung oder Reduzierung von Marktunvollkommenheiten (z.B. Zusammenarbeit von Erzeugern und Vertreibern ökologisch orientierter Erzeugnisse, ökologisch orientierte Produktions- und Entsorgungnetzwerke),
- *Kooperationen bei (im wesentlichen) konkurrierenden Interessen* zum Interessenausgleich: z.B. umweltschutzbezogene Diskurse zwischen Vertretern unterschiedlicher Interessengruppen.

Letztlich sind die meisten umweltschutzbezogenen Kooperationen darauf angelegt, direkt oder zumindest indirekt die Emission von schädlichen Stoffen zu reduzieren. Ihr diesbezüglicher Erfolg ist aber häufig schwer zu beurteilen:

- Die Reduzierungen fallen meist dezentral an; sie werden von den Partnern nicht (immer) dokumentiert und entziehen sich so der offiziellen Erfassung.
- Viele Kooperationen sind vorsorgeorientiert und führen z.T. erst mit starker zeitlicher Verzögerung zu Entlastungseffekten. Beispiele hierfür sind die aus Verhandlungen und diskursiven Verfahren hervorgehenden Maßnahmen im Rahmen von Lokalen Agenda-Prozessen oder Maßnahmen, die auf die größere Umweltfreundlichkeit von Produkten abzielen (Beschaffungs- und Vertriebskooperationen für umweltfreundliche Produkte).
- Verschiedene Kooperationen sind nicht direkt darauf ausgerichtet, die Emission von Schadstoffen zu reduzieren (z.B. die gemeinschaftliche Nutzung von Gebrauchsgütern und der Aufbau von Märkten für regionale Produkte); diese Wirkung stellt sich gewissermaßen als gewünschter Begleiteffekt ein, der aber selten dokumentiert wird.

Hieraus droht die Gefahr, daß die Maßnahmen zu Aufbau und Stützung von umweltschutzorientierten Kooperationen in ihrer mittel- und langfristigen Emissionsminderungswirkung systematisch unterschätzt werden gerade gegenüber direkt schadstoffbezogenen Instrumenten wie Emissionsauflagen (z.B. in Form von Emissionsgrenzwerten), Emissionsabgaben und -zertifikaten.

5.3.2 Selbstverpflichtungen

Selbstverpflichtungen sind ein relativ neues umweltpolitisches Instrument, das mit steigender Tendenz seit den 70er Jahren in Deutschland insgesamt ca. 80 mal eingesetzt worden ist.²³ Nach dem Bereich, auf den sich die Selbstverpflichtung bezieht, lassen sich unterscheiden:²⁴

- Verpflichtungen zum Verzicht auf den Einsatz bestimmter Stoffe oder die Herstellung bestimmter Produkte
- Verpflichtungen zur Reduktion von Schadstoffemissionen (einschließlich Abfällen), Ressourcenverbräuchen, Inputs
- Rücknahmeverpflichtungen
- Verwertungsverpflichtungen
- Kennzeichnungsverpflichtungen
- Verpflichtungen zum Ergreifen von bestimmten Sicherheitsmaßnahmen (Risikoreduktionsverpflichtungen)
- Kontroll- und Informationsverpflichtungen

Hinsichtlich der Reduzierung stofflicher Emissionen sind neben der zweiten der oben angegebenen Gruppen von besonderem Interesse auch die Rücknahme- und Verwertungs-selbstverpflichtungen, weil sie längerfristig der Ausschleusung von Stoffströmen aus der ökonomischen Sphäre und damit der Entstehung von Abfallmengen entgegenwirken und dadurch einen erheblichen Beitrag zur Emissionminderung leisten können.

Zu unterscheiden sind unechte freiwillige Selbstverpflichtungen als zweiseitige Abmachung zwischen einer Umweltbehörde und einem Wirtschaftsverband und echte freiwillige Selbstverpflichtungen als einseitige Zusagen eines Wirtschaftsverbands für seine Mitglieder und damit als Kooperationsart zwischen den Unternehmen dieses Verbands.

Unechte freiwillige Selbstverpflichtungen (UFSV) stellen Vereinbarungen dar zwischen dem Staat als Vertreter gesellschaftlicher Interessen (vertreten meist durch eine Umweltbehörde) und Teilen der Wirtschaft (vertreten meist durch einen Wirtschaftsverband), die in der Regel aber rechtlich unverbindlich sind. Darin verpflichtet sich die Wirtschaft, innerhalb eines gewissen Zeitraums ein bestimmtes umweltbezogenes Ziel zu erreichen, und zwar mit Maßnahmen, deren Auswahl die Wirtschaft autonom (unter Beachtung der gesetzlichen Rahmenbedingungen) treffen kann. Damit erhält der Verband die Möglichkeit, die Laufzeit der Selbstverpflichtung in optimaler Weise für Anpassungsmaßnahmen (auf das Umweltziel hin) zu nutzen und das Umweltziel mit den für seine Mitglieder insgesamt kostengünstigsten Verfahren zu erreichen. Im Gegenzug verpflichtet sich der Staat, in der Zwischenzeit das umweltbezogene Ziel nicht mit anderen Maßnahmen durchzusetzen. Typischerweise steht hinter dem Zustandekommen einer UFSV eine mehr oder weniger deutlich ausgesprochene Drohung des Staates, zum Erreichen des Umweltziels ordnungsrechtliche Instrumente einzusetzen, etwa in Form der Einführung oder Verschärfung von Grenzwerten oder dem

²³ Vgl. WICKE (1997), S. 3.

²⁴ Vgl. UBA (1996), S. 1f., und WICKE (1997), S. 3.

Erlaß von entsprechenden Verordnungen (z.B. mit Rücknahme- oder Pfandpflichten), die die Handlungsspielräume der Wirtschaft stark einengen und dadurch für sie erheblich kostspieliger wären.²⁵ Die angedrohten Maßnahmen hätten allerdings auch für die Behörde, den Staat und die Gesellschaft insofern Nachteile, als ihre Durchführung normalerweise mit einem erheblichen Aufwand für Vertreter des Staates (etwa durch ein meist langwieriges Gesetz- oder Verordnungsgebungsverfahren) verbunden und die ökologische Sicherheit der Maßnahmen durch Informationsdefizite der Behörde und größere Vollzugsdefizite geringer wäre.

Mit dieser Kurzbeschreibung deuten sich schon Chancen und Risiken der UFSV an.

Als **Vorteile bzw. Chancen der UFSV** können genannt werden:²⁶

- Die Wirtschaft erhält größtmögliche Freiheiten zur Wahl des Weges, auf dem sie das Umweltziel erreichen muß, und kann den für sie insgesamt kostengünstigsten realisieren.
- Innerhalb der Laufzeit der Selbstverpflichtung muß sie keine Verschärfung in der (diesbezüglichen) staatlichen Umweltpolitik befürchten und hat dadurch Planungssicherheit.
- Beim Aushandeln der Selbstverpflichtungen können bestehende, beidseitige Verhandlungsspielräume genutzt werden, um zu einer raschen Vereinbarung zu kommen. Dadurch können u.U. schneller (als über Gesetzgebungs- und Verordnungserlaßverfahren) und unkompliziert Umweltentlastungen erreicht werden. Die Umweltbehörde kann damit schnell (Teil-)Erfolge in der Umweltpolitik vorweisen, die Unternehmen verbessern ihr umweltbezogenes Image und schaffen größere Akzeptanz für ihre Produktionsverfahren und Produkte.
- Bei gegenseitigem Einverständnis kann die Selbstverpflichtung problemlos an neue Gegebenheiten oder Entwicklungen angepaßt werden.
- Die staatliche Administration wird durch den deregulierenden Charakter der Selbstverpflichtungen entlastet. Dies gilt im besonderen Maße dann, wenn der Nachweis der Einhaltung der Zusagen vom sich verpflichtenden Verband zu erbringen ist.

Die **Risiken der UFSV** sind in folgendem zu sehen:²⁷

- Je nach Verhandlungsstärke und Verhandlungsgeschick der Umweltbehörde kann die beim Wirtschaftsverband erreichte Selbstverpflichtung vom eigentlichen Umweltziel der Umweltbehörde mehr oder weniger stark abweichen.²⁸ Bei nicht vollständig klarem Inhalt der Selbstverpflichtung entstehen später Interpretationsspielräume bzgl. der Einhaltung der Vereinbarung.

²⁵ Diese Drohung und der damit deutlich werdende Tauschcharakter motiviert die Bezeichnung „unechte freiwillige Selbstverpflichtung“ für diese Kooperationsformen und hebt sie ab von den ohne solche Drohungen zustandekommenden, echten freiwilligen Selbstverpflichtungen; vgl. auch BREIER (1997), S. 132.

²⁶ Vgl. hierzu auch WICKE (1997), S. 6ff., CLAUSEN/BROKMANN/SHELLENBERGER (1995), S. 8.

²⁷ Vgl. hierzu auch KRISTOF/RAMESOHL/SCHMUTZLER (1997), S. 5ff.

²⁸ Allerdings kann davon ausgegangen werden, daß auch ein entsprechendes Gesetzgebungs- oder Verordnungserlaßverfahren immer Kompromißlösungen hervorbringt.

- Werden schon die Absichtserklärungen, die UFSV am Anfang darstellen, als realisierter Erfolg angesehen, dann entzieht sich das Nicht-Einhalten der Selbstverpflichtung nach mehreren Jahren u.U. dem Bewußtsein der Öffentlichkeit.
- Da die UFSV üblicherweise nicht rechtlich verbindlich sind, besteht keine Garantie für die Erfüllung der gemachten Zusagen; Sanktionsmöglichkeiten bestehen normalerweise nicht. Die Erfahrungen mit dem Erfolg von Selbstverpflichtungen sind durchaus gemischt: Es gab in den letzten Jahren sowohl Beispiele für eingehaltene, wie für nicht eingehaltene Selbstverpflichtungen.²⁹
- Werden die Vereinbarungen aus der Selbstverpflichtung nicht eingehalten, so ist wertvolle Zeit verstrichen und das Umweltziel kann (über dann zu ergreifende Maßnahmen) nur mit größerer Zeitverzögerung erreicht werden.
- Die Selbstverpflichtung muß von den Mitgliedern des Verbands umgesetzt werden. Um ökonomische Effizienz zu erzielen, müßte der Verband dafür sorgen, daß entsprechende Maßnahmen dort ergriffen werden, wo sie am kostengünstigsten sind. Hierfür stehen dem Verband grundsätzlich keine anderen Instrumente zur Verfügung als dem Staat.³⁰ Außerdem besteht die Gefahr, daß einzelne Verbandsmitglieder den ihnen auferlegten Verpflichtungen nicht nachkommen und sich damit als Trittbrettfahrer verhalten. Dies kann zu einem generellen Abbröckeln des verpflichtungskonformen Verhaltens innerhalb des Verbands führen und den Erfolg der Selbstverpflichtung ernsthaft gefährden.
- Es besteht die Gefahr von Verstößen gegen das Gesetz gegen Wettbewerbsbeschränkungen (GWB) und gegen das Verbot von wettbewerbsbehindernden Vereinbarungen (Art. 85 EG-Vertrag).

Die Gefahr, daß mit der Aushandlung von Selbstverpflichtungen eine Umgehung demokratischer Entscheidungskompetenzen (nämlich des Parlaments als Gesetzgebungsorgan) einhergeht, ist dagegen als relativ gering einzustufen. Gesetzgeberische Entscheidungen sind nur geboten, falls Regelungen getroffen werden, die wesentlich sind für die Grundrechtsverwirklichung. Selbst wenn Grundrechtsbeschränkungen mit einer Selbstverpflichtung vereinbart würden, gäbe es keinen gesetzlichen Regelungsbedarf, wenn die betroffenen Partner einhellig diesen Einschränkungen zustimmen. Auch ein Vorwurf der Verletzung grundrechtlicher Schutzpflichten durch das Unterlassen entsprechender Gesetzesinitiativen wird im Zeichen zahlreicher Aktivitäten von Parlament und Regierung in den verschiedensten Feldern der Umweltpolitik nur schwer aufrecht zu erhalten sein.³¹

Bei *echten freiwilligen Selbstverpflichtungen* (EFSV) handelt es sich um einseitige Vereinbarungen eines Verbands bzw. der Mitglieder eines Verbands, mit denen sie sich zum Erreichen eines bestimmten Umweltziels (innerhalb einer gewissen Zeit, u.U. aber auch auf Dauer) verpflichten. Da der größte Teil des für die UFSV Gesagten auch für die echten

²⁹ Vgl. BREIER (1997), S. 132f. Sehr kritisch werden die Selbstverpflichtungen der Industrie gesehen von CLAUSEN/BROKMANN/SHELLENBERGER (1995) und KRISTOF/RAMESOHL/SCHMUTZLER (1997).

³⁰ S. SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (1996), Tz. 165.

³¹ Vgl. BREIER (1997), S. 139.

freiwilligen Selbstverpflichtungen zutrifft³² und der Staat nur in ganz bestimmten Fällen (wie im Falle der EU-Öko-Audit-Verordnung und bei der anderweitigen Vergabe von Öko-Labels) gestalterischen Einfluß hat und Anreize setzen kann, wird auf sie hier nicht gesondert eingegangen.

Eine generelle Bewertung von Selbstverpflichtungen kann wegen der zahlreichen Ausgestaltungs- und Einsatzmöglichkeiten nicht gegeben werden. Sie muß für den jeweiligen konkreten Fall vorgenommen werden und sich dabei an den folgenden Erfolgsvoraussetzungen orientieren:³³

- Die Vereinbarungen müssen allgemein zugänglich publiziert und rechtlich verbindlich sein.
- Sie sollen innerhalb eines klar umrissenen Zeitintervalls einen angemessenen, klar quantifizierbaren Beitrag zum Umweltschutz bzw. zur nachhaltigen Entwicklung liefern und über bisherige Maßnahmen deutlich hinausgehen.
- Es sollten Zwischenziele vereinbart werden. Der Stand der Umsetzung sollte durch unabhängige Institutionen regelmäßig überprüft und veröffentlicht werden.
- Für den Fall des Nicht-Einhaltens der Zielvereinbarung sollten wirksame Sanktionen vorgesehen werden, die hinreichende Anreize zum Einhalten der Selbstverpflichtung geben.
- Es sollten regelmäßige, von Unabhängigen vorzunehmende Kontrollen während der Laufzeit stattfinden, mit denen überwacht wird, daß der Verband sich auch wirklich in Richtung auf die Selbstverpflichtung hinbewegt.

Es ist offensichtlich, daß die meisten der bisher vereinbarten Selbstverpflichtungen, insbesondere die UFSV, nur teilweise diesen Anforderungen genügen. Z.T. werden sie deswegen stark kritisiert.³⁴ Auch der Sachverständigenrat ist skeptisch und empfiehlt einen äußerst selektiven und befristeten Einsatz dieses Instruments.³⁵ Natürlich münden Selbstverpflichtungen, die die oben genannten Voraussetzungen nicht (alle) erfüllen, nicht generell in Mißerfolgen; die

³² In noch schärferer Weise als bei den UFSV stellt sich bei den EFSV durch das Fehlen des unabhängigen Kooperationspartners Staat das Problem der Intransparenz, der Unverbindlichkeit und der Kontrolle der Einhaltung der Zusagen. So sind (zumindest) für den Verbraucher die zahlreichen umweltschutzbezogenen Selbstverpflichtungen von Gruppen von Textilherstellern, die sich in zahlreichen umweltbezogenen Kennzeichnungen widerspiegeln, undurchsichtig und kaum kontrollierbar; vgl. HABERER (1996), S. 378ff. Damit soll aber keineswegs behauptet werden, daß es nicht eine ganze Reihe von EFSV gibt, die - dank verlässlicher Kontrollen und einer ethisch motivierten Selbstbindung - wichtige Umweltentlastungsbeiträge liefern.

³³ Vgl. SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (1996), Tz. 168, BREIER (1997), S. 133ff., WICKE (1997), S. 9ff., sowie ENGELFRIED/FUCHSLOCH (1997), KRISTOF/RAMESOHL/SCHMUTZLER (1997), die jeweils ausführlichere Anforderungskataloge formulieren; zu Mindestkriterien für klimaschutzbezogene Selbstverpflichtungen s. KRISTOF/RAMESOHL/SCHMUTZLER (1997), S. 23.

³⁴ S. z.B. die detaillierte Kritik von KRISTOF/RAMESOHL/SCHMUTZLER (1997) an den Selbstverpflichtungen der deutschen Wirtschaft zur Klimavorsorge, die diese wegen ihrer fehlenden Verbindlichkeit nur als „Klimaschutzserklärungen“ bezeichnen.

³⁵ Vgl. SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (1996), Tz. 167.

Mißerfolgsgefahr steigt aber mit zunehmender Abweichung von diesen, als ideal anzusehenden Erfolgsvoraussetzungen.

Es muß aber auch klar gesehen werden, daß die Aussicht, Wirtschaftsverbände zu Selbstverpflichtungen zu bewegen, umso geringer wird, je mehr formale und inhaltliche Anforderungen an diese seitens des Staates gestellt werden. Insofern muß auch hier die Umweltbehörde sorgsam abwägen zwischen den Risiken nicht sehr weitgehender oder des Nicht-Einhaltens u.U. vager, unverbindlicher Zusagen einerseits und dem Nicht-Zustandekommen von weitergehenden, sehr konkreten, verbindlichen Selbstverpflichtungen. Das Ergebnis dieser Abwägung ist immerhin auch abhängig von der Verhandlungsstärke und dem Verhandlungsgeschick des Staates bzw. seiner Vertreter, also in diesem Fall der Umweltbehörde, und vom Druck, den die Öffentlichkeit ausübt bzw. ausüben kann. Besonders wichtig ist, daß der Staat nicht vorschnell und leichtfertig auf das Ergreifen von wirkungsvolleren Maßnahmen verzichtet, um eine schnelle, öffentlichkeitswirksame Selbstverpflichtung zu erreichen. Diese Gefahr ist beträchtlich angesichts des Erfolgsdrucks in der Politik.

Diese Aussagen treffen übrigens in gleicher Weise auf umweltschutzbezogene *Selbstverpflichtungen zwischen verschiedenen Staaten* zu, die Ergebnis internationaler Verhandlungen sind. Durch das Fehlen jeglicher globaler Umweltschutzautorität ist die internationale Umweltschutzpolitik praktisch gänzlich auf das Zustandekommen von Selbstverpflichtungen der einzelnen Staaten oder von Staatengemeinschaften angewiesen. Ihre Dringlichkeit ist groß angesichts grenzüberschreitender, ja global verteilter und tendenziell wegen der starken Entwicklungsanstrengungen vieler Staaten weiter ansteigender Emissionen vieler Schadstoffe, deren negative Wirkungen bisher vor allem im atmosphärischen Bereich wahrgenommen werden, längerfristig gesehen aber eine ähnliche Dimension auch in den aquatischen Systemen haben werden. Gelingt es nicht, zumindest die wichtigsten (d.h. emissionsstärksten und wirtschaftlich bedeutendsten) Staaten zu umweltschutzbezogenen Selbstverpflichtungen zu bringen, so wird das auch nachteilige Auswirkungen auf die nationalen Umweltschutzmaßnahmen haben. Denn ein Scheitern solcher Abkommen wird i.a. die Bereitschaft zur Verstärkung jeweils nationaler Umweltschutzanstrengungen eher senken. Es sei hier nochmals an das Anreizdilemma der Umweltpolitik erinnert, das auf allen Ebenen wirksam ist.

Nicht zuletzt als Initiative gegen das Anreizdilemma im internationalen Maßstab versteht sich die Aufforderung in Kapitel 28 der auf der Klimakonferenz von Rio de Janeiro 1992 verabschiedeten „Agenda 21“ an die Kommunen (also vergleichsweise dezentrale Entscheidungszentren) zur Entwicklung einer „Lokalen Agenda 21“, d.h. zu einem kooperativen, konsensorientierten Prozeß des Auffindens und Umsetzens von lokalen Maßnahmen für eine nachhaltige Entwicklung, an dem die Vertreter aller Interessengruppen beteiligt werden sollen. Die dabei in vielen Fällen zum Einsatz gekommenen diskursiven Kooperationsverfahren, die aber auch allgemeiner zur Lösung von stark konflikträchtigen Situationen eingesetzt werden, sollen in Grundzügen im nächsten Unterabschnitt vorgestellt werden.

5.3.3 Diskursive Verfahren im Umweltschutz

Unter der Bezeichnung „alternative Konfliktregelungsverfahren“ sind diskursive Verfahren als Planungs- und Entscheidungsverfahren im lokalen und regionalen Bereich bei stark divergierenden Interessen entwickelt worden und zum Einsatz gekommen. Ausgeprägte Interessenkonflikte tauchen typischerweise bei der Planung von größeren konkreten (Bau-)Projekten auf, aber auch bei zukunftssträchtigen Grundsatzentscheidungen zur Flächennutzung, Verkehrspolitik, Energiepolitik und Entsorgungspolitik. Denn die meisten diesbezüglichen Planungen und Entscheidungen sind mit sehr unterschiedlichen Wohlfahrtseffekten für größere Gruppen der Bevölkerung verbunden, vgl. die in Abschnitt 5.1 genannten Konfliktgenerierungsgründe. Die entscheidenden Mängel der herkömmlichen, administrativ-hierarchischen Verfahren werden darin gesehen, „daß nicht in einem offenen Prozeß zwischen allen Beteiligten ausgelotet wird, wo die entscheidenden Probleme liegen und wie sie zu lösen sind. Die klassische Frontstellung des „Ja“ oder „Nein“, die das Verwaltungsverfahren so sehr prägt, versperrt den Blick für das Mögliche und Sinnvolle, für den Kompromiß.“³⁶

Als sinnvolles und erfolgversprechendes Planen wird heute weitgehend nicht mehr ein autoritäres Bestimmen und Durchsetzen gesehen. Planung wird als Kommunikation aufgefaßt, bestehend aus den Elementen Erkunden, Informieren, Präsentieren, Diskutieren, Moderieren, Motivieren, Koordinieren, Akzeptanz fördern, Beteiligen, um den Konsens streiten, gemeinsam nach Lösungen suchen, zum Handeln anregen.³⁷

Dieser Sichtweise versuchen die diskursiven Verfahren gerecht zu werden, indem auf die Erfüllung insbesondere der folgenden **Anforderungen** geachtet wird:³⁸

- *Angemessene Auswahl der Teilnehmer:* Es muß sichergestellt sein, daß alle Interessengruppen vertreten sind, die aus ihrem Selbstverständnis heraus durch die jeweilige Planung oder Entscheidung betroffen sind.³⁹ Im Zweifelsfall ist es besser, die Zahl der Teilnehmer zu erweitern, als eine Gruppe auszuschließen.⁴⁰

Mit dieser Forderung soll sichergestellt werden, daß jeder potentiell Betroffene die Chance hat, seine Interessen, Kenntnisse und Fähigkeiten einzubringen. Es können damit neben ökologischen auch Kriterien der Ökonomie- und Sozialverträglichkeit Berücksichtigung finden, was als eine Grundforderung für eine ausgewogene, nachhaltige Entwicklung angesehen wird. Der Einbezug einer größeren Anzahl von Teilnehmern muß nicht zu schlechteren Erfolgsaussichten führen, wie Untersuchungen aus den USA zeigen.⁴¹ Allerdings müssen bei größeren Teilnehmermengen geeignete Verfahren, wie z.B. das der Mediation (s.u.), angewendet werden.

³⁶ S. GABNER/HOLZNAGEL/LAHL (1992), S. 3.

³⁷ Vgl. SELLE (1996), S. 11.

³⁸ Vgl. RENN/WEBLER (1994), S. 40ff., mit einer Liste von Diskurs-Regeln, die sich teilweise mit den hier aufgeführten überschneidet.

³⁹ Vgl. FIETKAU (1994), S. 16.

⁴⁰ Vgl. RENN/OPPERMANN (1995), S. 274.

⁴¹ Vgl. BINGHAM (1986), S. 99ff.

- *Frühzeitigkeit der Einbindung*: Alle Teilnehmer (und nicht nur ausgewählte) sollen in einem frühen Stadium der Planung (zunächst über informatorische Maßnahmen) einbezogen werden und nicht erst zu einem Zeitpunkt, wo Vorentscheidungen (durch frühe Bindung der Administration an Zusagen gegenüber bevorzugten Teilnehmergruppen) gefallen und Änderungen, wenn überhaupt, nur noch geringfügig möglich und mit großem Aufwand verbunden sind.

Damit soll erreicht werden, daß Planung und Entscheidung auch wirklich an Wünsche, Vorstellungen und Interessen aller Teilnehmer angepaßt werden können und das Planungsverfahren nicht nur zur nachträglichen Legitimierung oder umgekehrt ausschließlich zur Abwehr bereits vollzogener Entscheidungen dient. Dasselbe Ziel hat auch die Forderung nach

- *Offenheit der Lösung*: Es muß für alle Teilnehmer die Chance bestehen, durch Einbringen der eigenen Werte, Ziele und Vorstellungen die Planung und die daraus hervorgehenden Entscheidungen mit zu beeinflussen. Das setzt voraus, daß alle Parteien bereit sind, „auf ihre präferierte Handlungsoption zugunsten einer anderen Option zu verzichten, sofern diese Option besser als alle anderen Optionen beim Wettstreit der Aussagen und beim Ausbalancieren von Interessen und Werten der beteiligten Parteien abschneidet. Die eigene Präferenz für eine Handlungsoption steht also immer zur Disposition.“⁴² Letztlich verbindet sich damit auch die Forderung nach Bereitschaft zum Lernen.⁴³

- *Fairneß*: Insbesondere soll jeder Teilnehmer im Diskurs-Verfahren die gleichen Rechte und Pflichten haben, so daß hierarchische, finanzielle und andere Unterschiede aus den Alltagsumgebungen im Verfahren keine Rolle spielen. Darüber hinaus verlangt Fairneß einen persönlichen Umgang miteinander, der gewissen Regeln genügt, auf die sich die Teilnehmer zu Beginn geeinigt haben müssen.⁴⁴

Gesichert werden muß die Herstellung gleicher Rechte und Pflichten vor allem durch informatorische Maßnahmen (zum Ausgleich der Informationsasymmetrien) und durch Verfahrensregeln, die eine Gleichstellung der Beteiligten garantieren (z.B. gleiches Stimmrecht bei Abstimmungen, Vereinbarungen über Redezeiten u.ä.).

In der Praxis kommen verschiedene diskursive Kooperationsarten zum Einsatz:

Bürgerforen haben die Aufgabe, Vorstellungen, Interessen und Wünsche der Bürger, d.h. der allgemeinen Öffentlichkeit, zu umweltrelevanten Vorhaben zu erfassen und den Entscheidungsträgern zugänglich zu machen. Dazu wird eine bestimmte Anzahl von Bürgerinnen und Bürgern durch ein Losverfahren ausgewählt, das sicherstellen soll, daß jeder die gleiche Zugangschance zum Verfahren hat und eine repräsentative Auswahl zustandekommt. Bei der speziellen Form der Planungszelle werden die ausgewählten Bürgerinnen und Bürger für eine begrenzte Zeit von ihren arbeitstäglichen Verpflichtungen vergütet freigestellt. Ihnen werden die zu einer konkreten Planungsaufgabe erforderlichen Sachinformationen durch entsprechendes Material, Hearings mit Fachleuten, Besichtigungen u.ä. vermittelt. Dann erarbeiten sie,

⁴² Vgl. RENN/WEBLER (1994), S. 42.

⁴³ Vgl. RENN/WEBLER (1994), ebenda.

assistiert von Prozeßbegleitern bzw. Moderatoren, Vorschläge, Empfehlungen und Bewertungen.⁴⁵ Diese werden am Ende als Gutachten der auftraggebenden Stelle, meist der Verwaltung oder einem politischen Entscheidungsgremium (z.B. Gemeinderat), übergeben. Damit soll eine Verbesserung der Entscheidungsgrundlage in ähnlicher Weise erreicht werden, wie es durch die Sachgutachten von Experten geschieht.⁴⁶ Die Bürger erhalten so die Funktion von Laiengutachtern. Die Entscheidungsgremien sind allerdings nicht an die Realisierung der Empfehlungen gebunden; eine engagierte, kreative Mitarbeit in Bürgerforen wird aber nur zu erreichen sein, wenn von vornherein zumindest Zusagen für die Berücksichtigung der Empfehlungen gegeben werden.

