

Volkswirtschaftstheoretische Grundlagen der Umweltökonomie: ein Überblick

Fritz Rahmeyer

Angaben zur Veröffentlichung / Publication details:

Rahmeyer, Fritz. 1997. "Volkswirtschaftstheoretische Grundlagen der Umweltökonomie: ein Überblick." Augsburg: Volkswirtschaftliches Institut, Universität Augsburg.



INSTITUT FÜR VOLKSWIRTSCHAFTSLEHRE

der

UNIVERSITÄT AUGSBURG



**Volkswirtschaftstheoretische Grundlagen
der Umweltökonomie.**

Ein Überblick

von

Fritz Rahmeyer

Beitrag Nr. 164

Juni 1997

01

**QC
072
V922
-164**

Volkswirtschaftliche Diskussionsreihe

01/AC 072 V922-164

**Institut für
Volkswirtschaftslehre
Universität Augsburg**

Universitätsstr. 16
86159 Augsburg
Telefon (08 21) 5 98-(1)

**Volkswirtschaftstheoretische Grundlagen
der Umweltökonomie.
Ein Überblick**

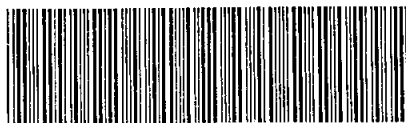
von

Fritz Rahmeyer

Beitrag Nr. 164

Juni 1997

UB Augsburg



08031623350028

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1. Einführung	1
2. Natur und Umwelt in der ökonomischen Theorie	2
3. Umweltschäden als Marktfehler	6
3.1. Optimale Ressourcenallokation und Effizienz	6
3.2. Umweltschäden als externe Effekte	8
4. Internalisierung externer Effekte durch Verhandlungen	11
5. Prinzipien und Instrumente der Umweltpolitik	17
5.1. Prinzipien der Umweltpolitik	17
5.2. Systematik umweltpolitischer Instrumente	19
5.3. Fiskalische Instrumente	22
5.3.1. Zielbestimmung in der Umweltpolitik	22
5.3.2. Emissionssteuern und Umweltabgaben	25
5.3.3. Subventionen und Realausgaben	31
5.4. Nicht-fiskalische Instrumente	32
5.4.1. Umweltauflagen (Ge- und Verbote)	32
5.4.2. Umweltlizenzen	35
5.5. Vergleich der umweltpolitischen Instrumente	38
6. Beispiele praktischer Umweltpolitik: Gewässerschutz und Luftreinhaltung	41
7. Grundkonzeption einer umweltgerechten Finanzreform	46
7.1. Zielsetzung und Elemente	46
7.2. Ausgestaltung und Wirkungsweise einer CO ₂ - oder Energiesteuer	49
7.3. „Doppelte Dividende“ der Umweltsteuer?	56
8. Erklärungsansätze praktischer Umweltpolitik	58
9. Grundzüge marktwirtschaftlicher Umweltpolitik	62
Literaturverzeichnis	64

Verzeichnis der Abbildungen und Tabellen

	Seite
Abb. 1: Funktionen der Umwelt	3
Abb. 2: Graphische Darstellung einer negativen Externalität	10
Abb. 3: Verhandlungslösung nach Coase	14
Abb. 4: Instrumente der Umweltpolitik	21
Abb. 5: Kosten und Nutzen der Emissionsreduktion	22
Abb. 6: Bestimmung eines Umweltqualitätsstandards	24
Abb. 7: Reine Emissionssteuer (Pigou-Steuer) und Subventionen	26
Abb. 8: Emissionsminderung durch Umweltabgaben	30
Abb. 9: Vergleich der Effizienz von Umweltabgabe und Umweltauflage	34
Abb. 10: Dynamische Effizienz von Umweltlizenzen, Umweltabgaben und Umweltauflagen	40
Abb. 11: Energiesteuer-Konzept des DIW	54
Abb. 12: Umweltdividende und Umweltsteuer	56
Tab. 1: Globale CO ₂ -Emission nach Regionen und Verursachergruppen	50



Zusammenfassung

Aufgabe dieses Beitrages ist es zunächst, die Funktionen der Umwelt als Rohstofflieferanten (Extraktionsleistungen) und Schadstoffempfängerin (Depositionsleistungen) für den wirtschaftlichen Entwicklungsprozeß und die dabei auftretende Verwendungskonkurrenz aufzuzeigen. Für beide bestehen keine Marktpreise. Aus allokationstheoretischer Sicht der ökonomischen Theorie stellt die Belastung der Umwelt ein Marktversagen dar, einen negativen externen Effekt. Für die (je nach umweltpolitischer Zielsetzung) Internalisierung externer Effekte bzw. die Erfüllung eines ökologisch fundierten Umweltstandards bestehen folgende Ansatzpunkte:

- Internalisierung durch Verhandlungen zwischen Schädiger und Geschädigten (eigentumsrechtliche Lösungen),
- Einsatz ökonomischer Anreizinstrumente (Steuern, Subventionen, Lizenzen) (wohlfahrtsökonomische Lösung),
- Einsatz ordnungspolitischer Instrumente (Gebote und Verbote, Auflagen) (außermarktliche Lösungen).

Die Beurteilung der umweltpolitischen Instrumente erfolgt nach den Kriterien der statischen und dynamischen Effizienz, der ökologischen Wirksamkeit und der politischen Praktikabilität. Die theoretischen Ansätze zur Lösung des marktwirtschaftlichen Allokationsproblems werden um die Darstellung praxisrelevanter Allokationslösungen ergänzt. Ein Schwerpunkt der gegenwärtigen umweltpolitischen Diskussion ist die umweltgerechte Finanzreform.

JEL: D62, H23, Q38

Volkswirtschaftstheoretische Grundlagen der Umweltökonomie. Ein Überblick

Von Fritz Rahmeyer

1. Einführung

Das Ziel eines hohen und stetigen Wirtschaftswachstums nahm und nimmt in Deutschland wie in allen anderen Industriestaaten einen hohen Rang in der staatlichen Wirtschaftspolitik ein. Sein Stellenwert erklärt sich einmal aus der wohlstandssteigernden Zunahme der Produktion von Gütern und Diensten, zum anderen auch aus politischen Gründen wie einer Milderung von gesellschaftlichen Verteilungskämpfen, einer Erleichterung des regionalen und sektoralen Strukturwandels sowie des Erhalts und Ausbaus der sozialen Sicherheit. Seit Ende der siebziger Jahre ist die wirtschaftliche Entwicklung durch eine ausgeprägte Verlangsamung des Wirtschaftswachstums gekennzeichnet, die mit einer Verringerung der Beschäftigtenzahl im industriellen Sektor einhergeht. Parallel dazu werden seit Beginn der siebziger Jahre in zunehmendem Maße negative Folgeerscheinungen des Wirtschaftswachstums erkannt, vor allem eine Belastung der natürlichen Umwelt (Boden, Wasser, Luft), ebenso wie seine natürlichen Grenzen ("Die Grenzen des Wachstums" des "Club of Rome"). Eine Berücksichtigung der mit Wohlstandsverlusten verbundenen Schadenskosten des Umweltge- und -verbrauchs bei der Ermittlung des Sozialprodukts als Meßgröße des Wirtschaftswachstums erfolgt nicht. Dagegen gehen die (privaten und öffentlichen) Schadensvermeidungskosten der Umweltschutzmaßnahmen (Investitionen, laufende Aufwendungen) positiv in das Sozialprodukt ein.

In ökonomischer Betrachtung resultieren Umweltprobleme, charakterisiert als Veränderungen der natürlichen Lebensgrundlagen der Menschen, aus der Übernutzung bzw. Überbeanspruchung der Umweltmedien. Traditionell werden diese als freie Güter behandelt, da sie (scheinbar) in ausreichendem Maße vorhanden sind. Entsprechend haben sie keinen (oder nur einen geringen) Nutzungspreis, der nicht ihrer Knappheit entspricht. Die natürliche Umwelt wird durch wirtschaftliche Aktivitäten (Konsum und Produktion) auf zweifache Weise in Anspruch genommen. Zum einen dient sie als Lieferant von erneuerbaren und nicht-erneuerbaren Ressourcen und zum anderen gleichzeitig als Aufnahmemedium für Schadstoffe vielfältiger Art, die als Nebenprodukte von Konsum und Produktion anfallen (ökologische Restriktionen). Entwicklungsbedingte Faktoren wie das Bevölkerungswachstum, die Verstädterung, das Wirtschaftswachstum pro Kopf haben zu einer Zunahme und einer gegenseitigen Beeinträchtigung der Umweltnutzungen geführt. Sozioökonomische Faktoren wie der Charakter der Umweltmedien als eines öffentlichen Gutes kommen hinzu (vgl. Wicke 1993, S. 27 ff.). Die Übernutzung der Umwelt wird - ökonomisch - vor

dem Maßstab einer effizienten Allokation der volkswirtschaftlichen Ressourcen als ein Marktfehler oder eine Marktunvollkommenheit interpretiert, da sie zu einer Abweichung von privaten und sozialen Kosten der Produktion führt (negative Externalität). Für eine Einbeziehung der sozialen Kosten in den Produktionsprozeß werden in der Wirtschaftspolitik eigentumsrechtliche (Coase), marktnahe (Pigou) oder außermärkliche Lösungen diskutiert. Den (aus wohlfahrtstheoretischer Sicht) Idealmodellen zur Lösung des Allokationsproblems stehen politiknahe, „zweitbeste“ Allokationsmodelle gegenüber. Im Mittelpunkt der umweltpolitischen Analyse stehen Probleme der Zielbestimmung zur Versöhnung von Natur und Wirtschaft und vor allem des Instrumenteneinsatzes (ordnungsrechtliche und ökonomische Anreizinstrumente). Die Beurteilung umweltpolitischer Instrumente wird mittels ihrer wirtschaftlichen (statischen und dynamischen) Effizienz, ihrer ökologischen Wirksamkeit und ihrer Praktikabilität und Durchsetzbarkeit im politischen Willensbildungs- und Entscheidungsprozeß vorgenommen. Von großer Aktualität ist die Analyse von Umweltabgaben im Zusammenhang mit Forderungen nach einer umweltgerechten Finanzreform. Anmerkungen zu Grundzügen marktwirtschaftlicher Umweltpolitik bilden den Abschluß dieses Beitrages.

2. Natur und Umwelt in der ökonomischen Theorie

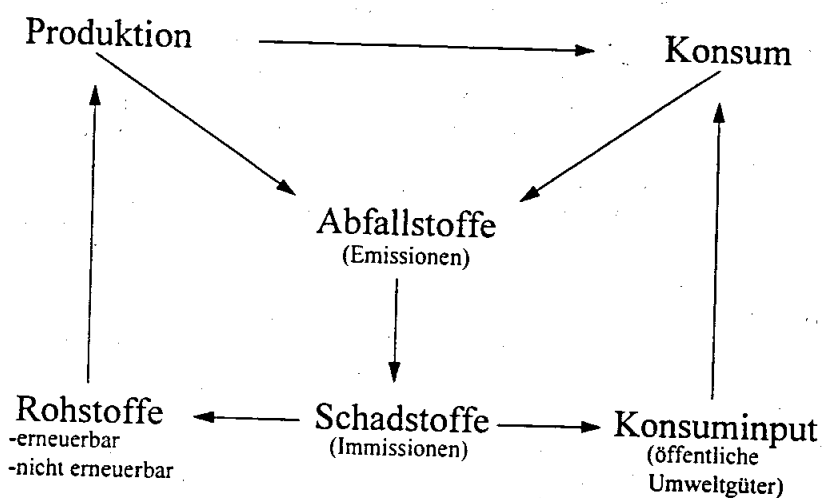
Ausgangspunkt für die ökonomische Betrachtungsweise der natürlichen Umwelt und der ökologischen Problematik, damit der Wechselbeziehung zwischen Lebewesen und ihrer Umwelt (ökonomische Ökologie), sind die grundlegenden ökonomischen Funktionen der Umwelt für die Volkswirtschaft. Diese umfaßt die Gesamtheit der den menschlichen Lebensraum definierenden natürlichen Gegebenheiten (vgl. Siebert 1978, S. 8.-Vgl. auch die Darstellung zum Umweltbegriff im Umweltgutachten 1987, Tz. 1 ff.). Grundlage für eine ökonomisch begründete Sichtweise auch von Natur und Umwelt ist die Annahme, daß das menschliche Handeln vorwiegend durch individuelle Rationalität und Eigennutz, damit durch Preise, Kosten, Produktionstechnologien, geprägt ist, wobei ihm Wahlmöglichkeiten zugrunde liegen müssen (z.B. Substitution zwischen verschiedenen Energieträgern). Das Umweltproblem ist dann die Folge individuellen Rationalverhaltens, nicht dagegen die einer fehlenden Umweltmoral (vgl. Stephan, Ahlheim 1996, S. 10 ff.). Der ökonomischen Analyse liegt eine anthropozentrische Weltsicht der Beziehung von Mensch und Natur zugrunde, ohne dabei die Verantwortung des Menschen gegenüber der Natur und gegenüber späteren Generationen zu vernachlässigen.¹ Der „Sachverständigenrat für

¹ „Eine geläuterte Anthropozentrik stellt nicht nur auf die unmittelbaren Wirkungen für den Menschen ab, sondern bezieht auch Schädigungen von Tier und Pflanze mit ein, die auf den Menschen zurückwirken können. Daneben werden Beeinträchtigungen der Lebensgrundlagen für zukünftige Generationen in den Schadensbegriff aufgenommen. Der Mensch kommt nicht umhin, die Natur zu nutzen, andererseits hat er nicht das Recht, sie durch Mißachtung ihrer Eigengesetzlichkeiten zu zerstören“ (Cansier 1996, S. 17).

Umweltfragen (SRU)" (1994, Tz. 9, 36) spricht von einer „Gesamtvernetzung“ (Retinität) zwischen Mensch und Natur, deren Operationalisierung mittels des Konzeptes der dauerhaft- umweltgerechten Entwicklung erfolgen soll. Die ökologische Vernetzungsproblematik ergänzt die bis dahin vorherrschende ökonomische Produktions- und die soziale Verteilungsproblematik (vgl. SRU 1996, Tz. 10). Durch die Analyse der Funktionen der Umwelt für die Volkswirtschaft wird das Umweltproblem aus dem ökologischen in den ökonomischen Bereich verlagert und dort wirtschaftstheoretisch und wirtschaftspolitisch behandelt.

Die Wechselbeziehungen zwischen dem ökonomischen und dem ökologischen System werden in Abb. 1 dargestellt (vgl. Siebert 1978, S. 10).

Abb. 1: Funktionen der Umwelt



Die Umwelt liefert dem ökonomischen System erneuerbare und nicht-erneuerbare Rohstoffe (Material- und Energieströme), die als Inputfaktor in der Produktion eingesetzt werden (*Produktionsfunktion der Umwelt*). Zugleich stellt sie öffentliche Konsumgüter zur Verfügung wie z.B. Luft, Wasser, Naturschönheiten. Naturgüter waren lange Zeit Standardbeispiele für öffentliche Güter, d.h. Güter ohne einen die Knappheit anzeigenden Preis, die für unterschiedliche Verwendungen zu nutzen sind. Beide Funktionen gemeinsam bilden die Extraktionsnutzungen der natürlichen Umwelt (Nutzung als Vorleistung und als Konsumgut). Die produzierten Güter werden u.a. zum privaten und staatlichen Konsum genutzt. Die in Produktion und Konsum anfallenden unerwünschten Kuppelprodukte werden als Abfallstoffe (Emissionen) an die Umwelt abgegeben, die dort kurz- oder langfristig wirksam werden können. Diese *Trägerfunktion der Umwelt* als Standort- und als Aufnahmefunktion, das Gegenstück zur Produktionsfunk-

tion, wird auch als Depositionsnutzung bezeichnet. Kuppelprodukte sind die in einem Produktionsprozeß gleichzeitig entstehenden Güter, für die nicht immer eine Verwendung vorliegt (z.B. Luftschadstoffemissionen bei der Verbrennung fossiler Energieträger). Sie lösen negative externe Effekte auf Konsum und/oder Produktion aus und führen zu einer Verzerrung der Produktionsstruktur zugunsten umweltbelastender Produkte. Emissionen sind der typische Ansatzpunkt für umweltpolitische Maßnahmen (outputorientierte Umweltpolitik). Ein Abfallstoff wird zu einem Schadstoff (Immission) durch die Diffusion oder Transformation in der Umwelt. Schadstoffe sind die in einem bestimmten Umweltmedium zu einem Zeitpunkt befindlichen Stoffe, die auf den Menschen, auf andere Lebewesen, auf Ökosysteme oder auf Güter schädlich wirken können (vgl. SRU 1978, Tz. 21). Ein Teil der Abfallstoffe wird von den Ökosystemen, verstanden als „funktionelle Einheiten aus Organismen ... und unbelebter Umwelt“ (ebenda, Tz. 28), aufgefangen und beseitigt, so daß ein Umweltschaden erst dann entsteht, wenn die Fähigkeit zur Regeneration der Ökosphäre erschöpft ist (*Regelungsfunktion der Umwelt*, die in der Reinigungs- und Stabilisierungsfunktion besteht). Die Schadstoffe, die letztendlich in der Umwelt verbleiben, beeinflussen die Qualität der öffentlichen Konsumgüter (z.B. Luft- und Wasserqualität) und der natürlichen Ressourcen (z.B. Belastung landwirtschaftlich genutzter Böden). Die Existenz von verbleibenden Schadstoffen und der Rückgang nicht-erneuerbarer Rohstoffe bedeuten ein ökologisches Ungleichgewicht. Der Zusammenhang zwischen dem ökologischen und dem ökonomischen System bildet zugleich das Schema einer linearen Stoffflußwirtschaft, bei der keine Verwertung der Abfallstoffe erfolgt, im Unterschied zu einer Kreislaufwirtschaft. „Alles, was Menschen an Energie und Materie der Umwelt entnehmen, kehrt irgendwann und irgendwie auch wieder in diese zurück“ (Stephan, Ahlheim 1996, S. 4). Ökonomische Systeme können in ökologischer Betrachtung zusammenfassend als „offene Durchlaufsysteme“ (ebenda, S. 39) gekennzeichnet werden.

Aus den grundlegenden Funktionen der natürlichen Umwelt für den wirtschaftlichen Entwicklungsprozeß, der Produktions-, Träger und Regelungsfunktion, resultieren Umweltleistungen, die für konkurrierende Umweltnutzungen verwendet werden können (*Verwendungskonkurrenz*). Das Umweltproblem ist in ökonomischer Interpretation ein Problem der konkurrierenden Verwendung der Naturgüter, damit ein Allokationsproblem (vgl. Siebert 1978, S. 2). In sozioökonomischer Betrachtung gilt: " Die Konzepte der konkurrierenden Verwendungen und der negativen externen Effekte betrachten das gleiche empirische Phänomen, aber aus verschiedenen Blickrichtungen...Konkurrierende Verwendungen sind eine Ursache für externe Effekte; negative externe Effekte im Umweltbereich sind die Auswirkungen der nicht gelösten Konkurrenz von Verwendungen. Beide Ansätze sind Versuche, die Umweltbelastung zu erklären" (ebenda, S. 18 f.). Die Folge der Verwendungskonkurrenz kann eine regionale und/oder globale Übernutzung der Umwelt durch Ressourcenabbau und Schadstoffe-

missionen als Folge von Stoffanreicherung (bedingt durch Agglomerationsbildung), Stoffumwandlung (als Ergebnis ökonomischer Aktivitäten) und beschleunigtem Stoffumsatz (durch Bevölkerungswachstum und Industrialisierung) sein (vgl. Stephan, Ahlheim 1996, S. 22) (Umweltproblem als Überfüllungsproblem). Die Theorie der Externalitäten bildet die theoretische Basis der Umweltökonomie (vgl. Cropper, Oates 1992, S. 676). Insofern gilt: "When the environmental revolution arrived in the late 1960s, the economics profession was ready and waiting" (ebenda, S. 675). Diese hat dadurch zunächst eine vorherrschend neoklassische, wohlfahrtstheoretische Ausrichtung genommen (zur Kritik an der Verlagerung des ökologischen Problems in den ökonomischen Bereich, insbesondere an der Monetarisierung in der Theorie der externen Effekte vgl. Maier-Rigaud 1991, S. 27 ff.; Bruns 1995, S. 48 ff.; v. Knorring 1995, S. 548 ff.). Bruns plädiert stattdessen für eine „nicht-theoretische Erklärung“ des Umweltproblems (ebenda, S. 53), v. Knorring - neben anderen - für eine ökologische Ökonomie². Die Lösung des Allokationsproblems besteht in ökonomischer Betrachtung in dem Versuch, durch Einbeziehung der Umweltbelastung als ökologische Frage in das Marktsystem mittels Markterweiterung und Marktkorrektur (vgl. Maier-Rigaud 1991, S. 35) die Diskrepanz zwischen privaten und sozialen Kosten der Umweltnutzung aufzuheben oder zu vermindern.

Die theoretische Fundierung des Umweltproblem kann in Form eines einfachen Standardmodells der Umweltökonomie dargestellt werden (vgl. Cropper, Oates 1992, S. 678 f.).

$$(1) \quad U = U(X, Q) \\ \quad \quad \quad (+) \quad (-)$$

$$(2) \quad X = X(L, E, Q) \\ \quad \quad \quad (+) \quad (+) \quad (-)$$

$$(3) \quad Q = Q(E) \\ \quad \quad \quad (+)$$

$$(4) \quad S = S(Q) \\ \quad \quad \quad (+)$$

$$(1a) \quad U = U[X, F(L, Q)]$$

Gleichung (1) stellt die Nutzenfunktion des Haushalts dar, wobei X für den Konsum von Gütern und Q für die Umweltbelastung steht. In Klammern sind die Vorzeichen der ersten Ableitung angegeben. Gleichung (2) ist die Produktionsfunktion des Unternehmens mit L als Faktorinput und E als Schadstoffemission. Letztere wird als Produktionsfaktor interpretiert: Ein Rückgang der Schadstoff-

² Zu ergänzenden Ansätzen in der Umweltökonomie vgl. Gawel 1994a, S. 45; 1996, S. 53 ff. Er unterscheidet die Neue Politische Ökonomie, die Neue Institutionenökonomik, die Evolutionäre Ökonomie und die Ökologische Ökonomie, wobei die beiden ersteren Ansätze die neoklassisch ausgerichtete Umweltökonomie eher bewahren, die beiden letzteren dagegen eher überwinden.

femission erfordert den Einsatz von Produktionsfaktoren, die damit nicht für die Güterproduktion zur Verfügung stehen (Verwendungskonkurrenz), also einen Rückgang des Konsums. Die Umweltbelastung hat negative Auswirkungen sowohl auf den Nutzen der Haushalte als auch auf die Produktion der Unternehmen. Gleichung (3) gibt an, daß die Verringerung der Emission auch eine Senkung der Umweltbelastung bedeutet, (4) stellt die Schadensfunktion der Haushalte und Unternehmen dar, wobei S eine Maßgröße für den zugefügten Schaden als Folge der Umweltbelastung darstellt. Die privaten Haushalte können die Belastung mit Schadstoffen verringern, indem sie mittels des Einsatzes von Produktionsfaktoren "defensive Ausgaben" tätigen (1a). Die Umweltbelastung F ist dann vom Einsatz der Produktionsfaktoren für defensive Ausgaben L und der Höhe der Umweltbelastung Q abhängig.