In der Praxis werden Bürgerforen heute vor allem im Zusammenhang mit der Suche von Standorten für kritisch gesehene Anlagen (z.B. Abfallbehandlungsanlagen) angewendet,⁴⁷ aber auch zur Entwicklung von konkreten, bürgerbezogenen Handlungsoptionen.⁴⁸

Verhandlungsverfahren sind in Form der *Mediation und Negotiation* relativ neue Verfahren zur Konsensfindung bei Konflikten und stellen die derzeit am häufigsten diskutierte und angewandte Alternative zur herkömmlichen Planungspraxis dar. Mediation und Negotiation unterscheiden sich im wesentlichen nur dadurch, daß bei der Mediation ein neutraler Konfliktmittler, der sogenannte Mediator, eingesetzt wird, während die Negotiation als reine Verhandlung zwischen den Interessengruppen (z.B. bei sogenannten Runden Tischen)⁴⁹ ohne einen Mediator durchgeführt wird. Der Einsatz eines Mediators ist besonders dann angebracht, wenn⁵⁰

- ein stark konfliktträchtiges Projekt verhandelt wird,
- viele Konfliktparteien und dadurch eine große Zahl von unterschiedlichen Interessen berührt sind,
- der Konflikt stark eskaliert ist, so daß die Gefahr droht, daß Entscheidungen blockiert werden,
- Machtpositionen unter den Teilnehmern ungleich verteilt sind und die Benachteiligung einer Gruppe droht,
- Verhandlungen ohne Mediator wegen fehlender Disziplin einer beteiligten Gruppe zu schwierig wären.

Ein externer Mediator entlastet zudem die Verwaltung von einer möglichen, schwierigen Doppelrolle als Vertreter eigener (oder auch fremder) Interessen und als neutraler Mittler. Seiner Auswahl müssen alle Teilnehmer zustimmen. Er soll das Vertrauen von allen besitzen,

⁴⁴ Vgl. RENN/WEBLER (1994), S. 43f.

⁴⁵ Vgl. DIENEL (1991), S. 74.

⁴⁶ Vgl. RENN (1996), S. 108.

⁴⁷ S. z.B. AKADEMIE FÜR TECHNIKFOLGENABSCHÄTZUNG (Hrsg.) (1996).

⁴⁸ Vgl. DAHLBENDER/SEYDEL (1998).

⁴⁹ Selbstverständlich können auch Runde Tische mit einem Mediator durchgeführt werden. Dann sind sie den Mediationsverfahren zuzurechnen.

⁵⁰ Vgl. PASSAVANT (1987), S. 518, MUSSEL (1996), S. 322.

die Verständigung zwischen den Teilnehmern verbessern und die Voraussetzungen für eine faire (und letztlich erfolgreiche) Verhandlungsführung schaffen. Er hat keine Entscheidungskompetenz, fällt keine Urteile oder Schiedssprüche und ist deshalb kein Schlichter. Neben der Neutralität werden als wichtigste Eigenschaften des Mediators soziale Kompetenz, Fachkompetenz, persönliche Unabhängigkeit und ein angemessener sozialer Status angesehen.⁵¹

Ein Mediationsverfahren, das im Detail der jeweiligen Problemlage angepaßt sein muß, durchläuft generell folgende Phasen, u.U. mehrfach rückgekoppelt:⁵²

- *Initiierungsphase*: Anregung des Verfahrens durch einen Initiator, Auswahl eines Mediators, Klärung der Finanzierungsfragen;
- *Vorbereitungsphase*: Erstellen einer Konfliktanalyse, Auswahl der Verhandlungsteilnehmer, Festlegung der Verhandlungsspielregeln, Aufstellen eines Zeitplans, kooperative Informationsbeschaffung;
- *Konfliktlösungssuche*: Sammlung von Ideen unter kreativitätsfördernden Bedingungen, Suche nach gemeinsamen Interessen, win-win-Situationen und konsensual lösbaren Problembereichen; Suche nach Kompromissen bei konflikthafter Teilbereichen, Informationsrückkopplung mit den repräsentierten Gruppen;
- *Entscheidungsphase*: Fixieren der Entscheidung und Verteilung der Aufgaben als Konsequenz der Entscheidung;
- *Umsetzungsphase*: Veröffentlichung des Verhandlungsergebnisses, Ausführen der Aufgaben, Überwachung der Umsetzung, Bericht über Umsetzungsschritte.

Neben den beschriebenen Verfahren sind *Mischformen* von diskursiven Verfahren entwickelt worden, bei denen jeweils verschiedene Beteiligungskonzepte angewendet werden. Beispiele hierfür sind die von SCHLUCHTER und DAHM entwickelte TRIPLEX-Methode und das von RENN und WEBLER entwickelte Verfahrensmodell für einen kooperativen Diskurs; für eine ausführliche Darstellung sei auf die Literatur verwiesen.⁵³

Als *Hauptprobleme* werden bei Mediationsverfahren gesehen:⁵⁴

- z.T. müssen geeignete Mitwirkungs- und Entscheidungsstrukturen erst geschaffen werden;
- hoher Aufwand für die Teilnehmer, u.U. auch durch Informationsüberlastung;
- Regelung der Kostenübernahme;
- ungleiche Ressourcen der Beteiligten;
- Informationsrückkopplung zu den repräsentierten Gruppen;

⁵¹ Vgl. FIETKAU (1994), S. 17f.

⁵² Vgl. FIETKAU (1994), S. 19f.

⁵³ Zum TRIPLEX-Verfahren s. SCHLUCHTER/DAHM (1996), zum Verfahrensmodell für einen kooperativen Diskurs s. RENN/WEBLER (1994), S. 45ff.

⁵⁴ Vgl. WEIDNER (1996), S. 36 und S. 39f., FIETKAU (1994), S. 7, SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (1996), Tz. 62.

- Einbindung der Verfahrensergebnisse in die politischen Entscheidungsprozesse;
- grundlegende Zielkonflikte lassen sich auch durch Mediationsverfahren nicht lösen;
- der Einbezug ökonomischer und sozialer Aspekte (neben den umweltbezogenen) wird in vielen Fällen das Konfliktpotential nicht verringern, sondern z.T. erhöhen;
- Lösungen mit vollkommener Gleichverteilung von Nutzen und Nachteilen sind oft nicht erzielbar. Um einen Interessenausgleich trotzdem zu erreichen, müßte der Einsatz geeigneter Kompensationen möglich sein, was aber häufig auf gesellschaftliche Ablehnung stößt (Odium des bloßen Abkaufens berechtigter Interessen);
- die Vorgehensweise bei Mediationsverfahren muß stark einzelfallorientiert bleiben und kann daher wenig standardisiert werden, was sie zu unberechenbaren Verfahren macht;
- es droht die Gefahr, daß Verhandlungsverfahren das Entstehen von einflußreichen Akteursnetzwerken begünstigen, die die Artikulation und Durchsetzung von Allgemeininteressen zusätzlich erschweren.

Dem stehen die folgenden (intendierten) *Vorteile* gegenüber:⁵⁵

- Informationsgewinn und dadurch Zunahme an Transparenz (auch beim Nicht-Zustandekommen eines Konsenses);
- Einbeziehung von z.T. verdrängten, sozial- und konfliktrelevanten Aspekten und Interessen;
- Herstellung bzw. Verbesserung der Kommunikation zwischen den Vertretern unterschiedlicher Interessen;
- besondere Chance des Überwindens von Kommunikations- und Mißtrauensbarrieren durch die Person des neutralen Mittlers;
- Förderung der Eigeninitiative und Mobilisierung dezentral vorliegenden Know-hows;
- gegenseitige Stimulierung von Kreativität zum Überspringen und Abbau von gegensätzlichen Interessen;
- größere Akzeptanz und damit größere Umsetzungssicherheit der im Verfahren erzielten Vorschläge und Entscheidungen.

In Abwägung der genannten Vorteile und Probleme wird dafür plädiert, alternative Verhandlungsverfahren ergänzend zu den traditionellen Verfahren einzusetzen; in dieser Rolle relativieren sich die meisten der oben angegebenen Probleme von selbst, zumal sie kaum die Chance haben dürften, zu einem dominierenden Instrument der Umweltpolitik zu werden.⁵⁶ Da auch die bisherigen Erfahrungen mit diesen Verfahren keine gravierenden Nachteile mit sich gebracht haben, sollte gerade unter dem Gesichtspunkt der Verbesserung der Informationslage und der innergesellschaftlichen Kommunikation ihr konfliktdämpfendes Potential

⁵⁵ Vgl. WEIDNER (1996), S. 38, FIETKAU (1994), S. 7.

⁵⁶ Vgl. WEIDNER (1996), S. 41.

besonders im lokalen Bereich genutzt werden. Die Chance von damit verbundenen positiven externen Effekten durch den Aufbau von mehr gegenseitigem Verständnis und Vertrauen dürfte beträchtlich sein. Sie kann allerdings nur realisiert werden, wenn die Einbindung der verschiedenen gesellschaftlichen Gruppen in Planungs- und Entscheidungsverfahren umfassend und frühzeitig erfolgt.⁵⁷ Hierzu ist erforderlich, daß insbesondere die Verwaltung und die politischen Entscheidungsträger in gewissem Umfang Machtpositionen aufgeben.

Die durch die Aufgabenstellung bedingte Konzentration dieses Kapitels auf Kooperationen, bei denen der Staat als Initiator oder Förderer wirkt, soll nicht den Blick verstellen vor der Tatsache, daß

- Kooperationen, die der Staat durch ordnungsrechtliche Maßnahmen erzwingt (und die deswegen hier nicht zu den ökonomischen Instrumenten gezählt werden) und
- Kooperationen, die (im wesentlichen) ohne Mitwirkung des Staates zwischen privaten Akteuren eingegangen und aufrechterhalten werden,

ebenfalls ein bedeutendes Potential zur Minderung stofflicher Emissionen, vor allem in Form verbrauchter Produkte, haben. Dieses Potential wird bis heute nur in bescheidenem Maße genutzt. Zur ersten Gruppe gehören z.B. staatlich verordnete Rücknahme-, Rückgabe- und Verwertungsverpflichtungen (evtl. kombiniert mit Pfandpflichten), die die Wirtschaft, Haushalte und Verwaltungen nur durch das Eingehen von vielfältigen Kooperationen erfüllen können. Der zweiten Gruppe zuzurechnen sind freiwillige Kooperationen vor allem zwischen Unternehmen, die zur Nutzung synergetischer Effekte im Rahmen des Stoffstrommanagements entlang einer Wertschöpfungs- und Entsorgungskette oder zur Nutzung bzw. Überwindung oder Reduzierung von Marktunvollkommenheiten eingegangen werden, insbesondere in Form von Entwicklungs-, Beschaffungs-, Produktions- und Vertriebsnetzwerken.⁵⁸ Sie bilden wichtige Bausteine einer integrierten Produktions- und Reduktionswirtschaft, die im folgenden, abschließenden Kapitel in Grundzügen umrissen werden soll.

⁵⁷ Vgl. SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (1996), Tz. 63, der als Grundvoraussetzung für die Verbesserung der Zusammenarbeit zwischen Verwaltung und Umweltverbänden eine solide finanzielle Grundausrüstung der Verbände sieht, deren Sicherung er offenbar dem Staat auch als wichtige staatliche Aufgabe zuschreibt (vgl. Tz. 671), ganz im Sinne des hier vertretenen Konzepts der Initiierung und Verbesserung umweltschutzorientierter Kooperationen.

⁵⁸ Die Trennung dieser freiwilligen Kooperationen von denen, die durch den Staat initiiert oder gefördert werden, ist nicht immer möglich, weil letztlich der Staat immer die direkten oder indirekten Möglichkeiten zur Initiierung oder Förderung hat, z.B. durch direkte finanzielle Zuwendungen, bestimmte steuerliche Erleichterungen oder Ansiedlungserleichterungen.

Teil B

Integrierte Produktions- und Reduktionswirtschaft

6 Stoffliche Produkte als Emissionen und das Konzept der integrierten Produktions- und Reduktionswirtschaft

Knapper werdende Deponiekapazitäten, schwer erreichbare Akzeptanz bei der Ausweisung neuer Standorte für Deponien und Abfallbehandlungsanlagen sowie drastisch gestiegene Gebühren für alle Formen der Abfallentsorgung haben allgemein deutlich werden lassen, daß stoffliche Produkte selbst, so wohlstandsfördernd sie auch in ihrer Nutzungsphase sein mögen, als potentielle Emissionen anzusehen sind, die nach der Nutzungsphase zu tatsächlichen Emissionen mit großenteils ungewünschten oder gar schädlichen Eigenschaften werden. Das vorliegende Kapitel ist speziell diesen Emissionen gewidmet, weil sie quantitativ und qualitativ sehr bedeutend sind, tatsächlich ihre Bedeutung aber weitgehend unterschätzt wird.¹ Der wesentliche Grund dafür dürfte sein, daß ihr nachteiliger Charakter den meisten Menschen erst dann deutlich bewußt wird, wenn sich die Produkte in Abfälle verwandelt haben und der Mensch sich von ihnen befreien will, die (Kauf-)Entscheidung für das gewünschte Produkt aber zu einem (viel) früheren Zeitpunkt gefällt wird, und zwar meist unter dem starken Eindruck der wünschenswerten Gebrauchseigenschaften des Produkts. Das Janusköpfige des Produkts

heutiges gewünschtes stoffliches Produkt = morgiger ungewünschter Abfall

hat da geringe Chancen, handlungsbestimmend zu sein.²

6.1 Problematik einer als Durchlaufwirtschaft konzipierten Ökonomie

Die Entwicklung von stofflichen Produkten verläuft auch heute noch ganz überwiegend nutzungs- und herstellungsorientiert: Die Auswahl der Materialien für die Produkte wird vor allem unter produktionstechnischen und kostenbezogenen Gesichtspunkten getroffen, und mit den Eigenschaften, die sie ihren Produkten geben, wollen die Hersteller den (erwarteten) Käuferwünschen entsprechen.³ Der letztlich über die Marktpreise koordinierte Abstimmungsprozeß zwischen Produkt-Herstellern und Produkt-Nutzern hat dank seiner bekannten attraktiven ökonomischen Anreiz- und Steuerungswirkungen zur Entwicklung einer sehr effizienten, hoch spezialisierten und gleichzeitig in den Wertschöpfungsketten außerordentlich

¹ S. WEIZSÄCKER/LOVINS/LOVINS (1997), S. 263; sie sprechen von „Stofflawinen, das vergessene Problem“.

² Der SACHVERSTÄNDIGENRAT weist dem Begriffspaar „Abfälle und Produkte“ eine Schlüsselrolle zu; vgl. SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (1998), Tz. 53*.

³ Freilich sind die Käuferwünsche nichts ausschließlich exogen Gegebenes, sondern sie werden bekanntlich nicht unwesentlich und gezielt von den Herstellern beeinflusst.

fein aufeinander abgestimmten Produktionswirtschaft geführt, die in der Lage ist, sehr schnell auf die Wünsche der Nutzer ihrer Produkte zu reagieren.

Durch die Fixierung des Abstimmungsprozesses auf die Herstellungs- und Nutzungsphase weist er aber eine große Schwäche auf: Von ihm gehen keinerlei Anreize aus, Produkte herzustellen, die auch nach der Nutzungsphase bestimmte wünschenswerte Eigenschaften haben. Da jedes stoffliche Produkt nach seiner Nutzungsphase nicht einfach spurlos verschwindet, sondern früher oder später zu Abfall wird und damit eine stoffliche (potentiell schädliche) Emission darstellt, können die Eigenschaften, die es nach der Nutzung hat oder in seiner jeweiligen Umgebung, der es anheim gegeben wird, entfaltet, von erheblicher Bedeutung sein, insbesondere wenn es in großen Mengen zu Abfall wird oder chemisch sehr reaktionsfreudige Stoffe enthält.

Die Verantwortung für die Produkte hat sich zu einer Drei-Teilung hin entwickelt: Der Hersteller ist verantwortlich für das Produkt während der Herstellungsphase und während der Nutzungsphase im Rahmen der Gewährleistung und Produkthaftung; der Nutzer ist für die Folgen aus der Produktnutzung verantwortlich;⁴ die Verantwortung für die Produkte nach ihrer Nutzung (sogenannte „Entsorgungsphase“) haben primär auch heute noch die öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger,⁵ die allerdings Dritte mit der Erfüllung ihrer Pflichten beauftragen können.⁶

Als Folge dieser Verantwortungsteilung haben sich die modernen Volkswirtschaften, stoffflußbezogen gesehen, zu *Durchlaufwirtschaften mit angehängter Entsorgung(swirtschaft)* entwickelt: Sie entnehmen in großem Umfang stoffliche Ressourcen aus der Natur, um damit Produkte herzustellen, deren stoffliche Bestandteile nach der Nutzungsphase zum größten Teil (behandelt oder unbehandelt) der Natur überlassen werden.⁷ Die sich daraus wegen der enormen Steigerung des Umfangs und der Vielfalt der Produktion vor allem in den Industrienationen ergebenden Probleme sind bekannt:

- großer Verzehr von natürlichen, insbesondere nicht erneuerbaren Ressourcen, mit z.T. erheblichen stofflichen Emissionen bei ihrer Gewinnung und Verarbeitung,⁸
- große Mengen von stofflichen Emissionen in Gestalt von Abfällen, die in den Umweltbereichen, denen sie überlassen werden, Schäden hervorrufen bzw. Risikopotentiale aufbauen.⁹

⁴ Für viele negative externe Effekte aus der Nutzung (Ge- und Verbrauch) von Produkten werden die Nutzer allerdings bis heute nicht verantwortlich gemacht. Mit den Instrumenten der Umweltpolitik versucht man ja gerade, wie in der Einleitung beschrieben, diesen Mißstand zu beseitigen.

⁵ S. § 15 KrW-/AbfG.

⁶ S. § 16 KrW-/AbfG.

⁷ Einen Eindruck über die Größenordnung dieser Prozesse und ihrer Steigerung zwischen 1960 und 1990 für Deutschland liefern die Materialflußrechnungen von KUHN/RADERMACHER/STAHMER (1994) und des STATISTISCHEN BUNDESAMTES (1995).

⁸ Vgl. hierzu die instruktive Abb. 4 in: SCHMIDT-BLEEK (1994), S. 22.

⁹ Vgl. die im 1. Kap. beschriebene Quellen- und Senkenfunktion der Umwelt.

6.2 Gegenstrategien

Prinzipiell sind fünf Gegenstrategien möglich:

- Auf (bestimmte) stoffliche Produkte und ihren Nutzen wird verzichtet („*Suffizienzstrategie*“, „*Verzichtstrategie*“, „*Null-Option*“).
- Auf (bestimmte) stoffliche Produkte wird teilweise verzichtet, nicht aber auf ihren Nutzen (*Strategie* „*Nutzen statt Besitzen*“, „*Gemeinsam Nutzen*“).
- (Bestimmte) stoffliche Produkte können durch technischen Fortschritt mit weniger Material (kleiner, leichter) hergestellt werden („*Verschlankeungsstrategie*“, „*Miniaturisierungsstrategie*“).
- (Bestimmte) stoffliche Produkte werden über einen verlängerten Zeitraum genutzt (*Strategie* „*Lebensdauer-Verlängerung*“).
- (Bestimmte) stoffliche Produkte bzw. ihre Bestandteile werden nach der Nutzungsphase und gegebenenfalls nach einem Aufarbeitungs- oder Zerlegungsprozeß wieder als Inputs in den Produktionsprozeß zurückgeführt („*Kreislaufstrategie*“, „*Reproduktionsstrategie*“).

Alle fünf Strategien sind wichtig, und für alle liegen praktische Umsetzungsvorschläge vor, die bereits teilweise, wenn auch in sehr unterschiedlichem Ausmaß praktiziert werden. Zur Umsetzung der Suffizienzstrategie, die über die Vermeidung von Stoffströmen zur Reduzierung von stofflichen Emissionen beiträgt und stark an eine Veränderung der Werthaltung geknüpft ist, kann der Staat durch Beiträge zur Umweltbildung und damit durch suasorische Instrumente beitragen. Seine Rolle wird hier aber eindeutig subsidiär gesehen.¹⁰ Auf diese Strategie kann in diesem Rahmen nicht näher eingegangen werden.¹¹

Die vier anderen Strategien lassen sich als *Effizienzstrategien* ansehen, weil sie darauf abzielen, die Stoff- oder Ressourcenproduktivität,¹² also das Verhältnis Nutzen pro eingesetzter Stoffeinheit (und pro Zeiteinheit), zu erhöhen. Mit dieser Definition der Stoffproduktivität wird einer modernen Auffassung des Produktbegriffes entsprochen, bei der vier Ebenen unterschieden werden:¹³

- das formale Produkt, welches das konkrete Kaufobjekt in seiner stofflichen Form darstellt,
- das Kernprodukt, welches das darstellt, was der Käufer mit dem Produkt eigentlich erwerben will und was aus dem wesentlichen, gelegentlich aber im Hintergrund liegenden Nutzen des Produkts aus Käufersicht besteht (z.B. Mobilität, Wärme, Licht),
- das erweiterte Produkt, das aus allen übrigen Nutzendimensionen („Zusatznutzen“) besteht,
- das ökologische Produkt, das als äußerste Ebene die drei anderen Produktebenen umfaßt.

¹⁰ Vgl. SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (1996), Tz. 693.

¹¹ Anregungen und Beispiele finden sich z.B. in BUND/MISEREOR (1996), S. 153ff., sowie an verschiedenen Stellen in UMWELTBUNDESAMT (1997).

¹² Vgl. insbesondere SCHMIDT-BLEEK (1994), S. 108, der hierfür die Abkürzung MIPS (Material-Intensität Pro Serviceeinheit) prägte, die zwar populär, aber streng genommen unsinnig ist, weil es sich tatsächlich um eine Material-Intensität handelt und nicht um eine Material-Intensität pro Serviceeinheit.

¹³ Vgl. KOTLER (1982), S. 364, TÜRCK (1991), S. 9.

Gesamtgesellschaftlich gesehen ist es daher primäre Aufgabe der Produktionswirtschaft, den individuell und gesellschaftlich gewünschten Nutzen, also Dienstleistungen, zu produzieren, die in sehr unterschiedlichem Ausmaß an stoffliche Produkte gebunden sein können.¹⁴

Die Strategie „Nutzen statt Besitzen“ zielt genau darauf ab. Darunter sind alle Möglichkeiten zu verstehen, einem Interessenten ein Gebrauchsgut verfügbar zu machen, wenn er es benötigt, ohne daß er es (allein) kaufen muß, also (Allein-)Eigentümer wird. Im wesentlichen handelt es sich um Formen der Nutzung eines Gebrauchsgutes durch mehrere Personen, also um (unentgeltliches) Leihen, (entgeltliches) Mieten oder Leasen, gemeinschaftlichen Kauf von Gebrauchsgütern (Teilen, Poolen) u.ä. Hinzuzurechnen sind aber auch die im energie-wirtschaftlichen Bereich diskutierten und teilweise praktizierten Maßnahmen im Rahmen des Least-Cost-Plannings und des Contractings (s. Abschnitt 5.3.1). Alle diese Maßnahmen bewirken eine Reduzierung stofflicher Emissionen durch Verringerung des Volumens der jeweils hervorgerufenen Stoffströme. Wenn sich auch langfristig betrachtet der Trend in den Industriegesellschaften in verschiedenen Konsumbereichen deutlich von einer gemeinschaftlichen Nutzung zu einer immer stärkeren Individualisierung der Nutzung entwickelt,¹⁵ so sind doch in den letzten Jahren stärkere, gerade ökologisch motivierte Tendenzen zur kollektiven Nutzung von Gebrauchsgütern zu erkennen.¹⁶ Sie werden verstärkt durch vermehrte, finanzwirtschaftlich motivierte Leasing-Angebote, die vor dem Hintergrund von Steuer- und Liquiditätsvorteilen, größerer Flexibilität für den Leasing-Nehmer und dem rasanten technischen Fortschritt mit immer kürzeren Produktlebenszyklen zu sehen sind. Darüber, ob das Leasing und andere Formen gemeinschaftlicher Nutzung zur Reduzierung von Abfallmengen aus den genutzten Produkten und zur Entwicklung längerlebiger Produkte führen,¹⁷ kann keine sichere, generelle Prognose abgegeben werden;¹⁸ dies wird vielmehr von der intelligenten Gestaltung der gemeinschaftlichen Nutzung im jeweiligen Einzelfall¹⁹ und insbesondere vom Verhalten der gemeinschaftlichen Nutzer und der Einbindung des Herstellers des Produkts abhängen.²⁰ Der Staat hat relativ geringe Möglichkeiten zur Förderung dieser Strategie.

¹⁴ ENGELFRIED/HABER/WABNER (1995), S. 376f.

¹⁵ Markante Beispiele hierfür sind die Trends: Öffentlicher Verkehr → Individualverkehr (Bahn → Auto (PKW, LKW)); Kino → Fernsehen, Videofilme; Hotel → (eigene) Ferienwohnungen, Wohnwagen, Wohnmobile; öffentliche Bäder → private Bäder.

¹⁶ Die wesentlichen konzeptuellen Grundlagen hierfür sind von BRAUNGART/ENGELFRIED (1992) entwickelt worden. Eine größere Sammlung von Beispielen zur praktischen Umsetzung findet sich in HOCKERTS/PETMECKY/HAUCH/SEURING/SCHWEITZER (1995). Empirische Ergebnisse über die Bereitschaft zum Leihen, Mieten und Teilen bietet die Studie vom MINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERKEHR BADEN-WÜRTTEMBERG (1996).

¹⁷ Die gängige Argumentation hierzu ist: Verkauft ein Hersteller sein stoffliches Produkt nicht, sondern vermietet oder verleast er es für eine bestimmte Zeit, so hat er einen gewissen Anreiz, ein langlebiges Produkt herzustellen, weil er es dann länger vermieten oder verleasen kann. Dieser Anreiz kann allerdings dann stark schrumpfen, wenn es ihm gelingt, eine kürzere Lebensdauer seines Produktes durch einen entsprechend höheren Mietpreis auszugleichen. Ob dies möglich ist, hängt von den Marktverhältnissen und den steuerlichen Regelungen ab.

¹⁸ Vgl. BREITFELD (1995).

¹⁹ Mehrere erfolgreiche Beispiele sind zu finden in STAHEL (1995) und FLEIG (1997).

²⁰ Nur wenn der Nutzer seinen Nutzen direkt vom Hersteller des Produktes bezieht, kann davon ausgegangen werden, daß dieser einen stärkeren Anreiz zur Herstellung eines langlebigen Produktes hat.

Dasselbe gilt für die „Verschlankungsstrategie“, die von vielen Unternehmen zur Einsparung von Kosten durch die Einsparung von Materialien, also aus Eigeninteresse, verfolgt wird und nicht unbedingt der staatlichen Unterstützung bedarf.

Auch bei der Strategie „Verlängerung der Produkt-Lebensdauer“ hat er geringe Förderungsmöglichkeiten. Hierunter sind alle Maßnahmen zu verstehen, mit denen die Nutzungsdauer der Produkte verlängert wird. Die Reduzierung stofflicher Emissionen wird hierbei über eine Verlangsamung der hervorgerufenen Stoffströme erreicht. Zu dieser Strategie zählen vor allem herstellerbezogene Maßnahmen zur Verbesserung der Robustheit und Reparaturfreundlichkeit, aber auch eine in gewissem Sinne zeitlose äußere Gestaltung der Produkte, die kurzlebige Moderichtungen übersteht.²¹ Reparaturfreundlichkeit wird u.a. erreicht durch eine modulhafte Zusammensetzung, Standardisierung (und Verfügbarkeit) der Bauteile und leicht lösbare Verbindungen. Damit wird auch die Möglichkeit geschaffen, zumindest in bestimmtem Umfang langlebige Produkte durch Austausch von alten Komponenten durch neue, leistungsstärkere am technischen Fortschritt teilhaben zu lassen. Diese Offenheit für technische Innovationen²² muß gerade wegen der immer kürzeren Innovationszyklen als wichtige Anforderung zumindest an langlebige, komplexe und hochwertige technische Gebrauchsgüter gesehen werden. Voraussetzung hierfür ist aber, daß überhaupt entsprechende Dienstleistungen in Form von Wartungs- und Reparaturleistungen angeboten werden (Re-Manufacturing). Der Aufbau eines solchen, effizient arbeitenden Dienstleistungssektors ist daher ebenfalls als Maßnahme zur Lebensdauer-Verlängerung zu sehen.

Die „Kreislaufstrategie“ ist sicher die populärste, in Ansätzen am längsten praktizierte und dennoch stark mißbrauchte Gegenstrategie gegen die Probleme der Durchlaufwirtschaft. Ihr kommt auch die größte Bedeutung zu; denn das Potential der vier anderen Gegenstrategien zur Reduzierung von stofflichen Emissionen aus Produkten muß realistischerweise als insgesamt recht beschränkt eingeschätzt werden, weil die heute von dem ganz überwiegenden Teil der Menschheit präferierten Lebensstile mit dem individuellen Besitz einer großen Palette von stofflichen Produkten verbunden ist.²³ Solange kein grundlegender Wertewandel mit entsprechender Veränderung der Lebensstile stattgefunden hat, wird es nötig sein, einen großen Teil der Produkte bzw. ihrer Bestandteile nach ihrer Nutzungsphase wieder als Inputs in den volkswirtschaftlichen Produktionsprozeß einzubringen und in diesem Sinne möglichst viele Stoffkreisläufe zu schließen.²⁴ Dadurch können gleichzeitig die Ressourcenentnahmen aus der Natur (primäre Rohstoffe) und die Abfalleinbringungen in die Natur (auf dem Luft- und Wasserpfad sowie durch Deponierung) drastisch gesenkt werden.²⁵

²¹ Vgl. FLEIG (1997), S. 12.

²² Vgl. FLEIG (1997), S. 15, BÖNKER/KREIS (1997), S. 21.

²³ In diesem Sinne kann mit Recht von der Dominanz einer materialistischen Werthaltung gesprochen werden.

²⁴ STAHEL (1997), S. 8, spricht von der Notwendigkeit des Schließens von Material- und Verantwortungskreisläufen.

²⁵ Als wichtige Begleiteffekte können dadurch auch Einsparungen in der Energieumwandlung erzielt werden und diejenigen Abfallmengen reduziert werden, die bei einer Neu-Erzeugung der mehrfach als Inputs eingesetzten Produktbestandteile als sogenannte „ökologische Rucksäcke“ entstünden; vgl. SCHMIDT-BLEEK (1994), S. 19, 47ff.

Das Leitbild der Kreislaufwirtschaft hat sich in Deutschland nicht zuletzt auch im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) niedergeschlagen.²⁶ Das besonders Innovative an diesem Gesetz ist, daß Herstellern und Vertreibern die Produktverantwortung auch für die Phase nach dem Gebrauch der Produkte zugewiesen wird und zur Durchsetzung ein wirksames Instrumentarium bereitgestellt wird, das die Bundesregierung durch Rechtsverordnungen konkretisieren kann bzw. muß.²⁷ Mittlerweile sind durchaus Erfolge in verschiedenen Bereichen durch den Aufbau von Recyclingsystemen zu verzeichnen, die zur verstärkten Nutzung von Sekundärrohstoffen (vor allem in Form von Metallen und von Verpackungsmaterialien (Glas, Papier, Pappe, Kunststoffe, Weißblech und Aluminium) geführt haben.²⁸ Diese Erfolge sind aber eher punktuell geblieben, und die Recyclingprozesse sind unter ökologischen und gesamtwirtschaftlichen Aspekten nicht immer optimal, weil (aus einzelwirtschaftlichen oder technischen Gründen) minderwertige Verwertungsoptionen gewählt werden, bei denen der in den Altprodukt(bestandteil)en noch vorhandene Wertschöpfungsanteil nicht optimal genutzt wird (Downcycling).²⁹ Ein die gesamte Wirtschaft umfassender Aufbau von Stoffkreisläufen, der systematisch auch den gesamten produzierenden Sektor (die Produktionswirtschaft) einbezieht, ist nicht zustande gekommen. Stattdessen schreitet in der Praxis der Aufbau einer Entsorgungs- und Verwertungswirtschaft als bedeutendem wirtschaftlichem Akteur mit eigenständigen ökonomischen Interessen voran, der sich neben dem Produktionssektor und den Nutzern von Produkten gewissermaßen additiv als end-of-pipe-Sektor etabliert.³⁰

²⁶ Vgl. § 1 KrW-/AbfG: „Zweck des Gesetzes ist die Förderung der Kreislaufwirtschaft zur Schonung der natürlichen Ressourcen und die Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen.“ In § 7 werden Anforderungen an die Kreislaufwirtschaft formuliert. § 22 KrW-/AbfG weist Entwicklern, Herstellern, Be- und Verarbeitern und Vertreibern von Produkten die Verantwortung für die Produkte in dem Sinne zu, daß diese so zu gestalten sind, „daß bei deren Herstellung und Gebrauch das Entstehen von Abfällen vermindert wird und die umweltverträgliche Verwertung und Beseitigung der nach Gebrauch entstehenden Abfälle sichergestellt ist.“

²⁷ Vgl. § 22 Abs. 2, §§ 23 - 26 KrW-/AbfG. Das Instrumentarium besteht im wesentlichen aus der Möglichkeit, Beschränkungen oder Verbote für das Inverkehrbringen und Kennzeichnungs-, Rücknahme-, Rückgabe- und Pfandpflichten zu erlassen.

²⁸ Zu diesbezüglichen Erhebungen s. UMWELTBUNDESAMT (1997), S. 426ff. Danach stiegen die *Verwertungsquoten* der Verpackungsmaterialien von 1993 bis 1995 bei Glas von 66,6% auf 78,2%, bei Pappe/Papier/Karton von 60,0% auf 86,6%, bei Kunststoffen von 32,8% auf 57,6%, bei Aluminium von 13,1% auf 66,9% und über alle Verpackungsmaterialien zusammen genommen von 56,7% auf 73,5%, s. UMWELTBUNDESAMT (1997), S. 438; weitere Steigerungen sind bis 1997 erzielt worden, s. INSTITUT DER DEUTSCHEN WIRTSCHAFT (1998). Dabei gibt die Verwertungsquote an, welcher Anteil des betreffenden (erfaßten) Abfallstoffes einer Verwertung zugeführt wurde. Eine bessere Information über den Verwertungserfolg bietet allerdings die *Wiedereinsatzquote*, die den Prozentsatz des Altstoffanteils an der gesamten entsprechenden Neumaterialproduktion angibt. Bei Papier- und Pappesorten stieg diese zwischen 1993 und 1995 von 54% auf 58%, s. UMWELTBUNDESAMT (1997), S. 434.

Beim Rohstoff Wasser geben die sogenannten Nutzungsfaktoren an, wie häufig 1 Liter Wasser in industriellen Bereichen im Durchschnitt genutzt wird. Die Entwicklung dieser Zahlen ist imponierend: Durchschnittlich über die wichtigsten industriellen Branchen hinweg stieg der Nutzungsfaktor nach Erhebungen des STATISTISCHEN BUNDESAMTES von 2,2 zu Beginn der 60er Jahre auf z. Zt. 4,8; s. o.V. (1998).

²⁹ Als eines von zahlreichen Beispielen sei das Bauschuttrecycling genannt, bei dem der größte Teil der aus dem Gebäudeabriß hervorgehenden Materialien als Auffüllmaterial im Tiefbau verwendet wird. Dagegen könnten bei planvoller Gestaltung des Abrisses von Gebäuden (selektiver Gebäuderückbau) verschiedene sortenreine Materialfraktionen erhalten werden, die sich einer höherwertigen Verwertung z.T. wieder im Hochbau zuführen ließen. Auf dieses Beispiel, das wegen des Umfangs der dort vorliegenden Stoffflüsse und ihrer bisherigen Vernachlässigung besonders interessant ist, wird noch einmal im Abschnitt 6.4 eingegangen.

³⁰ Vgl. GREINER (1993).

Die Gefahr dieser Entwicklung besteht einerseits darin, daß dieser selbständige Entsorgungs- und Verwertungssektor keine hinreichende Rückkopplung zum Produktionssektor hat und von ihm keine oder ungenügende oder falsche Impulse an den Produktionssektor ausgehen. Er lebt gewissermaßen von den Abfällen, die dieser früher oder später durch seine Produkte schafft, und es bestehen keine Anreize für ihn, im Sinne einer Vermeidung oder Reduzierung von Abfallmengen aus Produkten auf den Produktionssektor einzuwirken. Vielmehr werden Entsorgungs- und Verwertungsoptionen vorwiegend unter dem Gesichtspunkt der individuellen Kostenminimierung erschlossen und genutzt.³¹ Bzgl. der Verwertung hat das die ungünstige Konsequenz, daß - solange es billige und damit meist zwangsläufig niedrigwertige Verwertungsmöglichkeiten gibt - die Tendenz besteht, eine Höher-Konditionierung der Abfallstoffe,³² die in der Regel mit Mehrkosten verbunden ist, zu unterlassen. Häufig wird sogar für die niedrigwertigen Verwertungen - aus Kostengründen - eine Herunter-Konditionierung der Abfallstoffe durch Mischen, Zerhacken u.ä. in Kauf genommen bzw. bewußt vorgenommen, wodurch die in den Abfallmaterialien noch vorhandene Wertschöpfung stark reduziert oder gar vollkommen vernichtet wird. Zumindest in vielen Fällen ist das volkswirtschaftlich gesehen nicht sinnvoll. Umgekehrt bestehen durch die mangelnde Integration von Produktions- und Verwertungssektor keine starken Anreize für den Produktionssektor, die Produkte so zu gestalten, daß sie sich nach ihrer Nutzung wieder leicht und auf hochwertigem Niveau als Inputs in die Produktionsprozesse eingliedern lassen.

Zwei wesentliche Gründe für diese Entwicklung lassen sich ausmachen:

Zum einen nutzt die Bundesregierung das durch das KrW-/AbfG bereitgestellte Instrumentarium nur teilweise: So hat sie bis heute nur in geringfügigem Umfang Gebrauch gemacht von der Möglichkeit der Einführung herstellerbezogener Rücknahmepflichten und handelsbezogener Pfandpflichten.³³ Auch und gerade mit der Verpackungsverordnung (VerpackV), deren Ziele durchaus mit kreislaufwirtschaftlichen Vorstellungen kompatibel sind (vgl. § 1 VerpackV), hat sie vielmehr dem produzierenden Gewerbe und dem Handel die Möglichkeit eröffnet zum Aufbau eines privaten (zum kommunalen dualen) Sammlungs-, Entsorgungs- und Verwertungssystems für Abfälle aus Verkaufs- und Getränkeverpackungen (§ 6 Abs. 3 VerpackV) unter Freistellung von Rücknahme- und Pfandpflichten. Von dieser Möglichkeit haben Hersteller und Vertreiber in allen Bundesländern Gebrauch gemacht durch Gründung der GmbH Duales System Deutschland (DSD). An dieses duale System (bzw. an die Freistellung der Hersteller und des Handels von Rücknahme- und Pfandpflichten) sind zwar Anforderungen in Form von zeitlich gestaffelten Sammlungs- und Verwertungsquoten gestellt worden (Anhang VerpackV); welche Art der Verwertung der Verpackungsabfälle aber tatsächlich gewählt wird, ist dem dualen System freigestellt: Es gibt keinerlei qualitative Verwertungsvor-

³¹ Dies reicht bekanntlich bis zu fragwürdigen Verbringungen von Abfallmengen ins Ausland.

³² Z.B. durch geeignete Maßnahmen zur Erhaltung der in die Produkte eingeflossenen Wertschöpfung oder zur Aufarbeitung.

³³ Ausnahmen sind die am 1.4.1998 in Kraft getretene Altauto-Verordnung und die am 1.10.98 in Kraft tretende Altbatterie-Verordnung, beide sind in Verbindung mit Selbstverpflichtungen der betroffenen Branchen zu sehen, dasselbe gilt für den Elektronik-Abfall, für den ein Verordnungsentwurf (in Kombination mit einer Selbstverpflichtung der Industrie) vorliegt; vgl. BUNDESUMWELTMINISTERIUM (1998), S. 381. Vgl. auch Abschnitt 6.4.

schriften, vgl. Anhang Ziffer IV VerpackV. Das DSD droht ein sich verselbständigendes Verwertungs- und Entsorgungssystem zu werden, dem die wichtige, enge Kopplung zum Produktionssektor fehlt, mit den oben beschriebenen Fehlsteuerungen.³⁴ Diese könnten dramatisch werden, wenn die billigen, niedrigwertigen Verwertungsoptionen erschöpft sind und es bis dahin nicht gelungen ist, den Verwertungssektor besser in den Produktionssektor zu integrieren.³⁵

Der zweite Grund für die unbefriedigende Entwicklung läßt sich auf die Problematik des Begriffs der Kreislaufwirtschaft selbst zurückführen. Dieser ist nämlich eine Fiktion: Auch in einer perfekt organisierten Kreislaufwirtschaft ist es aus naturwissenschaftlichen Gründen³⁶ und rein technisch unmöglich und (in noch größerem Ausmaß) ökonomisch unsinnig, alle Stoffströme vom Konsum (oder auch aus der Produktion) innerhalb einer überschaubaren Zeit wieder (ohne den Umweg über die Natur) in den Produktionsbereich zu leiten: Es wird immer einen Anteil nicht verwertbarer Abfälle geben, die der Natur überlassen werden müssen (Beispiel: Reifenabrieb, Reinigungsmittel, Fäkalien als Reststoffe aus Nahrungsmitteln). Darüber hinaus sinkt im allgemeinen die Qualität der wieder eingesetzten Materialien mit jedem Durchlauf. Richtiger wäre es daher von einer „Spiralwirtschaft“ zu sprechen.³⁷

Gewissermaßen als Ersatz für die aus der Kreislaufwirtschaft ausgeschleusten Stoffe müssen aus der Natur Ressourcen entnommen werden. Da Materie nicht verloren geht, ist der Umfang der ausgeschleusten Stoffe allerdings steuerbar: Mit Hilfe des Einsatzes technischer Hilfsmittel und vor allem von Energie lassen sich verbrauchte Stoffe in mehr oder weniger großem Umfang „einfangen“, konzentrieren und so umwandeln, daß sie wieder als Inputs der Produktion genutzt werden können. Es gibt also einen trade-off zwischen ausgeschleustem Stoffstrom und (Nutz-)Energieaufwand. Da die Nutzung der meisten Primärenergieträger ihrerseits mit Emissionen (gasförmigen, flüssigen oder festen) verbunden ist, besteht also sogar ein trade-off zwischen Emissionen in Form ausgeschleuster Produktstoffströme und Emissionen aus der Energienutzung zur Verringerung der Ausschleusung. Ein zweiter trade-off besteht ressourcenseitig: Eine höhere Ressourceneinsparung durch verbesserte Kreislaufführung ist oft nur mit erhöhtem Einsatz energetischer Ressourcen erreichbar.³⁸ Kreislaufführung und Recycling ist deshalb auch unter ökologischen Gesichtspunkten nicht in jedem Fall sinnvoll.

Die beiden trade-offs zeigen vielmehr, daß die Wirtschaft als Stoffflußsystem einer auch unter ökologischen Kriterien vorgenommenen Optimierung bedarf. In der Praxis wird der Optimierungsprozeß allerdings im wesentlichen nach individuell-ökonomischen Kriterien

³⁴ Zusätzlich kritisch zu sehen ist die Gefahr der Monopolisierung der Verpackungsabfallverwertung und -entsorgung durch das DSD.

³⁵ Um es mit einem Beispiel von LIESEGANG (1992), S. 6, deutlich zu machen: Man wird nicht beliebig lange aus Kunststofffolien Parkbänke oder Lärmschutzwände herstellen können. LIESEGANG bezeichnet solche Verwertungsoptionen nicht als echtes Recycling, sondern als geschickt kaschierte, dezentrale Deponiemöglichkeit.

³⁶ Verantwortlich hierfür ist der 2. Hauptsatz der Thermodynamik.

³⁷ Vgl. BUSCH-LÜTY (1997), S. 41, und HOCKERTS/PETMECKY/HAUCH/SEURING/SCHWEITZER (1995), S. 4.

³⁸ Dieser trade-off besteht nicht immer in eindeutiger Weise: Der zur Rückschleusung eines Produktes nach seiner Nutzungsdauer nötige Energieaufwand ist sehr davon abhängig, in welcher Phase bzw. Form die Rückschleusung erfolgt.

vorgenommen: Die Rückführung von Stoffen und Materialien erfolgt in dem Umfang, wie sie sich ökonomisch gesehen für die jeweils beteiligten Akteure lohnt. Ausschlaggebend sind hierfür traditionelle betriebswirtschaftliche Erfolgskriterien. Da die individuellen, unter ökonomischen Kriterien vorgenommenen Optimierungen aber in aller Regel nicht zum ökologischen und auch nicht zum gesamtwirtschaftlichen Optimum führen, sondern im Gegenteil in der Abfall-Praxis zu geradezu unakzeptablen Zuständen, ist der Staat aufgerufen, wie im Falle der Schadstoffemissionen lenkend einzugreifen. Dazu hat er verschiedene Möglichkeiten, auf die im Abschnitt 6.4 eingegangen wird. Im wesentlichen geht es um die Herstellung eines Ordnungsrahmens, der darauf abzielt, daß Produktionssektor und Entsorgungs- und Verwertungssektor zu einem integrierten System zusammenwachsen, das im folgenden als integrierte Produktions- und Reduktionswirtschaft bezeichnet wird.

6.3 Grundzüge einer integrierten Produktions- und Reduktionswirtschaft

6.3.1 Das Grundkonzept

Das Grundkonzept einer integrierten Produktions- und Reduktionswirtschaft geht auf LIESEGANG zurück.³⁹ Es stellt eine Weiterentwicklung der Produktionswirtschaft zu einem Gesamtsystem dar, in dem effizient und in fein abgestimmter Weise sowohl Produkte hergestellt (produziert) als auch nach ihrem Gebrauch wieder, so weit wie nötig, systematisch und planvoll in ihre Bestandteile zerlegt (reduziert) werden, um diese Bestandteile (Baugruppen, Bauteile, Fraktionen, Materialien) wieder als Inputs in die Produktion einzugliedern.⁴⁰ Unter Reduktion ist damit das Komplement zur Produktion zu sehen, das die Tätigkeiten des Sammelns der Alt-Produkte oder deren Bestandteile, ihr Prüfen, Sortieren und Demontieren umfaßt. Dadurch können Produkte, Teile und Materialien mit klar definierten, kontrollierbaren Eigenschaften gewonnen werden, die (als Produkte oder Ersatzteile) direkt wieder vermarktet werden oder (als Sekundärteile, -materialien oder -rohstoffe) wieder in der Produktion eingesetzt werden können.⁴¹

Die Integration von Produktions- und Reduktionswirtschaft bedeutet, daß die Produktionswirtschaft die techno-ökonomischen Möglichkeiten der Reduktion ihrer Produkte (neben ihren übrigen umweltrelevanten Eigenschaften) schon bei deren Konzeption und Gestaltung berücksichtigt und damit eine umweltfreundliche Rückführung hochwertiger Bestandteile der Produkte in die Produktion sicherstellt: Sie muß leicht reduktionsfähige Produkte herstellen.

³⁹ Vgl. LIESEGANG (1992). Der Begriff der Reduktion wurde in diesem Zusammenhang frühzeitig auch schon von DYCKHOFF (1993) verwendet. Eine Theorie der Reduktion in Analogie zur Produktionstheorie ist in SOUREN (1996) entwickelt.

⁴⁰ Eine solche Reduzierung von Alt-Produkten ist nicht nötig für Produkte und Stoffe, die problemlos an die Umweltbereiche abgegeben werden können, d.h. deren Abgabe nach Art und Umfang nicht die Tragekapazitäten der Umweltbereiche übersteigt. Ferner ist die Reduktion in der Regel nur sinnvoll bei Gebrauchsgütern, d.h. bei Gütern, die in ihren wesentlichen stofflichen Bestandteilen auch noch nach ihrer Nutzungsphase vorhanden sind, vgl. ENGELFRIED/HABER/WABNER (1995), 376f.

⁴¹ S. LIESEGANG (1992), S. 10.

Umgekehrt müssen die Bestandteile der Alt-Produkte durch die Reduktionswirtschaft so konditioniert werden, daß sie auch problemlos als Inputs eingesetzt werden können. Die Qualitätssicherung ist daher eine der wesentlichen Aufgaben der Reduktionswirtschaft; nur sie kann - zusammen mit einem geeigneten Marketing zur Überwindung häufig vorhandener psychologischer Barrieren - zur besseren Akzeptanz von Recycling-Produkten führen.

Wirtschaftlich interessant und ökologisch gesehen wichtig ist die Reduktion für Massenprodukte, die (als Produkte) große Stoffströme hervorrufen, für Produkte mit wertvollen Bestandteilen oder Materialien sowie für Produkte mit sehr schädlichen Bestandteilen oder Materialien.

Die bzgl. der Ressourcenschonung und der Entstehung von stofflichen Emissionen sehr unterschiedlich zu bewertenden **Recyclingmöglichkeiten** lassen sich grob in folgende Kategorien einteilen:

- *Wiederverwendung*: Das Produkt oder ein Produktteil (Bauteil, Komponente) wird bei weitgehendem Erhalt seiner Gestalt wieder in seiner ursprünglichen Funktion eingesetzt (Beispiele: Austauschmotoren, runderneuerte Reifen, Mehrwegflaschen, aufgearbeitete Altkleider).
- *Weiterverwendung*: das Produkt oder ein Produktteil wird bei weitgehendem Erhalt seiner Gestalt in einer anderen Funktion als Input eingesetzt (Beispiele: Eisenbahnbohlen als Randbefestigungen oder Treppenstufen im Außenbereich, Obstkisten als Bücherregale).
- *Wiederverwertung*: Nur Stofffraktionen von Produkten werden zurückgewonnen und zur Produktion derselben Produkte verwendet (Beispiele: Altpapier-, Altglas- und Altmalleinsatz zur Neuproduktion von denselben Papier-, Glas- und Metallprodukten).
- *Weiterverwertung*: Nur Stofffraktionen von Produkten werden zurückgewonnen, aber als Inputs für die Herstellung anderer Produkte verwendet (Beispiele: Altpapier als Dämmmaterial, bestimmte Bestandteile des Bauschutts als Füllmaterial im Tiefbau).

Wieder- und Weiterverwendung (Produktrecycling) zeichnen sich dadurch aus, daß die in die Produkte oder Bauteile im originären Produktionsprozeß eingeflossene Wertschöpfung in größtmöglichem Umfang erhalten bleibt. Die zur Durchführung nötigen Tätigkeiten der Prüfung, Aufbereitung (z.B. Reinigung), des Re-Manufacturing, der Aufrüstung und Modernisierung erfordern i.d.R. weit weniger Ressourceneinsatz und rufen i.d.R. weniger Emissionen hervor als die Neuproduktion aus primären Rohstoffen oder aus Sekundärrohstoffen der Wieder- oder Weiterverwertung (Materialrecycling). Die Tatsache, daß die technische Lebensdauer der meisten Bauteile komplexer technischer Produkte zum Durchlauf mehrerer Lebenszyklen ausreicht,⁴² begünstigt das Produktrecycling zusätzlich, so daß es dem Materialrecycling aus ökologischer Sicht meist überlegen ist.⁴³ Tatsächlich ist es aber in der Praxis nur sehr gering entwickelt.

⁴² Vgl. BÖNKER/KREIS (1997), S. 19.

⁴³ Eine genaue Aussage kann nur aufgrund einer Prüfung der Alternativen im Einzelfall gemacht werden. Ob z.B. das Produktrecycling einer Waschmaschine aus ökologischen Gesichtspunkten sinnvoll ist, hängt we-

Bezogen auf den Lebenszyklus eines Produktes lassen sich unterscheiden:

- *Recycling bei der Produktion*, mit dem innerbetriebliche oder zwischenbetriebliche Stoffkreisläufe geschlossen werden können und die Gegenstand des innerbetrieblichen oder zwischenbetrieblichen Stoffstrommanagements sind (s. Abschnitt 6.3.2);
- *Recycling während des Produktgebrauchs*, mit dem durch Austausch, Rücknahme und Verwertung von Materialien oder Bauteilen die Lebensdauer von Produkten erhöht wird (s. Abschnitt 6.3.3);
- *Recycling nach dem Produktgebrauch*, mit dem Produkte oder deren Teile bzw. Materialien nach ihrer Nutzung (nach gewissen Prüf-, Aufarbeitungs- und Aufbereitungsmaßnahmen) wieder als Inputs in die Produktion neuer Produkte einfließen (s. Abschnitt 6.3.3).

Voraussetzung für das Produktrecycling ist Verschleißfreiheit, Langzeit-Funktionstüchtigkeit und eine geeignete Kennzeichnung der Produkte bzw. Komponenten und - beim Bauteilrecycling - die leichte Zerlegbarkeit des Mutterprodukts, also Anforderungen, die es bereits bei der Konzeption der Produkte zu berücksichtigen gilt (s. Abschnitt 6.3.3). Voraussetzungen für das Materialrecycling ist u.a. die leichte Trennbarkeit der Materialien der Produkte, ihre eindeutige Identifizierbarkeit (sicherzustellen z.B. durch geeignete Kennzeichnung) und Sortenreinheit. Auch diese Eigenschaften werden entscheidend bereits vom Hersteller bestimmt. Für den Erfolg aller Recycling-Arten ist ferner Voraussetzung, daß Absatzmöglichkeiten bzw. -märkte für die Recycling-Produkte und -materialien vorhanden sind bzw. erschlossen werden. Auch hier zeigt sich, daß die Verzahnung von Produktions- und Reduktionswirtschaft entscheidend ist.

Diese Verzahnung kann nur durch intensive Kooperationen erreicht werden.⁴⁴ Sie können sich unter günstigen Bedingungen selbstorganisatorisch ergeben, wie das schon seit längerem hochentwickelte Material-Recycling im Eisen- und Stahlbereich zeigt.⁴⁵ Für den größten Teil der Produkte hat sich aber die wünschenswerte Verzahnung von Produktions- und Reduktionsbereich bisher nicht eingestellt. Dazu könnten vor allem solche staatlichen Maßnahmen beitragen, mit denen die Verantwortung für die Reduktion der Produkte direkt der Produktionswirtschaft übertragen wird; Anreize oder Pflichten zur Rücknahme der eigenen Alt-Produkte scheinen hierzu besonders geeignet (s. Abschnitt 6.4).

Im folgenden werden die beiden Kernelemente der integrierten Produktions- und Reduktionswirtschaft in Grundzügen beschrieben.

sentlich vom Verhältnis der Energieverbräuche bei Herstellung und in der Nutzungsphase ab und davon, ob ein Nachrüsten der inzwischen erfolgten Innovationsschritte (z.B. zur Senkung des Wasser- und Energieverbrauchs beim Gebrauch) möglich ist; vgl. KREIS (1997), S. 42. Die vergleichende Analyse muß selbstverständlich auch die Umweltbelastungen mit einbeziehen, die durch die Produktstadien der Rohstoffgewinnung und -verarbeitung, sowie die gesamte Recycling-Logistik (insbesondere Sammlung, Transport, Lagerung) hervorgerufen werden.

⁴⁴ Vgl. LIESEGANG (1992), S. 10.

⁴⁵ Vgl. HÄHRE/SPENGLER/RENTZ (1998), S. 9f.

6.3.2 Kernelement 1: Stoffstrommanagement

Erstes Kernelement einer integrierten Produktions- und Reduktionswirtschaft ist ein auch ökologischen Zielen dienendes Stoffstrommanagement. Als Stoffstrommanagement wird „das zielorientierte, verantwortliche, ganzheitliche und effiziente Beeinflussen von Stoffsystemen verstanden, wobei die Zielvorgaben aus dem ökologischen und dem ökonomischen Bereich kommen, unter Berücksichtigung von sozialen Aspekten. Die Ziele werden auf betrieblicher Ebene, in der Kette der an einem Stoffstrom beteiligten Akteure oder auf der staatlichen Ebene entwickelt.“⁴⁶

Unterschieden werden:⁴⁷

- innerbetriebliches Stoffstrommanagement
- zwischenbetriebliches Stoffstrommanagement
- regionales Stoffstrommanagement

Ergänzen ließe sich noch ein internationales Stoffstrommanagement, das angesichts der sich global über den Luft- und Wasserweg ausbreitenden Emissionen und der globalisierten Güterströme zwar wünschenswert wäre, aber heute bestensfalls als in punktuellen Ansätzen (internationale Klimakonventionen u.ä.) vorhanden angesehen werden kann. Ferner ist es sinnvoll, neben diesen raumbezogenen Arten des Stoffstrommanagements auch ein einzelstoff- oder stoffgruppenbezogenes Management zu unterscheiden, dessen Aufgabe es ist, den Pfad eines (besonders) umweltrelevanten Stoffes durch Produkte und Umweltmedien zu verfolgen und zu kontrollieren.

Das innerbetriebliche Stoffstrommanagement besteht entsprechend der obigen Definition in der zielorientierten Steuerung der Stoffströme entlang der betrieblichen Prozeßkette und wird in gewisser Form von vielen Betrieben seit längerem praktiziert. Vorrangiges Ziel dafür ist das Verhindern von unnötigen Kosten durch alle Formen von Materialverlusten. Diese können dissipativ entstehen oder durch Ausschuß, Retouren und Produktionsverluste.

Entscheidende neue Impulse hat das Stoffstrommanagement durch die Anforderungen an den betrieblichen Umweltschutz bekommen. Emissionsbezogene Auflagen und Abgaben, Umwelthaftung und die Möglichkeit, sich nach der EG-Öko-Audit-Verordnung zertifizieren zu lassen, haben viele Unternehmen gezwungen bzw. angeregt, ihre gesamten Stoffflüsse zunächst überhaupt erst einmal systematisch zu erheben, zu analysieren und teilweise neu zu lenken. Wichtiges Instrument hierzu sind Stoff- und Energieflußmodelle bzw. -bilder als Teile eines umfassenden betrieblichen Umweltinformationssystems.⁴⁸ Umweltbezogenes Oberziel eines betrieblichen Stoffstrommanagements ist die Vermeidung von Schäden und die Minderung von Risiken aus Emissionen.⁴⁹ Darüber hinaus hat sich aber gezeigt, daß die primär durch Umweltschutzanforderungen bzw. -anstrengungen initiierten, intensiven Stoffstromanalysen z.T. erhebliche Kosteneinsparpotentiale aufdecken lassen, so daß in diesen

⁴⁶ S. ENQUETE-KOMMISSION (1994), S. 449.