3. Umweltschäden als Marktfehler

Grundlage der volkswirtschaftstheoretischen Analyse der Umweltbelastung, verstanden als Allokationsproblem bei konkurrierenden Verwendungen der Naturgüter, ist nach der Methodik der Wohlfahrtsökonomie zunächst die Ableitung der Bedingungen für eine optimale Allokation der gegebenen Menge von Produktionsfaktoren auf die konkurrierenden Verwendungen mit dem Ziel, eine bestmögliche Güterversorgung der Gesellschaft zu erreichen (sozialökonomisches Optimum; vgl. Giersch 1961, S. 106 ff.; Streit 1991, S. 8 ff.). Die Gleichgewichtsallokation, die auf einem Konkurrenzmarkt erzielt wird, ist nach dem ersten Hauptsatz der Wohlfahrtsökonomie pareto-effizient. Danach ist zu prüfen, ob der Koordinationsmechanismus „Markt“ als der Ort des Austausches von Gütern und Dienstleistungen diese Bedingungen erfüllen kann oder ob er allokativen Mängel aufweist, gemessen am Allokationsoptimum. Grundlegende Annahme bei der Analyse der Funktionsweise von Märkten ist, daß die individuellen Wirtschaftssubjekte (methodologischer Individualismus) eigennützig und rational handeln. Als Marktform wird das Modell der vollkommenen Konkurrenz unterstellt, nach dem Haushalte und Unternehmen Preisnehmer und Mengenanpasser sind. Im dritten Schritt werden wirtschaftspolitische Handlungsprinzipien und Instrumente für die Behebung von Marktfehlern durch Markterweiterung und Marktkorrektur abgeleitet.

3.1. Optimale Ressourcenallokation und Effizienz

Nach dem Pareto-Kriterium, einem Werturteil zur Ordnung verschiedener Allokationen von gegebenen Gütern und Produktionsfaktoren nach dem Kriterium der Effizienz, das einen individualistischen Charakter hat, ist die Allokation der Ressourcen dann optimal (oder effizient), wenn kein Wirtschaftssubjekt bei einer anderen Allokation besser gestellt werden könnte, ohne daß ein anderes schlechter gestellt werden müßte. Die wohlfahrtstheoretische Analyse leitet drei

Marginalbedingungen ab, die notwendigerweise erfüllt sein müssen, damit ein gesamtwirtschaftliches Optimum erreicht wird (vgl. z.B. Pindyck, Rubinfeld 1992, Chapt. 16, S. 571 ff.; Rosen, Windisch 1992, Kap. 4, S. 93 ff.; Varian 1995, 28., 29. Kap., S. 468 ff.; v. Böventer, Illing 1995, Kap.V, S. 271 ff.):

- Bedingung für den effizienten Tausch zweier Güter

Im Tauschoptimum gilt, daß die Grenzrate der Substitution zwischen zwei Gütern x_1 und x_2 für beide (oder alle) Konsumenten gleich groß und gleich dem umgekehrten Verhältnis der Preise der Güter p_1 und p_2 ist.

$$\left(\frac{dx_2}{dx_1}\right)_A = \left(\frac{dx_2}{dx_1}\right)_B = -\frac{p_1}{p_2}$$

- Bedingung für die effiziente Produktion zweier Güter

Im Produktionsoptimum gilt, daß die Grenzrate der technischen Substitution zwischen zwei Produktionsfaktoren v_1 und v_2 bei der Produktion eines Gutes für alle Güter gleich groß und gleich dem umgekehrten Verhältnis der Faktorpreise w_1 und w_2 ist.

$$\left(\frac{dv_2}{dv_1}\right)_{x_1} = \left(\frac{dv_2}{dv_1}\right)_{x_2} = -\frac{w_1}{w_2}$$

- Bedingung für das Gesamtoptimum

Im Gesamtoptimum von Tausch und Produktion gilt, daß die Grenzrate der Transformation zweier Güter in der Produktion gleich der Grenzrate der Substitution beim Konsum und gleich dem reziproken Verhältnis der Güterpreise ist. Das mögliche (dv_2/dv_1) ist gleich dem gewünschten (dx_2/dx_1) Tauschverhältnis zweier Güter.

$$\frac{dv_2}{dv_1} = \frac{dx_2}{dx_1} = -\frac{p_1}{p_2}$$

Weiterhin gilt im Gesamtoptimum, daß die Preise der einzelnen Güter zugleich der relativen Wertschätzung (Grenznutzen) durch die Konsumenten und den Grenzkosten der Unternehmen entsprechen. Damit können auf der Basis der gegebenen Güterpreise die Entscheidungen für eine effiziente Allokation durch Haushalte und Unternehmen getroffen werden (Informationsfunktion der Preise). Zugleich üben diese eine Koordinationsfunktion aus, indem sie zu einem Marktgleichgewicht führen. Weitere Bedingungen für die Erreichung eines Allokationsoptimums sind zum einen, daß ausschließlich individuell nutzbare, private Güter getauscht werden (Gültigkeit des Ausschluß- und Rivalitätsprinzips) und zum anderen, daß die Marktpreise die privaten und die sozialen Kosten bzw. Erträge der Produktion widerspiegeln.

Gegen die Eignung der Wohlfahrtsökonomie als Referenzsystem zur Beurteilung von Marktprozessen bzw. zur Bestimmung von Marktfehlern werden vor allem zwei Einwände vorgebracht (vgl. Fritsch, Wein, Ewers 1996, S. 51 ff.; ebenfalls Streit 1991, S. 20 f.). Der Nirwana-Vorwurf (Demsetz) beinhaltet, daß die strengen Annahmen des vollkommenen Konkurrenzmodells in der Realität nicht zu erfüllen sind. Die Folge ist, daß Marktfehler allgegenwärtig sind, damit auch staatliche Interventionen in den Marktprozeß (vgl. auch Streit 1991, S. 16). „Aufgrund der Ubiquität externer Effekte entsteht prinzipiell eine totale Staatszuständigkeit“ (Hesse 1979, S. 318). Wichtiger noch ist der Einwand, daß ein Wettbewerbsmarkt zur Erfüllung dynamischer Funktionen des Wettbewerbs, z.B. der Förderung der privaten Innovationstätigkeit, ineffizient sein kann (Dilemmathese).

3.2. Umweltschäden als externe Effekte

In wohlfahrtstheoretischer Interpretation, damit gemessen am Modell der vollkommenen Konkurrenz, begründet eine nicht-effiziente Allokation der Ressourcen Marktfehler bzw. eine systematische Fehlsteuerung im wettbewerblichen Koordinationsprozeß. Als Formen von allokativen Marktfehlern werden u.a. genannt (vgl. Stiglitz 1989, S. 97 ff.; Andel 1992, S. 380 ff.; Fritsch, Wein, Ewers 1996, S. 62 ff.):

- Ein fehlendes oder unzureichendes Angebot an Gütern, bei denen der einzelwirtschaftliche Ertrag im Vergleich zu den Kosten der Erstellung gering ist. Märkte können hierfür nicht bestehen. Diese Güter müssen dann staatlich bereitgestellt werden (öffentliche Güter).
- Unerwünschte positive oder negative Nebenwirkungen von Haushalts- und Unternehmensaktivitäten, für die keine Marktbeziehungen bestehen (externe Effekte).

Ein Gut wird als öffentlich bzw. als kollektiv nutzbar definiert, wenn seine Nutzung durch *ein* Wirtschaftssubjekt die gleichzeitige Nutzung durch ein weiteres Wirtschaftssubjekt erlaubt, ohne daß sich eines von beiden (oder mehreren) in seiner Nutzung beeinträchtigt fühlt (reine öffentliche Güter). Ein öffentliches Gut zeichnet sich durch zwei Eigenschaften gegenüber privaten Gütern aus:

- Das Ausschlußprinzip des Marktes (über den Preis) ist nicht anwendbar. Private Haushalte und Unternehmen sind nicht gezwungen, ihre Präferenzen für öffentliche Güter offenzulegen. Folglich besteht kein Gewinnanreiz für die private Produktion solcher Güter.
- Zwischen öffentlichen Gütern besteht keine Rivalität in der Nutzung. Sie stehen ohne Nutzenminderung allen Marktteilnehmern zur Verfügung. Die zusätzlichen Kosten einer zusätzlichen Nutzung sind gleich Null, damit auch ihr Preis. Bei einer Übernutzung von öffentlichen Gütern treten Qualitätsminde-

rungen ein, so daß ihre Nutzung dann rivalisiert (sog. Mischgüter). In diesem Fall sollte das Ausschlußprinzip über die Erhebung von Abgaben (Steuern oder Gebühren) angewendet werden, die allerdings für den Staat Erhebungs- und Überwachungskosten verursachen. Umweltgüter sind nach obigen Kriterien Mischgüter. Für sie gilt das Rivalitätsprinzip, nicht dagegen das Ausschlußprinzip (sog. Allmendegüter oder "common property goods"; vgl. Blankart 1991, S. 53 ff.). Sie können nur insgesamt oder gar nicht angeboten werden. Werden sie aber hergestellt, dann kann der einzelne sie nutzen, ohne daß er sich an den Kosten ihrer Bereitstellung oder Erhaltung beteiligt haben muß. Damit besteht ein systematischer Anreiz zum Einnehmen der Außenseiter- bzw. Trittbrettfahrerposition (Umweltproblem als Gefangenendilemma; vgl. Weimann 1995, S. 64 ff.; auch Hardes u.a. 1995, S. 375 f.).

Externe Effekte sind positive oder negative Wirkungen, die aus der Aktivität (Konsum oder Produktion) eines Wirtschaftssubjekts bei anderen Marktteilnehmern entstehen und die nicht durch den Preismechanismus vermittelt werden, für die also keine Marktbeziehungen bestehen. Sie führen zu einer Abweichung zwischen privaten und sozialen Erträgen bzw. Kosten. Externe Effekte entstehen dann, wenn kein Anreiz besteht, für bestimmte Güter einen Markt zu errichten, wenn also keine Eigentumsrechte z.B. an Umweltgütern bestehen, weil die Kosten der Einrichtung von Marktbeziehungen höher als der daraus entstehende Nutzen sein können (Anwendbarkeit des Ausschlußprinzips). Formal sind öffentliche Güter und externe Effekte sehr ähnlich: In beiden Fällen erscheint das öffentliche Gut in der Nutzenfunktion mehrerer Haushalte oder in der Produktionsfunktion mehrerer Unternehmen (vgl. Blümel, Pethig, v.d.Hagen 1986, S. 256). „...the public good concept (is a) commodity approach to the externality problem“ (ebenda). Eine Externalität, die alle Bürger betrifft, ist auch ein reines öffentliches Gut. Öffentliche Güter, z.B. Umweltgüter, sind eine notwendige Voraussetzung für das Entstehen von externen Effekten (vgl. Streit 1991, S. 97). Ist der individuelle Nutzen im Vergleich zu den Kosten der Erstellung eines Gutes (z.B. Einhaltung eines Umweltqualitätsstandards) relativ gering, so muß es staatlich erstellt werden.

Im folgenden wird beispielhaft ein externer Effekt im Produktionsbereich dargestellt (vgl. Schlieper 1980, S. 525 f.). Die Unternehmen i und j produzieren das Gut y_1 und y_2 mit Hilfe der Produktionsfaktoren v_1 und v_2 . Unternehmen i verursacht dabei ein Nebenprodukt z_i , z.B. einen Schadstoff, von dem das Unternehmen j betroffen ist, der durch den Faktoreinsatz von v_{2i} ausgelöst wird.

$$y_i = y_i(v_{1i}, v_{2i})$$

$$y_j = y_j(v_{1j}, v_{2j})$$

$$z_i = z_i(v_{2i}); \text{ wobei } \frac{\delta z_i}{\delta v_{2i}} > 0$$

Die Bedingungen für das Gewinnmaximum der Unternehmen i und j bei den (gegebenen) Güterpreisen p_i und p_j und dem Faktorpreis w_k lauten (Inputregel):

$$p_i \frac{\delta y_i}{\delta v_{ki}} = w_k; \quad p_j \frac{\delta y_j}{\delta v_{kj}} = w_k; \quad k = 1, 2$$

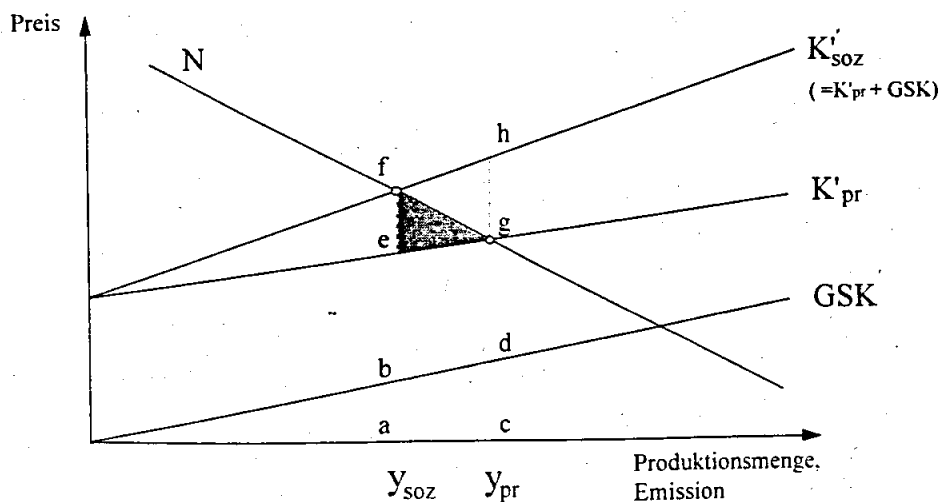
Für den Produktionsfaktor v_{2i} stimmen das private und das soziale Wertgrenzprodukt nicht überein:

$$p_i \frac{\delta y_i}{\delta v_{2i}} \neq p_i \frac{\delta y_i}{\delta v_{2i}} + p_j \frac{\delta y_j}{\delta z_i} \frac{\delta z_i}{\delta v_{2i}}$$

Bei $\frac{\delta z_i}{\delta v_{2i}} = 0$ oder $\frac{\delta y_j}{\delta z_i} = 0$ gilt: Privates = Soziales Wertgrenzprodukt.

Das Unternehmen i , von dem der negative externe Effekt ausgeht, produziert eine zu hohe Gütermenge (Übernutzung). Die Folge der Outputexternalität ist eine Verzerrung der Produktionsstruktur zugunsten umweltbelastender Produkte und Produktionsprozesse. Die Volkswirtschaft befindet sich zwar auf der Transformationskurve, es wird jedoch nicht die nutzenmaximale Produktionsmenge produziert, sondern von y_i wird zuviel produziert. Der Preis von y_i ist zu gering, da er nicht die sozialen Kosten der Produktion, den Schadstoffausstoß, abdeckt. Abb. 2 enthält die graphische Darstellung einer negativen Externalität.

Abb. 2: Graphische Darstellung einer negativen Externalität



GSK stellt die monetär bewerteten Grenzschäden der Schadstoffemission (bei gegebener Technologie) dar, wobei die Bewertung durch die Bestimmung der Zahlungsbereitschaft erfolgt. Der Verlauf der Grenzschadenskostenkurve ist mit Unsicherheit behaftet. Ebenso denkbar ist ein zur Mengenachse paralleler oder progressiv ansteigender Verlauf. K'_{priv} repräsentiert die privaten, K'_{soz} die sozialen Grenzkosten der Produktion. N gibt den Grenzvorteil der Produktion, die marginale Zahlungsbereitschaft der Haushalte für das produzierte Gut, an. Bei Berücksichtigung der privaten Grenzkosten wird die Menge y_{pr} produziert (Grenzgewinn = Grenzvorteil - private Grenzkosten = 0), bei Berücksichtigung der sozialen Grenzkosten die geringere Menge y_{soz} , die den Gewinn der Unternehmen um die Fläche efg verringert. Der Rückgang der Produktion führt zu einer Verminderung der Emissionen im Ausmaß der Fläche $abcd$, die der Fläche $efgh$ entspricht, so daß der Wohlfahrtsgewinn der Volkswirtschaft die Fläche fgh beträgt.

4. Internalisierung externer Effekte durch Verhandlungen

Nach der Darstellung von Formen von Marktfehlern sind Ansatzpunkte zur Einbeziehung bzw. Internalisierung der sozialen Kosten in den Marktprozeß zu bestimmen (Internalisierung als Leitbild der Umweltpolitik; vgl. Endres 1994, S. 27). Folgende Handlungsmöglichkeiten bestehen (vgl. u.a. Boadway, Wildasin 1984, S. 118 ff.; Stiglitz 1989, S. 212 ff.):

- Freiwillige Internalisierung externer Effekte durch Verhandlungen (eigentumsrechtliche, private Lösung). Die Inanspruchnahme des Marktes ist mit Transaktionskosten verbunden (Coase-Lösung).
- Zwangsweise Internalisierung durch gesellschaftliche Vereinbarungen, z.B. Auflagen, Bereitstellung öffentlicher Güter durch den Staat (außermarktliche, staatliche Lösung).
- Zwangsweise Internalisierung durch Erhebung von Abgaben, Zahlung von Subventionen und Ausgabe von Lizenzen (wohlfahrtstheoretische, marktnahe Lösung) (Pigou-Lösung).

Staatliche Aktivitäten begründen sich nur bei größeren Marktfehlern, im Falle der Umweltbelastung, wenn die ökologischen Schadenskosten höher als die Kosten der Emissionsvermeidung sind, aber nicht bereits dann, wenn Schadenskosten als Folge von Emissionen überhaupt entstehen. Auch lassen Marktfehler offen, wie die Staatstätigkeit im einzelnen zu gestalten ist. Die Kosten der Marktfehler müssen dabei mit den Kosten der Marktintervention, z.B. einer Subventionstätigkeit oder Steuererhebung, verglichen werden.

Ausgangspunkt der Internalisierung durch Verhandlungen ist die Überlegung von Coase, daß Externalitäten wechselseitiger Natur sind (Reziprozität). Das



bedeutet: Den Kosten, die einem Geschädigten (Haushalt oder Unternehmen) dadurch entstehen, daß der physische Verursacher ihn zur Annahme eines externen Effektes zwingt (z.B. einer Schadstoffbelastung), stehen beim Verursacher von externen Effekten die Kosten gegenüber, wenn der Geschädigte den Schädiger zur Rücknahme oder Verringerung des externen Effektes zwingt, z.B. durch Verringerung oder Aufgabe der Produktion. Externe Effekte entstehen durch konkurrierende Ansprüche auf dieselbe natürliche Ressource, z.B. die Nutzung von sauberem Flußwasser durch einen Produktionsbetrieb und eine Fischzucht flußabwärts. Bei Coase (1960, S. 2) heißt es:

„The traditional approach has tended to obscure the nature of the choice that has to be made. The question is commonly thought of as one in which A inflicts harm on B and what has to be decided is: how should we restrain A? But this is wrong. We are dealing with a problem of a reciprocal nature. To avoid the harm to B would inflict harm on A. The real question that has to be decided is: should A be allowed to harm B or should B be allowed to harm A?“

Coase geht in seiner Analyse von zwei Annahmen aus:

- Die Bezahlung für die Nutzung des sauberen Flußwassers hängt von der geltenden Eigentumsordnung an den Umweltleistungen ab, die der Staat festlegt. Die Haftungspflicht bzw. Nicht-Haftungspflicht für den entstandenen Schaden ist eindeutig einem der beiden Unternehmen zugeordnet.
- Es handelt sich jeweils um *einen* Schädiger oder Geschädigten. Beide Marktteilnehmer sind voll über die Schadens- und die Vermeidungskosten des jeweils anderen informiert. Nennenswerte Transaktionskosten, die im Zusammenhang mit der Schaffung und dem Tausch von Eigentumsrechten auftreten können, bestehen nicht.

Zwei institutionelle Ausgestaltungen der Eigentums- und Haftungsregelung sind möglich (vgl. Cansier 1996, S. 38 f.; Jaeger 1993, S. 42 f.; Fritsch, Wein, Ewers 1996, S. 104 ff.; Endres 1994, S. 34 f.):

- (1.) Nicht-Haftungsregelung (laissez-faire Regel)

Es besteht ein vorrangiges Recht auf Produktion. Der Emittent kann seine Emission unbeschränkt ausdehnen (bis \bar{E}). Der Fischzüchter ist der Geschädigte und zugleich der Verursacher der externen Kosten, die bei Verzicht des Produktionsbetriebs z.B. auf die bisherige Papierproduktion für diesen entstehen. Der Schädiger kann die Produktion einschränken oder aber dem Geschädigten das Recht auf sauberes Wasser abkaufen. Für den Schädiger stellt sich die Frage, ob die Ein- bzw. Umstellung der Produktion oder die Beibehaltung der Produktionsrechte und damit zugleich der Verzicht auf Zahlungen des Geschädigten wirtschaftlicher ist. Der physische Verursa-

cher eines externen Effekts, z.B. einer Emission, ist bei der bestehenden Eigentumsregelung nicht identisch mit dem Verursacher von externen Kosten.

- (2.) Haftungsregel (Verursacherregel)

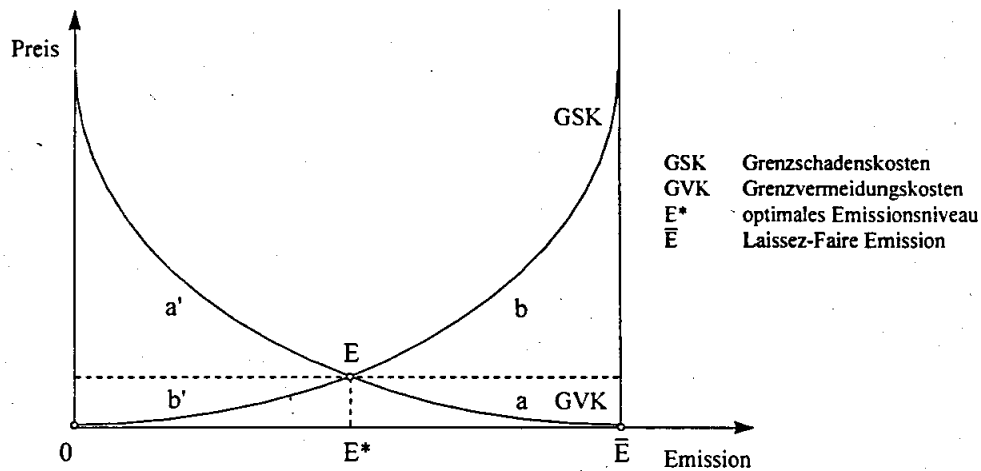
Es besteht ein vorrangiges Recht auf sauberes Wasser. Das Produktionsunternehmen ist zugleich der physische Verursacher der Emission (externer Effekt) und der Urheber der externen Kosten. Der Geschädigte kann jegliche Emission unterbinden ($E=0$). Der Schädiger wird die Produktion verringern bzw. umstellen, um die Emission zu senken, oder er wird für die Umweltbelastung Zahlungen leisten müssen. Die Frage für den Geschädigten lautet: Wieviel Verzicht auf sauberes Wasser lohnt sich angesichts der Zahlungen des Schädigers, auf die er dann verzichten müßte? Während dem physischen Verursacher der externen Effekte unter der ersten Eigentumsregel dadurch Kosten entstehen, daß er auf die Kompensationszahlungen des Geschädigten verzichtet, wenn er weiterhin emittiert, entstehen ihm unter der zweiten Regel direkte pekuniäre Kosten für die Ausgleichszahlung, sofern er emittieren sollte.

In traditioneller Betrachtung gilt der physische Schädiger auch als ökonomischer Verursacher der Externalität. Nach Coase ist die Zuteilung der Eigentumsrechte auf die beteiligten Parteien bestimmend für die Zuordnung von physischem Urheber der externen Effekte und dem Verursacher der externen Kosten. Damit stellt sich die Frage, ob es in bezug auf die Nutzung des Umweltmediums sauberes Wasser ein vorrangiges Recht auf Produktion und damit Emission oder auf sauberes Wasser z.B. für die Fischzucht gibt. Hierfür entscheidend kann die gesellschaftliche Bedeutung der konkurrierenden Ansprüche an die Umweltleistungen sein, was ein Werturteil erfordert, aber auch die zeitliche Reihenfolge in der Nutzung der Ressource (vgl. Jaeger 1993, S. 46 f.; Endres 1994, S. 35).

Angesichts dieser Ausgangssituation schlägt Coase eine Regelung der Verwendungskonkurrenz von knappen natürlichen Ressourcen durch gegenseitige Verhandlungen und damit eine freiwillige Internalisierung vor. Für den Fall der Haftungsregel kommt er zu folgendem Ergebnis (vgl. Jaeger 1993, S. 42): Übersteigen die Grenzkosten aus dem Kauf der Rechte für die Wasserverschmutzung die Grenzerlöse der dadurch ermöglichten höheren Produktionsmenge, so wird das Produktionsunternehmen seine Produktion einschränken oder umstellen (und entsprechend umgekehrt). Die Nutzung des sauberen Flußwassers für die Fischzucht ist volkswirtschaftlich vorteilhaft gegenüber der Nutzung durch das papiererzeugendes Unternehmen. Übersteigen die Grenzkosten der Erhaltung sauberen Wassers die Grenzerlöse einer ungehinderten Fischzucht, so wird der Fischzüchter seine Produktion einschränken (und umgekehrt). Die Nutzung des Flusses als Produktionsstandort ist vorteilhafter als die in Form der Fischzucht. Graphisch wird die Verhandlungslösung in Abb. 3

dargestellt. Im Unterschied zu Abb. 2 wird hier ein überproportionaler Anstieg der Grenzschadenskostenkurve unterstellt.

Abb. 3: Verhandlungslösung nach Coase



Quelle: Cansier 1996, S. 37; Fritsch, Wein, Ewers 1996, S. 106 f.

Für den Fall der *Nicht-Haftungsregel* (Recht auf Produktion) gilt: Im Bereich $E^* \bar{E}$ sind die Grenzschadenskosten in der Fischzucht (Verhaltensfunktion des Geschädigten) größer als die Grenzvermeidungskosten im Papierunternehmen (Verhaltensfunktion des Schädigers). Damit eröffnet sich die Möglichkeit vorteilhafter Verhandlungen. Die Initiative hierfür wird vom Fischzüchter als dem Geschädigten ausgehen. Beide Verhandlungspartner werden durch eine Emissionseinschränkung bessergestellt. Der Schädiger muß vom Geschädigten zumindest den Betrag als Entschädigung verlangen, den er durch die Verringerung seines Aktivitätsniveaus an Gewinn einbüßt. Verlangt er nur die Gewinneinbuße, so verbleibt er auf seinem Nutzenniveau. Der Geschädigte zahlt dem Schädiger für eine Reduktion der Emissionen maximal den Betrag, den er aufgrund des geringeren Schadens einspart. Zahlt der Geschädigte diesen maximalen Betrag, so verbleibt er ebenfalls auf seinem Nutzenniveau (kompensierende Variation des Einkommens als Maß für Umweltschäden)³. Der maximale Verhandlungsgewinn beträgt für den Emittenten die Fläche a (Entschädigungszahlung - Vermeidungskosten), für den Geschädigten die Fläche b

³ Zur Messung der Zahlungsbereitschaft und der Entschädigungsforderung mittels Befragungen und beobachtbarer Marktdaten vgl. beispielhaft Appel 1988, S. 147 ff.; ausführlich Cansier 1996, Kap. 5, S. 78 ff.

(Schadensminderung - Entschädigungszahlung). Der gesamtwirtschaftliche Wohlfahrtsgewinn beträgt die Fläche $a+b$.

Für den Fall der *Haftungsregel* (Recht auf sauberes Wasser) gilt: Im Bereich OE^* ist jede zusätzliche Emission mit einer höheren Einsparung von Vermeidungskosten des Papierproduzenten verbunden als zusätzliche Schadenskosten beim Fischzüchter entstehen. Die Initiative zu den Verhandlungen geht vom Papierproduzenten als dem Schädiger aus. Der Schädiger zahlt dem Geschädigten für die Aufnahme bzw. Ausweitung seiner Produktionstätigkeit maximal den Betrag, den er durch die Produktionserhöhung als Gewinn erzielt. Er verbleibt auf seinem Wohlfahrtsniveau. Der Geschädigte muß vom Schädiger mindestens den Betrag verlangen, der ihm als Schaden durch die Ausweitung der Produktion des Schädigers entsteht. Er verbleibt dann ebenfalls auf seinem Wohlfahrtsniveau. Der Emittent steigert seinen Gewinn gegenüber der Nullemission um die Fläche a' (nicht anfallende Vermeidungskosten - Transferbetrag), der Fischzüchter erhält einen Betrag in Höhe von b' (Transferbetrag - Ausmaß der Schädigung). Der gesamtwirtschaftliche Wohlfahrtsgewinn durch die Internalisierung beträgt die Fläche $a'+b'$.

Beide Formen der Haftungsregelung führen zu identischen Ergebnissen der Allokation in bezug auf die Nutzung der Umweltressource (*Invarianzthese*). Sie haben keinen Einfluß auf das Verhandlungsergebnis. Sie führen beide zu einer vollständigen Internalisierung externer Effekte und damit zum volkswirtschaftlichen Pareto-Optimum E (*Effizienzthese*). Beide Verhandlungsregelungen sind mit dem Verursacherprinzip vereinbar (Coase-Theorem). "Nicht der Eingriff in private Tauschprozesse folgt aus der Existenz externer Effekte, sondern die Notwendigkeit, die Voraussetzungen für private Tauschakte zu schaffen" (Weimann 1995, S. 311). Im Gegensatz zum Allokationsergebnis hängt die Verteilung des Verhandlungsgewinns von der Haftungsregelung ab. Bei der Haftungsregel wird der Fischzüchter, bei der Nicht-Haftungsregel der Papierproduzent bessergestellt. Diejenige Partei, der das originäre Recht zugewiesen ist, ist verteilungsmäßig im Vorteil. Das Recht verkörpert somit einen wirtschaftlichen Wert.

Gegen die Internalisierung externer Effekte durch Verhandlungen ist eine Reihe von Kritikpunkten angeführt worden (vgl. z.B. Jaeger 1993, S. 44 ff.; Cansier 1996, S. 39 ff.):

- Die Verhandlungen zwischen den betroffenen Unternehmen erfolgen auf der Grundlage ihrer Präferenzen für eine saubere Umwelt und ihrer Kaufkraft. Ökologische Restriktionen finden nicht notwendigerweise hinreichend Berücksichtigung.
- Die Unternehmen haben keine vollkommenen Informationen über die Bewertung der Schadens- und der Schadensvermeidungskosten ihres Verhand-

lungspartners. Da z.B. sauberes Wasser ein öffentliches Gut ist, von dessen Konsum ein Ausschluß nicht möglich ist, offenbaren sie ihre Präferenzen hierfür nicht. Beispielsweise kann der Schädiger dem Geschädigten seine Grenzvermeidungskosten überhöht angeben. Beide Verhandlungsseiten besitzen bei unvollkommener Information einen Verhandlungsspielraum, den sie strategisch nutzen können, d.h. sie berücksichtigen dann bei jeder Handlung die Gegenreaktion des anderen Unternehmens. Der Vorteil eines dezentralen Allokationsmechanismus entfällt. Das Verhandlungsergebnis kann ineffizient werden (vgl. Farrell 1987, S. 114 f.)

- Verhandlungen zwischen Schädiger und Geschädigten führen beim Abschluß von Verträgen zu Transaktionskosten (vgl. Coase 1960, S. 15), das sind insbesondere Informationskosten, die bei der Anbahnung, Vereinbarung, Kontrolle und Anpassung wechselseitiger Leistungsbeziehungen auftreten. Sie sind positiv mit der Höhe der Emissionstätigkeit korreliert. Diese trägt im Falle der Haftungsregel das Papierunternehmen, das die Verhandlungen aufnimmt, also nicht im Besitz der Eigentumsrechte ist. Es kann nur noch eine entsprechend geringere Entschädigungsforderung an den Fischzüchter zahlen. Die Emission des Verschmutzers steigt um weniger als ohne Transaktionskosten im Vergleich zur Nullemission (Linksverschiebung von GVK). Im Falle der Nicht-Haftungsregel nimmt der Fischzüchter die Verhandlungen auf und trägt die Transaktionskosten. Seine Zahlungsbereitschaft für sauberes Wasser verringert sich, damit sinkt seine Emissionstätigkeit im Vergleich zur maximalen Emissionsmenge um weniger als ohne Transaktionskosten (Rechtsverschiebung von GSK). Im Falle von Transaktionskosten ist das Verhandlungsergebnis nicht mehr unabhängig von der Verteilung der Eigentumsrechte. Sie werden von den Verhandlungspartnern mit der Höhe des Effizienzgewinns aus den Verhandlungen verglichen. Ihre Höhe steigt mit der Anzahl von Schädigern und Geschädigten an, so daß eine Verhandlungslösung nicht stattfindet, wenn die Transaktionskosten den Effizienzgewinn aus den Verhandlungen übersteigen. Nicht oder nicht vollständig internalisierte externe Effekte können somit durchaus einen effizienten Zustand der Volkswirtschaft darstellen (zur Kritik an dieser Interpretation des Umweltproblems vgl. Bruns 1995, S. 81).
- Bei der Belastung der Umwelt handelt es sich sowohl bei den Schädigern als auch bei den Geschädigten um eine große Anzahl. Als Folge davon wird es möglicherweise nicht zu einer Aufnahme der Verhandlungen kommen, da niemand von deren möglichem Erfolg ausgeschlossen werden kann, auch wenn er keinen Beitrag zu deren Kosten leistet. Eine saubere Umwelt ist ein öffentliches Gut, von dessen Gebrauch niemand ausgeschlossen werden kann. Damit wird es für die beteiligten Unternehmen vorteilhaft, die Außen-seiter- bzw. Trittbrettfahrerposition einzunehmen. Das für alle vorteilhafte Ergebnis einer verbesserten Umweltqualität wird dann nicht erzielt (soziale Di-

lemmasituation; vgl. Weimann 1995, S. 66 ff.). "Individuell rationales Verhalten führt zu einem kollektiv nicht rationalem Ergebnis" (ebenda, S.68).

Zusammenfassend folgt aus der Diskussion der Verhandlungslösung: Ein reiner eigentumsrechtlicher Ansatz reicht für den Umweltschutz nicht aus. Dieser erfordert staatliche Umweltpolitik, die auch Transaktionskosten der Verhandlungen *erspart* (zu dieser Begründung von Umweltpolitik in finanzwissenschaftlicher Argumentation vgl. auch Richter, Wiegard 1993, S. 198 f.).

5. Prinzipien und Instrumente der Umweltpolitik

Im Mittelpunkt der Umweltökonomie aus volkswirtschaftlicher Sicht steht die Wirkungsanalyse und die Bewertung umweltökonomischer Instrumente, insbesondere ihr Vergleich nach bestimmten Kriterien (vgl. Wicke 1993, S. 23 f.; Cansier 1996, S. 152). Probleme der praktischen Anwendung der Instrumente werden im folgenden nur beispielhaft angesprochen. Die (notwendige) Diskussion der Leitbild- oder Zielproblematik der Umweltpolitik wird in der Literatur dagegen eher vernachlässigt. Ein ordnungspolitisches Leitbild besteht für die Umweltpolitik bisher nicht (vgl. Maier-Rigaud 1994, S. 31 f.). Stattdessen sind Prinzipien der Umweltpolitik als Handlungsanweisungen für den Instrumenteneinsatz aufgestellt worden (vgl. Wicke 1993, S. 150 ff.; Cansier 1996, S. 128 ff.; SRU 1974, Tz. 565 ff.; 1978, Tz. 1755 ff.).

5.1. Prinzipien der Umweltpolitik

Der Einsatz umweltpolitischer Instrumente beruht auf dem Verursacher- und dem Vorsorgeprinzip, in Ausnahmefällen auf dem Gemeinlastprinzip. Das *Verursacherprinzip* gilt als das einer marktwirtschaftlichen Ordnung angemessene Handlungsprinzip der Umweltpolitik und zielt darauf ab, die Umweltnutzung, die bisher kostenfrei war, in den einzelwirtschaftlichen Bewertungsprozeß einzu beziehen und dadurch eine Steuerung des Umweltverbrauchs über den Preis zu erreichen (vgl. SRU 1974, Tz. 36). Seine Anwendung setzt die Zuteilung der Rechte an Umweltgütern voraus. "Jeder, der die Umwelt belastet oder sie schädigt, soll für die Kosten dieser Belastung oder Schädigung aufkommen" (Umweltprogramm der Bundesregierung 1976, S. 27). Sein Ziel ist die Erhöhung der Effizienz der volkswirtschaftlichen Produktion mittels der Erfassung aller Produktionskosten (Prinzip der Kostenanlastung). Unterteilt man die Kosten der Umweltbelastung in Schadenskosten und Schadensvermeidungskosten (Ausweich-, Planungs- und Überwachungs- und Vermeidungs- und Beseitigungskosten) (vgl. SRU 1974, Tz. 605), so beschränkt sich das Verursacherprinzip aus Gründen der Praktikabilität auf den Vermeidungskostenansatz. Die Schadensvermeidungskosten werden in Kauf genommen, um Folgekosten der Umweltbelastung zu verhindern. Sie können als Kosten des Umweltschutzes

interpretiert werden. Meßgröße sind z.B. die von Unternehmen getätigten Umweltschutzausgaben (Vermeidungs- und Beseitigungskosten). „Schadenskosten fallen an, wenn eine Umweltbelastung nicht an der Quelle verhindert wird oder wenn ein erfolgreiches Ausweichen nach dem Auftreten der Belastung nicht möglich ist“ (SRU 1978, Tz. 606). Instrumente zur Durchsetzung des Verursacherprinzips sind Umweltauflagen (Ge- und Verbote), Umweltabgaben und Umweltlizenzen.

Die Anwendung des Verursacherprinzips wird durch eine Reihe von bestehenden Problemen erschwert (vgl. Wicke 1993, S. 153 ff.). Zunächst sind die genauen Verursacher der Umweltbelastung nicht immer bekannt und die anzulastende Höhe der Umweltkosten nicht immer berechenbar, z.B. die eines jeden einzelnen Kraftfahrzeugs im Verhältnis zu den nichtverkehrsbedingten Luftbelastungen. Weiterhin wird die Ermittlung des Verursachers von Umweltbelastungen erschwert, wenn diese durch eine Kumulation von Faktoren oder durch eine Verursacherkette entstehen, z.B. fahrzeugbezogene und verkehrswegebezogene Umweltbelastung im Verkehrsbereich. Sind die Kraftfahrer als Emittenten oder die Hersteller der Automobile für die Höhe der Emissionen verantwortlich? Letztlich muß nach Effizienz- und Wirksamkeitskriterien entschieden werden, wo das Verursacherprinzip in der Verursacherkette der Umweltbelastung ansetzen soll (vgl. zur Diskussion Eckhardt 1993, S. 38 ff.), wobei der Ansatz beim Emittenten am wirkungsvollsten sein dürfte. Insofern kann das Verursacherprinzip als ein „Instrument der wertenden Zurechnung“ (Schmidt, Sandner 1996, S. 421) verstanden werden. Die Beseitigung akuter Notlagen z.B. bei Gewässerverunreinigungen kann zudem nicht vom privaten Sektor, sondern muß von der öffentlichen Hand vorgenommen werden. Auch kann die Durchsetzung des Verursacherprinzips administrativ sehr aufwendig sein, so bei der individuellen Überwachung der Verursacher im Verkehrsbereich. Zusammenfassend kommt der „Sachverständigenrat für Umweltfragen“ (1978, Tz. 1804) bei der Beurteilung des Verursacherprinzips zu folgendem Ergebnis:

„Da eine widerspruchsfreie Bestimmung volkswirtschaftlicher Kosten und Nutzen der Umweltbeanspruchung bzw. ihrer Vermeidung nicht möglich ist, bietet auch das Verursacherprinzip als solches keinen exakten Anhaltspunkt für Intensität, Zeitpunkt und Struktur umweltpolitischer Eingriffe; eine konkrete instrumentelle Ausgestaltung umweltpolitischer Maßnahmen läßt sich daher aus der ökonomischen Theorie nicht ableiten. Auch unter Berücksichtigung der Unvollkommenheiten in der Information über ökologische wie ökonomische Wirkungszusammenhänge bleibt jedoch das Verursacherprinzip in allokativer Hinsicht die eindeutig überlegene Strategie;...Das Gemeinlastprinzip kann dagegen bei theoretischer Betrachtung nur ... zum ergänzenden Bestandteil einer ökonomisch- rationalen Umweltpolitik werden.“

Nach dem *Vorsorgeprinzip* müssen umweltpolitische Maßnahmen so getroffen werden, daß Umweltgefahren möglichst gar nicht entstehen, sondern direkt an der Quelle bekämpft werden (integrierter Umweltschutz). Zudem sollen die Interessen zukünftiger Generationen an der Naturerhaltung gewahrt werden (Risiko- und Zukunftsvorsorge). Im Falle der Gefahrenabwehr hat die Schadensvermeidung Vorrang gegenüber ökonomischen Überlegungen („Sicherung des ökologischen Existenzminimums“), im Falle der Umweltvorsorge besteht lediglich ein Schadensverdacht, da genaue Ursache- Wirkungsbeziehungen (im Unterschied zur Gefahrenabwehr) nicht bekannt sind (vgl. Cansier 1996, S. 52 ff.). Beide Bereiche sind nur schwer voneinander zu trennen. Nach juristischer Meinung sind sie die wichtigsten Ziele der praktischen Umweltpolitik in Deutschland (ebenda, S. 65). Das Vorsorgeprinzip beinhaltet keine Aussage darüber, welche umweltpolitischen Instrumente angewendet werden sollen. Nach dem *Gemeinlastprinzip* wird der Staat mit öffentlichen Ausgaben (Realausgaben, Übertragungszahlungen) tätig, um anstelle der Verursacher Umweltbelastungen zu verhindern. Es kann Anwendung finden, wenn der Verursacher nicht zu ermitteln ist oder wenn akute Notstände zu beseitigen sind (Altlasten). Seine sehr weitgehende Anwendung wird abgelehnt, da es keine Anreize für umweltfreundliches Verhalten der Haushalte und Unternehmen ausübt. Es kommt auch zur Anwendung, wenn die sozialen Kosten nicht vollständig internalisiert werden, sondern nur bis zur Erfüllung einer Emissionsnorm. Maßnahmen nach dem *Gemeinlastprinzip* haben keine Verbindung zum Markt bzw. zum Verursacher, d.h. keinen Lenkungseffekt. Es hat lediglich ergänzende Bedeutung zur Wirkungsverstärkung von Instrumenten nach dem Verursacherprinzip. In der Umweltpolitik der siebziger Jahre dominierte das *Gemeinlastprinzip* gegenüber dem Verursacherprinzip (zum Entwicklungsmuster der Handlungsprinzipien vgl. Zimmermann, Benkert 1989, S. 38 f.).