⁴⁷ Vgl. STERR (1998), S. 5.

⁴⁸ Vgl. SPENGLER (1998), S. 208, HÄHRE/SPENGLER/RENTZ (1998), STROBEL/WAGNER (1998), S. 16.

Fällen ökologisch orientierte Ziele durchaus in komplementärer Beziehung zu traditionellen betriebswirtschaftlichen Zielen stehen können. Beispiele hierfür sind die Einführung innerbetrieblicher Brauchwasserkreisläufe, die Entwicklung zahlreicher weiterer innerbetrieblicher Recyclingmöglichkeiten⁵⁰ und die Aufdeckung bedeutender Materialverluste im Laufe der Produktionskette, die sich zu kostenträchtigen Sonderabfallmengen verwandeln, die aus dem Betrieb ausgeschleust werden müssen.⁵¹ Sie lassen sich durch geeignete, prozeßbegleitende Maßnahmen beträchtlich reduzieren, womit zumindest ein partielles, innerbetriebliches Schließen von Stoffkreisläufen erreicht wird.

Dem innerbetrieblichen Schließen von Stoffkreisläufen sind aber gewisse Grenzen gesetzt: Sie sind nicht immer technisch realisierbar, einzelbetrieblich gesehen nicht immer rentabel und auch unter ökologischen Gesichtspunkten nicht immer sinnvoll.⁵² Hier kann der Aufbau von zwischenbetrieblichen Verwertungsnetzwerken als Ergebnis eines zwischenbetrieblichen Stoffstrommanagements Lösungen liefern.⁵³ Ihr Ziel ist, unvermeidbare Abfälle aus dem Produktionsprozeß als Sekundärinputs möglichst hochwertig in einem nahen Betrieb einzusetzen. Besonders für kleine und mittlere Unternehmen (KMU), in denen nur geringe Abfallmengen anfallen, die einzeln anzunehmen für einen Verwerter unwirtschaftlich ist, eröffnet die Teilnahme an einem Verwertungsnetzwerk mit räumlich benachbarten Unternehmen große Chancen.⁵⁴ Die räumliche Nähe schafft überhaupt günstige Voraussetzungen zum Zustandekommen von Kooperationen durch gemeinsame persönliche Betroffenheit, gegenseitige Kenntnis der Partner und Entstehung einer übergreifenden Corporate Identity.⁵⁵ Es können Output-Input-Beziehungen innerhalb des Verbunds genutzt werden, so daß keine standortexterne Abführung von Stoffen mehr nötig und gleichzeitig ein in Art und Umfang kontinuierlicher Zugriff auf Ressourcen gesichert ist.⁵⁶ Durch Aufnahme von Abfallfraktionen der Netzwerkpartner können diese (kostengünstiger) an standortexterne Dritte zur Verwertung oder Entsorgung weitergeleitet werden. Dadurch lassen sich sowohl Entsorgungs- und Verwertungskosten als auch Transportkosten und -belastungen einsparen. Beispiele für solche zwischenbetrieblichen Verwertungs- und Entsorgungsnetzwerke sind die Ansiedlung von Rigips-Platten-Herstellern in der Nähe von Großkraftwerken zur Verarbeitung des aus der Rauchgasreinigung anfallenden Gipses, die Verwertungsnetze Emden/Dollart⁵⁷ und Kalundborg⁵⁸ und das Heidelberger Industriegebiet Pfaffengrund-Nord.⁵⁹

Eine weitere räumliche Ausdehnung führt zu einem regionalen Stoffstrommanagement und zum Aufbau von Verwertungsnetzwerken zwischen geeigneten Unternehmen einer ganzen

⁴⁹ Vgl. WIEDMANN (1998), S. 8; zur Aufsplittung in konkretere Unterziele s. STROBEL/WAGNER (1998), S. 13.

⁵⁰ Z.B. Verwendung von Holzabfällen bei Möbelherstellern zur Herstellung von Presspanplatten.

⁵¹ Vgl. STROBEL/WAGNER (1998).

⁵² Vgl. HANSEN/MEYER/NAGEL (1998), S. 17.

⁵³ Sie müssen bzw. sollten ergänzt werden durch Entsorgungsnetzwerke zur möglichst umweltfreundlichen Entsorgung derjenigen unvermeidbaren Abfälle, für die es keine sinnvollen Verwertungsmöglichkeiten gibt.

⁵⁴ Vgl. STERR (1997), S. 68f.

⁵⁵ Vgl. STREBEL/SCHWARZ (1997), S. 322f., und KALUZA/BLECKER (1998), S. 270.

⁵⁶ Vgl. KRCAL (1995), S. 23.

⁵⁷ S. SCHULLER (1985).

⁵⁸ S. SCHWARZ (1994), STREBEL (1995), S. 119.

⁵⁹ S. STERR (1997).

Region. Durch sie erhöht sich die Chance zur Ausnutzung zusätzlicher Output-Input-Beziehungen. Beispiele sind die Verwertungsnetzwerke Ruhrgebiet⁶⁰ und Steiermark.⁶¹

Das zwischenbetriebliche, regionale und überregionale Stoffstrommanagement läßt sich unterstützen durch Abfall- und Recyclingbörsen, wie sie u.a. von den Industrie- und Handelskammern organisiert werden. Sie erleichtern Abfallproduzenten, Interessenten für ihre Abfallstoffe zu finden und dienen der Verbesserung der Transparenz.

6.3.3 Kernelement 2: Entwicklung und Gestaltung reduktionsfähiger Produkte

Stoffkreisläufe können nicht allein durch ein Stoffstrommanagement in und zwischen Unternehmen geschlossen werden. Da die meisten stofflichen Produkte der Unternehmen für die privaten und öffentlichen Haushalte hergestellt werden, verlassen sie den Unternehmenssektor. Ob und in welchem Umfang sich dadurch die hervorgerufenen Stoffflüsse Kreisläufe innerhalb der techno-ökonomischen Sphäre aufbauen lassen bzw. tatsächlich aufgebaut werden, hängt im wesentlichen ab von der

- Gestaltung der staatlichen Rahmenbedingungen⁶² und der
- Gestaltung der Produkte.

Denn bereits der Planer und Konstrukteur eines Produktes bestimmt weitgehend durch Auswahl der Werkstoffe, Anordnung und Formgebung, ob, mit welchem Aufwand und mit welchen umweltrelevanten Folgen eine Reduktion der Produkte und ihre Rückführung in die Produktion möglich ist.

Die Entwicklung und Gestaltung reduktionsfähiger Produkte ist als wichtiger Bestandteil einer insgesamt umweltverträglichen Produktgestaltung anzusehen, auf die hier nicht in ganzer Breite eingegangen werden kann.⁶³ Im folgenden wird ausschließlich der Bereich der Produktentwicklung und -gestaltung dargestellt, der darauf abzielt, Produkte reduktionsfähig zu machen, d.h. sie so zu konzipieren und herzustellen, daß sie oder ihre Bestandteile nach der Nutzungsphase mit möglichst geringem Aufwand und unter Erhaltung eines möglichst großen Anteils der in sie hineingeflossenen Ressourcen und Wertschöpfung und möglichst häufig wieder als Inputs eingesetzt werden können. Mit dem Ziel der möglichst häufigen und dauerhaften Reduktionsfähigkeit soll ein unnötig schnelles Entwerten von Produkten und Materialien im Reduktionsprozeß (Downcycling) verhindert werden, so daß es zu möglichst langen und schwach abfallenden Produkt- bzw. Stoffkaskaden kommt.⁶⁴

⁶⁰ S. STREBEL/SCHWARZ (1997), S. 329.

⁶¹ S. SCHWARZ (1994), STREBEL/SCHWARZ/ORTNER (1994) und STREBEL (1995a).

⁶² Vgl. Abschnitt 6.4.

⁶³ Zu umfassenderen Gesamtdarstellungen s. TÜRCK (1991), KREIKEBAUM (1992), SCHMIDT-BLEEK (1994), HOPFENBECK/JASCH (1995), HELLENBRANDT/RUBIK (Hrsg.) (1994), BETZ/VOGL (1996); die Hefte 5 (1994) und 4 (1997) der Zeitschrift UmweltWirtschaftsForum sind insgesamt dem Schwerpunktthema „Umweltverträgliche Produktgestaltung“ gewidmet.

⁶⁴ Diese Zielsetzung ist damit das Analogon zum Ziel langsam abfallender Energiekaskaden, d.h. einer Energienutzung, bei der durch die Energieumwandlungsprozesse die Wertigkeit der Energie nur möglichst

Folgende Anforderungen müssen zum Erreichen dieses Ziels an die Entwicklung und Gestaltung der Produkte gestellt werden:⁶⁵

1. Auswahl schadstoffarmer, recyclingfähiger Werkstoffe, Bauteile und Verpackungen, die entweder leicht biologisch abbaubar sind oder für die umweltfreundliche Recyclingverfahren existieren
2. Optimierung der Werkstoffmengen
3. Minderung der Werkstoffvielfalt, (z.B. auch durch Normierung von Zusammensetzungen) zur Absenkung des Sortieraufwands, von Transport- und Lagerkosten usw.; Bevorzugung von Einstoffsystemen
4. Verwendung von separierbaren und verträglichen Mehrstoffsystemen
5. Standardisierung von Bauteilen und Bauteilgruppen
6. Einsatz von Recyclaten und recycelten Bauteilen
7. Vermeidung von Beschichtungen
8. Umwelt- und recyclinggerechte Auswahl von Additiven
9. Kennzeichnung von Bauteilen und Werkstoffen zur leichteren Identifizierung und Verwertung
10. Demontagefreundlichkeit von Geräten und Bauteilgruppen und Bauteilen (auch zur Erleichterung der Schadstoffentfrachtung) unter besonderer Berücksichtigung der Wahl der Verbindungstechniken
11. Reinigungs- und prüfgerechte Gestaltung der Produkte und ihrer Bauteile
12. Lebensdauererhöhung für die Bauteile⁶⁶
13. Modernisierungsfähige Gestaltung der Produkte
14. Entwicklung eines Recyclingkonzeptes für die hergestellten Produkte

Wünschenswert ist schließlich, daß Konzeption und Herstellung eines stofflichen Produkts begleitet werden von einer grundsätzlichen Prüfung, ob der Nutzen, der dem Käufer mit dem Produkt vermittelt werden soll, überhaupt oder auf andere, nicht-stoffliche Weise vom Hersteller angeboten werden kann oder soll (Überprüfung der Vermeidungsoption). Der gänzliche, aus ökologischen Gründen vorgenommene Verzicht auf die Herstellung eines nachgefragten Produkts (oder dessen Nutzens) dürfte i.a. dem Hersteller (und auch dem Vertreiber) schwerfallen, weil er damit auf Erlöse und Gewinnmöglichkeiten verzichtet. Sie verlangt eine entsprechende ethische Grundeinstellung, die um so schwerer aufrecht zu erhalten sein wird, je gefährdeter sich das Unternehmen am Markt sieht.

Bei der praktischen Umsetzung dieser Anforderungen treten zahlreiche Zielkonflikte auf: sowohl zwischen den reduktionsorientierten Zielen untereinander als auch zwischen reduktionsorientierten einerseits und herstellungs- und nutzungsorientierten Anforderungen bzw.

langsam abnimmt, d.h. die (nach dem 2. Hauptsatz der Thermodynamik in einem geschlossenen System notwendigerweise) eintretende Entropiezunahme bei jedem Umwandlungsschritt möglichst gering ist.

⁶⁵ Vgl. KREIBICH (1994), S. 17ff., BRINKMANN/EHRENSTEIN/STEINHILPER (1996), Teil 6/2.

⁶⁶ Die Lebensdauererhöhung des *gesamten* Produkts, die natürlich wegen ihrer stoffflußverlangsamenden Wirkung eine grundsätzlich günstige Emissionsminderungswirkung hat, wird hier nicht aufgelistet, weil sie die Reduktionsfähigkeit des Produktes nicht unbedingt erhöht.

Pflichten andererseits.⁶⁷ So steht die Werkstoffeinsparung (z.B. durch geeignete Werkstoffauswahl und Miniaturisierung) u.U. im Konflikt mit Anforderungen an die Stabilität, Wartungs-, Reparatur- und Zerlegefreundlichkeit; die ungeheure Vielfalt von Kunststoffen erlaubt die Erfüllung sehr differenzierter Nutzungsansprüche, stellt aber ein erfolgreiches und effizientes Recycling vor große Probleme; der Verzicht auf schadstoffhaltige Werkstoffe kann die Haltbarkeit und damit die Lebensdauer eines Produktes erheblich einschränken, womit sich auch Konflikte zu anderen, ökologieorientierten Zielen ergeben.⁶⁸ Insbesondere die Liste der Zielkonflikte zwischen Nutzungs- und Verwertungs- bzw. Reduktionsorientierung ließe sich fortsetzen. Der Anforderungskatalog für die Gestaltung reduktionsfähiger Produkte macht diese Zielkonflikte bewußt und eröffnet so überhaupt erst die Möglichkeit, nach (vorwiegend wohl technischen) Lösungen zu ihrer Bewältigung zu suchen.⁶⁹ Für Erfolge dabei gibt es bereits zahlreiche Beispiele;⁷⁰ selbst Upcycling-Verfahren (mit denen die Qualität eines aufgearbeiteten Produktes diejenige eines Neuproduktes übertrifft) sind dadurch entwickelt worden.⁷¹

Trotz allem handelt es sich aber gesamtwirtschaftlich gesehen nur um punktuelle Beispiele; eine systematisch und integriert mit der Produktionswirtschaft betriebene Reduktionswirtschaft besteht nicht. Allenfalls kann von Ansätzen gesprochen werden. Ein solcher könnte sich z.B. durch das Zusammenspiel der am 1.4.1998 in Kraft getretenen Altautoverordnung und der „freiwilligen Selbstverpflichtung zur umweltgerechten Altautoverwertung (Pkw) im Rahmen des Kreislaufwirtschaftsgesetzes“ abzeichnen. Inwieweit es dadurch zum Schließen von nach Art und Menge bedeutenden Bauteile- und Stoffkreisläufen auf hohem Niveau kommt und inwieweit diese Selbstverpflichtung auch Rückwirkungen auf die Herstellung (in Richtung einer verbesserten Reduktionsfähigkeit) der Pkw hat, muß abgewartet werden (s. Abschnitt 6.4).

6.4 Umweltpolitische Instrumente zum Aufbau einer integrierten Produktions- und Reduktionswirtschaft

Generell stehen dem Staat auch zum Aufbau einer integrierten Produktions- und Reduktionswirtschaft ordnungsrechtliche, ökonomische und suasorische Instrumente zur Verfügung. Da für diese Aufgabe nur ein kombinierter Einsatz aller drei Instrumentengruppen erfolverspre-

⁶⁷ Bei den herstellungs- und nutzungsorientierten Anforderungen geht es um technische (Funktionserfüllung, Erfüllung von Sicherheitsanforderungen, optimale Herstellungsverfahren, gute Gebrauchseigenschaften) und wirtschaftliche (niedrige Herstellungskosten, niedrige Gebrauchskosten); vgl. BRINKMANN/EHRENSTEIN/STEINHILPER (1996), Teil 5/2.1, S. 1.

⁶⁸ Zu weiteren s. KREIBICH (1994), S. 20.

⁶⁹ Dies ist nur über eine Bewertung der Produkte möglich. Als Hilfsmittel hierzu wurden die Instrumente der produktbezogenen Öko-Bilanzen und der Produktlinienanalyse entwickelt, mit denen die Umweltauswirkungen der jeweils in Frage kommenden Gestaltungsmöglichkeiten des Produktes über seinen gesamten Lebensweg untersucht und bewertet werden; vgl. AHBE/BRAUNSCHWEIG/MÜLLER-WENK (1990), RUBIK (1994), UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1992), ENGELFRIED (1994).

⁷⁰ Zahlreiche Beispiele finden sich in BRINKMANN/EHRENSTEIN/STEINHILPER (1996); weitere Beispielsammlungen in HOPFENBECK/JASCH (1995), MEFFERT/KIRCHGEORG (1993) und MAJER (1995).

⁷¹ Vgl. BRINKMANN/EHRENSTEIN/STEINHILPER (1996), Teil 5/7, S. 1ff.

chend scheint, sollen an dieser Stelle ausnahmsweise nicht nur die ökonomischen Instrumente geschildert werden.

Wesentliche gesetzliche Grundlage ist derzeit das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG), das mit seinen vorwiegend ordnungsrechtlichen Regelungen grundsätzlich dem Aufbau einer integrierten Produktions- und Reduktionswirtschaft förderlich ist. Dies wird besonders deutlich durch die Zuweisung der Produktverantwortung an „jeden, der Produkte entwickelt, herstellt, be- und verarbeitet oder vertreibt“ (§ 22 Abs. 1 KrW-/AbfG). Die Produktverantwortung umfaßt nach diesem Gesetz zentrale Forderungen an eine integrierte Produktions- und Reduktionswirtschaft, die in Abschnitt 6.3.3 formuliert wurden:⁷²

- „1. die Entwicklung, Herstellung und das Inverkehrbringen von Erzeugnissen, die mehrfach verwendbar, technisch langlebig und nach Gebrauch zur ordnungsgemäßen und schadlosen Verwertung und umweltverträglichen Beseitigung geeignet sind,
2. den vorrangigen Einsatz von verwendbaren Abfällen oder sekundären Rohstoffen bei der Herstellung von Erzeugnissen,
3. die Kennzeichnung von schadstoffhaltigen Erzeugnissen, um die umweltverträgliche Verwertung oder Beseitigung der nach Gebrauch verbleibenden Abfälle sicherzustellen,
4. den Hinweis auf Rückgabe-, Wiederverwendungs- und Verwertungsmöglichkeiten oder -pflichten und Pfandregelungen durch Kennzeichnung der Erzeugnisse und
5. die Rücknahme der Erzeugnisse und der nach Gebrauch der Erzeugnisse verbleibenden Abfälle sowie deren nachfolgende Verwertung oder Beseitigung.“

Das KrW-/AbfG macht einen feinsinnigen Unterschied zwischen Tragen und Erfüllen der Produktverantwortung: Während alle Produkthersteller die Produktverantwortung tragen, wird durch konkretisierende Rechtsverordnungen bestimmt, welche Hersteller mit welchen Produkten und auf welche Weise die Produktverantwortung zu erfüllen haben (§ 22 Abs. 4 KrW-/AbfG). Das dazu vorgesehene Instrumentarium besteht aus

- Produktverboten,
- Produktbeschränkungen,
- Rücknahme- und Rückgabepflichten,
- Pfandpflichten,
- Kennzeichnungen

(s. §§ 23, 24 KrW-/AbfG).

Die ersten beiden Instrumente dienen vor allem der Gefahrenabwehr; selbst hiervon haben die staatlichen Entscheidungsträger gelegentlich nur sehr zögernd Gebrauch gemacht, wie das Beispiel Asbest zeigt.

Zum zügigen Aufbau einer integrierten Produktions- und Reduktionswirtschaft erscheinen Rücknahme-, Rückgabe-, Pfand- und Kennzeichnungspflichten besonders geeignet.

⁷² Vgl. §22 Abs. 2 KrW-/AbfG.

Ohne die ordnungsrechtlichen Instrumente der *Rücknahme- und Rückgabepflichten* fehlen der Produktionswirtschaft Anreize zur Herstellung kreislauffähiger Produkte und zum Einsatz von Sekundärbauteilen und -rohstoffen. Kommt es aber zu diesem Einsatz nicht, so fehlen auch der Reduktionswirtschaft Anreize zur Herstellung von Sekundärbauteilen und -rohstoffen, weil ihr die Absatzmöglichkeiten fehlen. Ideal wäre es, wenn Produktion und Reduktion von Produkten in einheitlicher Verantwortung der jeweiligen Hersteller vorgenommen würden: Die Hersteller haben die intimsten Kenntnisse über ihre Produkte und können diese am besten bei der Reduktion nutzen. Sie haben daher auch die beste Möglichkeit zur Entwicklung von geeigneten, kostengünstigen Reduktionsverfahren, so daß der technische Fortschritt in diesem Bereich am besten vorangetrieben werden könnte. Zu klären wären allerdings verschiedene rechtliche Fragen wie der der Produkthaftung, des Patentschutzes, der Gewährleistung und der Kennzeichnungspflicht für Produkte mit aufgearbeiteten Bauteilen und Baugruppen.⁷³ Die Verbringung zwischen Mitgliedstaaten der EU dürfte für einen Großteil von Sekundärmaterialien (abzuwickeln nach der EG-Abfallverbringungsverordnung, grüne Liste, Anhang II) unproblematisch sein.

Zu einem Erlaß entsprechender Rechtsverordnungen ist es bisher nur punktuell, d.h. für einige wenige Produktarten gekommen:⁷⁴

- Altauto-Verordnung (seit 1.4.1998 in Kraft)⁷⁵
- Batterie-Verordnung (seit 3.4. bzw. ab 1.10.1998 in Kraft)⁷⁶

Mit der Alt-Autoverordnung werden Letzthalter von Pkw verpflichtet, das Altauto einem anerkannten Verwertungsbetrieb oder einer anerkannten Annahmestelle zu überlassen. Die Betreiber dieser Anlagen haben umfangreiche Pflichten zur umweltfreundlichen Behandlung, ordnungsgemäßen und schadlosen Verwertung und gemeinwohlverträglichen Beseitigung von Altautos und Restkarossen, die im Anhang der Verordnung aufgelistet sind.

Die Altauto-Verordnung ist in Verbindung mit einer Selbstverpflichtung der Automobilindustrie zu sehen.⁷⁷ Erklärte Ziele sind

- die recyclinggerechte Konstruktion der Fahrzeuge und ihrer Teile,
- die umweltverträgliche Behandlung der Altautos, insbesondere bei der Entnahme von Betriebsstoffen und bei der Demontage,
- die Entwicklung, Aufbau und Optimierung von Stoffkreisläufen.

⁷³ Vgl. BÖNKER/KREIS (1997), S. 19.

⁷⁴ Neben den im folgenden genannten und beschrieben sind noch eine Reihe von schadstoffbezogenen Produkt-Selbstverpflichtungen eingegangen worden, z.B. für DDT-, asbest- und FCKW-haltige Produkte. Eine Übersicht bietet CLAUSEN/BROKMANN/SHELLENBERGER (1995), S. 21ff.

⁷⁵ S. BUNDESGESETZBLATT JAHRGANG 1997, TEIL I NR.46. Bonn 1997, S. 1666-1676.

⁷⁶ Ferner hat der Bundestag am 18.06.1998 den Entwurf einer Informationstechnologie-Altgeräte-Verordnung (IT-Altgeräte-Verordnung) gebilligt (der noch der Zustimmung durch den Bundesrat bedarf), nach dem die Hersteller von IT-Geräten die entsprechenden Altgeräte (unentgeltlich) zurücknehmen, verwerten oder umweltverträglich beseitigen müssen und für eine leichte Identifizierbarkeit der zurückzunehmenden Geräte zu sorgen haben. Die Verordnung ist in Zusammenhang mit einem 1995 ergangenen Angebot der IT-Hersteller zur Rücknahme, Verwertung und Beseitigung gebrauchter IT-Geräte zu sehen; vgl. BUNDESUMWELT-MINISTERIUM (1998), S. 381.

⁷⁷ Vgl. ARGE-ALTAUTO (Hrsg.) (1997).

In dieser freiwilligen Selbstverpflichtung sichern die Automobilindustrie und die beteiligten Wirtschaftszweige und Verbände insbesondere den Aufbau einer flächendeckenden Infrastruktur zur Annahme und Verwertung von Pkw und Altteilen aus Pkw-Reparaturen sowie die umweltverträgliche Entnahme von Betriebsstoffen, Demontage und Verwertung von Teilen und Materialien von Altautos (und die ordnungsgemäße Beseitigung der anfallenden, nicht verwertbaren Abfälle) zu, verbunden mit zeitlichen und mengenmäßigen Zielvorgaben. Über die Umsetzung dieses Teils der Selbstverpflichtung soll regelmäßig berichtet werden. Von vielleicht noch größerer Bedeutung ist die weitergehende Zusage von Autoherstellern und -importeuren, generell Altautos ihrer Marke vom Letzthalter zu marktüblichen Konditionen zurückzunehmen und Altautos, die nach Inkrafttreten der Altauto-Verordnung in Verkehr gebracht wurden, unter gewissen Zusatzbedingungen kostenlos zurückzunehmen.

Zwar sind verschiedene Regelungen bzw. Zusagen in der Altauto-Verordnung und der entsprechenden Selbstverpflichtung sehr kritisch zu sehen;⁷⁸ es ist aber unverkennbar, daß mit beiden Maßnahmen ein wichtiger Schritt in Richtung auf eine integrierte Produktions- und Reduktionswirtschaft im Pkw-Bereich gegangen wurde. Umfang und Qualität der in Aussicht gestellten Teile- und Stoffkreisläufe ist weder in der Verordnung vorgeschrieben (das stellte auch äußerst rigide Eingriffe dar, die mit erheblichen Nachteilen verbunden wären) noch in der Selbstverpflichtung im Einzelnen zugesagt, sondern im wesentlichen der Branche selbst überlassen; es ist zu hoffen, daß sie die erhaltenen Handlungsspielräume verantwortungsvoll nutzt und damit auch für andere Branchen ein Vorbild gibt.

Für die meisten anderen, ebenfalls wichtigen Massenprodukt-Bereiche fehlen vergleichbare Regelungen. Auch der Sachverständigenrat sieht noch erheblichen Handlungsbedarf, insbesondere bei Elektro-Haushalt-Großgeräten und elektrischen und elektronischen Kleingeräten.⁷⁹ Z.T. setzt die Bundesregierung offenbar auf weitere Selbstverpflichtungen von Branchen,⁸⁰ für den größeren Teil der wichtigen und interessanten Produkte fehlen aber auch solche.⁸¹

Um Vollzugsdefizite vor allem bei den Letztnutzern von Produkten zu verhindern, werden die ordnungsrechtlichen Instrumente der Rücknahme- und Rückgabeverpflichtung (z.T. gewissermaßen auch als Drohpotential zum Erreichen von Selbstverpflichtungen der Wirtschaft)

⁷⁸ Dies betrifft z.B. die Verpflichtung des Letzthalters, die Kosten für die Rücknahme zu tragen, die Beschränkung der kostenlosen Rücknahme auf Fahrzeuge, die nicht älter als 12 Jahre (seit Erstzulassung) sind, und das Fehlen von verschiedenen operationalen Zielen (vor allem von Verwertungszielen) und das Fehlen von Sanktionsmechanismen, s. RENNINGS/BROCKMANN/KOSCHEL/BERGMANN/KÜHN (1996), S. 224f., S. 231ff. und S. 261f.

⁷⁹ Vgl. SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (1998), Tz. 63*.

⁸⁰ Z.B. die Vereinbarung zur Rücknahme und Verwertung von Geräten der Informationstechnik.

⁸¹ Mengenmäßig außerordentlich wichtig ist z.B. der Baubereich, in dem jährlich in Deutschland 250 Mio. t Baureststoffe anfallen, die mit 63% an den gesamten Abfällen von 400 Mio. t (ohne Abfälle aus der Landwirtschaft) die mengenmäßig bedeutendste Abfallgruppe darstellen; vgl. KOHLER (1994), S. 16. Davon entfallen 30 Mio. t auf den beim Abbruch von Gebäuden entstehenden Bauschutt. Obwohl ein Konzept zur Organisation der Kreislaufwirtschaft im Baubereich unter dem Namen „Kreislaufwirtschaftsträger Bau“ (KTB) seit Jahren vorliegt (s. KOHLER (1994), S. 29) und obwohl verschiedene, erfolgreiche Pilotprojekte zur Demontage und zum Recycling von Gebäuden durchgeführt wurden (s. RENTZ/RUCH/NICOLAI/SPENGLER/SCHULTMANN (1994), RENTZ/SCHULTMANN/RUCH/SINDT (1997)), ist es wegen des Fehlens geeigneter Regelungen, aber auch sicher aus Unkenntnis über die Möglichkeiten, bisher zu keiner breiteren Umsetzung gekommen.

von *Pfandpflichten* flankiert werden müssen: Der Käufer eines Produktes, das nach seiner Nutzungsdauer verwertet werden soll, hat dann beim Kauf ein Pfand zu entrichten, aus dem die spätere Verwertung oder Entsorgung finanziert wird. Bei einem eventuellen Weiterverkauf des Produktes geht das Pfand auf den neuen Eigentümer über. Dem Letztnutzer würden die entstehenden Verwertungs- und Entsorgungskosten auf das Pfand angerechnet, so daß er den entsprechenden Saldo zurückbekäme oder zuzahlen müßte (Deposit-Refund-Lösung).⁸² Eine andere Möglichkeit sieht das in den Niederlanden seit 1995 für Altautos praktizierte System vor: Hierbei hat der Käufer eines Neuwagens beim Kauf eine Gebühr (250 Gulden/Auto) für die Verwertung und Beseitigung zu zahlen, mit denen Recycling-Aktivitäten, die noch nicht rentabel sind, subventioniert werden. Diese werden von zertifizierten Firmen durchgeführt, die dafür eine nach Gewicht gestaffelte Prämie erhalten. Die Verwerter sind an einen von den Autoherstellern, Händlern, Werkstätten und der Verschrottungs- und Shredderbranche gegründeten Verband angeschlossen. Die Letzthalter geben ihr Fahrzeug kostenlos an die Annahmestellen des Verwertungsverbandes zurück.⁸³ Durch die Kombination der Rücknahme-/Rückgabepflicht mit der Pfand-/Gebührenpflicht kommt es in den beiden geschilderten Fällen zu einem gemischten Einsatz von ordnungsrechtlichen und ökonomischen Instrumenten.