5.2. Systematik umweltpolitischer Instrumente

Im Mittelpunkt der praktisch orientierten Umweltökonomie stehen die Entwicklung und Bewertung der umweltpolitischen Instrumente zur Bekämpfung konkreter Umweltprobleme, insbesondere ihre Wirksamkeit in bezug auf bestimmte Effizienzkriterien (vgl. Wicke 1993, S. 23 f.). Sie können wie folgt definiert werden: "Ein umweltpolitisches Instrument ist ein Mittel, das der Staat einsetzt, um die Produzenten und die Konsumenten zu veranlassen, entsprechend den politisch fixierten umweltpolitischen Zielen Maßnahmen der Vermeidung, Verringerung oder Beseitigung von Umweltbelastungen zu ergreifen" (Knüppel 1989, S. 32 f.). Eine einheitliche Gliederung der Instrumente gibt es nicht, vielmehr kann diese nach unterschiedlichen Kriterien vorgenommen werden, die sich teilweise überschneiden. Hansmeyer (1993, S. 64 ff.) nimmt die folgende Systematisierung der umweltpolitischen Instrumente vor:

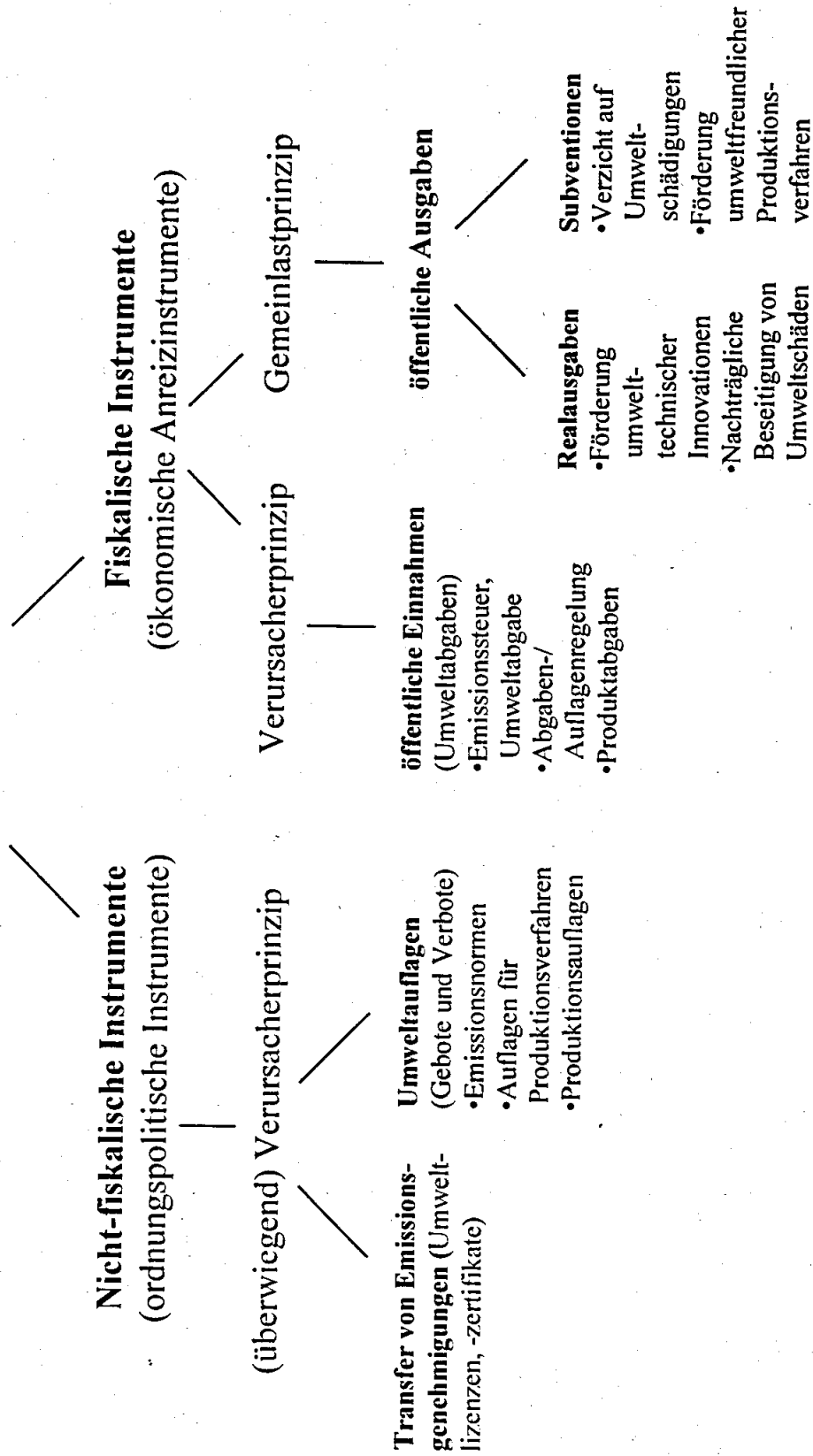
- Einfluß der Instrumente auf den öffentlichen Haushalt (fiskalische und nicht-fiskalische Instrumente),

- Form der Verhaltenssteuerung der Marktteilnehmer (Preis- und Mengelösungen; vgl. auch Bonus 1990, S. 344 ff.).
- Rechtliche Handlungsnormen (direkte und indirekte Verhaltenssteuerung) (Gliederung des Instrumenteneinsatzes durch die Rechtswissenschaft; vgl. Schmidt, Sandner 1996, S. 422 ff.),
- Marktnähe der Instrumente (Unterscheidung von Marktlösungen, marktanalogen und außermärklichen Lösungen).

Die Trennung in fiskalische und nichtfiskalische Instrumente kann weiter differenziert werden (vgl. Abb. 4). Erstere werden auch als ökonomische Anreizinstrumente bezeichnet (öffentliche Einnahmen und Ausgaben), letztere als ordnungspolitische Instrumente (Gebote und Verbote, Umweltlizenzen im Falle der Gratisverteilung). Die Umweltabgaben werden zugleich als Preislösung (vorgegebener Steuersatz bei variablen Emissionsmengen), die Umweltlizenzen als Mengelösung eingeordnet (Vorgabe der Gesamtemissionsmenge, während sich der Preis für Umweltnutzungen am Markt bildet und nicht politisch gesetzt werden muß). Nach der Preislösung sind das ökonomische und das ökologische System über die Marktpreise miteinander verbunden, die Emissionsmenge ist vom ökonomischen Prozeß abhängig. Nach der Mengelösung sind die Funktionsbedingungen beider Systeme voneinander getrennt (vgl. Maier-Rigaud 1994, S. 45 f.). Für das ökologische System bedarf es politisch gesetzter Mengenvorgaben, z.B. in Form eines ökologischen Rahmens. Marktanaloge Instrumente sind Umweltabgaben, Lizenzen und öffentliche Ausgaben, außermärkliche Instrumente sind Umweltauflagen und die staatliche Bereitstellung öffentlicher Güter durch den Staat. Eine strenge Abgrenzung zwischen marktlichen und außermärklichen Instrumenten der Umweltpolitik besteht nicht. Eher dürften sie sich einander ergänzen (vgl. Gawel 1995, S. 22).

Abb. 4:

Instrumente der Umweltpolitik



Quelle: Zimmermann, Henke 1994; S. 448, Wicke 1993, S. 194.

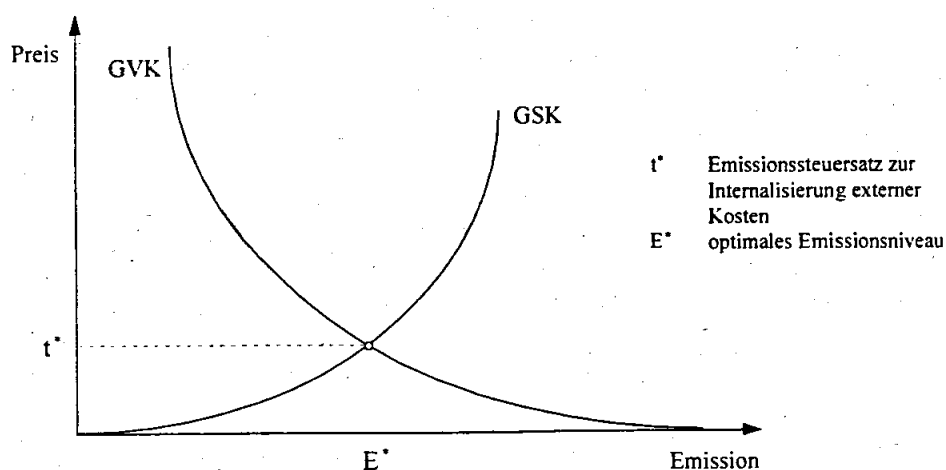
5.3. Fiskalische Instrumente

Zu den fiskalischen Instrumenten oder ökonomischen Anreizinstrumenten der Umweltpolitik gehören die Umweltabgabe auf der Einnahmenseite, die Realausgaben (staatliche Konsum- und Investitionsausgaben) und die Subventionen auf der Ausgabenseite der öffentlichen Haushalte. Der Analyse des Instrumenteneinsatzes muß die Bestimmung der Ziele und eines ökologischen Rahmens der Umweltpolitik vorausgehen. Die theoretisch ausgerichtete Umweltökonomie zielt auf der Grundlage ihrer wohlfahrtsökonomischen Fundierung auf die vollkommene Internalisierung der negativen externen Effekte und damit eine optimale Emissionsmenge ab, die zugleich effizient, d.h. mit dem geringsten Mitteleinsatz, erreicht wird. Die Internalisierung führt im Idealfall zu einem ökonomisch und ökologisch optimalen Ergebnis (3.3.1). Ziel der praktisch oder pragmatisch ausgerichteten Umweltökonomie ist die Setzung eines ökologischen Rahmens (Umweltstandard), der sich am Erhalt der Umweltfunktionen orientiert und kostenminimierend erreicht werden soll, dagegen nicht an der Optimierung der Umweltbelastung ausgerichtet ist (3.3.2).

5.3.1. Zielbestimmung in der Umweltpolitik

Die umweltpolitische Zielfindung wird anhand von Abb. 5 erläutert.

Abb. 5: Kosten und Nutzen der Emissionsreduktion



Grundlage für die umweltpolitische Zielbestimmung sind Annahmen über den Verlauf der ökologischen Schadens- oder Folgekosten und der Kosten der

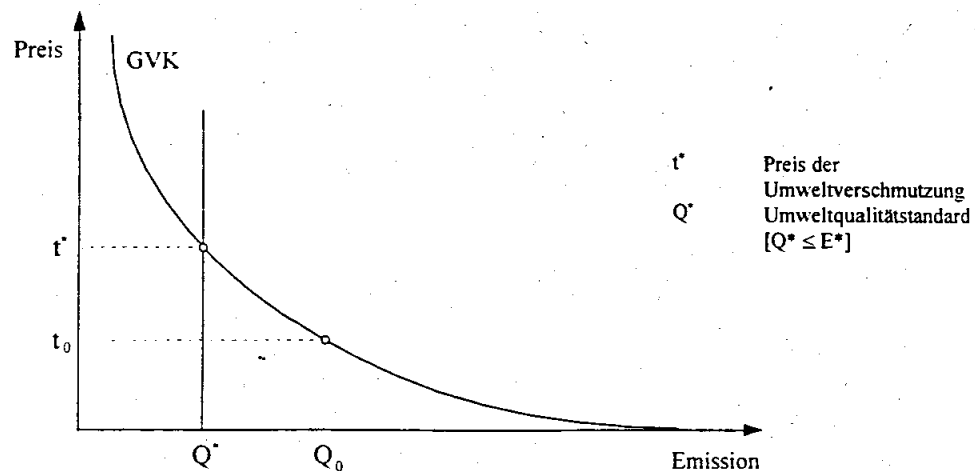
Emissionsreduktion oder Vermeidungskosten. Beide Kostenverläufe sind mit Unsicherheit behaftet, die zudem bei den Beteiligten (Schädiger, Geschädigte, Umweltbehörde) noch unterschiedlich hoch sein kann (Informationsasymmetrien). Für beide Kurvenverläufe wird ein überproportionaler Anstieg unterstellt, worauf durch vertikale Addition beider Kurven die Gesamtkostenkurve der Umweltnutzung entsteht. In deren Minimum ist das optimale Emissionsniveau erreicht (E^*). Die Kurve der Grenzvermeidungskosten GVK und der Grenzschaadenskosten GSK verlaufen jeweils unterhalb der Gesamtkostenkurven und schneiden sich beim gleichen Emissionsniveau (Minimum der Gesamtgrenzkosten). Die Ermittlung des Emissionsniveaus erfordert die monetäre Quantifizierung der Kosten der Umweltbelastung und der Nutzen von Umweltschutzmaßnahmen für sich ändernde Niveaus von Produktion und Emissionen, d.h. auch die Kenntnis der Präferenzen der Wirtschaftssubjekte für den Erhalt der Umweltgüter. Da diese (aus der Sicht der Geschädigten) die Eigenschaften eines öffentlichen Gutes haben, kann deren Erhaltung von Schädigern und Geschädigten zu gering bewertet werden (maximale Zahlungsbereitschaft der Geschädigten für eine Verringerung der Umweltbelastung, minimale Entschädigungsforderung des Schädigers für eine Emissionsreduktion). E^* braucht daher die Erhaltung des ökologischen Gleichgewichts nicht zu garantieren.

Eine Alternative in der umweltpolitischen Zielfindung zur nutzen- oder präferenzorientierten bildet eine umweltqualitätsorientierte Strategie (vgl. SRU 1994, Tz. 133). An die Stelle einer Internalisierung externer Effekte (first-best Lösung) tritt die Erfüllung eines Umweltqualitätsstandards (second-best Lösung) (Abb. 6). „Umweltstandards sind quantitative Festlegungen zur Begrenzung verschiedener Arten von anthropogenen Einwirkungen auf den Menschen und/oder die Umwelt. Sie werden aus Umweltqualitätszielen abgeleitet“ (SRU 1996, Tz. 727). Sie beruhen auf Bewertungen der Schutzwürdigkeit z.B. der Gesundheit und der Gefährdung z.B. bei Emissionen (vgl. SRU 1987, Tz. 94 ff.), wobei ihre Setzung sowohl auf naturwissenschaftlichen Kenntnissen als auch auf politischen Entscheidungen beruht (vgl. Eckhardt 1993, S. 20 ff.). Die Umweltqualität wird nicht einem individualistischen Optimierungskalkül unterworfen, sondern durch eine umweltpolitische Entscheidung als Zielgröße vorgegeben, z.B. in Form eines Emissionsstandards, der aus dem (Ober-) Ziel der Erhaltung des ökologischen Gleichgewichtes ("dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung" i.S. der Sachverständigen für Umweltfragen; vgl. SRU 1994, Tz. 6) abgeleitet wird. Die Umweltbehörde muß zuerst diesen Standard bestimmen, danach die Instrumente, um das umweltpolitische Ziel kosteneffizient erreichen zu können (Kosteneffizienz anstelle von Internalisierung) (Standard-Preis-Ansatz; vgl. Baumol, Oates 1988). Die Analyse des Instrumenteneinsatzes steht damit im Vordergrund. Handlungsprinzipien zur Realisierung des Leitbildes einer dauerhaft- umweltgerechten Entwicklung sind (nach Pearce, Turner) (vgl. Brenck 1992, S. 389; Ewers, Rennings 1996, S. 155; Cansier 1996, S. 59; Majer 1995, S. 224)

- die Ressourcenschonung: Die Abbaurrate erneuerbarer Ressourcen darf deren Regenerationsrate nicht überschreiten; erschöpfbare Ressourcen dürfen nur dann abgebaut werden, wenn gleichwertige Alternativen geschaffen werden, z.B. Ersatz durch technischen Fortschritt, Realkapital und/oder erneuerbare Ressourcen;
- die Wahrung der Tragekapazität der Umwelt: Die Freisetzung von Schadstoffen darf die Aufnahmefähigkeit der Umweltmedien nicht überschreiten.

„Wohl alle Konzepte der Nachhaltigkeit enthalten zwei wesentliche Elemente: Das Bewußtsein der Endlichkeit der den Menschen zur Verfügung stehenden natürlichen Ressourcen sowie die Intention, die Nutzung dieser Ressourcen auch zukünftigen Generationen zu ermöglichen“ (Kirchgässner 1997, S. 5 f.). Eine anerkannte und einheitliche Definition des Leitbildes der dauerhaften Entwicklung besteht nicht. *Eine* Komponente ist die Verfolgung ökologischer (neben ökonomischer und sozialer) Ziele, wie die Konstanz des natürlichen Kapitalstocks. Die Vorgabe von Umweltqualitätszielen im Rahmen einer dauerhaft- umweltgerechten Entwicklung ist eine Restriktion für die ökonomische Allokationsperspektive der wohlfahrtstheoretisch begründeten Umweltökonomie (vgl. Vornholz 1993, S. 140 f.; Ewers, Rennings 1996, S., 78). Gawel spricht von einer „aufgeklärten Neoklassik“ (1996, S. 78) und sieht gar die Möglichkeit einer „ökologisch- neoklassischen Synthese“ (ebenda, S. 79). Eine Operationalisierung des Leitbildes einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung ist bisher nicht erfolgt (vgl. SRU 1994, Tz. 128).

Abb. 6: Bestimmung eines Umweltqualitätsstandards



5.3.2. Emissionssteuern und Umweltabgaben

Umweltabgaben sind dasjenige umweltökonomische Instrument, "... bei dem mit Hilfe der Erhebung von Abgaben Anreize und/oder Finanzierungsmöglichkeiten geschaffen oder verbessert werden sollen, um ... umweltpolitische Ziele zu verwirklichen" (Wicke 1993, S. 395). Ihr Erlaß erfolgt durch Gesetze. Ausführlicher heißt es bei Ewringmann (1995, S. 251):

"Als Umweltabgaben sollen jene durch hoheitlichen Akt erhobenen Zwangsabgaben der öffentlichen Hand verstanden werden, die unmittelbar an umweltrelevante Tatbestände anknüpfen, ein Belastungsprofil verfolgen, das dem allgemeinen Gedanken des 'vulgären' Verursacherprinzips entspricht und dadurch zu einer finanziellen Zusatzbelastung von umweltpolitisch als umweltschädlich bzw. als unerwünscht definierten Verhaltensweise bzw. Aktivitäten führt."

Umweltabgaben können in mehreren Formen erhoben werden, wobei die Ausgestaltung in der Regel als Mengenabgabe erfolgt:

- Gebühren und Beiträge sind Gegenleistungen für die unmittelbare, abgrenzbare Beanspruchung von Verwaltungsleistungen der öffentlichen Hand (Äquivalenzprinzip). Beiträge werden für die Möglichkeit, öffentliche Leistungen zu beanspruchen, erhoben, unabhängig von der tatsächlichen Beanspruchung.
- Steuern sind an öffentliche Körperschaften zu leistende Zwangsabgaben ohne Anspruch auf Gegenleistung. Sie dienen der Finanzierung der allgemeinen Staatsaufgaben, allerdings kann die Erzielung von Einnahmen auch ein Nebenzweck sein (nicht- fiskalische Steuern oder Lenkungssteuern).
- Sonderabgaben werden wie Steuern ohne Anspruch auf Gegenleistung erhoben. Im Unterschied zu diesen sind sie gruppenbezogene Ausgaben und unterliegen der Zweckbindung. Im Vordergrund steht die Lenkungsfunktion. Ihr Ertrag kommt nicht dem Haushalt, sondern einem Sonderfonds zugute (vgl. ausführlich Hansjürgens 1993, S. 20 ff.; Hartmann 1996). Im Rahmen der bestehenden Finanzverfassung müssen Sonderabgaben gegenüber Steuern die Ausnahme bleiben.

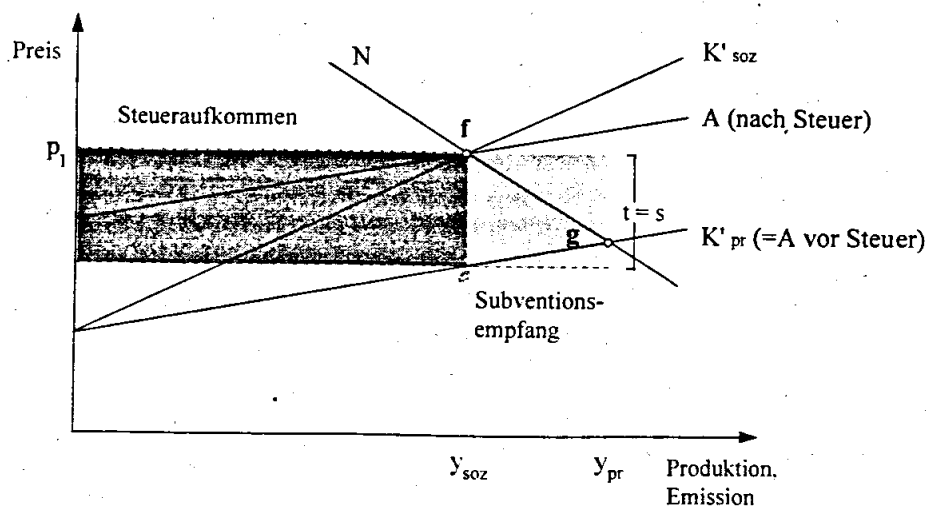
Die einzelnen Abgabearten haben eine unterschiedliche Bedeutung in der staatlichen Finanzverfassung, z.B. für den Finanzausgleich. Dabei haben Steuern Vorrang gegenüber Gebühren und Sonderabgaben (vgl. Eckhardt 1993, S. 140; Hansjürgens 1993, S. 34).

Umweltabgaben im weiteren Sinne haben vornehmlich eine Finanzierungsfunktion. Bei Umweltabgaben im engeren Sinne dominiert die Anreiz- und Lenkungsfunktion. Hierzu zählen die reine Emissionssteuer mit dem Ziel, die sozialen Zusatzkosten zu internalisieren bzw. ein Umweltqualitätsziel über eine Ver-

haltensänderung durch die Wahl der Abgabenhöhe zu erreichen, ein kombiniertes Abgaben-/Auflagensystem (z.B. die deutsche Abwasserabgabe) und Produktabgaben zur Einschränkung von Herstellung und Verbrauch bestimmter Rohstoffe und Produkte (vgl. Wicke 1993, S. 369- Zu den Zielsetzungen der Umweltabgaben vgl. Huckestein 1996b, S. 345). Umweltabgaben üben einen Einkommens- und einen Substitutionseffekt aus. Ersterer hat Aufkommenswirkungen, letzterer löst Vermeidungsanstrengungen aus. In der praktischen Umweltpolitik dominiert die Anreizfunktion der Umweltabgaben gegenüber der Optimierungsfunktion, wobei eine erwerbswirtschaftliche Motivation der Marktteilnehmer unterstellt wird. Beispielhaft werden im folgenden eine reine Emissionssteuer (Pigou-Steuer) und eine Umweltabgabe nach dem Standard-Preis-Ansatz behandelt.

Emissionssteuern werden erhoben, um den Verursachern der Umwelteinwirkungen die Kosten der Umweltschäden anzulasten und um über diese Anlastung in die Produktions- und Konsumtionssphäre einzuwirken (Erfüllung der Internalisierungs- bzw. Optimierungsfunktion der Umweltabgaben im engeren Sinne). Sie sind eine Lenkungsabgabe, dagegen kein Finanzierungsinstrument (Umweltsteuer). Bemessungsgrundlage ist die Menge der an die Umwelt abgegebenen Schadstoffe (Mengensteuer), ersatzweise z.B. Energiesteuern anstelle CO₂-bezogener Steuern, Mineralölsteuern anstelle von emissionsbezogenen Verkehrssteuern.

Abb. 7: Reine Emissionssteuer (Pigou-Steuer) und Subventionen



Quelle: Rosen, Windisch 1992, S. 239, S. 243, ähnlich Andel 1992, S.390.

Die Erhebung einer Steuer mit dem Grenzsteuersatz t (= Strecke ef in Abb.2) und der Bemessungsgrundlage: Soziale Zusatzkosten (Schadstoffemission) der Emission des Unternehmens führt zur Angebotskurve A (Parallelverschiebung von K'_{priv} durch Punkt f), die den Punkt (p_1, y_{soz}) realisiert. t entspricht dem Grenzschaten der Emission im Optimum. Es gilt: Grenzvermeidungskosten gleich Grenzschatenskosten. Die Folge ist eine Verringerung der schadstoffverursachenden Produktion und eine Erhöhung des Produktionspreises, keinesfalls aber wird die Produktion eingestellt. Der Produktionsrückgang bedeutet auch eine Veränderung der Nachfrage- und der Produktionsstruktur (sektoraler Strukturwandel). Durch die Emissionssteuer werden die Unternehmen ange-regt, die Schadstoffabgabe und damit die Produktion zu verringern, die Haus-halte werden aufgrund der Anlastung der sozialen Kosten und der dadurch gestiegenen Preise die Nachfrage nach umweltschädigend produzierten Güter vermindern. Die Reaktion der Unternehmen ist bestimmt durch das Ziel, die Steuerschuld zu senken. Dazu vergleichen sie die Steuerschuld pro produzierter Schadstoffeinheit und die Kosten für die Vermeidung der Schadstoffe um eine Einheit. Ist die Steuerschuld höher als die Grenzvermeidungskosten ($t > GVK$), so reduziert das Unternehmen den Schadstoffausstoß (und umgekehrt). Im Optimum ist der Steuersatz gleich den Grenzvermeidungskosten. Die Kosten der Gesamtemission werden minimiert. Wenn die Unternehmen die Steuern nicht überwälzen, sondern zahlen und weiterhin in gleicher Höhe emittieren, so folgen ein Gewinnrückgang und damit interne Anpassungsmaßnahmen, z.B. der Einsatz umweltfreundlicherer Produktionstechniken, die Veränderung des Produktionsangebots. Sie können zwischen verschiedenen Handlungsmöglichkeiten wählen.

Aufgrund der Unbestimmtheit der unternehmerischen Reaktion auf die Steuererhebung ist die ökologische Treffsicherheit und damit der Mengeneffekt der Emissionssteuer ungewiß. Die Erfüllung des Postulats der Gefahrenabwehr ist nicht gewährleistet (vgl. Huckestein 1996a, S. 77). y_{soz} ist das Ergebnis der Präferenzen der Individuen, deren Zahlungsbereitschaft, und garantiert damit nicht die Einhaltung ökologischer Mindeststandards. Aber auch die Einhaltung des Grenzwertes sichert nicht die Einhaltung des ökologisch vorgesehenen Mengenziels, da im Gefolge der Produktionserhöhung auch die Schadstoffmenge steigt, auch wenn der Grenzwert z.B. einer einzelnen Anlage eingehalten wird. Das Haupthindernis für ihre Einführung in das bestehende Steuersystem sind allerdings die hohen Informationsanforderungen an die Umweltbehörde. Da der Verlauf der Grenzschatens- und der Grenzvermeidungskosten nicht exakt bekannt ist, kann auch die Höhe des Steuersatzes, zumal im Optimum, nicht genau bestimmt werden (vgl. Cropper, Oates 1992, S. 685). Der Steuersatz muß zudem immer dann geändert werden, wenn sich die Knappheit der Umweltgüter verändert, z.B. bei höheren Kosten der Beseitigung oder der Vermeidung der Umweltschäden (zur Kritik an der Internalisierungsstrategie vgl. Streißler 1993, S. 93 ff.; auch Bonus 1994, S. 292 f.). Eine pareto-optimale

Internalisierung externer Effekte ist also aus praktischen Gründen nicht möglich. Dennoch sind die Grundgedanken der Internalisierungsstrategie hilfreich, da sie die Vorteilhaftigkeit marktanaloger im Vergleich zu außermärklichen Instrumenten für die praktische Umweltpolitik aufzeigen (vgl. Endres 1994, S. 32, 96). Ziel der Emissionssteuer braucht nicht die vollkommene Internalisierung der sozialen Kosten zu sein, sondern nur deren Verringerung und damit die Verbesserung der gesamtwirtschaftlichen Allokation (vgl. Huckestein 1996a, S. 104). „Zur Begründung konkreter Abgabesätze reicht .. das Wissen um Existenz und ungefähre Größenordnung der externen Kosten“ (Meyer 1995, S. 63). Weiterhin sollte sich die Umweltpolitik auf die Schätzung der aktuellen externen Kosten beschränken, nicht aber deren Höhe im Optimum ermitteln wollen (vgl. ebenda). Das Leitbild der Internalisierung bleibt trotz der genannten Kritikpunkte für die Umweltpolitik erhalten. Die Einnahmen aus der Emissionssteuer sind in irgendeiner Weise an die Unternehmen zurückzugeben, z.B. in Form einer verzerrungsfreien Kopfsteuer oder zur Förderung privater umweltbezogener Aufgaben, nicht aber sind sie zur Kompensation der Schädiger zu verwenden, da damit gegen das Verursacherprinzip verstoßen würde. Auch an die Finanzierung umweltbezogener Aufgaben der öffentlichen Hände ist zu denken.

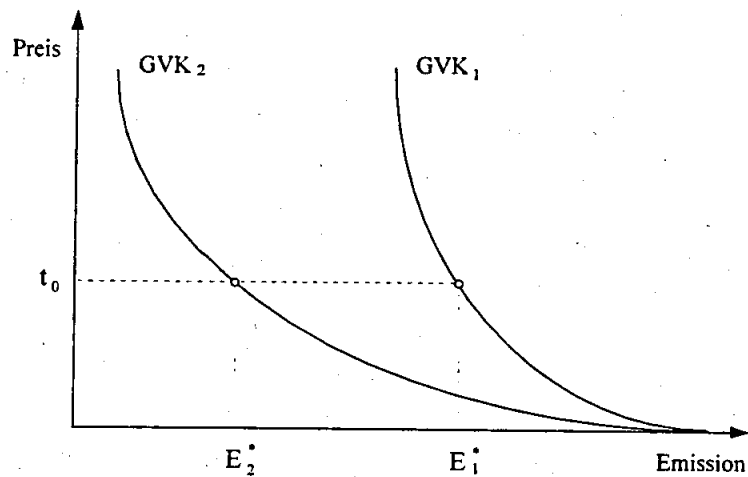
Die Kritik an der Pigou-Steuer, - ungewisse ökologische Wirksamkeit, mangelnde Praktikabilität, damit geringe umweltpolitischen Relevanz -, führt als alternatives umweltpolitisches Ziel zur Bestimmung eines Umweltqualitätsstandards (Standard-Preis-Ansatz). Umweltstandards können auf allen Ebenen des ökologisch-ökonomisch-soziokulturellen Gesamtzusammenhangs ansetzen (Produktion, Emissionen, Immission; vgl. SRU 1996, Abb. 4.2). Eine vollkommene Internalisierung externer Effekte wird nicht mehr angestrebt, es sollen lediglich die negativen externen Effekte, d.h. die Emissionen, über eine Verhaltensänderung der Unternehmen verringert werden. Die Grenzschadenskosten müssen nicht mehr bekannt sein. Der Standard-Preis-Ansatz besteht nun darin, in einem Verfahren von Versuch und Irrtum denjenigen Steuersatz zu ermitteln, der zu der vorgegebenen Umweltqualität führt (Emissions- oder Immissionsgrenzwert). Liegen bei einem gegebenen Steuersatz die Emissionen über dem gegebenen Umweltstandard (t_0 in Abb. 6), so ist der Steuersatz auf t^* anzuheben (und umgekehrt). Auch kann der Umweltstandard verändert werden. Der zu zahlende Steuersatz hängt von der Höhe der Grenzvermeidungskosten, nicht von den externen Kosten ab. Nur wenn bei Erreichung des Umweltqualitätsziels die Grenzvermeidungs- und die Grenzschadenskosten gleich hoch sind, stimmen die Internalisierungs- und die Anreizfunktion der Emissionssteuer überein. Die Informationsanforderungen dieses umweltpolitischen Ziels sind geringer als im Fall der vollkommenen Internalisierungsstrategie. Bekannt sein müssen lediglich die von den Unternehmen abgegebenen Schadstoffe (nicht die Kosten der Verringerung der Schadstoffe) und die Emissionsnorm für Schadstoffe. Nachteile des Standard-Preis-Ansatzes sind einmal, daß der Umweltqualitäts-

standard nicht dem Optimierungskalkül unterworfen wird, sondern durch eine politische Entscheidung gesetzt ist, zum anderen die hohen Durchführungskosten zur Bestimmung des anreiz- und kosteneffizienten Steuersatzes. Der Steuersatz ist eher unflexibel. Auch berücksichtigt ein einheitlicher Abgabesatz regionale Unterschiede in der Schadstoffbelastung nicht.

Voraussetzung für den Einsatz von Umweltabgaben sind eine große Anzahl von Emittenten und ein hohes Emissionsniveau bei intensiver Nutzung der Schadstoffquellen, z.B. im Abfall- und Verkehrsbereich, gleichzeitig geringe Substitutionsmöglichkeiten (vgl. Hansjürgens 1993, S. 58; Zimmermann 1996, S. 245). „Abgabelösungen eignen sich besonders gut zur Grobsteuerung von Massenschadstoffemissionen, die ubiquitär auftreten und gut bilanziert werden können, wie z.B. Kohlendioxyd“ (SRU 1996, Tz. 935).

Der Vorteil der Emissionssteuer und der Umweltabgaben besteht darin, daß sie in ihrer Wirkung zwischen Unternehmen mit hohen und mit niedrigen Anpassungskosten differenzieren. Die Aufteilung der Schadstoffminderung auf die einzelnen Betriebe und Produktionsanlagen bleibt den Unternehmen überlassen. Diese werden dort die höchsten Reinigungsleistungen erbringen, wo sie am kostengünstigsten sind (Kostenminimierungsfunktion der Umweltabgaben; vgl. Abb. 8). Ein Anreiz zur Minderung der Schadstoffemission, z.B. durch Einführung einer neuen Technik, besteht auch bei der sog. Restemission ($E < Q^*$, Abb. 6). Dadurch wird ein Anreiz zur Entwicklung kostengünstiger und umweltfreundlicher Anlagen und Verfahren gegeben. Die Besteuerung der Restemission entzieht allerdings dem privaten Sektor zusätzliche finanzielle Mittel. Weiterhin läßt die Umweltabgabe den Unternehmen den Spielraum, entweder die Emission zu reduzieren oder die Abgabe zu zahlen, so daß Existenzgefährdungen von Unternehmen mit hohen Vermeidungskosten vermieden werden.

Abb. 8: Emissionsminderung durch Umweltabgaben



Angenommen wird ein gleicher Verlauf der Grenzsadenschadungskosten der Emission, dagegen ein unterschiedlicher Verlauf der Grenzvermeidungskosten der Unternehmen z.B. als Folge unterschiedlicher Produktionstechniken. Bei gegebenem Steuersatz t_0 verringert Unternehmen 1 im Optimum (GVK₁) die Emissionen in geringerem Maße als das Unternehmen 2 (GVK₂). Die Emissionsminderung wird von den Unternehmen in unterschiedlicher Höhe erbracht. Nachteile einer einheitlichen Umweltabgabe sind vor allem die fehlende Berücksichtigung regionaler Unterschiede in den Emissionen und die Notwendigkeit der häufigen Änderung des Abgabesatzes in Anpassung an die Schadstoffentwicklung, die zum Aufbau falscher Umweltschutzinvestitionen führen kann. Zur Behebung der genannten Mängel, insbesondere der unsicheren ökologischen Wirksamkeit, können Umweltabgaben durch Auflagenelemente ergänzt werden (vgl. Kap. 4).

Eine weitere Verringerung im Anspruchsniveau der Umweltabgaben stellen pragmatische Abgabenlösungen dar (emissionsorientierte Strategie; vgl. SRU 1994, Tz. 133; auch Ewringmann 1995, S. 252). Sie orientieren sich nicht unmittelbar an Umweltqualitätszielen, sondern sie legen Emissionsgrenzwerte auf der Basis der technisch möglichen und wirtschaftlich als vertretbar angesehenen Vermeidungsmöglichkeiten fest (Vorsorgeprinzip), ohne deren Folgen für die Umweltqualität ausdrücklich zu erfassen. "Das umweltpolitische Ziel wird abgeleitet aus im wesentlich privatökonomisch-technischen Einschätzungen. Das Instrument und das Verfahren seiner Festlegung determinieren das Ziel" (Maier-Rigaud 1994, S. 15 f.). Umweltschädliches Verhalten soll verteuert wer-

den, um dem Umweltziel näher zu kommen (Demeritorisierung umweltbelastender Aktivitäten).

Anwendungsbeispiele für Umweltabgaben in Deutschland sind der Abfall-, der Verkehrs- und vor allem der Gewässerbereich (Abgabe auf Wasserentnahme, Abwasserabgabe) (vgl. UBA 1994, S. 23 ff.). Sie müssen sich in das gegebene Ordnungsrecht einfügen. Umweltabgaben in reiner Form haben bisher keine Anwendung gefunden. Ihre Lenkungswirkung ist daher gering. Abgaben im Luftreinhaltebereich gibt es in Deutschland nicht (z.B. eine CO₂-Steuer).

5.3.3. Subventionen und Realausgaben

Ausgabenpolitische Instrumente der Umweltpolitik sind überwiegend am Gemeinlastprinzip ausgerichtet. Es wird dann berücksichtigt, wenn das Verursacherprinzip keine Anwendung finden kann, z.B. wenn der Verursacher im Falle von Altlasten nicht zu ermitteln ist oder wenn umweltpolitische Ziele schneller als mittels Abgaben oder Auflagen erreicht werden sollen. Zu dieser Instrumentengruppe gehören im einzelnen (vgl. Wicke 1993, S. 339):

- Umweltverbessernde Aktionen von öffentlich-rechtlichen Institutionen mittels Gebühren- und Beitragsfinanzierung, z.B. Abwasser- und Abfallbeseitigung von kommunalen Unternehmen oder Zweckverbänden, und Steuerfinanzierung, z.B. Lärmschutz, Altlastsanierung. Im ersteren Fall stellt die öffentliche Hand Vorleistungen zur Verfügung, wobei die Kapital- und Betriebskosten durch Gebühren und Beiträge finanziert werden. Insofern kommt das Verursacher-, nicht das Gemeinlastprinzip zur Anwendung, da ein Anreiz zum Einsparen von Abwasser und Abfall ausgeübt wird. Zur Finanzierung sonstiger umweltverbessernder Maßnahmen gehört z.B. ein umweltfreundlicher Verkehrswegebau.
- Induzierung umweltverbessernder privatwirtschaftlicher Aktivitäten in Form von Umweltschutzsubventionen zur Förderung umweltfreundlicher Produktionsverfahren, Produkte und Einsatzstoffe, z.B. Zuschüsse zur Emissionsminderung von Altanlagen, um den Stand der Technik zu gewährleisten, und von umweltrelevanter Forschungs- und Entwicklungsförderung.

Emissionssubventionen werden an Stelle einer Umweltabgabe an den Verursacher gezahlt, um die Verminderung einer Emission bis zu einem vorab festgestellten Grenzwert zu bewirken. Die Zahlung erfolgt in Höhe eines festen Betrags je Einheit der vermiedenen Emission. Die Entscheidung für Produktion und Emission bedeutet den Verzicht auf die Subventionszahlung, damit eine Kostenerhöhung. Eine Subventionszahlung in Höhe von s je nicht produzierter Outputeinheit (und damit Schadstoffemission) wirkt ebenso wie eine Umweltabgabe in Höhe von t auf die Emission von Schadstoffen und hat damit die gleiche Allokationswirkung. Einer Steuerabgabe steht ein Subventionsempfang

gegenüber (vgl. Abb. 7). Bei y_{pr} betragen die Grenzkosten der Produktion $K'_{priv}+s$. Diese Strecke übersteigt den Grenzvorteil der Produktion N , so daß Produktion und Emission sinken. Das Unternehmen erhält dafür eine Subvention. Es produziert im Optimum y_{soz} ($K'_{priv}+s=N$).

Der Nachteil der Subvention besteht darin, daß sie das umweltschädigend hergestellte Produkt fördert. Schadstoffe werden nur dann vermieden, wenn die Kosten der Vermeidung für eine Schadstoffeinheit niedriger liegen als die Subvention pro beseitigter Schadstoffeinheit. Das Instrument greift nur, falls dem Unternehmen ein Gewinn aus der Subventionierung erwächst. Es braucht infolge der Subventionszahlung die Kosten der Schadensemission nicht in seinen Preisen weiterzugeben. Die Preisstruktur verändert sich nicht zuungunsten der umweltschädigend produzierten Güter. Die Subventionszahlung beseitigt die Fehlallokation der Produktionsfaktoren nicht. Ein Nachteil der unterschiedlichen Verteilungswirkung von Subventionen gegenüber Abgaben besteht in der möglichen Zunahme der Zahl der Marktteilnehmer als Folge des Gewinnanstiegs. Die Höhe der Produktion kann gegenüber dem Ausgangszustand zunehmen. Im Falle der Umweltabgaben steigen die Produktionskosten der Unternehmen, so daß Grenzbetriebe aus dem Markt ausscheiden und die Produktion zurückgeht.

5.4. Nicht-fiskalische Instrumente

5.4.1. Umweltauflagen (Ge- und Verbote)

Umweltauflagen in Form von Geboten und Verboten (command and control) sind direkte umweltbezogene Verhaltensvorschriften (vgl. Wicke 1993, S. 195). Sie sind das mit Abstand verbreitetste Instrument der Umweltpolitik und finden durch Gesetze und Verwaltungsverordnungen Anwendung. Gebote verlangen ein bestimmtes Handeln, z.B. die Einhaltung des Standes der Technik, Verbote bestimmen im Interesse des Umweltschutzes die Menge der zulässigen Emissionen von Schadstoffen. Der Maßstab des Handelns der Umweltbehörde sind Umweltstandards (vgl. SRU 1994, Tz. 297). Eine genauere Definition geben Gawel, Hansmeyer (1995, S. 262):

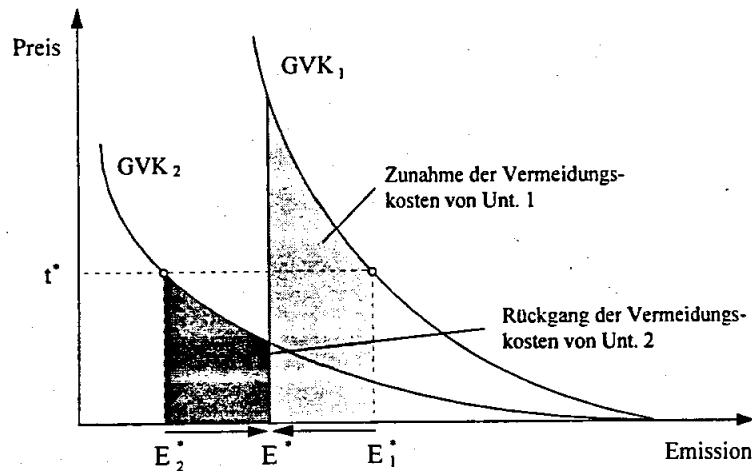
"Unter das ordnungsrechtliche Instrumentarium zum Schutz der Umwelt lassen sich .. alle hoheitlichen Bestimmungen subsumieren, die eine Statuierung unmittelbar verbindlicher Verhaltensvorschriften zum Gegenstand haben und vom potentiellen Emittenten als Normadressaten unter Sanktionsandrohung die Einhaltung staatlich vorgeprägter Allokationsentscheidungen über die Nutzung von Umweltgütern erzwingen".

Unterschiedliche Formen von Umweltauflagen sind Emissionsauflagen, Auflagen für Produktionsverfahren und Produktauflagen (vgl. Wicke 1993, S. 197).

Emissionsauflagen legen für jedes Unternehmen die Höhe der höchstzulässigen Menge an Schadstoffen je Mengeneinheit von ortsfesten Anlagen (Genehmigung für neue Anlagen, nachträgliche Anordnung für Altanlagen) fest. Ein Beispiel sind einheitliche Emissionsgrenzwerte für luftverunreinigende Stoffe nach dem Stand der Technik. Ebenso bestimmen sie die Höchstmenge an Schadstoffen bei der Emission eines Produktes, z.B. Emissionsgrenzwerte beim Betrieb eines PKW. Zu Auflagen für Produktionsverfahren zählen Inputauflagen für die Verwendung von bestimmten Roh- und Betriebsstoffen (z.B. Verwendung schwefelarmen Heizöls) und Prozeßnormen, die durch den Stand von Wissenschaft und Forschung und den Stand der Technik definiert werden. Die Auflagen können in einem gesamten Wirtschaftsraum gültig sein oder im Einzelfall festgelegt werden. Produktauflagen begrenzen die Produktionsmenge für besonders schadstoffintensiv produzierte Güter. Alle diese Instrumente gründen auf dem Verursacherprinzip. Ihre Vorteile gegenüber Umweltabgaben liegen in der schnelleren Wirksamkeit bei besonders gefährlichen Schadstoffen (unmittelbare Gefahrenabwehr) und in der größeren Praktikabilität der Durchführung, vor allem aber erlauben Mengenaufgaben die genauere Einhaltung der Mengenvorgabe an Emissionen für jede einzelne Anlage. Im Prinzip kann eine optimale Schadstoffemission sowohl mit Umweltabgaben (vgl. Abb. 5) als auch mit einer Umweltauflage (durch Setzung eines Umweltstandards in Höhe von E^*) erreicht werden.

Voraussetzung für einen effizienten Einsatz der Auflagenpolitik sind anlagen-spezifische Auflagen im Falle von unterschiedlichen Verläufen der Grenzvermeidungskosten. Der Betrieb mit den geringsten Grenzvermeidungskosten erhält die schärfste Emissionsnorm. Informationsvoraussetzungen der Umweltbehörde dafür sind die Kenntnis der Emissionsmenge, der unterschiedlichen Grenzvermeidungskosten und des genauen Standes der Technik. Sobald verschiedene Anlagen mit gleichen Emissionsauflagen belegt werden, ist Kosteneffizienz nur dann gesichert, wenn die Anlagen identische Grenzvermeidungskosten aufweisen. Ist die Identität der Kostenverläufe nicht gegeben - wovon ausgegangen werden kann -, dann können undifferenzierte Umweltauflagen die Emissionsvermeidung nicht kostenminimal realisieren (vgl. Abb. 9).

Abb. 9: Vergleich der Effizienz von Umweltabgabe und Umweltauflage



Verglichen wird die Höhe der Vermeidungskosten einer Verringerung der Emission um den gleichen Betrag bei einer Umweltauflage (E^*) und einer Umweltabgabe (t^*). Bei der Umweltabgabe t^* verringert Unternehmen 1 im Optimum seine Emission bis auf E_1^* , Unternehmen 2 bis auf E_2^* . Bei der Umweltauflage beträgt die Höhe der Emission für beide Unternehmen E^* . Der Effizienzvergleich zeigt, daß im Falle der Auflage die Grenzvermeidungskosten von Unternehmen 1 (GVK_1) zunehmen, die des Unternehmens 2 (GVK_2) sinken im Vergleich zu der einheitlichen Umweltabgabe t^* . Dabei ist die Zunahme der Vermeidungskosten von Unternehmen 1 größer als die Ersparnis von Unternehmen 2. Dieses kann die gleiche Emissionsmenge zu geringeren Kosten vermeiden als Unternehmen 1, da gilt: $GVK_1 > GVK_2$. Die Umweltabgabe erreicht das gleiche Niveau der Emission zu geringeren Kosten als der für beide Unternehmen gleiche Emissionsstandard. Die Schadstoffe werden nur dort vermieden, wo dies mit den geringsten Kosten möglich ist. Bei der Umweltauflage müssen beide Unternehmen ihre Emission um den gleichen Betrag reduzieren, unabhängig von der unterschiedlichen Höhe der Grenzkosten der Schadstoffreduktion. Damit ist die Umweltauflage *statisch*, d.h. bei gegebenen Grenzvermeidungskosten, *ineffizient*. Das Ausmaß der Kostenersparnis einer Umweltabgabe ist umso höher, je größer die Differenz in den Grenzvermeidungskosten ist.