Ein weiteres wichtiges ordnungsrechtliches Instrument ist die umfassendere Einführung von *Kennzeichnungspflichten* für bestimmte Materialien, insbesondere von Kunststoffen; günstig für eine automatisierte Demontage und Sortierung wäre eine (standardisierte) maschinenlesbare Kennzeichnung. Schließlich wäre ein Hinwirken auf stärkere *Vereinheitlichungen bzw. Normierungen* durch staatliche Vertreter in (nationalen und internationalen) Normungsgremien wichtig.

Ein rein ökonomisches Instrument ist die *Erhöhung der Gebühren für die Beseitigung* (Deponierung, Verbrennung, Verschmelzung) von Abfallfraktionen; hiermit können Verwertungsverfahren wirtschaftlich interessant werden. Dieselbe Wirkung hätte die Einführung einer (bundesweiten) Abfallabgabe, die bisher politisch nicht durchsetzbar war. Wegen der Gefahr des Ausweichens auf illegale Entsorgungsmöglichkeiten sind diesen Möglichkeiten aber auch gewisse Grenzen gesetzt. Anreize zur Entwicklung von Recyclingverfahren und zur Verwendung von Sekundärrohstoffen gehen ebenfalls aus von Abgaben auf Primärrohstoffe. Solche kommen z.B. in Frage für natürliche Rohstoffe für den Hoch- und Tiefbau.

Zum Aufbau zwischenbetrieblicher und regionaler Verwertungsnetzwerke kann die öffentliche Hand geeigneten Unternehmen *Ansiedlungsanreize* geben. Durch *finanzielle Förderung und Kooperationen* bei der Erforschung und Entwicklung von Recycling- und Reduktionsverfahren kann das Auffinden neuer oder verbesserter, effizienter und unternehmens- oder gar branchenübergreifender Lösungen vorangetrieben werden. Die *Kennzeichnung von Produkten aus (großen Anteilen von) Sekundärteilen oder -materialien mit einem Öko-Label* durch eine unabhängige Institution ist ebenfalls ein Anreizinstrument, das seit langem vor allem für Verbrauchsprodukte praktiziert wird; im Gebrauchsgüterbereich gibt es offensichtlich

⁸² Vgl. RENNINGS/BROCKMANN/KOSCHEL/BERGMANN/KÜHN (1996), S. 236.

⁸³ Vgl. RENNINGS/BROCKMANN/KOSCHEL/BERGMANN/KÜHN (1996), S. 237.

Akzeptanzprobleme seitens der Nutzer, die mit geeigneten Marketingmaßnahmen überwunden werden müssen.

Dies weist auf die Wichtigkeit auch von suasorischen und informationsbezogenen Instrumenten zum Aufbau einer integrierten Produktions- und Reduktionswirtschaft hin. Das an vielen, verstreuten Stellen bereits vorhandene Know-how über Kreislaufmöglichkeiten muß zusammengeführt und durch Beratungsleistungen, Informationsveranstaltungen und geeignete Publikationen zum verbreiteten, flächendeckenden Einsatz kommen. Der öffentliche Sektor kann Vorbild sein bei der Umsetzung, z.B. durch die Verpflichtung von Behörden und Kooperationspartnern, bei Beschaffungen und Auftragsvergaben auf Langlebigkeit, Reparaturfreundlichkeit, Verwendbarkeit und Verwertbarkeit von Gütern, Materialien bzw. Bauvorhaben zu achten, wie es das KrW-AbfG (§ 37) schon verlangt. Auch zur Klärung rechtlicher Fragen (Kartellbildung, Patentschutz, Datenschutz, Kennzeichnungspflicht bzw. -recht, Überprüfung von Vorschriften und Normen, die den Einsatz von Sekundärteilen und -stoffen behindern) sollte die öffentliche Hand beitragen. Unterstützung der *Öffentlichkeitsarbeit* ist nötig, um bei den Verbrauchern die Bereitschaft zur Verwendung von aufgearbeiteten Altprodukten (mit geeigneten Garantien und Gewährleistungen) zu erhöhen. Letztlich muß darauf hingewirkt werden, daß sich jeder Bürger als Partner einer integrierten Produktions- und Reduktionswirtschaft begreift und den ihm möglichen Beitrag durch

- verantwortungsbewußte Auswahl von Produkten,
- verantwortungsvollen Gebrauch von Produkten und
- verantwortungsbewußte Rückgabe von Produkten

leistet.⁸⁴ Auch bei internationalen Gesprächen, Veranstaltungen und Verhandlungen muß wegen der Globalisierung der internationalen Güter- und Stoffströme die Wichtigkeit des Aufbaus einer integrierten Produktions- und Reduktionswirtschaft thematisiert werden.

Es zeichnet sich ab, daß zum Erreichen von (fast) geschlossenen Kreisläufen für große und wichtige Produkt- bzw. Stoffströme der Aufbau einer Reduktionswirtschaft nötig ist, die viel umfassender ist als bisher. Dies ist eine umfangreiche Kooperationsaufgabe, an der Wirtschaft, Konsumenten und Staat gemeinsam mitwirken müssen:

Die Reduktionswirtschaft muß mit ähnlich hohem personellem, organisatorischem und technischem Aufwand betrieben werden wie die Produktionswirtschaft. Reduktionsstätten werden in bestimmten Branchen in Zahl, Umfang und Ausstattung (und damit den dafür erforderlichen Investitionen) vergleichbar zu den modernen Produktionsstätten errichtet werden müssen.⁸⁵ Auch der Begleitaufwand für die gesamte Redistribution (Retransport, Relogistik) wird ähnlich hoch sein wie der für die Produkte, und es müssen und werden z.B. Lösungen gefunden werden, wie Hin- und Rücktransporte von Gütern und Altgütern optimal organisiert werden können, ohne daß (zahlreiche) Leerfahrten nötig wären. Es ist auch zu

⁸⁴ Vgl. s. HOPFENBECK/JASCH (1995), S. 272ff.

⁸⁵ Mit dem BMW Recycling- und Demontagezentrum in München und dem Aufbau eines flächendeckenden Netzes von (bisher 70) autorisierten Verwerterbetrieben und internationalen Kooperationen mit Rover (Eng-

erwarten, daß die Reduktion ähnliche Kosten hervorrufen wird wie die Produktion selbst. Deshalb muß damit gerechnet werden, daß die Preise für Produkte, deren Zerlegung in verwend- oder verwertbare Bestandteile vergleichbaren Aufwand erfordert wie die Herstellung selber, sich erheblich erhöhen, nahezu sogar verdoppeln werden.⁸⁶ In bestimmten Bereichen ist das heute schon der Fall (die Gebühren für Haushaltsabwässer sind heute bereits in vielen Kommunen etwa so hoch (z.T. sogar höher) wie die Gebühren für Frischwasser). Der positive und sehr bedeutende Begleiteffekt ist allerdings, daß in der Reduktionswirtschaft eine große Zahl von Arbeitsplätzen geschaffen werden muß. Es ist zu erwarten, daß zumindest in der Anfangsphase die Reduktion (im Vergleich zur industriellen Produktion) sehr arbeitsintensiv sein wird; erst allmählich wird auch hier eine zunehmende Mechanisierung und Automatisierung wieder zum Abbau von Arbeitsplätzen führen.

land), Renault (Frankreich) und Fiat (Italien) ist nur ein (sicher vorbildlicher) Anfang gemacht, den früher oder später viele andere Hersteller nachvollziehen müssen; vgl. RADOMSKI (1998) und BMW AG (1998).

⁸⁶ Die Einsparung von Materialkosten, Entsorgungskosten und von Kosten zur Internalisierung der bei der Rohstoffgewinnung verursachten externen Effekte wirkt diesem Preissteigerungseffekt natürlich entgegen.

7 Zusammenfassung und Bewertung

Das Ausmaß der anthropogenen stofflichen Emissionen ist in Menge, Art und Vielfalt offensichtlich problematisch geworden, und zwar national, international und global. Ihre derzeit bekannten Auswirkungen auf die drei großen Umweltbereiche Lufthülle (Atmosphäre), Gewässer (Meere, Seen, Flüsse, Grundwasser) und Böden, die gewissermaßen als Verdünnungsräume dienen, sind ausführlich dokumentiert. Sie zeigen, daß die Umweltbereiche, die (über)lebenswichtige Leistungen liefern und damit die Eigenschaft essentieller Kapitalgüter haben, in den letzten Jahrzehnten einem erheblichen Verschleiß unterliegen, dessen vorrangige Gründe in der immensen Steigerung der materiellen Ansprüche eines Teils der Weltbevölkerung und der enormen Bevölkerungszunahme liegen.

Vor diesem Hintergrund steht im Mittelpunkt der nationalen (staatlichen) Umweltpolitiken der Industrieländer, aber auch zunehmend internationaler Staatengemeinschaften, die Verminderung der als schädlich oder gefährlich erkannten stofflichen Emissionen. Dafür steht ein Instrumentarium zur Verfügung, das sich grob in drei Bereiche einteilen läßt:

- **Ordnungsrechtliche Instrumente („Emissionsminderung durch Zwang“):** Mit ihnen werden die Akteure (durch Auflagen, d.h. Ge- oder Verbote) zu einer Begrenzung ihrer stofflichen Emissionen gezwungen. Dies geschieht meist durch die Festlegung von (Konzentrations-)Grenzwerten oder durch technische Vorschriften.
- **Ökonomische Instrumente („Emissionsminderung durch Anreize“):** Mit ihnen gibt der Staat finanzielle oder nicht-finanzielle Anreize zur Emissionsminderung, läßt den Akteuren aber die Freiheit, diese Anreize anzunehmen oder nicht. Zu ihnen zählen die Emissionsabgaben und -zertifikate, die Umwelthaftung und die Initiierung und Förderung umweltschutzinduzierter Kooperationen.
- **Suasorische Instrumente („Emissionsminderung durch Einsicht“):** Sie zielen darauf ab, insbesondere durch Informationen und Hinweise auf ethische Grundpositionen die Wertvorstellungen der Akteure in Richtung auf ein emissionsarmes Verhalten zu verändern.

Diese Arbeit befaßt sich (mit Ausnahme des 6. Kapitels) praktisch ausschließlich mit der Gruppe der ökonomischen Instrumente. Auf sie ist in den letzten Jahren verstärkte Hoffnung gesetzt worden, weil erkannt wurde, daß durch die (auch heute noch) dominierenden ordnungsrechtlichen Instrumente (vor allem in Form einheitlicher, anlagenbezogener Auflagen) Emissionsminderungsziele mit unnötig hohen Kosten, also unwirtschaftlich erreicht werden. Die größere Flexibilität, die ökonomische Instrumente den Akteuren gewähren, eröffnet gewissermaßen die Möglichkeit, Umweltschutz billiger zu bekommen, unter Ausnutzung von nur dezentral verfügbaren Informationen. Es ist unbestritten, daß dort, wo es gilt, akute Schäden abzuwenden und akute Gefährdungen abzuwehren, auf Auflagen nicht verzichtet werden kann. Im Zeichen einer sich zunehmend auch der Vorsorge, d.h. der Abwehr mittel- und langfristiger drohender Gefahren, widmenden Umweltpolitik, bietet sich die Chance,

stärker als bisher Umweltschutz auch über ökonomische Anreize zu initiieren und damit das Prinzip „ökonomische Belohnung bei Leistung“, das so wirksam im marktwirtschaftlichen Bereich ist, auch für den Umweltschutz nutzbar zu machen.

Bisher ist das aber nur in eingeschränktem Umfang geschehen: Emissionsabgaben existieren in Deutschland im wesentlichen nur in Form der Abwasserabgabe, Emissionszertifikate sind hier (anders als in den USA) noch gar nicht zum Einsatz gekommen. Umweltschutzinduzierte Kooperationen sind langsam im Aufbau. Mit der Einführung einer Umwelthaftung hat Deutschland allerdings eine Vorreiterrolle innerhalb der EG gespielt. Auch in den anderen EU-Ländern und in den USA werden ökonomische Instrumente in der Umweltpolitik noch nicht umfassend nur punktuell angewendet. Diese Aussage bedarf allerdings einer Differenzierung: In den USA sind seit einigen Jahren Emissionszertifikate im Rahmen von zwei Programmen (s. Abschnitt 3.4.1 und 3.4.2) erstmalig eingeführt worden (ein Versuch in der Schweiz war bislang nicht erfolgreich). Und in den skandinavischen Ländern sowie in den Niederlanden werden seit einigen Jahren (gewissermaßen jeweils im nationalen Alleingang) CO₂-/Energiesteuern erhoben, mit denen diese Länder einen vorsichtigen Einstieg in eine ökologische Steuerreform gewagt haben.

Den oben genannten vier Gruppen von ökonomischen Instrumenten ist jeweils ein Kapitel des Teils A dieser Arbeit gewidmet, und zwar Kap. 2 den Umweltabgaben, Kap. 3 den Emissionszertifikaten, Kap. 4 der Umwelthaftung und Kap. 5 den umweltschutzinduzierten Kooperationen. Die Bewertung dieser Instrumente wurde im wesentlichen nach den Kriterien der ökologischen Effektivität, der ökonomischen Effizienz, der Rechtskonformität, der administrativen Praktikabilität, der politischen Akzeptanz und der wettbewerbspolitischen Unbedenklichkeit vorgenommen.

Das 6. Kap. (und damit Teil B) stellt eine Form von Emissionen in den Mittelpunkt, deren Bedeutung lange unterschätzt wurde, weil sie in unmittelbarem Zusammenhang mit dem materiellen Wohlstand steht, der die Lebensstile in den modernen Industrienationen und zunehmend auch in den sich entwickelnden Ländern prägt: die Emissionen in Form von stofflichen Produkten, die meist erst nach ihrer Nutzungsphase als Problem-Emissionen erkannt werden, also wenn sie Abfälle geworden sind. In diesem Kapitel wird das Konzept einer integrierten Produktions- und Reduktionswirtschaft als ein Instrumentarium vorgestellt, das darauf abzielt, durch den Aufbau von Produkt-, Produktteile- und Stoffkreisläufen den Anfall von Abfall-Emissionen zu reduzieren. Das kann nicht allein mit ökonomischen, also Anreizinstrumenten erreicht werden, sondern muß durch einen gemischten Einsatz von ordnungsrechtlichen, ökonomischen und suasorischen Instrumenten geschehen.

7.1 Umweltabgaben

Umweltabgaben stellen hoheitliche Einnahmen der öffentlichen Hand dar, die an einer umweltrelevanten Bemessungsgrundlage anknüpfen. Diese Bemessungsgrundlage ist bei den hier im Vordergrund stehenden Emissionsabgaben die von einem bestimmten (Schad-)Stoff emittierte Menge. Abgaben dieser Art können erhoben werden in Form von

- Gebühren
- Beiträgen
- Steuern
- Sonderabgaben

Hinzugerechnet werden können noch umweltschutzinduzierte Subventionen, die als negative Abgaben anzusehen sind.

Die Erhebung einer Abgabe auf die Emission eines bestimmten Stoffes (bzw. auf ein Produkt selbst) bewirkt, daß die entsprechende Umweltnutzung für den Emittenten mit Kosten verbunden ist, die in seine Kalkulation einfließen. Emissionsabgaben sind also Preissteuerungsmittel: Produkte, bei deren Herstellung hohe Emissionen anfallen, werden entsprechend verteuert gegenüber solchen, deren Herstellung mit weniger Emissionen verbunden sind, was ihre Marktchancen verringert. Die Produzenten werden so zur Abwägung angereizt, entweder die Nutzung durch Emissionsminderungsmaßnahmen einzuschränken und dadurch Abgabekosten zu sparen, oder die Nutzung nicht einzuschränken, dafür Emissionsminderungskosten zu sparen, aber Abgaben zu zahlen. Unter den Bedingungen eines funktionierenden Wettbewerbs wird der Emittent versuchen, sein Produktionsziel mit einem Gesamtkostenminimum zu erreichen. Tendenziell führt das dazu, daß Emissionsminderungsmaßnahmen dort in stärkerem Umfang vorgenommen werden, wo das billig ist, und weniger dort, wo die Emissionsminderung teuer ist, was die Emissionsabgabe zu einem (tendenziell) ökonomisch effizienten Instrument macht. In Kenntnis dieser Kalkulationsprozesse kann der Staat versuchen, durch einen geeigneten Abgabesatz die Produzenten gerade in dem Umfang zu Emissionsminderungsmaßnahmen zu veranlassen, daß eine von ihm festgelegte Gesamtemissionsmenge nicht übertroffen wird.

Der Mengeneffekt einer Emissionsabgabe ist aber unsicher: Es gibt keine zentralen Informationen über die jeweils mit einem bestimmten Abgabesatz verbundenen Emissionsminderungsmaßnahmen. Aber durch die Abgabe besteht prinzipiell ein ständiger Anreiz zur weiteren Emissionsminderung.

Zusätzlich ist der Einfluß der Abgabe auf die Preise der betroffenen Produkte durch die Möglichkeit der Schrägüberwälzung der Kosten unsicher; allerdings wird diese Möglichkeit um so geringer sein, je besser der Wettbewerb auf den entsprechenden Märkten funktioniert.

Rechtskonformität (auch im EU-Bereich) und administrative Praktikabilität stellen bei Abgaben auf Schadstoffemissionen kein prinzipielles Problem dar, wie auch das Beispiel der (erst vor wenigen Jahren eingeführten) CO₂-/Energiesteuern in den Niederlanden und in den skandinavischen Ländern zeigt. Gerade dieses Beispiel zeigt außerdem, daß sich eine solche Abgabe auch so gestalten läßt, daß für die nationalen Industrien keine erheblichen Nachteile im internationalen Wettbewerb entstehen.

Die Akzeptanz bei den verschiedenen gesellschaftlichen Interessengruppen wird als nicht so schlecht eingeschätzt, wie es offizielle Stellungnahmen erscheinen lassen. Wesentliche Voraussetzung zur Durchsetzbarkeit wird die glaubwürdige, entschlossene Bereitschaft des Staates sein, die Abgaben aufkommensneutral zu gestalten, d.h. sie zu flankieren mit geeig-

neten, als dringend notwendig erachteten Abgabentlastungen (in nicht-umweltrelevanten Bereichen).

Denn zunächst kommt es durch die Abgabe zu einem Mittelabfluß vom betroffenen Wirtschaftssektor zum Staat, und Emissionsabgaben sind für den betroffenen Wirtschaftsbereich zunächst ein teures Instrument. Dem Staat eröffnet es allerdings die Möglichkeit, mit diesen Mitteln bestimmte Ziele zu verfolgen. Er kann das Abgabeaufkommen bspw. verwenden, um bestimmte Umweltschutzaufgaben zu finanzieren oder um im Gegenzug (unter Wahrung der Aufkommensneutralität) andere Abgaben bzw. Steuern zu senken. Dieser Grundgedanke einer ökologischen Steuerreform ist aber nur mit einer Emissionsabgabe möglich, deren Aufkommen einigermaßen stabil ist. Sie muß sich also auf eine Emissionsart beziehen, die (auch durch die Abgabe) nicht schnell wesentlich reduzierbar ist. CO₂-Emissionen wären hierfür am ehesten geeignet. Eine Kombination einer CO₂- und Energiesteuer würde eine noch bessere Aufkommenssicherheit erzielen. Diese Abgabe hätte dann aber ganz wesentlich den Charakter einer Finanzierungsabgabe; ihr Lenkungseffekt bestünde darin, die Entwicklung CO₂- und energiesparender Techniken attraktiver zu machen.

In Anbetracht massiver Probleme in Deutschland mit den Arbeitskosten (Lohn- und Lohnnebenkosten) einerseits und der Arbeitslosigkeit andererseits, sowie der Notwendigkeit und der international eingegangenen Selbstverpflichtung zur mittel- bis längerfristigen Reduzierung der CO₂-Emissionen kann der vorsichtige Einstieg in eine ökologische Steuerreform etwa nach dem Vorbild von Dänemark, dessen CO₂-/Energiebesteuerung in Abschnitt 2.5 beschrieben ist, empfohlen werden. Dieser Schritt sollte vorsichtig sein in dem Sinne, daß die Abgabesätze niedrig bemessen sind, besonders betroffene Industriebereiche ermäßigte Abgabesätze zu zahlen haben und das Finanzsystem allmählich umgestellt wird, unter Offenhalten von Korrekturmöglichkeiten. Neben den Entlastungseffekten im Lohn(neben)kostenbereich für die Unternehmen, die die Gefahr von internationalen Wettbewerbsnachteilen gering halten, sollten die zu erwartenden Anreizeffekte zur Entwicklung und weiteren Verbesserung energiesparender Geräte und Materialien (z.B. für den Baubereich) nicht unterschätzt werden.

Unabhängig vom Einstieg in eine ökologische Steuerreform ist zu fordern, daß eine Reihe von immer noch bestehenden (relativen) Steuervorteilen für umweltintensive Nutzungen abgebaut werden (s. Abschnitt 2.4).

7.2 Emissionszertifikate

Sie sind ein ökonomisches Instrument, das in direkter Anwendungskonkurrenz zu den Emissionsabgaben steht. Seine besondere Attraktivität besteht darin, daß es ein Instrument ist, das unmittelbar die Emissionsmengen steuert und damit, anders als Emissionsabgaben, nicht den Umweg über Preiswirkungen geht. Zur damit verbundenen größeren Wirkungssicherheit kommt als weiterer Vorzug gegenüber den Abgaben, daß kein Abfluß von finanziellen Mitteln aus dem Unternehmens- bzw. Emittentensektor an den Staat stattfindet, wenn die Erstaussgabe nach dem Prinzip des Grandfathering vorgenommen wird. Zertifikate bewirken also lediglich

eine Umverteilung von finanziellen Mitteln innerhalb des Unternehmenssektors. Das Grandfathering als Erstausgabeverfahren ist auch aus Gründen des Bestandsschutzes und der höheren Akzeptanz zu empfehlen. Allerdings muß (und kann) der Marktzutritt für Newcomer durch geeignete, nicht-diskriminierende Regelungen offengehalten werden.

Längerfristige Gesamtemissionsziele, wie sie in jüngerer Zeit häufiger Gegenstand und Ergebnis internationaler Verhandlungen sind, können durch eine allmähliche, frühzeitig angekündigte und daher für die Emittenten kalkulierbare Verknappung der Zertifikate erreicht werden. Mit den Abgaben gemeinsam haben Zertifikate die Eigenschaft der (tendenziellen) ökonomischen Effizienz, d.h. zur gesamtwirtschaftlich kostenminimalen Emissionsminderung, und einen permanenten Anreiz zu weitergehenden Emissionsminderungsmaßnahmen und zur Entwicklung entsprechender Techniken; dies zeichnet beide Instrumente gegenüber den ordnungsrechtlichen Emissionsauflagen aus.

Die Organisation eines Marktes für den Zertifikatehandel dürfte ebenso wie die Einrichtung einer Emissionskontrolle (die allerdings etwas aufwendiger ist als bei Emissionsabgaben) mit wirksamen Sanktionsmechanismen keine prinzipiellen Probleme mit sich bringen, weil allgemein umfangreiche Erfahrungen mit der Organisation eines Handels mit Wertpapieren vorliegen und speziell durch die beiden US-amerikanischen Zertifikateprogramme einschlägige Erfahrungen gewonnen wurden (vgl. die Abschnitte 3.4.1 und 3.4.2).

Wettbewerbsnachteile für zertifikatpflichtige Unternehmen würden sich beim Grandfathering national wie international erst bei Verknappung der ausgegebenen Zertifikatemengen ergeben, sind aber gesamtwirtschaftlich (auch bei nur national eingeführter Zertifikatpflicht) als gering einzuschätzen, weil der Zertifikatehandel primär einen reinen Umverteilungsprozeß innerhalb des Unternehmenssektors bewirkt (s.o.). Zwar führt die Verknappung von Zertifikaten zu verstärkten, kostentreibenden Emissionsminderungsanstrengungen, gleichzeitig aber auch zur verstärkten Suche nach Kosteneinsparpotentialen, die - wie zahlreiche Beispiele zeigen - für viele Unternehmen sehr erfolgsträchtig ist. Dieser Anreizeffekt ist bei allen Instrumenten zur Verstärkung von Umweltschutzmaßnahmen vorhanden (insbesondere also auch bei den Emissionsabgaben, der Umwelthaftung und bei Kooperationslösungen wie freiwilligen Selbstverpflichtungen). Zur Beurteilung von Wettbewerbswirkungen ist also stets nur der Saldo von umweltschutzbezogenen Zusatzkosten und Kosteneinsparungen relevant.

Für eine Zertifikatpflicht in Frage kommen nur Schadstoffe, die ein geringes lokales oder regionales Belastungspotential haben, weil der Zertifikathandel zur räumlichen Konzentration von Emittenten führen kann; in erster Linie sind das CO₂ und Fluorkohlenwasserstoffe, eingeschränkt auch SO₂ und Stickoxide. Eine regionale Differenzierung der Emissionszertifikate könnte räumliche Belastungskonzentrationen zwar verhindern, würde aber die Gefahr eines zu engen Zertifikatemarktes mit allen Unwägbarkeiten eines nicht funktionierenden Wettbewerbs heraufbeschwören; außerdem würde sich das Kosteneinsparpotential der Zertifikatlösung (gegenüber der Emissionsbegrenzung mit Pauschalaufgaben) verringern.

Bei einer Abwägung zwischen der Einführung von Emissionszertifikaten und Emissionsabgaben für die dafür vorrangig in Frage kommenden, noch keinen konkreten umweltpolitischen

Regelungen unterworfenen CO₂-Emissionen¹ wird den Abgaben der Vorzug gegeben. Die wesentlichen Gründe hierfür sind:

- innerhalb der EU haben verschiedene Länder bereits die Abgabenslösung beschritten, so daß sich die Einführung einer geeignet gestalteten CO₂-Abgabe besser in das EU-weite Abgaben- und Steuersystem einfügt;
- die politische Akzeptanz von Abgaben wird durch die fortgeschrittene gesellschaftliche Diskussion für Emissionsabgaben größer als für Emissionszertifikate eingeschätzt;
- mit Emissionszertifikaten kann durch ihren rein unternehmensinternen Umverteilungseffekt kein Schritt zu einer maßvollen, als dringlich erachteten ökologischen Steuerreform vollzogen werden.

7.3 Umwelthaftung

Die Umwelthaftung zielt in erster Linie nicht auf die Emissionen, wie Emissionsabgaben und -zertifikate, sondern unmittelbar auf (mögliche) negative Umweltwirkungen bzw. -schäden, die durch die Produktionstätigkeit oder Produkte von Unternehmen hervorgerufen werden. Mit ihr sollen

- Kompensationen von Geschädigten sichergestellt und
- Maßnahmen zur Schadensprävention seitens potentieller Schädiger angeregt werden.

Die Umwelthaftung ist damit eine wichtige Ergänzung (und keine Alternative) zu anderen umweltpolitischen Instrumenten wie Emissionsauflagen, -abgaben und -zertifikaten. Sie hat ebenfalls wie die Abgaben und Zertifikate die Eigenschaft der (tendenziellen) ökonomischen Effizienz. Ihre Präventionswirkung ist allerdings mit erheblichen Unsicherheiten behaftet (s. Abschnitt 4.3.1) wegen

- Unkenntnis über Ursache-Wirkungs-Beziehungen,
- Schwierigkeiten bei der Monetarisierung von Schäden,
- des damit verbundenen hohen Risikos der Kläger bei der Durchsetzung von Schadensersatzansprüchen,
- Haftungsobergrenzen und
- Nicht-Kompensation von bestimmten Schadensarten.

Aus diesen Gründen kommt es in der Regel nicht zur Prävention von Summations-, Kombinations-, Fern-, Langzeitschäden, von Schäden für zukünftige Generationen und von nicht personen- oder sachenbezogenen Schäden, den sogenannten Öko-Schäden. Das schränkt auch die ökonomische Effizienz der Umwelthaftung ein.

¹ Für die Fluorkohlenwasserstoffemissionen bestehen bereits weitreichende Selbstverpflichtungen der entsprechenden Industrien.