Die bestimmende Größe bei der Festlegung der Emissionsauflage ist der Stand der Technik. Der Emittent hat keinen Anreiz, eine bessere als die gegenwärtige Technik einzusetzen. Folglich wird die Restemission - anders als im Fall der

Umweltabgabe - nicht besteuert, auch werden keine Substitutionsprozesse zugunsten umweltfreundlicher Güter ausgelöst. Die freiwillige Einführung einer effizienteren, kostensenkenden Produktionstechnik führte zu einer Verschärfung der Emissionsnorm und damit möglicherweise zu anschließenden Kostenerhöhungen. Ein Anreiz zu neuen Anlagen mit kostenerhöhenden Vermeidungsstrategien und verschärften Vermeidungsaufgaben besteht damit nicht (*dynamische Ineffizienz*). Auflagen sind für die Verursacher billiger als Abgaben. Zudem können sie deren Höhe durch Verhandlungen beeinflussen und ihren Vollzug verzögern (zum weiteren Vergleich der umweltpolitischen Instrumente vgl. Kap. 3.5). Auch in bezug auf die dynamische Effizienz sind Umweltauflagen den Umweltabgaben damit unterlegen. Die Entwicklung neuer Umwelttechnologien ist dann eine öffentliche Aufgabe nach dem Gemeinlastprinzip.

Ein Anwendungsbeispiel für Umweltauflagen ist die Luftreinhaltepolitik in Deutschland (vgl. u.a. Wicke 1993, S. 206 ff.). Sie ist vom Ordnungsrecht dominiert. Die rechtliche Grundlage für einen wirksamen und vorbeugenden Immissionsschutz auf dem Gebiet der Luftreinhaltung bildet das Bundesimmissionsschutzgesetz von 1974.

5.4.2. Umweltlizenzen

Umweltlizenzen oder Umweltzertifikate sind ein staatliches Instrument, mit dem die Umweltbehörde ihre umweltpolitischen Ziele mittels Ausgabe von Umweltverschmutzungsrechten durchsetzen will. Das Ziel dieses Instrumentes ist es, einen politisch fixierten regionalen oder globalen Umweltstandard mit minimalen volkswirtschaftlichen Kosten zu erreichen, nicht aber die sozialen Zusatzkosten vollständig zu internalisieren. (vgl. Cansier 1996, S. 187 ff.; Jaeger 1993, S. 328 ff.; Huckestein 1993, S. 1 ff.; Kemper 1993, S. 41 ff.; Endres 1994, S. 106 ff.).

Der grundlegende Gedanke der Umweltlizenzen ist die Bestimmung einer Höchstgrenze (Immissions- oder Emissionsstandard), bis zu der ein Umweltmedium innerhalb einer zeitlich definierten Periode depositiv oder extraktiv insgesamt genutzt werden darf (Mengenlösung). Die Grenzwerte der Umweltbelastung werden für einen bestimmten Lebensraum festgeschrieben. Die Höchstwerte der Umweltnutzung sind so bestimmt, daß die volkswirtschaftlichen Gesamtkosten (Schadenskosten und Vermeidungskosten der Emittenten) minimiert werden. Da dieser theoretisch bestimmte Umweltstandard vollkommene Information der Umweltbehörde über die Kostenverläufe voraussetzt, wird in der Praxis eine zweitbeste Lösung angestrebt, die Erreichung eines maximal tolerierbaren Immissionsstandards. Seine Realisierung stellt in der Regel eine kostenmäßig suboptimale Lösung dar. Das Verfügungsrecht über die Umweltmedien besitzt eine staatliche Instanz. Sie zerlegt die festgesetzte maximale Gesamtbelastung z.B. der Luft in geeignete Emissionseinheiten und verbrieft

diese als individuelle Umweltnutzungsrechte (Lizenzen, Zertifikate). Dabei muß ein Kompromiß zwischen Handelbarkeit und möglichst genauer Anpassungsfähigkeit an die Grenzvermeidungskosten einerseits und möglichst geringen Transaktionskosten und administrativem Aufwand für den Lizenzhandel andererseits gefunden werden. Das erste Argument spricht für möglichst kleine, das zweite für möglichst große Emissionseinheiten. Die Lizenzen sind im Unterschied zur natürlichen Umwelt ein privates Gut, wodurch ein *Primärmarkt* für Umweltgüter entsteht. Die Nutzungslizenz verleiht das Recht, ein bestimmtes Umweltgut zu nutzen. Diese Nutzungsrechte können an Dritte übertragen werden, so daß ein *Sekundärmarkt* entsteht. Der Preis einer Umweltlizenz bestimmt sich endogen am Markt durch Angebot und Nachfrage. Die Umweltbelastungen der am Lizenzhandel beteiligten Unternehmen müssen sachlich, räumlich und zeitlich gleichartig sein (vgl. Huckestein 1993, S. 3), da nur unter dieser Bedingung das angestrebte ökologische Ziel zu erreichen ist. Empfehlenswert sind Umweltlizenzen vor allem für die Reduzierung von Globalschadstoffen (wie CO₂), die sich gleichmäßig in höheren Schichten der Atmosphäre verteilen und für die der Ort der Entstehung keine Bedeutung für den Schaden hat (im Unterschied zu Oberflächenschadstoffen, die sich entlang der Erdoberfläche verteilen). Eine räumliche Differenzierung des Marktes ist nicht notwendig, somit kann Wettbewerb auf dem Sekundärmarkt bestehen. Allerdings steigen mit zunehmender Anzahl der Akteure die Kosten der Durchführung stark an (Messung und Kontrolle). Eine räumliche Differenzierung von Umweltlizenzen wird dann von Bedeutung, wenn Schadstoffe sich ungleichmäßig verteilen (Diffusionsprozeß), ihre Konzentration sich unterschiedlich schnell oder gar nicht abbaut und wenn Wechselwirkungen mit anderen emittierten Schadstoffen auftreten.

Angebot und Nachfrage nach Umweltlizenzen auf dem Sekundärmarkt richten sich nach der Höhe der individuellen Grenzvermeidungskosten der Emittenten. Ziel des Unternehmens ist dabei die Minimierung der Gesamtkosten aus der Einhaltung des Emissionsspielraums und aus dem Erwerb von Lizenzen.

- Sind die Grenzvermeidungskosten geringer als der Marktpreis der Umweltlizenzen, so verringern die Unternehmen die Schadstoffemission. Der Anlagenbetreiber erspart sich durch eine Schadstoffreduktion den zusätzlichen Erwerb von Lizenzen oder er kann eigene Lizenzen verkaufen. Das Angebot an Lizenzen steigt und der Preis sinkt. Das Lizenzangebot steigt auch durch das Stilllegen von Altanlagen und das Ausscheiden von Emittenten aus dem Markt.
- Sind die Grenzvermeidungskosten höher als der Marktpreis der Umweltlizenzen, so steigt die Schadstoffemission. Die Emittenten fragen Lizenzen nach, so daß deren Preis steigt. Die Nachfrage steigt auch bei Markteintritt von Neuemittenten. Die Umweltlizenzen werden letztlich von den Unternehmen gehalten, die die höchsten Vermeidungskosten aufweisen (effiziente

Allokation). Die Kurve der Grenzvermeidungskosten bildet somit das Angebot und die Nachfrage nach Lizenzen ab. Im Marktgleichgewicht sind die Grenzvermeidungskosten aller Betreiber gleich dem Preis der Lizenzen (statische Effizienz). Die Emittenten können im Fall unterschiedlicher Grenzvermeidungskosten (wie bei Umweltabgaben) selbst entscheiden, mit welcher Anlage sie Emissionen vermeiden wollen.

Die Ausgabe der Umweltlizenzen auf dem Primärmarkt kann in verschiedener Form erfolgen. Sie hat Bedeutung für die Kostenbelastung und die Planungssicherheit der Unternehmen und für den Bestandsschutz der Altanlagen. Eine *Versteigerung* der Gesamtemissionsmenge zum Höchstpreis führt zu Einnahmen des Staates und zu Ausgaben und damit Kosten der Betreiber. Umweltlizenzen sind dann ein fiskalisches Instrument (vgl. Abb. 4). Den Unternehmen entstehen zusätzlich zu den Vermeidungskosten noch die Kosten für den Erwerb der Lizenzen, wodurch dem Verursacherprinzip Rechnung getragen wird, zudem können sie wegen der begrenzt zur Verfügung stehenden Lizenzmenge nicht sicher sein, auch die benötigte Menge zu ersteigern. Zugleich ist mit der Versteigerung der Marktpreis der Lizenzen auf dem Sekundärmarkt abschätzbar. Für bestehende Betriebsgenehmigungen müssen Lizenzen erworben werden. Damit ist der Bestandsschutz für Altemittenten aufgehoben. Im Falle des *Verkaufes* der Lizenzen zu einem staatlich bestimmten Festpreis muß dieser in einem Prozeß von Versuch und Irrtum als ein Knappheitspreis ermittelt werden. Hierfür müssen die Grenzvermeidungskosten der Betreiber bekannt sein. Dieses Verfahren weist die gleichen Nachteile wie die Versteigerung auf (Einnahmen des Staates, Kosten der Unternehmen). Im Unterschied zu den beiden bisherigen Verfahren knüpft die *Gratisvergabe* an die bisher erlaubten Emissionen an und gewährleistet den Bestandsschutz der Altanlagenbetreiber (sog. *grandfathering*). Das Recht auf Emission bleibt auf diese Weise erhalten. Zusätzliche Staatseinnahmen und Kosten für die Anlagenbetreiber entstehen nicht. Nach der Gratisvergabe beginnt ein Tausch von Umweltlizenzen auf dem Sekundärmarkt. Unternehmen mit relativ geringen Vermeidungskosten können nicht benötigte Lizenzen verkaufen, solche mit hohen Vermeidungskosten fragen Lizenzen nach, bis der Markt geräumt ist. Ein Nachteil der Gratisvergabe wird darin gesehen, daß Neuemittenten gegenüber Altemittenten benachteiligt werden, da diese die Lizenzen umsonst erhalten, während die Neuemittenten sie erwerben müssen. Dabei ist zu bedenken, daß im Falle einer ordnungsrechtlichen Regelung eine Neuanlage gänzlich untersagt werden kann, wenn der festgelegte Emissionsgrenzwert erreicht worden ist, so daß mit der Lizenzlösung eine Flexibilisierung der Umweltnutzung erreicht ist. Außerdem kann der Staat Lizenzen für Neuansiedler zurückhalten. Der ökologische Rahmen der Umweltpolitik kann durch eine Befristung der Geltungsdauer der ausgegebenen Umweltlizenzen verschärft werden. Im Falle zeitlich unbegrenzter Gültigkeit der Lizenzen wird deren nominale Gültigkeit durch Abwertung der verbrieften Emissionsrechte in bestimmten Zeitabständen in Höhe der angestrebten öko-

logischen Zielgröße begrenzt. Auch ein Ankauf von Lizenzen durch den Staat ist denkbar.

Der Vorteil der Umweltlizenzen wird neben ihrer statischen und dynamischen Effizienz vor allem in ihrer hohen ökologischen Treffsicherheit gesehen. Die zulässige Emissionsmenge ist ein staatlicher Aktionsparameter (Mengenlösung), der Lizenzpreis ist eine Erwartungsgröße und wird am Markt ermittelt. Eine Festlegung des optimalen Steuersatzes wie im Falle der Umweltabgaben ist nicht erforderlich. Damit brauchen der Umweltbehörde die Grenzvermeidungskosten der Anlagenbetreiber nicht bekannt zu sein. Dynamische Marktveränderungen als Folge von Wirtschaftswachstum und Inflation verändern lediglich die Preise der Umweltlizenzen, nicht aber die Emissionsmenge. Ähnlich wie bei Umweltabgaben üben Lizenzen einen Anreiz zu Neuerungen in der Umwelttechnik aus, da diese die Kosten für die Emissionsreduktion senken, ebenso wie die Ausgaben für Lizenzkäufe. Nachteile können in Kosten für die Überwachung der Emissionstätigkeit und für die Schaffung und den Betrieb einer neuen Umweltbehörde bestehen (zu praktischen Lizenzlösungen am Beispiel der Luftreinhaltepolitik in den USA vgl. Hansjürgens, Fromm 1994; Bader, Rahmeyer 1996- Zur institutionellen Ausgestaltung eines CO₂- Lizenzsystems in der Europäischen Union vgl. Scheelhaase 1994, S. 210).

5.5. Vergleich der umweltpolitischen Instrumente

Einen breiten Raum in der umweltökonomischen Literatur nimmt der Vergleich der umweltpolitischen Instrumente nach verschiedenen Kriterien ein (vgl. Canisier 1996, S. 214 ff.; Kemper 1993, S. 103 ff.; Endres 1994, S. 118 ff.; Feess 1995, S. 87 ff.). Verglichen werden (zunächst) die statische und dynamische Effizienz und die ökologische Wirksamkeit von Umweltlizenzen, Umweltabgaben und Umweltauflagen. Statische ökonomische Effizienz meint die Erfüllung eines gegebenen umweltpolitischen Ziels zu den geringsten Vermeidungskosten, dynamische Effizienz den bestehenden Anreiz zu einer Verminderung der verbleibenden Restemission durch Einführung neuer Produktions- oder Vermeidungstechniken.

a) Ökologische Wirksamkeit

Umweltlizenzen als eine Mengenlösung in der Umweltpolitik bestimmen durch die Vorgabe des Emissionszielwertes die Gesamtemissionsmenge unmittelbar und am genauesten. Die Grenzvermeidungskosten müssen im Unterschied zur reinen Emissionssteuer nicht bekannt sein. Somit besteht keine Notwendigkeit zu dauernden umweltpolitischen Eingriffen (z.B. Veränderung des Steuersatzes), wenn sich wirtschaftliche Bedingungen verändern. Die hohe ökologische Wirksamkeit gilt aber nur im Falle einer gesetzlichen Festlegung der Lizenzmenge, die als eher unwahrscheinlich an-

gesehen wird (vgl. Cansier 1996, S. 215). "Ob ein originäres ökologisches Ziel auch tatsächlich mit Hilfe der Zertifikatelösung erreicht wird, ist..nicht viel sicherer als bei den anderen Instrumenten" (ebenda). Zu bedenken sind höhere Kontroll- und Vollzugskosten bei Lizenzen und Abgaben im Vergleich zu Auflagen.

Umweltauflagen haben eine hohe Wirksamkeit bei der Verhinderung von Emissionen, insbesondere in Form der Feinsteuerung. Bei Produkten und Prozessen mit hohem Gefährdungspotential sind sie unverzichtbar. Die Gesamtemissionsmenge kann mit ihrer Hilfe nicht genau kontrolliert werden, da die Anzahl der Emittenten nicht zu bestimmen ist. Beim Vollzug von Auflagen bestehen als Folge von Verwaltungsvorschriften und der hohen Regelungsdichte Vollzugsdefizite, die ihre Effektivität weiter mindern. Sie werden selten geändert und sind bei ökonomischen Datenänderungen unflexibel. Umweltauflagen lasten den Emittenten nur die Vermeidungskosten an, die Restemission bleibt kostenfrei. Im Unterschied zu Umweltlizenzen und -abgaben lösen sie keine Substitutionsprozesse aus.

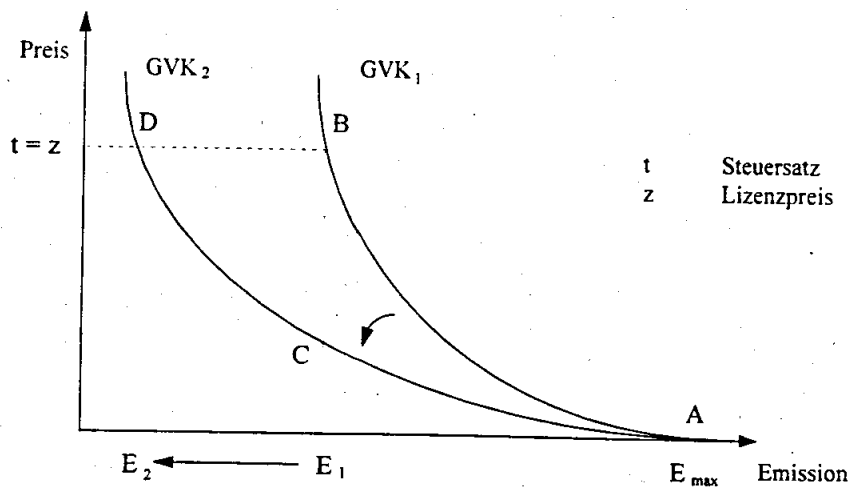
Umweltabgaben als eine Preislösung beruhen auf Gesetzen und können vom Gesetzgeber so festgesetzt werden, wie es zur Erreichung des ökologischen Ziels erforderlich erscheint. Die Höhe der Belastung ist dem Adressaten bekannt. Ihre ökologische Wirksamkeit kann von der Anpassung der Verursacher an die Abgabe beeinträchtigt werden. Die resultierende Umweltqualität ist dadurch ex ante unbekannt. Für die Festlegung der Umweltabgabe muß die Höhe der Grenzvermeidungskosten der Verursacher bekannt sein, da ansonsten das Emissionsziel nicht erreicht wird. Eine häufige Veränderung des Abgabensatzes zur Sicherung des Umweltstandards führt zu hohen administrativen Kosten und auch möglicherweise zu Fehlinvestitionen der Unternehmen bei Vermeidungsaktivitäten.

b) Statische und dynamische Effizienz

Umweltabgaben und Umweltlizenzen erfüllen besser als Umweltauflagen das ökonomische Ziel des kostengünstigsten Umweltschutzes. Beide Instrumente führen zu einer Angleichung der Grenzvermeidungskosten der einzelnen Emittenten. Im Falle räumlich begrenzter Märkte und einer geringen Zahl von Emittenten sind Lizenzmärkte keine vollkommenen Märkte. Die Folge können Schwankungen und Unsicherheit beim Lizenzpreis sein. Einheitliche Umweltauflagen für alle Unternehmen schneiden im Vergleich am schlechtesten ab, da die Unternehmen unterschiedliche Vermeidungskosten aufweisen. Zu bedenken ist, daß ökonomische Anreizinstrumente im Unterschied zu Auflagen eine ständige Messung der Emissionen erfordern, so daß sie höhere Meß- und Überwachungskosten aufweisen dürften. Die umfassendsten Wirkungen auf den umweltfreundlichen technischen Fortschritt (dynamische Effizienz) gehen von Umweltabgaben und Umwe't-

lizenzen aus (Entwicklung und Einführung neuer Produktionstechniken, Substitution zugunsten umweltfreundlicher Produkte). Bei einem unvollkommenen Lizenzmarkt (wenige Anbieter und Nachfrager) ist unsicher, ob das Unternehmen die nicht mehr benötigten Lizenzen bei einer Reduzierung von Schadstoffen auch verkaufen kann. Der Anreiz zur Kostensenkung kann dadurch abnehmen (vgl. Weimann 1995, S. 238 f.). Starre Umweltauflagen sind dagegen nicht innovationsfördernd, da sie keinen Anreiz zur Verringerung der Restemission ausüben. Ein weiterer Nachteil besteht in ihrem (eingeschränkten) Bestandsschutz von Altanlagen, alten Produkten und bisherigen Landnutzungen. Abb. 10 stellt graphisch den Vergleich der dynamischen Effizienz von Lizenzen, Abgaben und Auflagen dar (vgl. auch Feess 1995, S. 89; Endres 1994, S. 139).

Abb. 10: Dynamische Effizienz von Umweltlizenzen, Umweltabgaben und Umweltauflagen



GVK₂ stellt die Grenzvermeidungskosten eines Unternehmens nach Einführung umwelttechnischen Fortschritts im Vergleich zur Ausgangssituation bei GVK₁ dar. Das Umweltqualitätsziel E_1 wird trotz der Innovation nicht verändert, die anderen Unternehmen sind nicht innovativ, so daß für sie weiter GVK₁ gilt (vgl. Feess 1995, S. 90). Beim gegebenen Steuersatz t oder Lizenzpreis z sinkt die Schadstoffemission von E_1 auf E_2 . Eine *Umweltauflage* zur Verminderung der Emission von E_{\max} auf E_1 bewirkt eine Kosteneinsparung als Folge des technischen Fortschritts in Höhe der Fläche ABC. Um die Emissionsmenge E_2 zu erreichen, entstehen zusätzliche Vermeidungskosten in Höhe der Fläche E_1E_2DC . Die Kostenersparnis der Umweltauflage in Höhe von E_2 beträgt somit

ABC - E_1E_2DC . Eine *Umweltabgabe* führt ebenfalls zu einer Kostensenkung in Höhe von ABC und zusätzlichen Vermeidungskosten von E_1E_2DC . Die Abgabensparnis von E_1 nach E_2 beträgt die Fläche E_1E_2DB . Somit beträgt die Kostenersparnis $ABC + E_1E_2DB - E_1E_2DC$, damit die Fläche ABD. *Umweltlizenzen* verursachen eine Kostenersparnis und zusätzliche Vermeidungskosten in gleicher Höhe wie Umweltabgaben, im Unterschied dazu führen sie zu Erlösen aus frei werdenden Lizenzen in Höhe der Fläche E_1E_2DB (bei gegebenem Lizenzpreis). Die Kostenersparnis erreicht - ebenso wie bei den Abgaben - die Fläche ABD. Damit weisen Umweltabgaben und Umweltlizenzen die gleiche dynamische Effizienz auf, die die der Umweltauflage übersteigt.