In der Form der (verschuldensunabhängigen) Gefährdungshaftung (s. Abschnitt 4.2.4), die hier als angemessener als die Verschuldenshaftung erachtet wird, bewirkt sie, daß die Unternehmen das volle Risiko für ihre Produktionstätigkeit und für ihre Produkte zu tragen haben. Sie ist damit (genauso wie die Instrumente der Emissionsabgaben und -zertifikate) konform sowohl mit dem Verursacherprinzip als auch mit dem Vorsorgeprinzip, die (neben dem Kooperationsprinzip) erklärtermaßen die tragenden Säulen der Umweltpolitik in Deutschland und in der EU sind. Ordnungspolitisch betrachtet ist die Gefährdungshaftung nichts anderes als eine Ausprägung des für eine Marktwirtschaftsordnung grundlegenden Prinzips der Selbstverantwortung.

Dieses Prädikat kann der Umwelthaftung aber nur bei einer entsprechenden Ausgestaltung zugestanden werden, die sich in verschiedenen Punkten von der Umwelthaftung in Deutschland nach dem Umwelthaftungsgesetz (UmweltHG) unterscheiden muß (s. Abschnitt 4.4.1). Das UmweltHG war bei seinem Inkrafttreten eine wesentliche Innovation innerhalb der EU durch die Ausweitung der Gefährdungshaftung für den Gewässerbereich auf die anderen Umweltmedien (Luft und Boden), durch Beweislast erleichterungen (Auskunftsansprüche, Ursachenvermutung für den Störfallbetrieb) und durch die Einführung einer Pflicht zur Deckungsvorsorge. Die Beschränkung auf einen Katalog von als potentiell gefährlich eingeschätzten Anlagen steht allerdings genausowenig im Einklang mit einer konsequenten Umsetzung des Verursacher- und Vorsorgeprinzips wie überhaupt die Beschränkung auf die Haftung von Schäden aus Anlagen. Zu fordern ist deshalb eine weiterreichende Tätigkeitshaftung, wie sie z.B. im bereits 1993 vorgelegten Grünbuch der Kommission der Europäischen Gemeinschaften diskutiert wird (s. Abschnitt 4.4.2). Zur Finanzierung von Kompensation und Sanierung von Schäden, für die kein Verursacher ermittelbar ist oder zur Verantwortung herangezogen werden kann, müssen (bundesweit) Fondslösungen gefunden werden; eine gemischte staatliche und privatwirtschaftliche Finanzierung sollte als Kompromiß durchsetzbar sein.

Wichtige Folge der Einführung der Umwelthaftung ist eine Verbesserung des Risikobewußtseins bei Unternehmen und Verbrauchern und eine Verstärkung der Risikoforschung und der Maßnahmen zum Risikomanagement, die von offensiven Unternehmen auch im Zusammenhang mit der EU-Öko-Audit-Verordnung vorgenommen und als Marketing-Instrument eingesetzt wurden (vgl. Abschnitt 4.3.6).

Ähnliche Schwächen wie das UmweltHG hat das deutsche Produkthaftungsgesetz (ProdHG), nach dem der Hersteller eines von ihm in Verkehr gebrachten Produktes für Personen- und Sachschäden haftet, die durch einen Fehler des Produktes verursacht wurden (vgl. Abschnitt 4.4.3). Auch hier sind verschiedene Schadenskategorien von der Haftung ausgenommen. Vor allem gilt der Ausschluß (anders als bei der Umwelthaftung nach dem UmweltHG) auch für Entwicklungsschäden, was ebenso zu kritisieren ist wie die als wesentlich zu kurz erachteten Verjährungsfristen.

7.4 Initiierung und Verbesserung umweltschutzorientierter Kooperationen

Während das gewissermaßen klassische ökonomische Instrumentarium der Emissionsabgaben und -zertifikate und der Umwelthaftung Einfluß zu nehmen versucht auf das individuelle Emissionsverhalten der wirtschaftlichen Akteure, zielt die staatliche Initiierung und Verbesserung umweltschutzorientierter Kooperationen darauf, Umweltentlastungen durch eine Veränderung der stark individualistisch und vom Konkurrenzdenken geprägten Arbeitsformen in der Gesellschaft zu bewirken. Diese münden gerade hinsichtlich der Nutzung des Kollektivgutes Umwelt durch das in Abschnitt 1.2 beschriebene Anreizdilemma schnell in Gleichgewichtssituationen, die für alle Beteiligten unvorteilhaft sind (Problem des Gefangenen-Dilemmas). Der Staat kann zum Überwinden solcher Situationen beitragen durch die Unterstützung verstärkt kooperativen Verhaltens, das z.T. ganz neue Wege mit win-win-Strategien für alle Beteiligten zur Lösung von Umweltproblemen offenlegen kann. Die Minderung von Emissionen zum Schutz der Umwelt ist durch die außerordentlich arbeitsteiligen Produktionsprozesse und die Verflechtung aller gesellschaftlichen Akteure eine Aufgabe, die nicht allein durch eine individualistisch optimierte Vorgehensweise gelöst werden kann, wie sie das klassische ökonomische Instrumentarium anregt, sondern durch Beteiligung und Zusammenarbeit zumindest der wichtigsten Akteursgruppen bewältigt werden muß. Die Initiierung von Kooperationen muß also als ein weiteres wichtiges und zum übrigen ökonomischen Instrumentarium komplementäres Instrument staatlicher Umweltpolitik angesehen werden.

Der Staat kann selbst Partner bei umweltorientierten Kooperationen sein oder er kann sich darauf beschränken, die Kooperation von Partnern untereinander zu unterstützen. Hierzu kann er folgende Anreize geben (s. Abschnitt 5.2):

- Informationsmöglichkeiten
- Anhörungsmöglichkeiten
- Mitwirkungs- und Mitentscheidungsmöglichkeiten
- finanzielle, personelle oder ideelle Unterstützung der Partner
- Androhung von Maßnahmen (z.B. hoheitlicher Maßnahmen, die unvorteilhaft für die Partner sind)

Von den mannigfaltigen Formen umweltorientierter Kooperationen (s. Abschnitt 5.3.1) konnten im Rahmen dieser Arbeit nur zwei näher betrachtet werden, die allerdings in den letzten Jahren eine immer größere Bedeutung bekommen haben: die Selbstverpflichtungen (s. Abschnitt 5.3.2) und die diskursiven Verfahren im Umweltschutz (Abschnitt 5.3.3).

Bei den Selbstverpflichtungen sind unechte freiwillige (UFSV) und echte freiwillige Selbstverpflichtungen (EFSV) zu unterscheiden. Bei einer UFSV verpflichtet sich ein Teil der Wirtschaft, typischerweise ein Verband, ein bestimmtes umweltpolitisches Ziel (z.B. eine Emissionsreduktion) innerhalb eines bestimmten Zeitraums zu erreichen. Er wendet damit eine mehr oder weniger deutlich ausgesprochene Drohung der Umweltbehörde ab, mit ordnungsrechtlichen Maßnahmen auf das Erreichen eines bestimmten Umweltzieles hinzu-

wirken, mit denen dem Verband die Möglichkeit genommen wird, eigene und für die Mitglieder (kosten)günstigere Wege zum Erreichen des Umweltzieles zu finden und zu beschreiten. EFSV kommen ohne eine solche Drohung zustande. Dem Vorteil größerer Gestaltungsmöglichkeiten für den Wirtschaftsverband, des positiven Öffentlichkeitseffektes und des weniger formalisierten, schnelleren, konsens- bzw. kompromißorientierten Zustandekommens der UFSV und der Umweltentlastung (bei Einhalten der Zusagen) stehen eine Reihe von Risiken gegenüber. Das bedeutendste Risiko ist die fehlende Sicherheit für die Einhaltung der Zusage (wegen der rechtlichen Unverbindlichkeit der USFV). Falls das versprochene Ziel nicht erreicht wird, kommen entsprechende umweltpolitische Maßnahmen erst mit erheblicher Verzögerung.

Die heute wohlbekannten Schwächen der UFSV (die z.T. auch Schwächen der EFSV sind) haben zur Formulierung von Anforderungskatalogen an UFSV geführt, die mehr oder weniger umfangreich sind. Die Umweltbehörden sollten sich bemühen, mit der Wirtschaft einen Katalog von als essentiell anzusehenden Anforderungen auszuhandeln, die künftig als Minimalanforderungen von jeder UFSV erfüllt werden müssen. Auch im internationalen Rahmen müßte auf eine solche Generalvereinbarung hingewirkt werden.

Diskursive Verfahren haben als sogenannte „alternative Konfliktregelungsverfahren“ vor allem im Bereich lokaler und regionaler Planungen und Entscheidungen in den letzten Jahren größere Bedeutung erhalten. Grund dafür ist die Erkenntnis, daß herkömmliche, administrativ-hierarchische und eher autoritäre Verfahren leicht zu erheblichen Vollzugsdefiziten oder gar Blockadehaltungen führen. Demgegenüber setzen die diskursiven Verfahren (mit oder ohne Mediator) stark auf Kommunikation, Information und Vertrauensbildung. Sie bieten eine Reihe von Vorteilen, die vor allem

- im Informationsgewinn und der Zunahme der Transparenz,
 - der Einbeziehung von z.T. verdrängten, konfliktrelevanten Aspekten und Interessen,
 - der Verbesserung der Kommunikation und dem Abbau von Mißtrauensbarrieren,
 - der Förderung der Eigeninitiative und Mobilisierung dezentral vorliegenden Know-hows,
 - der gegenseitigen Stimulierung der Kreativität und
 - der größeren Akzeptanz der erzielten Vorschläge und Entscheidungen
- zu sehen sind.

Den durchaus gegebenen Problemen bei den diskursiven Verfahren, von denen die Bürgerforen und die Mediationsverfahren am verbreitetsten sein dürften, kann ganz wesentlich durch die folgenden Anforderungen entgegengewirkt werden, die hier nur stichwortartig formuliert werden (s. Abschnitt 5.3.3):

- angemessene Auswahl der Teilnehmer
- Frühzeitigkeit der Einbindung der Teilnehmer
- Offenheit der Lösung
- Fairneß

Es wird dafür plädiert, diese Verfahren stärker als bisher ergänzend zu den herkömmlichen Verfahren einzusetzen, weil selbst die in der Praxis nicht mit einem deutlichen Erfolg abgeschlossenen Verfahren dieser Art keine gravierenden Nachteile mit sich gebracht haben, die Chancen der diskursiven Verfahren aber beträchtlich sind und sie ein erhebliches Potential zum Aufbau von mehr gegenseitigem Verständnis und Vertrauen innerhalb der Gesellschaft besitzen.

7.5 Stoffliche Produkte als Emissionen und das Konzept einer integrierten Produktions- und Reduktionswirtschaft

Stoffliche Produkte müssen als (zukünftige, potentielle) stoffliche Emissionen angesehen werden. Dies wurde und wird auch heute noch ungenügend berücksichtigt. Konzeption und Herstellung von Produkten ist überwiegend nutzungs- und produktionstechnikorientiert, wodurch sich die Volkswirtschaften zu Durchflußwirtschaften mit angehängter Entsorgungswirtschaft (s. Abschnitt 6.1) entwickelt haben. Daraus haben sich erhebliche Probleme ergeben:

- großer Verzehr von natürlichen Ressourcen mit z.T. erheblichen stofflichen Emissionen bei ihrer Gewinnung und Verarbeitung;
- große Mengen stofflicher Emissionen in Gestalt von Abfällen, die in den Umweltbereichen, denen sie überlassen werden, Schäden hervorrufen bzw. Risikopotentiale aufbauen.

Ihnen kann mit fünf Strategien entgegengewirkt werden (s. Abschnitt 6.2), die hier nur schlagwortartig angegeben werden:

- Suffizienzstrategie (Verzichtstrategie, Null-Option)
- ‚Nutzen statt Besitzen‘ - Strategie (gemeinsam Nutzen)
- Verschlankungsstrategie
- Strategie der Lebensdauer-Verlängerung
- Kreislaufstrategie (Reproduktionsstrategie)

Obwohl alle diese Strategien ein beträchtliches Emissionsminderungspotential haben, kommt der Kreislaufstrategie sicher die größte Bedeutung zu, wenn das stark am Eigentum materieller Güter orientierte Wohlstandsniveau in den Industrieländern langfristig einigermaßen aufrecht erhalten werden soll. Dazu ist es nötig, eine integrierte Produktions- und Reduktionswirtschaft aufzubauen. Sie unterscheidet sich von der Durchlaufwirtschaft wesentlich dadurch, daß bereits bei der Konzipierung vor allem der mit großen Stoffströmen verbundenen (Massen-)Produkte sichergestellt wird, daß sie nach ihrer Nutzungsphase (nach geeigneter Aufarbeitung) selbst oder mit ihren Bestandteilen oder Materialien, d.h. nach einem geeigneten Reduktionsprozeß, wieder als Inputs in die Produktion zurückgeführt werden. Dies setzt voraus, daß Produktionswirtschaft und Reduktionswirtschaft in genau aufeinander abgestimmter Weise arbeiten und es nicht zum Aufbau eines Verwertungs- und Entsorgungssektors als bedeutendem wirtschaftlichen Akteur mit eigenständigen ökonomischen Interessen

kommt, der sich neben dem Produktionssektor und den Nutzern von Produkten als end-of-pipe-Sektor etabliert, wie es sich in Deutschland anbahnt. Die von einer solchen Entwicklung ausgehende Gefahr ist, daß es zum Ausnutzen billiger, aber durchwegs niedrigwertiger Verwertungsoptionen mit praktisch ausschließlichem Materialrecycling kommt und keine lang anhaltende Kreislauffähigkeit der Produkte erreicht wird. Hierfür verantwortlich ist nicht zuletzt, daß der Gesetz- und Verordnungsgeber das im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz bereitgestellte Instrumentarium nur teilweise nutzt, hingegen bisher auf die umfassendere Einführung von Rücknahme-, Rückgabe-, Pfand- und Kennzeichnungspflichten verzichtet hat.

Kernelemente einer integrierten Produktions- und Reduktionswirtschaft sind

- ein Stoffstrommanagement, das auch ökologischen Zielen dient,
- die Entwicklung und Gestaltung reduktionsfähiger Produkte.

Aufgabe eines ökologieorientierten Stoffstrommanagements (s. Abschnitt 6.3.2) ist die Kontrolle und Steuerung von Stoffströmen letztlich mit dem Ziel der Vermeidung von Schäden und der Minderung von Risiken aus Emissionen. Dies kann und muß sowohl auf betrieblicher als auch auf zwischenbetrieblicher Ebene geschehen, wobei das zwischenbetriebliche Stoffstrommanagement eine typische Kooperationsaufgabe darstellt und die Möglichkeit der Aufdeckung und Ausnutzung von Input-Output-Verhältnissen zum Ziel hat. Zahlreiche Beispiele belegen, daß die primär durch Umweltschutzanforderungen bzw. -anstrengungen initiierten Stoffstromanalysen z.T. erhebliche Kosteneinsparpotentiale aufdecken können und damit gleichermaßen ökologischen wie ökonomischen Zielen dienen.

Zum Aufbau hochwertiger und lang anhaltender Kreisläufe von Produkten, Bauteilen und Materialien sind verschiedene Anforderungen an die Entwicklung und Gestaltung von Produkten zu stellen. Zu den wichtigsten gehören:

- Auswahl recyclingfähiger Werkstoffe, Bauteile und Verpackungen
- Minderung der Werkstoffvielfalt
- Verwendung von separierbaren und verträglichen Mehrstoffsystemen
- Standardisierung und Kennzeichnung von Werkstoffen, Bauteilen und Bauteilgruppen
- Einsatz von Recyclaten und recycelten Bauteilen und Bauteilgruppen
- Vermeidung von Beschichtungen
- Auswahl von umwelt- und recyclinggerechten Additiven
- Demontagefreundlichkeit von Geräten, Bauteilgruppen und Bauteilen
- reinigungs- und prüfgerechte Gestaltung der Produkte und ihrer Bauteile
- Lebensdauererhöhung für Bauteile
- modernisierungsfähige Gestaltung der Produkte

Für Schritte in Richtung auf die Erfüllung dieser Anforderungen gibt es mittlerweile zahlreiche Beispiele. Sie sind aber gesamtwirtschaftlich betrachtet nur punktuell. Es kann nicht darauf vertraut werden, daß sich die skizzierte, emissionsarme integrierte Produktions- und Reduktionswirtschaft allein aus Eigeninitiative der Wirtschaft entwickelt, zumal ihre Funk-

tionsfähigkeit auch entscheidend vom Verhalten der Verbraucher abhängt. Selbstverpflichtungen der Wirtschaft können hierbei helfen, müssen aber begleitet werden durch die Anwendung der schon im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz verankerten Instrumente (s. Abschnitt 6.4). Besonders geeignet erscheinen Rücknahme-, Rückgabe-, Pfand- und Kennzeichnungspflichten, einerseits um die Übernahme der Produktverantwortung durch die Hersteller sicherzustellen, andererseits aber auch, um gleichzeitig die Verbraucher durch den ökonomischen Anreiz des Pfands zum Einhalten der Rückgabepflicht zu bewegen. Wichtig sind aber auch die suavisierenden Instrumente, mit denen darauf hingewirkt werden kann, daß sich jeder Bürger als Partner in einer integrierten Produktions- und Reduktionswirtschaft begreift und einen möglichst großen Beitrag durch eine verantwortungsbewußte Auswahl, Verwendung und Rückgabe von Produkten leistet.

Literaturverzeichnis

Literatur zu Kapitel 1: Einleitung

- ALTHAMMER, W., BUCHHOLZ, W.: Internationaler Umweltschutz als Koordinationsproblem
In: WAGNER, A. (Hrsg.): Dezentrale Entscheidungsfindung bei externen Effekten. Innovation, Integration und internationaler Handel. Tübingen 1993. S. 289-315.
- BLEISCHWITZ, R., SCHÜTZ, H.: Unser trügerischer Wohlstand. Veröffentlichung des Wuppertal Instituts für Klima, Umwelt, Energie. Wuppertal 1993.
- BUNDESUMWELTMINISTERIUM/UMWELTBUNDESAMT: Wegweiser „Lokale Agenda 21“. Literatur, Ansprechpartner. Stand: Dezember 1997. O.O., o.J.
- BUND/MISEREOR (Hrsg.): Zukunftsfähiges Deutschland. Ein Beitrag zu einer global nachhaltigen Entwicklung. Studie des Wuppertal Instituts für Klima, Umwelt, Energie. Basel et al. 1996.
- BUSCH-LÜTY, CHR., DÜRR, H.-P., LANGER, H. (Hrsg.): Ökologisch nachhaltige Entwicklung von Regionen. *Politische Ökologie*. Sonderheft 4. 1992.
- CANSIER, D.: Umweltökonomie. Stuttgart, Jena 1993.
- DEUTSCHER BUNDESTAG: Umweltprogramm der Bundesregierung. Bundestagsdrucksache VI/2710. Bonn 1971.
- DEUTSCHER STÄDTETAG (Hrsg.): Städte für eine umweltgerechte Entwicklung. Materialien für eine „Lokale Agenda 21“. Bearbeitet von FIEDLER, K., HENNERKES, J.. Berlin 1995.
- ENDRES, A.: Ökonomische Grundprobleme der Messung sozialer Kosten. List Forum 11/4. 1982. S. 251ff.
- EWERS, H.-J.: Die Kosten der Umweltverschmutzung - Probleme ihrer Erfassung, Quantifizierung und Bewertung. In: UMWELTBUNDESAMT (UBA) (Hrsg.): Kosten der Umweltverschmutzung. Berichte 7/1986 des Umweltbundesamtes. Berlin 1986. S. 9ff.
- EWERS et al. (Ewers, Hans-Jürgen, Brabänder, H.D., Brechtel, H.-M., Both, M., Hayessen, E., Jahn, A., Möhring, B., Moog, M., Nohl, W., Richter, U.): Methodische Probleme der monetären Bewertung eines komplexen Umweltschadens - das Beispiel des Waldsterbens in der Bundesrepublik Deutschland. Berichte 4/1986 des Umweltbundesamtes. Berlin 1986.
- GAWEL, E.: Umweltpolitik durch gemischten Instrumenteneinsatz. Allokative Effekte instrumentell differenzierter Lenkungsstrategien für Umweltgüter. Berlin 1991.
- HABERER, A.F.: Umweltbezogene Informationsasymmetrien und transparenzschaffende Institutionen. Marburg 1996.
- ICLEI (Internationaler Rat für kommunale Umweltinitiativen): European Local Agenda Planning Guide. How to engage in long-term environmental action planning towards sustainability. Freiburg 1995.

- INSTITUT FÜR SOZIAL-ÖKOLOGISCHE FORSCHUNG (Hrsg.)/ Milieudéfense (Friends of the Earth Netherlands): Sustainable Netherlands. Aktionsplan für eine nachhaltige Entwicklung der Niederlande. Frankfurt/M. 1994. S. 4
- KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN: Für eine dauerhafte und umweltgerechte Entwicklung. Ein Programm der Europäischen Gemeinschaft für Umweltpolitik und Maßnahmen in Hinblick auf eine dauerhafte und umweltgerechte Entwicklung. Brüssel 1992.
- KRUMM, R.: Internationale Umweltpolitik. Eine Analyse aus umweltökonomischer Sicht. Berlin et al. 1995.
- LEIPERT, Chr.: Die heimlichen Kosten des Fortschritts. Frankfurt/M. 1989.
- MICHAELIS, P.: Ökonomische Instrumente in der Umweltpolitik. Eine anwendungsorientierte Einführung. Heidelberg 1996.
- MORATH, K., PESTEL, R., RADERMACHER, Fr.-J.: Robuste Pfade zur globalen Stabilität. In: MORATH, K. (Hrsg.): Welt im Wandel - Wege zu dauerhaft-umweltgerechtem Wirtschaften. Frankfurt/M. 1996. S. 89-111.
- OECD: OECD Environmental Performance Reviews. Paris 1993.
- OECD: Towards Sustainable Development. Environmental Indicators. Paris 1998.
- OSTERKAMP, R.: Emissionsstandards und Emissionssteuern als alternative Instrumente der Umweltpolitik - Ein theoretischer Vergleich. ifo-studien zur Umweltökonomie. Band 1. München 1984.
- PFISTER, G., RENN, O.: Die Studie „Zukunftsfähiges Deutschland“ des Wuppertalinstituts im Vergleich zum Nachhaltigkeitskonzept der Akademie für Technikfolgenabschätzung. Arbeitsbericht Nr.75 der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg. 2. Auflage. 1997.
- REHBINDER, E., SPRENGER, R.-U.: Möglichkeiten und Grenzen der Übertragbarkeit neuer Konzepte der US-amerikanischen Luftreinhaltepolitik in den Bereich der deutschen Umweltpolitik. Forschungsbericht für das Umweltbundesamt Nr. 10103084. Berichte des Umweltbundesamtes 9/85. Berlin 1985.
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN: Umweltprobleme der Landwirtschaft. Bundestagsdrucksache 10/3613. Bonn 1985.
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN: Umweltgutachten 1987. Stuttgart 1987.
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN: Umweltgutachten 1994. Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. Stuttgart 1994.
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN: Umweltgutachten 1996. Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Stuttgart. 1996.
- SCHMIDT-BLEEK, Fr.: Wieviel Umwelt braucht der Mensch? MIPS - Das Maß für ökologisches Wirtschaften. Berlin et al. 1994.

- SCHULZ, W., WICKE, L.: Der ökonomische Wert der Umwelt. *Zeitschrift für Umweltpolitik*. 10. Jahrg. 1987.
- SPRENGER, R.-U., KÖRNER, J., PASKUY, E., WACKERBAUER, J.: Das deutsche Steuer- und Abgabensystem aus umweltpolitischer Sicht - eine Analyse seiner ökologischen Wirkungen sowie der Möglichkeiten und Grenzen seiner stärkeren ökologischen Ausrichtung. *ifo studien zur umweltökonomie*. Band 18. München 1994.
- Stadtgespräche* Heft 1/1998 (Hrsg.) CAF/AgendaTransfer. S. 4
- STEHLING, F.: Kommentar zum Vortrag „Der ökonomische Wert der Umwelt“ von L.Wicke. In: *Umweltökonomie und Verkehrsplanung*. Schriftenreihe der Deutschen Verkehrswissenschaftlichen Gesellschaft e.V., Band B 108. Bergisch Gladbach 1988. S. 47-54.
- STEHLING, F.: Nachhaltigkeit als Herausforderung und Chance der Marktwirtschaft. In: VOELLER, J. (Hrsg.): *Soziale Marktwirtschaft - Leitbild mit Zukunft*. Ulmensen. Schriftenreihe der Universität Ulm. Band 12. Ulm 1997. S. 127-140.
- TEUFEL, D., BAUER, P. et al.: Ökologische und soziale Kosten der Umweltbelastung in der Bundesrepublik Deutschland im Jahr 1989. UPI-Bericht Nr. 20. Heidelberg.
- UMWELTBUNDESAMT: *Kosten der Umweltverschmutzung Berichte 7/86 des Umweltbundesamtes*. Berlin 1986.
- UMWELTBUNDESAMT (1997a): *Nachhaltiges Deutschland. Wege zu einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung*. 2. Auflage. Berlin 1997.
- UMWELTBUNDESAMT (1997b): *Daten zur Umwelt. Der Zustand der Umwelt in Deutschland*. Ausgabe 1997. Berlin 1997.
- WEIMANN, J.: *Umweltökonomik*. 3. Auflage. Berlin et al. 1995.
- WEIZSÄCKER, E.U. VON, LOVINS, A.B., LOVINS, L.H.: *Faktor vier. Doppelter Wohlstand - halbierter Naturverbrauch. Der neue Bericht an den Club of Rome*. München 1995.
- WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT, HAUFF, V. (Hrsg.): *Unsere gemeinsame Zukunft. Der Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung*. Grevén 1987.
- WICKE, L.: *Umweltökonomie*. 4. Auflage. München 1993.
- ZIMMERMANN, H., BENKERT, W.: Öffentliche Finanzen im Rahmen einer gemeinlastorientierten Umweltpolitik. In: Schmidt, K. (Hrsg.): *Öffentliche Finanzen und Umweltpolitik II*. Schriften des Vereins für Socialpolitik. Band 176/2. Berlin 1989. S. 9-46.

Literatur zu Kapitel 2: Umweltabgaben

- BALLSCHMITER, K., WIEDMANN, Th.: Grenzwerte als Instrumente der Umweltpolitik. TA-Informationen 3/1998. Akademie für Technikfolgenabschätzung Baden-Württemberg. Stuttgart 1998. S. 5-7.
- BAUMOL, W.J., OATES, W.E.: The Use of Standards and Prices for Protection of the Environment. Swedish Journal of Economics. Vol. 73. 1991. S. 42-54.
- BECKEL, U.: Die neue Kfz-Steuer - Das Wichtigste im Überblick. Deutscher Sparkassenverlag GmbH. Stuttgart 1997. S. 7f.
- BENKERT, W., BUNDE, J., HANSJÜRGENS, B.: Umweltpolitik mit Öko-Steuern? 2. Auflage. Marburg 1991.
- BENKERT, W.: Warum sind Umweltabgaben ebenso populär wie selten? Ein Beitrag zur Theorie der umwelt- und finanzpolitischen Willensbildung. In: MACKSCHEIDT, K., EWRINGMANN, D., GAWEL, E. (Hrsg.): Umweltpolitik mit hoheitlichen Zwangsabgaben? Karl-Heinrich Hansmeyer zur Vollendung des 65. Lebensjahres. Berlin 1994. S. 47-58.
- BENKERT, W., BUNDE, J., HANSJÜRGENS, B. (Hrsg.): Wo bleiben die Umweltabgaben? Erfahrungen, Hindernisse und neue Ansätze. Marburg 1995.
- BEYHOFF, St., EHMER, Hj., FOCKE, H., WARLITZER, V.: Verkehrspolitische Optionen zur Lärmreduktion an Flughäfen. Deutsche Forschungsanstalt für Luft und Raumfahrt. Forschungsbericht Nr. DLR-FB-92-40. Köln 1992.
- BINSWANGER, H.Chr., NUTZINGER, H.G., ZAHRT, A.: Umwelt(-)Steuern. *BUNDargumente*. Bonn 1990.
- BUNDESUMWELTMINISTERIUM (1998): Umwelt. Heft Nr. 2/1998
- CANSIER, D.: Umweltökonomie. Stuttgart, Jena 1993.
- CANSIER, D.: Umweltökonomie. 2. Auflage. Stuttgart. 1996.
- CANSIER, D.: Wie lassen sich CO₂-/Energiesteuern gesamtwirtschaftlich verträglich gestalten? Betriebs-Berater (BB). Heft 2, 1998. S. 77-80.
- COASE, R.: The Problem of Social Cost. Journal of Law and Economics. Vol. 3. 1960. S. 1-44.
- COSTA, Chr., FRANKE, A.: Handelsunternehmen im Spannungsfeld umweltpolitischer Anforderungen. Der Weg von der Abfall- zur Kreislaufwirtschaft in der Distribution. ifo studien zu handels- und dienstleistungsfragen. Band 48. München 1995.
- CROPPER, M.L., OATES, W.E.: Environmental Economics: A Survey. Journal of Economics Literature. Vol. 20/2. 1992. S. 675-740.
- DEUTSCHER JURISTISCHER NACHRICHTENDIENST: BVerfG: Zur Verfassungsmäßigkeit von Lenkungssteuern. Hier: Verfassungswidrigkeit von „Kommunaler Verpackungssteuer“ und „Landesabfallgesetzen“. Internet-Meldung unter:
<http://www.djn.de/djn/nachrichten/rechtsprechung/r98147.shtml>
- DILL-POST: Neues Müllsystem startet im April '98 mit dem blauen Sack. Internet-Nachricht unter: <http://www.lahn-dill.de/news/9-15.htm>
- DIW (Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung): Umweltabgaben. Berlin 1994.