6. Beispiele praktischer Umweltpolitik: Gewässerschutz und Luftreinhaltung

Die **Abwasserwirtschaft** als ein Teilbereich des allgemeinen Gewässerschutzes ist ein zentraler Bestandteil der praktizierten Umweltpolitik. Für sie kommt das Abwasserabgabengesetz zur Geltung (vgl. zum Gewässerschutzrecht Kahl, Voßkuhle 1995, S. 198 ff.). Darin weist das Instrument der Abwasserabgabe eine hohe „Symbolkraft“ (Hansmeyer, Gawel 1993, S. 325) als erste und bisher einzige bundesweit praktizierte Umweltabgabe auf. Sie war vom „Sachverständigenrat für Umweltfragen“ (1974) als ein eigenständiges, fiskalisches Instrument des Gewässerschutzes nach dem Standard-Preis-Modell gedacht (vgl. Karl, Ranné 1995, S. 24 ff.), wonach die Gewässergüte II (mäßig belastet) als Umweltstandard bei Minimierung der volkswirtschaftlichen Kosten erreicht werden sollte. Ziel der Abwasserabgabe ist es, die Eigeninitiative der privaten und staatlichen Abwassereinleiter zur Vermeidung oder Verringerung der Schadstofffrachten zu fördern und mit ökonomischen Mitteln das Verursacherprinzip im Gewässerschutz durchzusetzen (vgl. Berendes 1995, S. 11). Sie wird den Einleitern (Unternehmen, Kommunen) von Abwasser (Schmutz- und Niederschlagswasser) durch die Bundesländer auferlegt, wodurch auch Maßnahmen zur Erhaltung oder zur Verbesserung der Gewässergüte finanziert werden. Zugleich ist die Abwasserabgabe ein Lenkungs- und Anreizinstrument, weil sie dem Verschmutzer die Wahl zwischen der Zahlung der Abwasserabgabe und der Durchführung von Abwasservermeidungsmaßnahmen läßt, z.B. den verstärkten Bau von Kläranlagen, die Verbesserung der Reinigungstechnik für Abwasser und die Entwicklung wassersparender Produktionsmethoden (vgl. ebenda, S. 12). Einnahmenerzielung ist kein Zweck der Abwasserabgabe. Das Aufkommen der Abgabe ist vielmehr zweckgebunden für die Verbesserung der Gewässergüte zu verwenden und kommt den Einleitern zugute, z.B. für den Bau von Abwasserbehandlungsmaßnahmen. Die Abwasserabgabe ist damit eine Sonderabgabe mit Lenkungsfunktion, da sie im Unterschied zu einer Steuer nicht an der finanziellen Leistungsfähigkeit anknüpft und ihr Aufkommen zweckgebunden für Gewässerschutzmaßnahmen ist und durch sie im Unter-

schied zu einer Gebühr kein Recht zum Einleiten erworben wird, sondern sie als Gegenmittel gegen das Einleiten wirkt (vgl. ebenda, S. 15).

Die Höhe der Abgabenzahlung ergibt sich aus der Schmutzwassermenge, gewichtet mit der Schadstoffkonzentration (sog. Schadeinheit), und dem gegebenen Abgabesatz. Die Schädlichkeit der Abwässer wird nicht durch die tatsächlich eingeleiteten Schadstoffmengen nach dem Verursacherprinzip ermittelt (Meßlösung), sondern aus Gründen der Praktikabilität durch Anknüpfung an die im wasserrechtlichen Bescheid (nach dem Wasserhaushaltsgesetz) eingeräumte Einleitungsbefugnis (Bescheidlösung), die in der Regel größer als die tatsächliche Verschmutzungsmenge sein dürfte (vgl. ebenda, S. 63 f.) Der Abgabesatz war bei Einführung der Abgabe 1981 erheblich geringer als vom SRU vorgeschlagen (12 DM anstelle von 80 DM/Schadeinheit), da die Belastung für abwasserintensive Produktionen sonst als zu hoch angesehen wurde. Nach §9 AbwAG ist der jeweilige Direkteinleiter abgabepflichtig, zumeist Kommunen oder Abwasserzweckverbände (als Sammelanlagenbetreiber). Direkteinleitende Unternehmen stellen nur eine kleine Anzahl dar. Sie wälzen die Abgabenbelastung auf die Nachfrager ab. Die Abgabepflicht der Indirekteinleiter, die ihre Abwässer in die öffentliche Kanalisation einbringen und die achtzig bis neunzig Prozent der gewerblichen und industriellen Einleiter ausmachen, wird von den Kläranlagebetreiber übernommen. Die Direkteinleiter müssen durch die kommunale Gebührenpolitik für eine verursachergerechte Überwälzung der Abgabe auf die Indirekteinleiter sorgen (vgl. Karl, Ranné 1995, S. 32). Dazu müssen die Abwassergebühren der Indirekteinleiter an deren Schadstoffemissionen gekoppelt werden. Als Bemessungsgrundlage zur Festlegung der Gebühren für die Indirekteinleiter dient die Menge der Frischwasserentnahme. Eine Messung der eingeleiteten Schadstoffe erfolgt an der Sammenkläranlage, so daß nicht ersichtlich wird, von welchem Indirekteinleiter welche Schadstoffe in welcher Konzentration stammen. Die Anreizwirkung der Abwasserabgabe für die Indirekteinleiter wird dadurch erheblich gemindert. Das Verursacherprinzip ist ausgehöhlt. „Damit wird im Indirekteinleiterbereich die Zielsetzung des Abwasserabgabengesetzes verfehlt“ (ebenda, S. 33).

Eine weitere Einschränkung der ökonomischen Effizienz der Abwasserabgabe resultiert aus der gesetzlich verankerten Abgabeermäßigung für die Restverschmutzung, d.h. der Abwässer *nach* Einhaltung der gesetzlichen Mindestanforderungen nach dem Stand der Technik, wodurch sich der Anreiz der Abgabe für die Restverschmutzung noch weiter vermindert (bei zudem steigenden Grenzvermeidungskosten einer weitergehenden Abgabenbehandlung unterhalb der Mindestnorm), und aus den Möglichkeiten, Investitionsaufwendungen für den Gewässerschutz mit der insgesamt geschuldeten Abwasserabgabe zu verrechnen (vgl. ebenda, S. 37; Berendes 1995, S. 153 f.), wenn dadurch die Schadstoffmenge verringert wird (Kompensationsmöglichkeit). Dadurch soll eine Doppelbelastung durch Baukosten und Abgabenbelastung vermieden wer-

den. Die Ermäßigung des Abgabesaftes, die im Laufe der Novellierung des Abwasserabgabegesetzes unterschiedliche Formen angenommen hat (vgl. Berendes 1995, S. 139 ff.), hat den Bau von Abwasserbehandlungsanlagen gefördert, nicht dagegen die Fortentwicklung des Standes der Technik. Das Verursacherprinzip wird durch beide Formen der Emissionsabgabeermäßigung durchbrochen.

Die Abwasserabgabe ist im Gewässerschutz eine Ergänzung zu den Instrumenten des ordnungsrechtlich ausgerichteten Wasserhaushaltsgesetzes (von 1957) („Zangenwirkung von Ordnungsrecht und Abgabe“; Hansmeyer 1987, S. 260; vgl. auch Kemper 1993, S. 274). Nach §2 WHG erfordert jede Gewässernutzung eine behördliche Erlaubnis oder Bewilligung, die mit Auflagen gekoppelt werden können (Bewirtschaftungsgeböt). Die Gewässernutzung durch Einleiten von Abwasser sieht gemäß dem Vorsorgeprinzip Mindestanforderungen vor. Einleitungen sind nur erlaubt, wenn der Stand der Technik bei der Abwasserbehandlung eingehalten wird. Beim Gewässerschutz kommt somit eine kombinierte Auflagen-/Abgabenregelung (Mischsystem) zum Einsatz, wobei den Instrumenten des Abwasserabgabengesetzes eine flankierende, vollzugsunterstützende Bedeutung zukommt (vgl. Hansmeyer 1989, S. 56; Sprenger u.a. 1994, S. 119; Cansier 1996, S. 228). Ordnungsrechtlich bewirkt das WHG durch die Mindestanforderungen des Standes der Technik eine Minimierung der Schadstoffemission bei neuen Anlagen und durch Sanierung alter Anlagen aufgrund zusätzlicher Auflagen. Ergänzend wirkt die ökonomisch orientierte Abwasserabgabe durch eine Belastung auch der Restverschmutzung nach Erfüllung der ordnungsrechtlichen Auflagen und weckt ein Eigeninteresse der Einleiter an der Emissionsminderung (zu Formen der Mischstrategie von Auflagen und Abgaben vgl. Karl, Ränné 1995, S. 34). Der Gewässerschutz hat durch die Abwasserabgabe einen höheren Stellenwert bei den Einleitern bekommen.

Für die Beurteilung der Abwasserabgabe muß diese im Zusammenhang mit dem Wasserhaushaltsgesetz als dem ordnungsrechtlichen Teil des Gewässerschutzes betrachtet werden. Die kombinierte Auflagen-/Abgabenregelung hat dazu geführt, daß die Belastung der Oberflächengewässer erheblich abgenommen hat (vgl. Sprenger u.a. 1994, S. 152). Allerdings weist die Abwasserabgabe nicht mehr den Charakter einer Emissionssteuer nach dem Standard-Preis-Ansatz auf, sondern sie ist in das dominierende Ordnungsrecht des WHG eingebettet und kann ihre Lenkungsfunction nur im Bereich der Restemission ausüben (vgl. Hansmeyer 1989, S. 50). Durch die Ermäßigungs- und Verrechnungsregelung wird die Anreizwirkung für die Verursacher stark vermindert, damit zugleich die Förderung des umweltschonenden technischen Fortschritts (vgl. Meyer-Renschhausen 1990, S. 51; Sprenger u.a. 1994, S. 123 ff.; Hansmeyer 1989, S. 46). Weitere Schwachpunkte sind die Beschränkung der Abwasserabgabe auf die Direkteinleiter, wodurch eine Anreizwirkung für die

Indirekteinleiter als Verursacher nicht besteht, und die fehlende regionale Differenzierung der Abgabensätze trotz unterschiedlicher Gewässergüte. „Insgesamt bleibt .. festzuhalten, daß die Abgabe über den gesamten Zeitraum ihres Bestehens zu niedrig bemessen war und daher nicht die angestrebten Ziele realisieren konnte“ (Karl, Ranné 1995, S. 28; so auch Cansier 1996, S. 230; Feess 1995, S. 59). Karl, Ranné (1995, S. 39) kommen bezüglich der „Deformation der Abwasserabgabe“ von einem Allokationsinstrument zu einem vollzugsunterstützenden Instrument des Ordnungsrechts zu dem Ergebnis:

„Die ursprünglich am Standard- Preis- Ansatz angelehnte Konzeption hat sich nicht durchsetzen können; statt dessen ergänzt die Abwasserabgabe nur das dominierende Ordnungsrecht mit ihrer Vollzugsunterstützungsfunktion. Dies kann zwar gegenüber dem Referenzsystem einer reinen Auflagenlösung als Fortschritt angesehen werden, insbesondere weil auch mit der nur teilweisen Belastung der Restverschmutzung die Gewässerverunreinigung als wirtschaftliches Problem wahrgenommen und die Suche nach Vermeidungsmöglichkeiten angeregt wird. Die Kosteneffizienz einer Lenkungsabgabe bleibt allerdings auf der Strecke.“

Ein Anwendungsbeispiel für Umweltauflagen ist die **Luftgütepolitik** (vgl. Wicke 1993, S. 206 ff.; Cansier 1996, S. 65 ff.). Diese weisen den Luftverunreinigern individuelle Nutzungsrechte in Form von Verboten und Geboten zu (vgl. Kahl, Voßkuhle 1995, S. 79 ff.). Verbote untersagen das Errichten und Betreiben bestimmter Anlagen sowie das Herstellen, Vertreiben und Verwenden bestimmter Stoffe. Durch Gebote wird dem Luftverschmutzer die Pflicht zu umweltgerechtem Verhalten auferlegt, indem ihm das Ausmaß des erlaubten Schadstoffausstoßes vorgeschrieben wird (ebenda). Die rechtliche Grundlage für einen wirksamen und vorbeugenden Immissionsschutz auf dem Gebiet der Luftreinhaltung bildet das Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG) von 1974 (Novellierung 1990) und die auf ihm ruhenden Rechtsverordnungen und Verwaltungsvorschriften (Technische Anleitung Luft, Großfeuerungsanlagenverordnung, Verordnung über Verbrennungsanlagen für Abfälle) (sog. anlagenbezogene Luftreinhaltemaßnahmen, z.B. Betriebsstätten oder ortsfeste Einrichtungen) (zum Überblick vgl. ebenda, S. 104 ff.; auch Brösse 1996, S. 250 ff.).

Zweck des BImSchG ist es, Mensch und Natur vor Umweltschäden als Folge von Immissionen, insbesondere Luftverunreinigungen, zu schützen und dem Entstehen von schädlichen Umwelteinwirkungen vorzubeugen (§1) gemäß den Prinzipien der Gefahrenabwehr und der Vorsorge vor Umweltbeeinträchtigungen. Die Gefahrenabwehr durch Zulassungs- und Genehmigungsverfahren muß ökologische Mindeststandards gewährleisten, beim Vorsorgeprinzip ist der Stand der Technik⁴ zur Emissionsvermeidung anzuwenden (Einhaltung von

⁴ „Stand der Technik im Sinne dieses Gesetzes ist der Entwicklungsstand fortschrittlicher Verfahren, Einrichtungen oder Betriebsweisen, der die praktische Eignung einer Maßnahme

bundeseinheitlichen Emissionsgrenzwerten). Es erstreckt sich auf Errichtung und Betrieb von Anlagen in Industrie und Handwerk (§3). Als Instrumente kommen nur ordnungsrechtliche zur Anwendung (Umweltauflagen). Anreiz- und Lenkungsinstrumente sind in bezug auf die ökologische Wirksamkeit nicht genau genug. Bei den anlagenbezogenen Luftreinhaltemaßnahmen wird zwischen genehmigungsbedürftigen und nichtgenehmigungsbedürftigen Anlagen unterschieden. Einer Genehmigung bedürfen die Errichtung und der Betrieb solcher Anlagen, die wegen ihrer Beschaffenheit oder ihres Betriebs in besonderem Maße geeignet sind, schädliche Umwelteinwirkungen hervorzurufen (§4 BImSchG). Eine erteilte Genehmigung begründet einen Bestandsschutz für die betreffende Anlage, der allerdings durch Regelungen zur Sanierung von Altanlagen eingeschränkt ist, z.B. für den Fall neuer Immissionsschutztechniken (§ 17). Von einer nachträglichen Anordnung kann abgesehen werden, wenn kompensierende Emissionsverminderungen an eigenen oder an Anlagen Dritter vorgenommen werden. Die TA Luft betrifft alle genehmigungsbedürftigen Industrieanlagen mit Ausnahme der Großfeuerungs- und der Abfallverbrennungsanlagen. Sie dient einer einheitlichen Verwaltungspraxis der Genehmigungsbehörden bei der Anwendung des BImSchG und gibt Emissionsgrenzwerte für rd. 200 Schadstoffe an, deren Überschreitung nach dem Stand der Technik vermeidbar ist. Ein Kernstück der TA Luft ist die Sanierung von Altanlagen. Die Großfeuerungsanlagenverordnung bezieht sich vor allem auf die Kraftwerke, Fernheizwerke und Industriefeuerungen zur Energieerzeugung. Sie belegt den Anlagenbetreiber mit Pflichten zur Überwachung und Messung von Emissionen. Die Verordnung über Verbrennungsanlagen für Abfälle erfaßt alle genehmigungsbedürftigen Anlagen, in denen feste oder flüssige Abfälle verbrannt werden (Neu- und Altanlagen). Neben dem anlagenbezogenen gibt es noch gebietsbezogene, produktbezogene (z.B. Verbot der Verwendung von ozonabbauenden Stoffen) und verkehrsbezogene Luftreinhaltemaßnahmen (z.B. Einführung eines Drei-Wege- Katalysators für PKW mit Ottomotor).

Aus ökologischer Sicht hat sich die Umweltauflage als umweltpolitisches Instrument zur Verbesserung der Luftgüte in weiten Bereichen bewährt. Die Emissionsmengen haben sich an den mit Auflagen behafteten Emissionsquellen verringert. Da die Verursacher keine Möglichkeit haben, ihre Luftverunreinigungen nicht zu reduzieren, können die angestrebten ökologischen Ziele relativ genau und schnell erreicht werden (vgl. Cansier 1996, S. 205; auch Kap. 3.4.1). Zudem erhöhen die Gebots- und Verbotstatbestände die Praktikabilität im Vollzug als auch die Kontrollmöglichkeiten der Behörden. Aus ökonomischer Sicht sind dagegen folgende Kritikpunkte anzubringen (vgl. bereits Kap. 3.4.1):

zur Begrenzung von Emissionen gesichert erscheinen läßt. Bei der Bestimmung des Standes der Technik sind insbesondere vergleichbare Verfahren, Einrichtungen oder Betriebsweisen heranzuziehen, die mit Erfolg im Betrieb erprobt worden sind" (§3 BImSchG).-Der Stand der Technik setzt im Gegensatz zu den Regeln der Technik keine eigene Betriebserprobung voraus.

- Die Schäden durch die Restemission, d.h. nach Erfüllung des Emissionsgrenzwertes, werden dem Verursacher nicht angelastet. Die Auflage beinhaltet damit neben einem Teilverbot auch eine Teilgenehmigung in Form der bis zum Grenzwert zugelassenen Emissionen (dynamische Ineffizienz). Der vorgeschriebene Stand der Technik verhindert die Suche nach technisch verbesserten Emissionsvermeidungslösungen.
- Aufgrund der mangelnden Differenzierung der Auflagen werden die individuellen Schadensvermeidungskosten der einzelnen Unternehmen sowie deren technischen Restriktionen nicht berücksichtigt. Dies führt zu einer ungleichen Lastenverteilung zwischen den Unternehmen (statische Ineffizienz) bei der Einhaltung der Auflagen.

Aus diesen Gründen hat sich vor allem von Seiten der Wissenschaft die Forderung nach dem Einsatz ökonomischer Anreizinstrumente im Umweltschutz sowie nach flexiblerer Handhabung der bestehenden Auflagen verstärkt (vgl. Kap. 7).

7. Grundkonzeption einer umweltgerechten Finanzreform

Die theoretische und politische Diskussion um die Umweltabgabe als das gegenüber den Umweltauflagen effizientere Instrument der Umweltpolitik mündet in die Forderung nach einer Ökologisierung des deutschen Steuer- und Abgabensystems. Die Umweltabgaben (Steuern) erhalten auf diese Weise eine erheblich größere Bedeutung als bei ihrer Ausrichtung an der Internalisierungsstrategie. Nach den verschiedenen Bausteinen einer umweltgerechten Finanzreform - diesen Begriff verwendet der „Sachverständigenrat für Umweltfragen“ (1996, Tz. 928) - werden die konkrete Ausgestaltung (Reduktionsziel, Bemessungsgrundlage, Abgabesatz) und Wirkungsweise einer CO₂- und einer Energiesteuer als Instrumente der Klimapolitik behandelt. Konkrete Beispiele für Abgabenvorschläge sind eine Energie- und eine kombinierte CO₂-/Energiesteuer. Von zentraler Bedeutung für eine umweltgerechte Finanzreform ist die Hypothese der „doppelten Dividende“ der Umweltsteuer.

7.1. Zielsetzung und Elemente

Grundlegend für eine umweltgerechte Finanzreform ist die Verknüpfung eines umweltbezogenen Lenkungsziels (Umweltabgabe) mit einem gleichrangigen Finanzierungsziel (Umweltsteuer) (vgl. Feess 1995, S. 66). Bei der Lenkungsfunction der Steuern ist die Erzielung von Einnahmen nur Nebenzweck (vgl. §3 Abgabenordnung von 1977), ihr Hauptzweck sind Verhaltensänderungen (nicht-fiskalische Besteuerung). In der Einteilung von Musgrave bezieht sie sich auf die Allokations-, Stabilisierungs- und Verteilungsfunktion des Staates. Die fiskalische Besteuerung erfordert eine hohe Einkommenselastizität und eine

Dauerergiebigkeit der Steuern, damit eine möglichst breit ausgestaltete Bemessungsgrundlage bei niedrigem Abgabesatz. Die lenkende, nicht-fiskalische Besteuerung setzt hohe Substitutionseffekte voraus. Die eng gestaltete Bemessungsgrundlage soll vermindert werden bei einem hohen Steuersatz, z.B. durch einen Rückgang der Emissionstätigkeit (vgl. SRU 1996, Tz. 948). Sie bedeutet aber nicht eine Nullemission. Zwischen beiden Zielsetzungen des Steuersystems kann ein Konflikt bestehen derart (ebenda; vgl. auch Linscheid, Truger 1995, S. 97 ff.), daß erfolgreich lenkende Umweltsteuern zugleich fiskalisch aufkommensschwache Steuern sind.

Eine umweltgerechte Finanzreform kann sich nicht auf die Einführung neuer Umweltsteuern beschränken, sie muß vielmehr folgende Bausteine umfassen (vgl. SRU 1996, Tz. 983; Huckestein 1996b, S. 387 ff):

- Abbau von Steuervergünstigungen mit ökologisch negativen Wirkungen, z.B. Umwandlung der Kilometergeldpauschale in eine verkehrsmittelunabhängige Entfernungspauschale, Abschaffung der Mineralölsteuerbefreiung für den inländischen Flugverkehr.
- Verstärkung bestehender umweltpolitisch ausgerichteter Abgaben, z.B. Umgestaltung der Kfz-Steuer nach ökologischen Kriterien.
- Einbau von Anreizen zu umweltgerechtem Verhalten in bestehende Abgaben.
- Einführung neuer Lenkungsabgaben und Erhöhung bestehender Abgaben, z.B. Besteuerung breiter Stoffströme wie Energie, Transportleistungen, Abfall (vgl. Huckestein 1996b, S. 404), die eine hohe fiskalische Ergiebigkeit aufweisen. Die Besteuerung einzelner Produkte und Produktionsprozesse ist wegen großer Substitutionsmöglichkeiten fiskalisch unergiebig. Ökologische Steuern treten als „Zentralsteuern“ neben Einkommens- und Verbrauchssteuern und müssen in das bestehende Steuersystem integriert werden (vgl. Hansjürgens 1995, S. 203 f.).

„Der Einstieg in eine ökologische Finanzreform kann nur gelingen, wenn gleichzeitig das gesamte Spektrum des finanzpolitischen Instrumentariums auf seine Verträglichkeit mit einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung überprüft und gegebenenfalls angepaßt wird“ (Huckestein 1996b, S. 394).