- ENDRES, A., HOLM-MÜLLER, K.: Die ökonomische Beurteilung einer Abfallabgabe unter besonderer Berücksichtigung des Vermeidungs- und Verwertungsgebotes. In: MACKSCHEIDT, K., EWRINGMANN, D., GAWEL, E. (Hrsg.): *Umweltpolitik mit hoheitlichen Zwangsabgaben? Karl-Heinrich Hansmeyer zur Vollendung seines 65. Lebensjahres*. Berlin 1994. S. 349-358.
- ENRIGHT, M.J., WEDER, R. (eds.): *Studies in Swiss Competitive Advantage*. Bern 1995.
- EWRINGMANN, D., KIBAT, K., SCHAFHAUSEN, Fj.: *Die Abwasserabgabe als Investitionsanreiz*. Berlin 1980.
- GÖRRES, A., EHRINGHAUS, H., v. WEIZSÄCKER, E.U. et al.: *Der Weg zur Ökologischen Steuerreform: Weniger Umweltbelastung und mehr Beschäftigung. Das Memorandum des Fördervereins Ökologische Steuerreform (FÖS)*. München 1994.
- GRETSCHMANN, K., VOELZKOW, H.: *Öko-soziale Steuerreform: Ein Ausweg aus der Beschäftigungs- und Umweltkrise. Wirtschaftsdienst*. Heft 11. 1986.
- GRIMME, L.H., ALTENBURGER, R., BÖDEKER, W.: *Naturwissenschaften und Grenzwerte*. In: ARNDT, U., BÖDEKER, R., KOHLER, A. (Hrsg.): *Grenzwerte und Grenzwertproblematik im Umweltbereich*. Ostfildern 1995.
- HANSJÜRGENS, B.: *Umweltabgaben im Steuersystem. Zu den Möglichkeiten einer Einführung von Umweltabgaben in das Steuer- und Abgabensystem der Bundesrepublik Deutschland*. Baden-Baden 1992.
- HANSMEYER, K.H.: *Fallstudie: Finanzpolitik im Dienste des Gewässerschutzes*. In: Schmidt, K. (Hrsg.): *Öffentliche Finanzen und Umweltpolitik II*. Berlin 1989.
- HEY, Chr.: *Umweltpolitik in Europa*. München 1994.
- HOCHFELD, C.: *Bilanzierung der Umweltauswirkungen bei der Gewinnung von Platingruppen-Metallen für PKW-Abgaskatalysatoren*. Öko-Institut Freiburg. Freiburg 1997.
- HOLZINGER, K.: *Umweltpolitische Instrumente aus der Sicht der Bürokratie. Versuch einer Anwendung der „Ökonomischen Theorie der Bürokratie“*. ifo studien zur umweltökonomie. Band 6. München 1987.
- HOLTHOFF-FRANK, K.: *Kartellrechtliche Probleme und marktstrukturelle Auswirkungen der dualen Abfallwirtschaft*. In: COSTA, Chr., FRANKE, A.: *Handelsunternehmen im Spannungsfeld umweltpolitischer Anforderungen. Der Weg von der Abfall- zur Kreislaufwirtschaft in der Distribution*. ifo studien zu handels- und dienstleistungsfragen. Band 48. München 1995. S. 167-226.
- IW (Institut der Deutschen Wirtschaft): *1997. Zahlen zur wirtschaftlichen Entwicklung der Bundesrepublik Deutschland*. Köln 1997.
- JAFFE, A.B., PETERSON, S. R., PORTNEY, P.R., STAVINS, R.: *Environmental Regulation and the Competitiveness of U.S. Manufacturing*. *Journal of Economics Literature*. Vol. 23/1. 1995. S. 132-163.
- KARL, H., RANNÉ, O.: *Das Abwasserabgabengesetz - von der Deformation einer Umweltlenkungsabgabe*. In: BENKERT, W., BUNDE, J., HANSJÜRGENS, B. (Hrsg.): *Wo bleiben die Umweltabgaben? Erfahrungen, Hindernisse und neue Ansätze*. Marburg 1995. S. 19-46.
- KIRCHHOF, P.: *Verfassungsrechtliche Grenzen von Umweltabgaben*. In: KIRCHHOF, P. (Hrsg.): *Umweltschutz im Abgaben- und Steuerrecht*. Deutsche Steuerjuristische Gesellschaft. Band 15. Köln 1993. S. 3-31.

- KLEMMER, P.: Gesamtwirtschaftliche Effekte ökonomischer Instrumente im Umweltschutz. IN: WAGNER, G.R. (HRSG.): Unternehmung und ökologische Umwelt. München 1990. S. 262-282.
- KLOCKE, U.: Klimaschutz durch ökonomische Instrumente. Finanzverfassungsrechtliche, europarechtliche und ökonomische Aspekte einer CO₂-Abgabe. Baden-Baden 1995.
- KOHLHAAS, M., BACH, St., MEINHARDT, U. et al.: Ökosteuer - Sackgasse oder Königsweg? - Ein Gutachten des DEUTSCHEN INSTITUTS FÜR WIRTSCHAFTSFORSCHUNG (DIW) im Auftrag von Greenpeace. Greenpeace (Hrsg.). Berlin 1994.
- KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN: Umweltsteuern und -gebühren im Binnenmarkt. Mitteilung der Kommission (KOM (97) 9 endg.) vom 26.03.1997. Brüssel 1997.
- KORTENKAMP, A., GRAHL, B., GRIMME, L.H.: Die Grenzenlosigkeit der Grenzwerte. 2. Auflage. Karlsruhe 1989.
- KREBS, C., REICHE, D.T.: Der mühsame Weg zu einer „Ökologischen Steuerreform“ - Ein Beitrag zur Systematisierung der Debatte. Europäische Hochschulschriften. Frankfurt/M. 1996.
- LAHL, U.: Das programmierte Vollzugsdefizit. Hintergründe zur aktuellen De-Regulierungsdebatte. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht*. Heft 6, 1993. S. 249-256.
- LAHL, U., ZESCHMAR-LAHL, B.: Transparenzstudie: Vollzugsdefizite im behördlichen Umweltschutz. Düsseldorf 1995.
- MAJER, H.: Ökologisches Wirtschaften. Wege zur Nachhaltigkeit in Fallbeispielen. 2. Auflage. Ludwigsburg, Berlin 1995.
- MAUCH, S. P., ITEN, R., v. WEIZSÄCKER, E.U., JESINGHAUS, J.: Ökologische Steuerreform. Europäische Ebene und Fallbeispiel Schweiz. Chur, Zürich 1992.
- MEBERSCHMIDT, K.: Der Rechtsrahmen für Umweltabgaben - ein Hindernisparcours? In: BENKERT, W., BUNDE, J., HANSJÜRGENS, B. (Hrsg.): Wo bleiben die Umweltabgaben. Erfahrungen, Hindernisse und neue Ansätze. Marburg 1995. S. 119-135.
- MEYER ZU HIMMERN, A., KIRCHGÄSSNER, G.: Umweltschutz und internationale Wettbewerbsfähigkeit. In: JOCHIMSEN, M., KIRCHGÄSSNER, G. (Hrsg.): Schweizerische Umweltpolitik im internationalen Kontext. Basel 1995. S. 43-76.
- MEZ, L.: Erfahrungen mit der ökologischen Steuerreform in Dänemark. In: Hohmeyer, O. (Hrsg.): Ökologische Steuerreform. Baden-Baden 1995. S. 109-128.
- MICHAELIS, P.: Ökonomische Instrumente in der Umweltpolitik. Eine anwendungsorientierte Einführung. Heidelberg 1996.
- MÜLLER-WITT, H.: Progressive Umweltabgaben als politische Vision. In: NUTZINGER, H.G., ZAHRT, A. (Hrsg.): Öko-Steuern. Umweltsteuern und -abgaben in der Diskussion. Karlsruhe 1989. S. 261-280.
- NUTZINGER, H.G., ZAHRT, A. (Hrsg.): Öko-Steuern. Umweltsteuern und -abgaben in der Diskussion. Karlsruhe 1989.
- NUTZINGER, H.G., ZAHRT, A. (Hrsg.): Für eine ökologische Steuerreform. Energiesteuern als Instrumente der Umweltpolitik. Frankfurt/M. 1990.
- OECD (1993): Environmental Policies and Industrial Competitiveness. Paris 1993.
- OECD (1996): Environmental Taxes in OECD Countries. Paris 1996.

- OECD (1997): Umweltsteuern und ökologische Steuerreform. Paris 1997.
- PIEROTH, E., WICKE, L.: Chancen der Betriebe durch Umweltschutz. Plädoyer für ein offensives, gewinnorientiertes Umweltmanagement. Freiburg i.Br. 1988.
- PORTER, M.E.: The Competitive Advantage of Nations. London 1990.
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN: Umweltgutachten 1996. Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Stuttgart 1996.
- SANDHÖVEL, A.: Ministerialverwaltung und die Durchsetzbarkeit von Preis- und Mengelösungen - am Beispiel der nordrhein-westfälischen Abfallpolitik. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht*. Vol 2, 1994. S. 225-240.
- SCHEELHAASE, J.: Abgaben und Zertifikate als Instrumente zur CO₂-Reduktion in der EG. Ausgestaltung und regionalwirtschaftliche Wirkungen. ifo studien zur umweltökonomie. Band 19. München 1994.
- SCHLEGELMILCH, K.: Einstieg in die ökologische Steuerreform? Ein Vorschlag zur Überwindung der politischen Pattsituation. In: KÖHN, J., WELFENS, M.J. (Hrsg.): Neue Ansätze in der Umweltökonomie. Marburg 1996. S. 127-150.
- SCHULDT, N.: Möglichkeiten und Grenzen von Abgaben im Bereich der Siedlungsabfälle. In: ZIMMERMANN (Hrsg.): Umweltabgaben. Grundsatzfragen und abfallwirtschaftliche Anwendung. Bonn 1993. S. 99-137.
- SPRENGER, R.-U., KÖRNER, J., PASKUY, E., WACKERBAUER, J.: Das deutsche Steuer- und Abgabensystem aus umweltpolitischer Sicht - eine Analyse seiner ökologischen Wirkungen sowie der Möglichkeiten und Grenzen seiner stärkeren ökologischen Ausrichtung. ifo studien zur umweltökonomie. Band 18. München 1994.
- SPRENGER, R.-U., PUPETER, M.: Evaluierung von gesetzlichen Maßnahmen mit Auswirkungen im Unternehmensbereich, dargestellt am Beispiel der ökonomischen Auswirkungen des Abwasserabgabengesetzes auf industrielle Direkteinleiter. Gutachten im Auftrag des Bundeskanzleramtes. München 1980.
- SPRINGMANN, F.: Steuerreform zum Abbau der Arbeitslosigkeit und Umweltbelastung. Ein Szenario. Wissenschaftszentrum Berlin. IIUG dp 86-11. Berlin 1986.
- STROBEL, M., WAGNER, B.: Betriebliches Stoff- und Energieflußmanagement als Grundlage eines nachhaltigen Umweltmanagements. In: LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG: 6. Statuskolloquium des Projekts Angewandte Ökologie (PAÖ), Bereich „Risikoabschätzung und -bewertung im Umweltschutz“, am 17. und 18. März im Forschungszentrum Karlsruhe. Karlsruhe 1998. S. 11-26.
- SÜDWEST PRESSE: Immer mehr Gebühren. VdK-Präsident: Gemeinden kassieren ab. (Bericht von RAIMUND WEIBLE. Ausgabe Ulm vom 12.03.1998.
- TEUFEL, D.: Ökosteuern als marktwirtschaftliches Instrument im Umweltschutz. Umwelt- und Prognose-Institut Heidelberg. UPI-Bericht Nr. 9. Heidelberg 1988.
- TEUFEL, D., GAUCH, E., BEKER, G., BAUER, P., WAGNER, Th.: Ökosteuer-Vorschlag des UPI-Instituts. Reaktionen, Argumente, Diskussion. Umwelt- und Prognose-Institut Heidelberg. UPI-Bericht Nr.13. Heidelberg 1989.
- TOBEY, J.: The Impact of Domestic Environmental Policies on International Trade. In: OECD (1993): Environmental Policies and Industrial Competitiveness. Paris 1993.
- TRIEBSWETTER, U., FRANKE, A., SPRENGER, R.-U.: Ansatzpunkte für eine ökologische Steuerreform: Überlegungen zum Abbau umweltpolitisch kontraproduktiver Einzel-

regelungen im deutschen Steuerrecht. ifo studien zur umweltökonomie. Band 21. München 1994.

UMWELTBUNDESAMT: Umweltabgaben in der Praxis - Sachstand und Perspektiven. Berlin 1994.

WEDER, R.: Lenkungsabgaben und internationale Wettbewerbsfähigkeit: Handels- und standorttheoretische Überlegungen. In: STAEHELIN-WITT, E., BLÖCHLINGER, HJ. (Hrsg.): Ökologisch orientierte Steuerreform. Die fiskal- und aussenwirtschaftlichen Aspekte. Bern et al. 1997. S. 103-131.

WICKE, L.: Umweltökonomie. 4. Auflage. München 1993.

WIEDMANN, Th.: Emissionsmanagement - Anwendung des Stoffstromkonzeptes auf Emissionen von umweltrelevanten Stoffen. TA-Informationen 1/98 der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg. Stuttgart 1998. S. 8-11.

WINTER, G.: Das umweltbewußte Unternehmen. Ein Handbuch der Betriebsökologie mit 28 Check-Listen für die Praxis. 5. Auflage. München 1993.

ZITTEL, Th.: Marktwirtschaftliche Instrumente in der Umweltpolitik. Zur Auswahl politischer Lösungsstrategien in der Bundesrepublik. Opladen 1996.

Literatur zu Kapitel 3: Emissionszertifikate

- BINSWANGER, H.-Chr.: Emissionsrechte als Erweiterung der Eigentumsordnung. In: WEGEHENKEL, L. (Hrsg.): Marktwirtschaft und Umwelt. Tübingen 1981. S. 87-93.
- BONUS, H.: Umweltschutz durch Umweltzertifikate. *Umwelt*. 7. Jahrg. 1977. S. 252.
- BONUS, H.: Emissionsrechte als Mittel zur Privatisierung öffentlicher Ressourcen aus der Umwelt. In: GUTZLER, H. (Hrsg.): Umweltpolitik und Wettbewerb. Baden-Baden 1981.
- BONUS, H.: Darstellung und Bewertung der neuen flexiblen Auflagen-Konzepte der US-Luftreinhaltepolitik. In: POHL, H.G. (Hrsg.): Saubere Luft als Marktprodukt: Shell Umwelt-Symposium. Bonn 1983. S. 53-82.
- BONUS, H.: Preis- und Mengenlösungen in der Umweltpolitik. *Jahrbuch für Sozialwissenschaft*. 1990. S. 343-358.
- BUND/MISEREOR (Hrsg.): Zukunftsfähiges Deutschland. Ein Beitrag zu einer global nachhaltigen Entwicklung. Studie des Wuppertal Instituts für Klima, Umwelt, Energie. Basel et al. 1996.
- CANSIER, D.: Umweltökonomie. Stuttgart, Jena 1993.
- DALES, J.H.: Pollution, Property, and Prices. Toronto 1968.
- ENDRES, A. (1994a): Umweltökonomie. Eine Einführung. Darmstadt 1994.
- ENDRES, A. (1994b): Umweltzertifikate: Eine marktwirtschaftliche Alternative im Widerstreit. In: ENDRES, A., REHBINDER, E., SCHWARZE, R.: Umweltzertifikate und Kompensationslösungen aus ökonomischer und juristischer Sicht. Bonn 1994. S. 1-27.
- ENDRES, A., REHBINDER, E., SCHWARZE, R.: E.: Umweltzertifikate und Kompensationslösungen aus ökonomischer und juristischer Sicht. Bonn 1994.
- ENDRES, A., SCHWARZE, R.: Das Zertifikatsmodell vor der Bewährungsprobe? Eine ökonomische Analyse des Acid Rain-Programms des neuen US-Clean Air Act. In: ENDRES, A., REHBINDER, E., SCHWARZE, R.: Umweltzertifikate und Kompensationslösungen aus ökonomischer und juristischer Sicht. Bonn 1994. S. 137-212.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY: Ozon-Depleting Chlorfluorcarbons; Proposed Restriction. In: *Federal Register*, Vol. 45, No. 196. 1980. S. 6672ff.
- FROMM, O., HANSJÜRGENS, B.: Umweltpolitik mit handelbaren Emissionszertifikaten - eine ökonomische Analyse des RECLAIM-Programms in Südkalifornien. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung*. Jahrg. 7, 1994. S. 211-233.
- GAWEL, E.: Die Emissionsrechtelösung und ihre Praxisvarianten - eine Neubewertung. *Zeitschrift für Umweltrecht und Umweltpolitik*. Band 1/1993. S. 31-54.
- HANSJÜRGENS, B.: Wie erfolgreich ist das neue Schwefeldioxid-Zertifikatesystem in den U.S.A.? - Erste Erfahrungen und Lehren für die Zukunft. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht*. Band 1/1998. S. 1-32.
- HANSJÜRGENS, B., FROMM, O.: Erfolgsbedingungen von Zertifikatelösungen in der Umweltpolitik - am Beispiel der Novelle des US-Clean Air Act von 1990. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht*. Band 4/1994. S. 473-505.

- HEISTER, J., MICHAELIS, P. et al.: Umweltpolitik mit handelbaren Emissionsrechten. Möglichkeiten zur Verringerung der Kohlendioxid- und Stickoxidemissionen. Tübingen 1991.
- HUCKESTEIN, B.: Umweltlizenzen - Anwendungsbedingungen einer ökonomisch effizienten Umweltpolitik durch Mengensteuerung. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht*. Band 1/1993. S. 1-29.
- INTERNATIONAL ENERGY AGENCY: Activities Implemented Jointly. Partnerships for Climate and Development. Paris 1997.
- KABELITZ, K.R.: Nutzungslizenzen als Instrument der Luftreinhaltepolitik. *Zeitschrift für Umweltpolitik*. Band 2, 1983. S. 153-185.
- KABELITZ, K.R. (1984a): Eigentumsrechte und Nutzungslizenzen als Instrumente einer ökologisch rationalen Luftreinhaltepolitik. ifo studien zur umweltökonomie. Band 5. München 1984.
- KABELITZ, K.R. (1984b): Handelbare Emissionsgenehmigungen als Instrument einer ökologisch und ökonomisch rationalen Luftreinhaltepolitik. In: SCHNEIDER, G., SPRENGER, R.-U. (Hrsg.): Mehr Umweltschutz für weniger Geld. ifo studien zur umweltökonomie. Band 4. München 1984. S. 227-314.
- KÖHN, J.: Autos und Zertifikate. Neue Ansätze für die Autopolitik aus der ökologischen und ökonomischen Perspektive. In: KÖHN, J., WELFENS, M.J. (Hrsg.): Neue Ansätze in der Umweltökonomie. Marburg 1996.
- KOSCHEL, H., BROCKMANN, K.L., SCHMIDT, T.F.N., STRONZIK, M., BERGMANN, H.: Handelbare SO₂-Zertifikate für Europa - Konzeption und Wirkungsanalyse eines Modellvorschlags. Zentrum für Europäische Wirtschaftsforschung (ZEW). Mannheim 1998.
- MAIER-RIGAUD G.: Kohlendioxid-Politik mit handelbaren Emissionsrechten. UBA-Text Nr. 20/1991. Berlin 1991.
- MAIER-RIGAUD, G.: Umweltpolitik mit Mengen und Märkten. Lizenzen als koordinierendes Element einer ökologischen Marktwirtschaft. Marburg 1994.
- MICHAELIS, P.: Ökonomische Instrumente in der Umweltpolitik. Eine anwendungsorientierte Einführung. Heidelberg 1996.
- MONTGOMERY, W.D.: Markets in Licenses and Efficient Pollution Control Programs. *Journal of Economic Theory*. Vol. 5, 1972. S. 395-418.
- MÜLLER-WITT, H.: Der „Pollution Rights-Ansatz“ und seine Auswirkungen auf die amerikanische Luftreinheit. *Zeitschrift für Umweltpolitik*. Band 3, 1981. S. 371-397.
- REHBINDER, E. (1994a): Übertragbare Emissionsrechte aus juristischer Sicht. Teil I: Herkömmliche Kompensationen im Bereich der Luftreinhaltung. In: ENDRES, A., REHBINDER, E., SCHWARZE, R.: Umweltzertifikate und Kompensationslösungen aus ökonomischer und juristischer Sicht. Bonn 1994. S. 28-91.
- REHBINDER, E. (1994b): Übertragbare Emissionsrechte aus juristischer Sicht. Teil II: Umweltlizenzen (Zertifikate) im Bereich der Luftreinhaltung. In: ENDRES, A., REHBINDER, E., SCHWARZE, R.: Umweltzertifikate und Kompensationslösungen aus ökonomischer und juristischer Sicht. Bonn 1994. S. 92-136.
- REHBINDER, E. (1994c): Übertragbare Emissionsrechte aus juristischer Sicht. Teil III: Kompensationen und Umweltlizenzen (Zertifikate) außerhalb des Bereichs der Luftreinhaltung. In: ENDRES, A., REHBINDER, E., SCHWARZE, R.: Umweltzertifikate und Kompensationslösungen aus ökonomischer und juristischer Sicht. Bonn 1994. S. 216-255.

- REHBINDER, E., SPRENGER, R.-U.: Möglichkeiten und Grenzen der Übertragbarkeit neuer Konzepte der US-amerikanischen Luftreinhaltepolitik in den Bereich der deutschen Umweltpolitik. Berichte des Umweltbundesamtes 9/1985. Berlin 1985.
- RENNINGS, K., BROCKMANN, K.L., KOSCHEL, H., BERGMANN, H., KÜHN, I.: Nachhaltigkeit, Ordnungspolitik und freiwillige Selbstverpflichtung. Heidelberg 1996.
- RENTZ, H.: Kompensationen im Klimaschutz. Ein erster Schritt zu einem nachhaltigen Schutz der Erdatmosphäre. Berlin 1995.
- RENTZ, H., Weiland, R.: Preise versus Mengen? - Wege aus dem Abfalldilemma - *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung*. Jahrg. 6, 1993. S. 223-234.
- RENTZ, O., WIETSCHEL, M., FICHTNER, W., ARDONE, A. (Hrsg.): Joint Implementation in Deutschland. Stand und Perspektiven aus Sicht von Politik, Industrie und Forschung. Frankfurt/M. 1996.
- RENTZ, O., WIETSCHEL, M., ARDONE, A., FICHTNER, W., GÖBELT, M.: Zur Effizienz einer länderübergreifenden Zusammenarbeit bei der Klimavorsorge. Analyse des Umweltregimes Joint Implementation unter Einbezug eines Emissionsrechtehandels für die Bundesrepublik Deutschland, die Russische Föderation und Indonesien. Forschungsbericht gefördert durch die Volkswagen-Stiftung Az. II/70056. Karlsruhe 1998.
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN: Umweltgutachten 1996. Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Stuttgart 1996.
- SANDHÖVEL, A.: Ministerialverwaltungen und die Durchsetzbarkeit von Preis- und Mengelösungen - am Beispiel der nordrhein-westfälischen Abfallpolitik. *Zeitschrift für Umweltrecht und Umweltpolitik*. Band 2/1994. S. 225-240.
- SCHEELHAASE, J.: Abgaben und Zertifikate als Instrumente zur CO₂-Reduktion in der EG - Ausgestaltung und regionalwirtschaftliche Wirkungen. ifo studien zur umweltökonomie. Band 19. München 1994.
- SCHWARZE, R.: SO₂ im Sonderangebot? Zur Entwicklung des US-Marktes für Schwefeldioxid-Lizenzen und den Perspektiven von Zertifikatsmodellen in der Luftreinhaltepolitik. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung*. Jahrg. 10, 1997. S. 170-186.
- UNCTAD (Hrsg.): Combating Global Warming. Study on a Global System of Tradeable Carbon Emission Entitlements. New York 1992.
- UNCTAD (Hrsg.): Combating Global Warming. Possible Rules, Regulations, and Administrative Arrangements for a Global Market in CO₂ Emission Entitlements. New York 1994.
- UNCTAD (Hrsg.): Controlling Carbon Dioxide Emissions. The Tradeable Permit System. Genf 1995.
- WEIMANN, J.: Umweltökonomik. Eine theorieorientierte Einführung. 3. Auflage. Berlin et al. 1995.
- WICKE, L.: Einsatzmöglichkeiten von Umweltlizenzen - Mögliche Wege der sinnvollen Erprobung. *Umweltmagazin*. Mai 1981.
- WICKE, L.: Umweltökonomie. 4. Auflage. München 1993.
- WIEDMER, Th.: Handelbare CO₂-Emissionszertifikate: eine kritische Anmerkung. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung*. Jahrg. 6, 1993. S. 556-563.

Literatur zu Kapitel 4: Umwelthaftung

- AHRENS, M., SIMON, J. (Hrsg.): Umwelthaftung, Risikosteuerung und Versicherung. Berlin 1996.
- BORIC, T., GLIHA, I.: Die Umwelthaftung nach dem kroatischen Umweltschutzgesetz von 1994. *PHi* 1/1996. S. 2-11.
- CANSIER: Umweltökonomie. Stuttgart, Jena 1993.
- DYLLICK, TH., BELZ, F., SCHNEIDEWIND, U.: Ökologie und Wettbewerbsfähigkeit. München, Wien 1997.
- ENDRES, A.: Haftpflichtrecht und Verhütung von Umweltschäden: Ökonomische Aspekte. In: ENDRES, A., REHBINDER, E., SCHWARZE, R.: Haftung und Versicherung für Umweltschäden aus ökonomischer und juristischer Sicht. Berlin et al. 1992. S. 1-33.
- ENDRES, A.: Umweltökonomie. Eine Einführung. Darmstadt 1994.
- ENDRES, A., SCHWARZE, R. (1992a): Allokationswirkungen einer Umwelthaftpflicht-Versicherung. In: ENDRES, A., REHBINDER, E., SCHWARZE, R.: Haftung und Versicherung für Umweltschäden aus ökonomischer und juristischer Sicht. Berlin et al. 1992. S. 58-82.
- ENDRES, A., SCHWARZE, R. (1992b): Gibt es Grenzen der Versicherbarkeit von Umwelt Risiken? Eine ökonomisch-technische Analyse der Besonderheiten einer Umwelthaftpflicht-Versicherung. In: ENDRES, A., REHBINDER, E., SCHWARZE, R.: Haftung und Versicherung für Umweltschäden aus ökonomischer und juristischer Sicht. Berlin et al. 1992. S. 83-119.
- ENDRES, A., STAIGER, B.: Ökonomische Aspekte des Umwelthaftungsrechts. In: AHRENS, M., SIMON, J. (Hrsg.): Umwelthaftung, Risikosteuerung und Versicherung. Berlin 1996. S. 79-93.
- GARDETTE, J.-M.: Das französische Umwelthaftungsrecht - Stand, Entwicklungstendenzen und Versicherbarkeit. *PHi* 3/1996. S. 82-91.
- GESAMTVERBAND DER DEUTSCHEN VERSICHERUNGSWIRTSCHAFT (GDV): Brüssel prüft Einführung eines einheitlichen Umwelthaftungsrechts in Europa. Internet-Information unter: http://www.gdv.de/meinung_aktuelles/positionen/pos397-8.ttm vom 21.04.1998.
- GIMPEL-HINTEREGGER, M.: Umwelthaftung in Österreich. *PHi* 6/1996. S. 202-220.
- GRIGG, S.: Versicherungsdeckung für Umwelthaftpflichtschäden in Österreich. *PHi* 6/1996. S. 237-244.
- HOFFMANN, R.: Spätschadenreservierung in der Allgemeinen Haftpflichtversicherung: Möglichkeiten und Grenzen objektivierender Methoden. Ulm 1998.
- HULST, E.H., KLINGE-VAN ROOIJ, I.: Europäisches Haftungsrecht. Das „Umwelt-Grünbuch“ - Ökologie oder Ökonomie? *PHi* 3/1994. S. 108-121.
- KARL, H.: Umweltschutz mit Hilfe zivilrechtlicher und kollektiver Haftung. *RWI-Mitteilungen*. Jahrg. 43, 1992. S. 183-199.
- KIRCHGÄSSNER, G.: Haftungsrecht und Schadensersatzansprüche als umweltpolitische Instrumente. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht*. Band 1/1992. S. 15-44.

- KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN: Grünbuch über die Sanierung von Umweltschäden. Mitteilung der Kommission an den Rat und an das Europäische Parlament und den Wirtschafts- und Sozialausschuß. KOM(93) endg., 14. Mai 1993. Brüssel 1993.
- KÜPPER, G.: Welchen Einfluß haben Haftung und Versicherung auf die Investitionstätigkeit der Unternehmen im Umweltbereich? Betriebs-Berater (BB). 51. Jahrg., Heft 11. 14.3.1996. S. 541-544.
- LANG, R.: Die neue Umwelthaftpflicht-Versicherung nach dem HUK-Model. In: AHRENS, M., SIMON, J.: Umwelthaftung, Risikosteuerung und Versicherung. Berlin 1996. S. 169-183.
- MENDELOWITZ, M.: Versicherung von Umweltrisiken im Vereinigten Königreich. PHi 5/1996. S. 162-172.
- REHBINDER, E. (1992a): Haftpflichtrecht und Verhütung von Umweltschäden aus juristischer Sicht. In: ENDRES, A., REHBINDER, E., SCHWARZE, R.: Haftung und Versicherung für Umweltschäden aus ökonomischer und juristischer Sicht. Berlin et al. 1992. S. 34-57.
- REHBINDER, E. (1992b): Der Beitrag von Versicherungs- und Fondslösungen zur Verhütung von Umweltschäden aus juristischer Sicht. In: ENDRES, A., REHBINDER, E., SCHWARZE, R.: Haftung und Versicherung für Umweltschäden aus ökonomischer und juristischer Sicht. Berlin et al. 1992. S. 120-150.
- RUDOLF, Cl.: Slowenien: Das Umweltschutzgesetz von 1993 unter besonderer Berücksichtigung des Haftungsrechts. PHi 6/1996. S. 224-234.
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN: Umweltgutachten 1996. Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Stuttgart 1996.
- SALJE, P.: Umwelthaftung in Europa - Stand und Entwicklungstendenzen. PHi. 5/1995. S. 162-172.
- SCHMIDT-SALZER, J.: UMWELTHAFTPFLICHT UND UMWELTHAFTPFLICHTVERSICHERUNG (III): DAS UMWELTHAFTUNGSGESETZ 1991. VersR Heft 1/1991.
- SCHMIDT-SALZER, J.: Gesetzliche Regelung zur Umwelthaftung und persönliche Strafbarkeit. Schering AG. 1992.
- SCHMIDT-SALZER, J.: Umwelthaftpflicht und Umwelthaftpflichtversicherung (VI): Skizzen zur Deckungsvorsorge-Umwelthaftpflichtversicherung. VersR Heft 31 (1993). S. 1311-1317.
- SCHMIDT-SALZER, J.: Die Haftung von Unternehmen für Umweltschäden in Deutschland und Europa. In: AHRENS, M., SIMON, J. (Hrsg.): Umwelthaftung, Risikosteuerung und Versicherung. Berlin 1996. S. 59-75.
- SIMON, J.: Das Umwelthaftungsgesetz. In: AHRENS, M., SIMON, J. (Hrsg.): Umwelthaftung, Risikosteuerung und Versicherung. Berlin 1996. S. 13-26.
- UMIS: Umwelthaftpflichtversicherungen. Internet-Information unter: <http://www.umis.de/umis/archiv/magazin...welthaftpflicht/umwelthaftpflicht.html> April 1998.
- WAGNER, G.: Umwelthaftung und Versicherung. In: AHRENS, M., SIMON, J. (Hrsg.): Umwelthaftung, Risikosteuerung und Versicherung. Berlin 1996. S. 97-146.
- WICKE, L.: Umweltökonomie. 4. Auflage. München 1993.

Literatur zu Kapitel 5: Umweltkooperationen

- AKADEMIE FÜR TECHNIKFOLGENABSCHÄTZUNG (Hrsg.): Bürgerbeteiligung an der Abfallplanung für die Region Nordschwarzwald. Bürgergutachten, Teil III: Standortauswahl. Bd. 1: Empfehlungen. Zusammengestellt von K. ZÖLLER UND O. RENN. Stuttgart 1996.
- BINGHAM, G.: Resolving Environmental Disputes. A Decade of Experience. Washington, D.C. 1986.
- BREIER, S. : Umweltschutzkooperationen zwischen Staat und Wirtschaft auf dem Prüfstand - Eine Untersuchung am Beispiel der Erklärung der deutschen Wirtschaft zur Klimavorsorge. *Zeitschrift für Umweltrecht und Umweltpolitik* 1/1997. S. 131-142.
- CLAUSEN, J., BROKMANN, F., SCHELLENBERGER, O.: Selbstverpflichtungen im Umweltschutz. Diskussionspapier des IÖW 36/1995. Berlin 1995.
- DAHLBENDER, B., SEYDEL, Fr.: Wege zur Nachhaltigkeit - Bürgerinnen und Bürger gestalten Pflastersteine für Ulm. In: MAJER, H., SEYDEL, Fr. (Hrsg.): Pflastersteine. Ulmer Wege zur Nachhaltigkeit. Sternenfels, Berlin 1998. S. 99-132.
- DEUTSCHER STÄDTETAG (Hrsg.): Städte für eine umweltgerechte Entwicklung. Materialien für eine „Lokale Agenda 21“. Bearbeitet von K. FIEDLER UND J. HENNERKES. Köln 1995.
- DIENEL, P.C.: Die Planungszelle. Der Bürger plant seine Umwelt. Eine Alternative zur Establishment-Demokratie. 2. Auflage. Opladen 1991.
- DYLLICK, Th.: Ökologisch bewußtes Management. Schriftenreihe „Die Orientierung“ der Schweizerischen Volksbank, Bd. 96. Bern 1990.
- ENGELFRIED, J., FUCHSLOCH, N.: Punkt für Punkt - Umweltbezogene Selbstverpflichtungen für eine nachhaltige Entwicklung müssen bestimmte Kriterien erfüllen. *Müllmagazin* 2/1997. S. 36-37.
- ESSER, P., JAKUSCH, TH., MONSTADT, J., PETERMANN, C., SCHMUTTERER, W.G.: Kooperation im Umweltbereich. Werkstattberichte Nr. 49 (Hrsg.: Bechmann, A.), Institut für Landschaftsökonomie. TU Berlin. Berlin 1995.
- FIETKAU, H.-J.: Leitfaden Umweltmediation. Hinweise für Verfahrensbeteiligte und Mediatoren. Schriften zu Mediationsverfahren im Umweltschutz Nr.8. Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung. Berlin 1994.
- GABNER, H., HOLZNAGEL, B., LAHL, U.: Mediation. Verhandlungen als Mittel zur Konsensfindung bei Umweltstreitigkeiten. Bonn 1992.
- GEBERS, B., et al.: Bürgerrechte im Umweltschutz - Impulse für ein Konzept zur Stärkung der Beteiligungsrechte im Umweltverfahren. Werkstattreihe Nr.57, Öko-Institut Freiburg. Freiburg 1996.

- HABERER, A.F.: Umweltbezogene Informationsasymmetrien und transparenzschaffende Institutionen. Marburg 1996.
- HANSJÜRGENS, B.: Erfolgsbedingungen für Kooperationslösungen in der Umweltpolitik. *Wirtschaftsdienst*. Vol. 74. 1994. S.35-42.
- HOECKER, H., FAHL, U.: Least-Cost Planning in der Energiewirtschaft: Chancen und Probleme. TÜV Rheinland. Köln 1993.
- INSTITUT FÜR UMWELTMANAGEMENT (IFUM): Umweltbezogene Selbstverpflichtungen der Wirtschaft - Umweltpolitischer Erfolgsgarant oder Irrweg? Hrsg.: WICKE, L., KNEBEL, J., BRAESEKE, G. Bonn 1997.
- JÄNICKE, M.: Vom Staatsversagen zur politischen Modernisierung? Ein System aus Verlegenheitslösungen sucht seine Form. In: BÖHRET, C., WEWER, G. (Hrsg.): Regieren im 21. Jahrhundert - zwischen Globalisierung und Regionalisierung. Festgabe für Hans-Hermann Hartwich zum 65. Geburtstag. Opladen 1993. S. 63-77.
- KÖLLE, Chr.: Ökonomische Analyse internationaler Umweltkooperationen. Heidelberg 1995.
- KRISTOF, K., RAMESOHL, St., SCHMUTZLER, Th., unter Mitarbeit von SCHLEGELMILCH, K.: „Aktualisierte Erklärung der deutschen Wirtschaft zur Klimavorsorge“: Große Worte, kleine Taten? Wuppertal Papers Nr.71. März 1997.
- LEPRICH, U.: Least-Cost Planning als Regulierungsprinzip. Neue ökonomische Strategien zur rationellen Verwendung elektrischer Energie. Öko-Institut Freiburg. Freiburg 1994.
- MEDIATOR GMBH: Mediation in Umweltkonflikten. Verfahren kooperativer Problemlösungen in der BRD. Oldenburg 1996.
- MUSSEL, Chr.: Mediatorische Aufgaben und strukturelle Lösungen in dialogischen Verfahren. In: Selle, K. (Hrsg.): Planung und Kommunikation: Gestaltung von Planungsprozessen in Quartier, Stadt und Landschaft. Grundlagen, Methoden, Praxiserfahrung. Wiesbaden, Berlin 1996. S. 322-333.
- ÖKO-INSTITUT: Entwicklung eines methodischen Instrumentariums für ein örtliches/regionales Least-Cost-Planning-Modell (inkl. CO₂-Reduzierungskonzept). - Vorstudie im Auftrag der Stadtwerke Hannover, der BMW AG und des Berliner Umweltsenators. Öko-Institut Freiburg. Freiburg 1991.
- ÖKOLOGISCHES WIRTSCHAFTEN (Hrsg.: INSTITUT UND VEREINIGUNG FÜR ÖKOLOGISCHE WIRTSCHAFTSFORSCHUNG): Ausgabe 2/1997. Schwerpunkt: Kooperation im Umweltschutz.
- OIKOS - UMWELTÖKONOMISCHE STUDENTENINITIATIVE AN DER HSG (Hrsg.): Kooperationen für die Umwelt. Im Dialog zum Handeln. Zürich 1994.
- PASSAVANT, O.: Mittlerunterstützte Kooperation in komplexen Verwaltungsprojekten. Die öffentliche Verwaltung. 40/Heft 12. 1987. S. 516-523.

- RENN, O.: Kooperativer Diskurs. In: SELLE, K. (Hrsg.): Planung und Kommunikation: Gestaltung von Planungsprozessen in Quartier, Stadt und Landschaft. Grundlagen, Methoden, Praxiserfahrung. Wiesbaden, Berlin 1996. S. 101-112.
- RENN, O., OPPERMAN, B.: „Bottom-up“ statt „Top-down“ - Die Forderung nach Bürgermitwirkung als (altes und neues) Mittel zur Lösung von Konflikten in der räumlichen Planung. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung*. Sonderheft 6: Stadtökologie. 1995. S. 257-276.
- RENN, O., WEBLER, Th.: Konfliktbewältigung durch Kooperation in der Umweltpolitik. Theoretische Grundlagen und Handlungsvorschläge. In: OIKOS (Hrsg.): Kooperationen für die Umwelt. Im Dialog zum Handeln. Zürich 1994. S. 11-52.
- RENNINGS, K., BROCKMANN, K.L., KOSCHEL, H., BERGMANN, H., KÜHN, I.: Nachhaltigkeit, Ordnungspolitik und freiwillige Selbstverpflichtung. Heidelberg 1996.
- RENTZ, O., WIETSCHEL, M., SCHÖTTLE, H., FICHTNER, W.: Least-Cost Planning/Integrated Resource Planning. Ein Instrument zur umweltorientierten Unternehmensführung in der Energiewirtschaft. Landsberg 1997.
- RITTER, E.-H.: Umweltpolitik und Rechtsentwicklung. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht*. Jahrg. 6, 1987. S. 929-938.
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN: Umweltgutachten 1996. Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Stuttgart 1996.
- SCHLUCHTER, W., DAHM, G.: Möglichkeiten der Minderung psychosozialer Umweltbelastungen durch die Einbeziehung betroffener Bürger in die Planung von Umweltmaßnahmen. Umweltbundesamt, Texte 54/96. Berlin 1996.
- SELLE, K. (Hrsg.): Planung und Kommunikation: Gestaltung von Planungsprozessen in Quartier, Stadt und Landschaft. Grundlagen, Methoden, Praxiserfahrung. Wiesbaden, Berlin 1996.
- STEHLING, F.: Prinzipien und Konflikte der Umweltpolitik. Working Papers in Economics. Abt. Wirtschaftswissenschaften, Universität Ulm. Ulm 1992.
- STEHLING, F.: Umweltschutz als Kooperationsaufgabe. In: BESCHORNER, D., STEHLING, F. (Hrsg.): Umweltschutz und Krisenmanagement. Die Leitidee einer nachhaltigen Entwicklung als internationale Herausforderung. Tagungsband zum 1. Jahres-Workshop der Deutsch-Japanischen Akademischen Bourse der Universität Ulm. Ulm 1997. S. 19-42.
- UMWELTBUNDESAMT (UBA): Anforderung an Selbstverpflichtungen der Wirtschaft. Berlin 1996.
- UMWELTWIRTSCHAFTSFORUM: Heft 4/1995: Brennpunkt: Gemeinschaftslösungen im Umweltschutz.
- WEIDNER, H.: Umweltkooperation und alternative Konfliktregelungsverfahren in Deutschland. Zur Entstehung eines neuen Politiknetzwerkes. Schriften zu Mediationsverfahren im Umweltschutz Nr.16. Abt. „Normbildung und Umwelt“ des Forschungsschwerpunkts

Technik-Arbeit-Umwelt am Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung. Berlin 1996.

WEIDNER, H., FIETKAU, H.-J.: Umweltmediation. Erste Ergebnisse aus der Begleitforschung zum Mediationsverfahren im Kreis Neuss. *Zeitschrift für Umweltrecht und Umweltpolitik*. Band 4/1995. S. 451-480.

WICKE, L.: Umweltbezogene Selbstverpflichtungen der Wirtschaft - Chancen und Grenzen für Umwelt, (mittelständische) Wirtschaft und Umweltpolitik. Arbeitspapier Nr.4, Institut für Umweltmanagement (IfUM), EAP Europäische Wirtschaftshochschule Berlin/Paris/Oxford/Madrid. Berlin 1997.

Literatur zu Kapitel 6: Integr. Produktions- und Reduktionswirtschaft

- AHBE, ST., BRAUSCHWEIG, A., MÜLLER-WENK, R.: Methodik für Ökobilanzen auf der Basis ökologischer Optimierung. BUWAL-Schriftenreihe Umwelt Nr. 133. Bern 1990.
- ARGE-ALTAUTO (Hrsg.): Freiwillige Selbstverpflichtung zur umweltgerechten Altautoverwertung (Pkw) im Rahmen des Kreislaufwirtschaftsgesetzes. Frankfurt/M., 20.03.1997.
- BETZ, G., VOGL, H.: Das umweltgerechte Produkt. Praktischer Leitfaden für das umweltbewußte Entwickeln, Gestalten und Fertigen. Neuwied et al. (1996).
- BMW AG, Ressort Wirtschaft und Politik: BMW Recycling. o.O. 1998. (Firmeninformationsschrift)
- BÖNKER, TH., KREIS, W.: Ganzheitliche Produktkonzepte für verwendungsorientierte Bauteilkreisläufe. *UmweltWirtschaftsForum*. Heft 4, 1997. S. 18-23.
- BRAUNGART, M., ENGELFRIED, J., MULHALL, D.: Produktlinienuntersuchung (life-cycle-assessment) als Methode zur Entwicklung besserer Produkte. Probleme, Zielkonflikte, Lösungen. In: FLEISCHER, G. (Hrsg.): Vermeidung und Verwertung von Abfällen 3. Berlin 1992. S. 299-310.
- BREITFELD, L.: Chancen für Öko-Leasing? In: HOCKERTS, K., PETMECKY, A., HAUCH, S., SEURING, ST., SCHWEITZER, R. (Hrsg.); Kreislaufwirtschaft statt Abfallwirtschaft. Optimierte Nutzung und Einsparung von Ressourcen durch Öko-Leasing und Servicekonzepte. Ulm 1995. S. 209-216.
- BRINKMANN, TH., EHRENSTEIN, G.W., STEINHILPER, R. (Hrsg.): Umwelt- und recyclinggerechte Produktentwicklung: Anforderungen, Werkstoffwahl, Gestaltung, Praxisbeispiele. Augsburg 1996.
- BUNDESGESETZBLATT JAHRGANG 1997, TEIL I NR.46: Verordnung über die Entsorgung von Altautos und die Anpassung straßenverkehrsrechtlicher Vorschriften. Bonn 1997, S. 1666-1676
- BUNDESUMWELTMINISTERIUM: Umwelt. Heft 7-8/1998. S. 380-381.
- BUND/MISEREOR (Hrsg.): Zukunftsfähiges Deutschland. Ein Beitrag zu einer global nachhaltigen Entwicklung. Studie des Wuppertal Instituts für Klima, Umwelt, Energie. Basel et al. 1996.
- BUSCH-LÜTY, Chr.: Kreislaufwirtschaftliche Konzepte als Element einer ökologischen Ökonomik. In: HOCKERTS, K., PETMECKY, A., HAUCH, S., SEURING, ST., SCHWEITZER, R. (Hrsg.); Kreislaufwirtschaft statt Abfallwirtschaft. Optimierte Nutzung und Einsparung von Ressourcen durch Öko-Leasing und Servicekonzepte. Ulm 1995. S. 33-43.
- CLAUSEN, J., BROKMANN, F., SCHELLENBERGER, O.: Selbstverpflichtungsabkommen im Umweltschutz. Diskussionspapier des IÖW 36/95. Berlin 1995.
- DYCKHOFF, H.: Theoretische Grundlagen einer umweltorientierten Produktionswirtschaft. In: WAGNER, G.R. (Hrsg.): Betriebswirtschaft und Umweltschutz. Stuttgart 1993.
- ENGELFRIED, J.: Dienstleistung als methodische Grundlage von Produktlinienuntersuchungen. Bewertungsprobleme beim Vergleich von Dienstleistungen aus Naturfasern und Polypropylen. Köln 1994.

- ENGELFRIED, J., HABER, W., WABNER, D.: Vereinheitlichung der Methoden zur Untersuchung von „Umweltverträglichkeit“. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung*. Vol. 8, 1995. S. 373-384.
- ENQUETE-KOMMISSION „SCHUTZ DES MENSCHEN UND DER UMWELT“ DES DEUTSCHEN BUNDESTAGES (Hrsg.): Die Industriegesellschaft gestalten. Bonn 1994.
- FLEIG, J.: Neue Produktkonzepte in der Kreislaufwirtschaft - Zur Nutzungsintensivierung und Lebensdauererlängerung von Produkten. *UmweltWirtschaftsForum*. Heft 4, 1997. S. 11-17.
- GREINER, R.: Ökonomisch und ökologisch riskant - die Abfallwirtschaft in der BRD. *AKP*. 2/1993. S. 59-62.
- HELLENBRANDT, S., RUBIK, Fr. (Hrsg.): Produkt und Umwelt. Anforderungen, Instrumente und Ziele einer ökologischen Produktpolitik. Marburg 1994.
- HÄHRE, ST., SPENGLER, TH., RENTZ, O.: Kopplung von Flowsheeting-Modellen und Petri-Netzen zur Planung industrieller Stoffstromnetzwerke. *UmweltWirtschaftsForum*. Heft 2, 1998. S. 9-15.
- HANSEN, U., MEYER, P., NAGEL, C.: Entsorgungslogistische Netzwerke. *UmweltWirtschaftsForum*. Heft 2, 1998. S. 16-20.
- HOCKERTS, K., PETMECKY, A., HAUCH, S., SEURING, ST., SCHWEITZER, R. (Hrsg.): Kreislaufwirtschaft statt Abfallwirtschaft. Optimierte Nutzung und Einsparung von Ressourcen durch Öko-Leasing und Servicekonzepte. Ulm 1995.
- HOPFENBECK, W., JASCH, Chr.: Öko-Design. Umweltorientierte Produktpolitik. Landsberg 1995.
- INSTITUT DER DEUTSCHEN WIRTSCHAFT (IW) (Hrsg.): Freiwillige Selbstverpflichtungen - Praktizierter Umweltschutz. Informationsdienst des Instituts der deutschen Wirtschaft. Jahrgang 24/28. 9. Juli 1998. S. 6.
- KALUZA, B., BLECKER, Th.: Entsorgungsnetzwerke als Instrument des betrieblichen Umweltmanagements. In: KALUZA, B. (Hrsg.): Kreislaufwirtschaft und Umweltmanagement. Duisburger Betriebswirtschaftliche Schriften, Band 17. Duisburg 1998.
- KOHLER, G.: Recyclingpraxis Baustoffe. Köln 1994.
- KOTLER, Ph.: Marketing-Management - Analyse, Planung und Kontrolle. 4. Auflage. Stuttgart 1982.
- KRCAL, H.-Chr.: Wirkungsbeziehungen produktbezogener Umweltschutzmaßnahmen als Beweggrund zwischenbetrieblicher Zusammenarbeit. *UmweltWirtschaftsForum* 4/1995. S. 22-32.
- KREIBICH, R.: Ökologische Produktgestaltung und Kreislaufwirtschaft. *UmweltWirtschaftsForum*. Heft 5, 1994. S. 13-22.
- KREIKEBAUM, H.: Umweltgerechte Produktion. Wiesbaden 1992.
- KREIS, H.: Umweltgerechte Gestaltung von Produkten als ganzheitliche Aufgabe - Dargestellt am Beispiel eines Hausgeräteherstellers. *UmweltWirtschaftsForum*. Heft 4, 1997. S. 40-43.
- KUHN, M., RADERMACHER, W., STAHLER, C.: Umweltökonomische Trends 1960 bis 1990. *Wirtschaft und Statistik*. Heft 8. 1994. S. 658-677.
- LIESEGANG, G.: Reduktionswirtschaft als Komplement zur Produktionswirtschaft - Eine globale Notwendigkeit. Diskussionschriften der Wirtschaftswissenschaftlichen Fakultät

- der Universität Heidelberg Nr. 185. Heidelberg 1992. Ferner publiziert in: HALLER, M. et al. (Hrsg.): Globalisierung der Wirtschaft - Einwirkungen auf die Betriebswirtschaftslehre. Bern et al. 1993. S. 389-395.
- MAJER, H.: Ökologisches Wirtschaften. Wege zur Nachhaltigkeit in Fallbeispielen. 2. Auflage. Ludwigsburg, Berlin 1995.
- MEFFERT, H., KIRCHGEORG, M.: Marktorientiertes Umweltmanagement. Stuttgart 1993.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERKEHR BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.): Nutzen statt Besitzen. Band 1: Projektbericht. Studie erstellt von der Verbraucherzentrale Baden-Württemberg e.V., Kramp, A., Keßler E.. Stuttgart 1996.
- o.V. (1998): Wasser-Recycling in Industrie und Gewerbe: Immer mehr Nachahmer. *WirtschaftsBild*, Nr. 20/1998. S. 23-25.
- RADOMSKI, F.: Altkaroverordnung - Umsetzung in die Praxis - Die freiwillige Selbstverpflichtung zur Altkaroverordnung aus der Sicht der Automobilindustrie. Unterlagen zum Vortrag beim Umweltforum der IHK Ulm am 19.02.1998. Ulm 1998.
- RENNINGS, K., BROCKMANN, K.L., KOSCHEL, H., BERGMANN, H., KÜHN, I.: Nachhaltigkeit, Ordnungspolitik und freiwillige Selbstverpflichtung. Heidelberg 1996.
- RENTZ, O., RUCH, M., NICOLAI, M., SPENGLER, TH., SCHULTMANN, F.: Selektiver Rückbau und Recycling von Gebäuden. Landsberg 1994.
- RENTZ, O., SCHULTMANN, F., RUCH, M., SINDT, V.: Demontage und Recycling von Gebäuden. Landsberg 1997.
- RUBIK, Fr.: Produktbilanzen. In: HELLENBRANDT, S. , RUBIK, Fr.: Produkt und Umwelt. Anforderungen, Instrumente und Ziele einer ökologischen Produktpolitik. Marburg 1994. S. 233-251.
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN: Umweltgutachten 1996. Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Stuttgart 1996.
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN: Umweltgutachten 1998. Umweltschutz: Erreichtes sichern - Neue Wege gehen. Bonn 1998.
- SCHMIDT-BLEEK, Fr.: Wieviel Umwelt braucht der Mensch? MIPS - Das Maß für ökologisches Wirtschaften. Berlin et al. 1994.
- SCHULLER, D.: Alternative Industrieszenarien. In: WETTMANN, A. et al. (Hrsg.): Zusammenfassende Umweltuntersuchung Dollart-Hafen Emden. Gefördert im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums des Inneren (Forschungsbericht 10901005). O.O. 1985.
- SCHWARZ, E.J.: Unternehmensnetzwerke im Recycling-Bereich. Frankfurt/M. 1994.
- SOUREN, R.: Theorie betrieblicher Reduktion. Grundlagen, Modellierung und Optimierungsansätze stofflicher Entsorgungsprozesse. Heidelberg 1996.
- SPENGLER, Th.: Industrielles Stoffstrommanagement. Betriebswirtschaftliche Planung und Steuerung von Stoff- und Energieströmen in Produktionsunternehmen. Berlin 1998.
- STAHEL, W.: Fallstudien zu Langzeitgütern aus der Elektronikindustrie. In: HOCKERTS, K., PETMECKY, A., HAUCH, S. , SEURING, ST., SCHWEITZER, R. (Hrsg.); Kreislaufwirtschaft statt Abfallwirtschaft. Optimierte Nutzung und Einsparung von Ressourcen durch Öko-Leasing und Servicekonzepte. Ulm 1995. S. 91-99.

- STAHEL; W.R.: Umweltverträgliche Produktkonzepte. *UmweltWirtschaftsForum*. Heft 4, 1997. S. 4-10.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (Hrsg.): Umwelt. Fachserie 19, Reihe 5: Umweltökonomische Gesamtrechnungen - Material- und Energieflußrechnungen. Wiesbaden 1995.
- STERR, Th.: Potentiale zwischenbetrieblicher Stoffkreislaufwirtschaft bei kleinen und mittelständischen Unternehmen. *UmweltWirtschaftsForum*. Heft 4, 1997. S. 68-72.
- STERR, Th.: Stoffstrommanagement. Lösungsansätze auf dem Weg zu einer industriellen Kreislaufwirtschaft. *UmweltWirtschaftsForum*. Heft 2, 1998. S. 3-5.
- STREBEL, H.: Verwertungsnetze in und zwischen Unternehmen: Ein Problem betrieblichen Lernens. In: ALBACH, H., WILDEMANN, H. (Schriftl.): Lernende Unternehmen. ZfB-Ergänzungsheft 3/95. Wiesbaden 1995. S. 113-126.
- STREBEL, H. (1995a): Regionale Stoffverwertungsnetze am Beispiel der Steiermark. *UmweltWirtschaftsForum*. Heft 4, 1995. S. 4855.
- STREBEL, H., SCHWARZ, E.J.: Rückstandsverwertung in industriellen Netzwerken. In: Weber, J.: (Hrsg.): Umweltmanagement - Aspekte einer umweltbezogenen Unternehmensführung. Stuttgart 1997. S. 321-334.
- STREBEL, H., SCHWARZ, E.J., ORTNER, Ch.: Rückstandsströme in einem Verwertungsnetz der steirischen Grundstoff- und Investitionsgüterindustrie. In: *Müll und Abfall*. Vol. 26, 1994/6. S. 313-330.
- STROBEL, M., WAGNER, B.: Betriebliches Stoff- und Energieflußmanagement als Grundlage eines nachhaltigen Umweltmanagements. In: LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG: 6. Statuskolloquium des Projekts Angewandte Ökologie (PAÖ), Bereich „Risikoabschätzung und -bewertung im Umweltschutz“, am 17. und 18. März im Forschungszentrum Karlsruhe. Karlsruhe 1998. S. 11-26.
- TÜRCK, R.: Das ökologische Produkt. 2. Auflage. Ludwigsburg, Berlin 1991.
- UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Ökobilanzen für Produkte. Bedeutung - Sachstand - Perspektiven. UBA-Texte 38/92. Berlin 1992.
- UMWELTBUNDESAMT: Nachhaltiges Deutschland. Wege zu einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. 2., durchgesehene Auflage. Berlin 1997.
- UmweltWirtschaftsForum*, Heft 5, 1994.
- UmweltWirtschaftsForum*, Heft 4, 1997.
- WEIZSÄCKER VON, E.U., LOVINS, A., LOVINS, L.H.: Faktor vier. Doppelter Wohlstand - halbiertes Naturverbrauch. Der neue Bericht an den Club of Rome. München 1997.
- WIEDMANN, Th.: Emissionsmanagement - Anwendung des Stoffstromkonzeptes auf Emissionen von umweltrelevanten Stoffen. *TA-Informationen*, Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg. Ausgabe 1/1998. S. 8-11.