Das Mittelaufkommen aus den Umweltabgaben kann ohne oder mit Zweckbindung verwendet werden oder aber aufkommensneutral erfolgen. Im Falle fehlender Zweckbindung sind die Umweltabgaben ein Bestandteil des Steuersystems. Sie dienen der Finanzierung allgemeiner Staatsaufgaben. Bei bestehender Zweckbindung sind Umweltabgaben vom allgemeinen Steuersystem getrennt, das Non-Affektationsprinzip ist durchbrochen. Eine Verwendung für allgemeine Umweltaufgaben kann darin bestehen, einen zusätzlichen Anreiz zur Vermeidung von Emissionen auszulösen, z.B. mittels Subventionen zur

Förderung neuer Umwelttechniken, während spezielle Umweltabgaben als Sonderabgaben gruppenspezifisch eingesetzt werden, z.B. für den Bau von Kläranlagen (vgl. Dickertmann 1993, S. 41; Zimmermann, Hansjürgens 1993, S. 20 ff.; Hansjürgens 1995, S. 200 ff.). Soll die umweltgerechte Finanzreform - wie überwiegend gefordert - aufkommensneutral erfolgen und nicht zu einer Erhöhung der staatlichen Einnahmen- und Ausgabenquote führen, so muß entsprechend eine Kompensation durch andere Einnahmearten im Unternehmens- und Haushaltssektor vorgenommen werden, z.B. durch eine Verringerung der Sozialversicherungsbeiträge der Unternehmen, Erhöhung der Transferzahlungen, Senkung der Mehrwertsteuer. Bei dieser steuerlichen Kompensation wird kontrovers diskutiert, ob neben der Verbesserung der Umweltqualität durch Erhöhung bereits bestehender oder Einführung neuer Umweltabgaben auch Verzerrungen (Zusatzlasten) bei einkommensabhängigen Steuern beseitigt werden können, die zu einer Effizienzerhöhung des Steuersystems und einer höheren Beschäftigung beitragen („doppelte Dividende“), wozu die Zusatzlasten der Umweltsteuern und der bestehenden Steuern verglichen werden müssen. Auch wenn bei einer umweltgerechten Finanzreform eine Aufkommensneutralität erreicht werden kann, so wird diese doch nicht neutral in bezug auf die sektorale Wirtschaftsstruktur sein. Insbesondere energieintensive Grundstoffindustrien werden belastet, arbeitsintensive Wirtschaftszweige dagegen entlastet. Allerdings weist die Mehrzahl der Wirtschaftszweige nur eine geringe Energieintensität auf. Zusammenfassend ergibt sich folgende Charakterisierung:

„Unter einer ökologischen Steuerreform wird im allgemeinen ein Steuerreformprogramm verstanden, das aus folgenden Elementen besteht:

- Erweiterung der Steuerbasis um Aktivitäten, die zu Umweltbelastungen führen, d.h. Erweiterung der indirekten Steuern, i.d.R. Verbrauchssteuern;
- allmähliche Verbreiterung dieser Steuerbasis sowie allmähliche und langfristig angekündigte Erhöhung der Steuersätze in preisbereinigten Werten;
- Aufkommensneutralität durch kompensierende Entlastung im Bereich anderer Steuern oder Abgaben;
- konkreter Vorschlag zur Kompensation bei den Kosten der Arbeit, im Bereich indirekter Steuern oder als Rückzahlung pro Kopf - i.d.R. wird ein Gemisch von Kompensationszielen angenommen“ (Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ 1995, S. 711; vgl. auch Bach u.a. 1995, S. 19).

7.2. Ausgestaltung und Wirkungsweise einer CO₂- oder Energiesteuer

Einsatzmöglichkeiten für die (verstärkte) Einführung ökonomischer Instrumente in die Umweltpolitik sieht der „Sachverständigenrat für Umweltfragen“ (1996, Tz. 993) vor allem im Bereich des Klimaschutzes durch die Besteuerung von Kohlendioxyd - (CO₂) Emissionen oder alternativ des Energieverbrauches,

damit von fossilen Brennstoffen. Der CO₂-Ausstoß, der zu rund 80 v.H. der Gesamtmenge bei der Verbrennung von fossilen Energieträgern (Braun- und Steinkohle, Erdöl, Erdgas) entsteht, verursacht zusammen mit anderen Treibhausgasen einen zusätzlichen, anthropogenen Treibhauseffekt (Klimaveränderung) (vgl. zur ausführlichen Darstellung Loske 1996, S. 39 ff.; auch Vornholz 1993, S. 21 ff.). Hauptemittentengruppen sind fossil befeuerte Kraftwerke (Stein- und Braunkohle), Industriefeuerungen, Straßenverkehr und private Haushalte, wobei den Kraftwerken und damit dem Energiesektor mit rund 40 v.H. der größte Anteil zukommt. Bezüglich der CO₂-Emissionen nach Produktionsbereichen entfallen rund 50 v.H. auf die Erzeugung und Verteilung von Elektrizität, rund 9 v.H. auf die Herstellung von Eisen und Stahl (vgl. Statistisches Bundesamt 1996, S. 138, 141). „Der Hunderte von Millionen Jahren währende Prozeß der Einbindung von Kohlenstoff durch Photosynthese und anschließende Fossilierung der Biomasse wird innerhalb von kürzester Zeit umgekehrt. Heute verfeuert die Menschheit in einem Jahr so viel Kohle, Öl und Gas wie durch natürliche Prozesse in etwa einer Million Jahren geschaffen wurde“ (Loske 1996, S. 41).

Kohlendioxid wirkt nicht in direkter Weise gefährdend auf Mensch und Natur. Darum ist es nicht in das Ordnungsrecht für Schadstoffe einbezogen (Gefahrenabwehr). Es wirkt vielmehr über den Treibhauseffekt auf die Umwelt ein. Im Gegensatz zu den Kosten der Vermeidung von CO₂ und damit des Klimaschutzes ist die Ermittlung der Schadenskosten des Klimawandels und damit des Nutzens der Emissionsreduzierung mit erheblicher Unsicherheit verbunden. Weiterhin ist CO₂ ein Globalschadstoff, der unabhängig von der Quelle der Emission und nicht regional konzentriert wirkt. Er steht in einem linearen Zusammenhang mit der Menge der eingesetzten fossilen Brennstoffe, so daß die Emissionsminderung an der Reduzierung des Energieverbrauches und nicht allein an der Emissionsquelle ansetzen kann. Weitere Faktoren zur Bestimmung des energiebedingten CO₂-Ausstoßes neben der Kohlenstoffintensität der Energieträger sind die Energieintensität (Energieeinsatz pro Einheit Sozialprodukt), die Einwohnerzahl eines Landes und dessen Sozialprodukt pro Kopf der Bevölkerung (vgl. Loske 1996, S. 61). CO₂-Emissionen sind aus den genannten Gründen ein geeignetes Feld für den Einsatz ökonomischer Anreizinstrumente (Umweltabgaben, Umweltlizenzen), für die das Vorsorgeprinzip nach dem Stand der Technik zur Anwendung kommt (vgl. SRU 1996, Tz. 1006). Tab. 1 zeigt die globalen CO₂-Emissionen nach Regionen und Verursachergruppen auf.

Tab. 1: Globale CO₂-Emissionen nach Regionen und Verursachergruppen (1990; in Mill. to CO₂)

	Stromerzeugung	Industrie	Verkehr	Übrige	Insgesamt	nachrichtlich in kg CO ₂ /1000 DM BIP
OECD-Länder	3.409	2.406	2.833	1.850	10.498	403
- Nordamerika	1.923	1.163	1.651	775	5.511	587
- Westeuropa	1.017	838	863	779	3.497	310
- Pazifik	134	63	85	159	441	830
- Japan	335	342	234	137	1.049	235
Nicht-OECD-Länder	3.390	3.158	1.519	1.696	9.763	1.576
- Afrika	250	140	117	43	550	1.025
- Asien	1.091	1.573	439	677	3.780	1.808
- Latein-Amerika	145	251	322	136	854	650
- Naher Osten	155	69	142	26	391	434
- Osteuropa	437	200	85	153	875	2.735
- UdSSR	1.313	926	413	660	3.313	3.221
Welt	6.799	5.565	4.352	3.546	20.262	635
nachrichtl. Deutschland	397	169	183	246	995	412

Quelle: RWI 1995, S. 2.

Möglichkeiten zur Verringerung energiebedingter CO₂-Emissionen sind (vgl. Scheelhaase 1994, S. 61 f.)

- die Verringerung des Energieverbrauches, insbesondere durch Erhöhung des Wirkungsgrades der Kraftwerke bei der Stromerzeugung nach dem Stand der Technik und die Verminderung der Raumwärme in den privaten Haushalten;
- die Substitution der Energieträger hin zu CO₂-ärmeren fossilen Energieträgern;
- Einsatz nicht-fossiler Energieträger, z.B. erneuerbarer Energien;
- Rückhaltung und Entsorgung von CO₂.

Das Rheinisch-Westfälische Institut für Wirtschaftsforschung (RWI) schätzt das globale CO₂-Minderungspotential auf nahezu die Hälfte des gegenwärtigen Volumens, ohne das es zu gravierenden Wohlstandsverlusten der Bevölkerung kommen müßte (vgl. RWI 1995, S. 5).

Grundlage für den Einsatz ökonomischer Anreizinstrumente in der Klimapolitik ist die Festlegung eines CO₂-Reduktionszieles. Um das ökonomisch optimale Niveau der CO₂-Emission bestimmen zu können (optimale Klimapolitik), müßte das ökonomisch tolerierbare Emissionsniveau durch die klimatischen Wirkungen einer gegebenen Emissionsmenge und durch die Bewertung der Kosten dieser Wirkungen bestimmt werden. Offen ist zunächst die Frage, welche Klimaveränderungen (Obergrenze der Erwärmung) hingenommen und welche verhindert werden sollen, da für bestimmte Länder die Klimaveränderung auch

positive Auswirkungen haben dürften. Die Schätzung der Schadenskosten der Klimaveränderung ist mit besonders großer Unsicherheit behaftet. Eine Internalisierung externer Kosten nach einem Kosten-Nutzen-Kalkül erscheint nicht möglich zu sein. Für die Bestimmung der ökologisch notwendigen CO₂-Reduktion ist die zentrale Frage die nach der noch tolerierbaren Obergrenze des globalen Temperaturanstiegs (politisch gegebenes Verminderungsziel). Auf die Nutzenschätzung der Emissionsreduzierung kann verzichtet werden. Ziel der Europäischen Union, die eine Vorreiterrolle in der internationalen Klimapolitik eingenommen hat, ist die Stabilisierung der CO₂-Emission im Jahre 2000 auf dem Niveau von 1990, Ziel der deutschen Bundesregierung die Emissionsminderung bis zum Jahre 2005 um 25-30 v.H. (gegenüber 1987). Beide Akteure betonen, daß die Einführung einer CO₂-/Energiesteuer EU- bzw. OECD- weit abgestimmt werden müsse, um Wettbewerbsnachteile für den nationalen Wirtschaftsstandort zu vermeiden (vgl. Loske 1996, S. 274 ff.). Aufgabe der ökonomischen Analyse ist es, den kostenminimierenden Einsatz umweltpolitischer Instrumente zu bestimmen, z. B. Abgaben und/oder Lizenzen. Deren Ziel ist es, den Energieverbrauch global zu verteuern und damit Einsparungen und über eine Veränderung der Preisrelationen der Primärenergieträger Substitutionen zwischen diesen zu erreichen zugunsten weniger CO₂-haltiger Energieträger, ebenfalls eine Verbesserung des Wirkungsgrades der Energieträger. Ist je nach bestehender Produktionstechnologie eine Substitution nicht möglich, dann entstehen Einkommenseffekte.

Die Bemessungsgrundlage der CO₂-Steuer kann eine Output- oder eine Inputgröße sein (vgl. Ewringmann, Hansmeyer 1991, S. 121 f.; Scheelhaase 1994, S. 135 ff.; Cansier 1996, S. 182 ff.). Im ersten Fall werden die Primärenergieträger nach ihrem Kohlenstoffgehalt und damit die Höhe der Emissionen direkt besteuert (Emissionssteuer), wodurch ein starker Lenkungseffekt ausgeübt wird. Nachteile sind Meßprobleme bei der Ermittlung der Emissionsmenge insbesondere bei mobilen Emissionsquellen und hohe Kosten der Emissionsmessung. Im Falle einer Steuer auf den Energieinput als Ersatzbemessungsgrundlage kann diese einmal auf den gesamten Primärenergieverbrauch, unabhängig vom CO₂-Gehalt der Energieträger, erhoben werden (sog. Energiesteuer). Nachteil ist die nur indirekte Beeinflussung der CO₂-Emission, Vorteil dagegen die Reduzierung der globalen Stoffströme (Dematerialisierung) und auch anderer klimarelevanter Schadstoffe. Eine bestehende Inputsteuer auf den Energieeinsatz ist die Mineralölsteuer. Sie ist eine eingeführte und akzeptierte Steuer, eine (maßvolle) Erhöhung stößt nicht auf großen politischen Widerstand (vgl. Münch 1995, S. 233 f.). Ein Konflikt zwischen der Lenkungs- und Finanzierungsfunktion besteht wegen der preisunelastischen Nachfrage nicht. Unterschiedliche Kraftstoffarten, deren Schadstoffgehalt sich unterscheiden, können mit unterschiedlich hohen Abgabesätzen belegt werden. Ihr Nachteil ist, daß kein ausreichender Zusammenhang zwischen Kraftstoffverbrauch und Luftschadstoffemission besteht. Hierzu müßte die Reinigungsleistung explizit be-

rücksichtigt werden (vgl. ebenda, S. 234). Auch berücksichtigt sie nicht die regionale Differenzierung in bezug auf die Schadstoffemission. Alternativ zur Energiesteuer kann der Abgabesatz einer CO₂-Steuer auf den Verbrauch fossiler Energieträger nach deren CO₂-Gehalt differenziert werden. Die einzelnen Energieträger verteuern sich dann in unterschiedlichem Maße, so daß neben einer erwünschten allgemeinen Energieeinsparung auch Substitutionseffekte zugunsten emissionsärmerer Energien ausgelöst werden (vgl. Ewringmann, Hansmeyer 1991, S. 124 f.; SRU 1996, Tz. 1007). Abgabepflichtig im Falle des Verbrauches von fossilen Brennstoffen können direkt die Verbraucher als Emittenten oder als Alternative die Anbieter von Brennstoffen sein (vgl. Scheelhaase 1994, S. 145 ff.), wobei letztere Lösung aufgrund geringerer Meß- und Kontrollkosten praktikabler ist.

Neben der Bemessungsgrundlage bestimmt die Höhe des Abgabesatzes (DM/to CO₂) über das Aufkommen aus einer Umweltsteuer. Entscheidend für die Wirkung einer Steuererhebung bzw. -erhöhung sind die Preis- und Einkommenselastizität der Nachfrage (vgl. Linscheid, Truger 1995, S. 87 ff.). Der Energienachfrage wird eine geringe Preis- und gleichzeitig eine höhere Einkommenselastizität der Nachfrage unterstellt (vgl. auch Erdmann 1995, S. 232). Der Abgabesatz müßte demnach relativ hoch sein und zudem im Zeitablauf steigen, um nennenswerte Einspareffekte im Energieverbrauch erzielen und um den (erwünschten) Rückgang der Bemessungsgrundlage ausgleichen zu können. Entsprechend hoch wäre das Steueraufkommen. Auch die Anpassung der Unternehmen und Haushalte wird im Vergleich zu einer abrupten Steuersatzerhöhung erleichtert. Steuersystematisch und steuertechnisch kann eine CO₂-Steuer in Form einer speziellen Verbrauchsteuer und als eine Mengensteuer ausgestaltet sein (vgl. SRU 1996, Tz. 991, 1147; Bach u.a. 1995, S. 46 ff.). Sie wird bei den Produzenten erhoben und von diesen auf den Verbraucher abgewälzt. Sie unterliegt keiner Zweckbindung wie im Falle von Sonderabgaben.

Konkrete Beispiele für Abgabenvorschläge zur Reduzierung der CO₂-Emissionen sind der Energiesteuervorschlag des Deutschen Instituts für Wirtschaftsforschung (vgl. Bach u.a. 1995) und die kombinierte CO₂-/Energiesteuer der EU-Kommission (1992) (zur Darstellung vgl. auch SRU 1996, Kap. 5.3). Nach dem **Energiesteuerkonzept des DIW** wird die Energiesteuer auf der Stufe der Primärenergieerzeugung erhoben, um Anreizeffekte schon im Bereich der Energieumwandlung zu induzieren. Die Sekundärenergieträger (Elektrizität) werden über die bei ihrer „Herstellung“ eingesetzten Primärenergieträger besteuert. Die Steuerpflicht setzt an den Vorgängen der Gewinnung, Herstellung und Einfuhr steuerpflichtiger Energieträger an. Folglich sind Inhaber von Herstellungs- und Förderbetrieben, Importeure und Brennstoffhändler betroffen (vgl. Bach u.a. 1995, S. 60). Der fiktive „Grundpreis“ für Primärenergie von 9 DM je Gigajoule Energiegehalt beträgt umgerechnet 263, 77 DM pro Tonne Steinkohle (1 SKE = 29,3 GJ) bei einem angenommenen Steuersatzpfad von

jährlich 7 vH real. Im ersten Jahr beträgt die Steuer dann 7 vH von 9 DM, also 0,63 DM/GJ (vgl. ebenda, S. 58). Die Kompensation im Unternehmensbereich zielt vor allem darauf ab, die Kosten für den Produktionsfaktor Arbeit durch eine Senkung der Arbeitgeberbeiträge zur Sozialversicherung zu verringern. In bezug auf die privaten Haushalte werden Überlegungen angestellt, die Kompensation in Form eines direkten Öko-Bonus vorzunehmen, die sich am durchschnittlichen pro-Kopf-Einkommen ausrichtet (vgl. ebenda, S. 66 ff.). Die Erreichung einer Aufkommensneutralität des Steuersystems ist mit großen Schwierigkeiten verbunden, sowohl im gegebenen Steuersystem als auch bei den Umweltsteuern (vgl. Linscheid, Truger 1995, S. 109), da das Aufkommen insbesondere bei Umweltsteuern nur sehr schwer zu prognostizieren ist. Bei der Analyse der gesamtwirtschaftlichen Effekte kommt die DIW-Studie zu dem Ergebnis, daß die (steigende) Energiebesteuerung das wirtschaftliche Wachstum nicht beeinträchtigt und langfristig positive Beschäftigungseffekte entstehen. „Das einzig gravierende Problem der ökologischen Steuerreform dürfte der auftretende Beschäftigungsverlust in einigen Branchen und Regionen sein“ (Bach u.a. 1995, S. 154).⁵

Kritisch anzumerken zum Energiesteuervorschlag des DIW ist, daß eine Energiesteuer eine vergleichsweise geringe ökologische Treffsicherheit mit zugleich hohen Anpassungskosten in der Produktionsstruktur hat, da mit ihr neben der Emissionsminderung und damit dem Umweltziel auch ressourcen- und beschäftigungspolitische Aufgaben verfolgt werden. Bezweifelt wird dabei, ob eine steuerliche Entlastung des Produktionsfaktors Arbeit (bei gegebenen Struktureigenschaften des Arbeitsmarktes) zu einer nennenswerten Erhöhung der Beschäftigtenzahl führen könne. Weiterhin werden eine Inkonsistenz bei der Abstimmung zwischen den einzelnen Modellteilen, eine Vernachlässigung von Substitutionseffekten in der Nachfrage- und Produktionsstruktur als Folge der Energiesteuer, eine unzureichende Abbildung des Außenwirtschaftssektors und eine fehlende Differenzierung der Steuersätze kritisiert (vgl. Böhringer, Fahl, Voß 1994, S. 622 ff.). Trotz der vorgebrachten Mängel wird die „Pilotfunktion“ dieser Studie hervorgehoben, die dazu beitrage, Informationsdefizite bei der ökologischen und ökonomischen Analyse von Abgabenvorschläge abzubauen (vgl. Koschel, Weinreich 1995, S. 32).

⁵ Hierzu gehören die eisenschaffende Industrie, die Zellstoff- und Papiererzeugung und die chemische Industrie.

Abb. 11: Energiesteuer-Konzept des Deutschen Instituts für Wirtschaftsforschung

	VORSCHLAG DES DIW
Steuerart	⇒ Mengensteuer d.h. einheitlicher Steuersatz je Einheit Energiegehalt (GJ) ⇒ besonderer Steuersatz für steuerpflichtige Sekundärenergieträger (orientiert sich an durchschnittlicher Energiesteuerbelastung der im Inland hergestellten Sekundärenergieträger)
Steuerobjekt	⇒ Primärenergieträger: - Erdgas, Steinkohle, Braunkohle, Torf ⇒ Sekundärenergieträger: - Elektrizität Mineralölderivate ⇒ nicht-energetische Verwendung von fossilen Energieträgern (Einsatz von Rohöl, Mineralderivate und Erdgas in der Industrie) • keine Doppelbesteuerung • keine Übernahme der aktuellen Befreiung der Mineralölsteuer (z.B. im Schiffs-/Flugzeugbau, als Luftfahrtsbetriebsstoff etc.)
Steuerbefreiung	⇒ erneuerbare Energien (Solar-, Wind-, geothermische Energie, Bioenergien, Wasserkraftwerke unter 10 MW, Holz und Holzkohle) ⇒ Abfallverbrennung ⇒ Abwärme aus Produktionsanlagen
Steuer-BMG	⇒ einheitlicher Steuersatz je Einheit Energiegehalt: fiktiver Grundpreis 9,- DM/GJ
Steuersatzpfad	7% real progressiv (bei angenommener Inflationsrate von 3%)
Steuersatz im 1. Jahr	0,63 DM/GJ
Steuersatz im 15. Jahr	15,83 DM/GJ
Prozentualer Gesamtanstieg	über 6 Jahre: 50% über 15 Jahre: 176%
geplante Dauer	1995-2010
Steueraufkommen	1. Jahr: ca. 8,5 Mrd. DM 6. Jahr: ca. 58,1 Mrd. DM 16. Jahr: ca. 205 Mrd. DM
Kompensationsart Ausgestaltung	Aufkommensneutralität ⇒ Reduktion der Arbeitgeberbeiträge zur Sozialversicherung ⇒ direkte Rückzahlung an die Haushalte (Öko-Bonus)
CO₂-Reduktion	ca. 14% gegenüber Referenzentwicklung
Geltungsraum	nationale Steuer für BRD

Quelle: DIW (1995); eigene Darstellung.

Mit dem Vorschlag einer **kombinierten CO₂-/Energiesteuer** verfolgt die Europäische Kommission zwei Zielsetzungen, zum einen die Reduzierung der CO₂-Emissionen in der Europäischen Union und zum anderen die Förderung einer höheren Energieeffizienz. Dazu weist sie zwei Komponenten als Steuerbemessungsgrundlage auf. Diese setzt sich zu je 50 vH aus einer Besteuerung des Energiegehaltes und der Kohlendioxidmenge zusammen. Über die CO₂-Komponente wird jede energiebedingte Freisetzung von CO₂ einer Abgabe unterworfen, unabhängig davon, ob diese Emission beim Verbrauch oder bei der Umwandlung von Energie besteht. Von den Primärenergieträgern werden

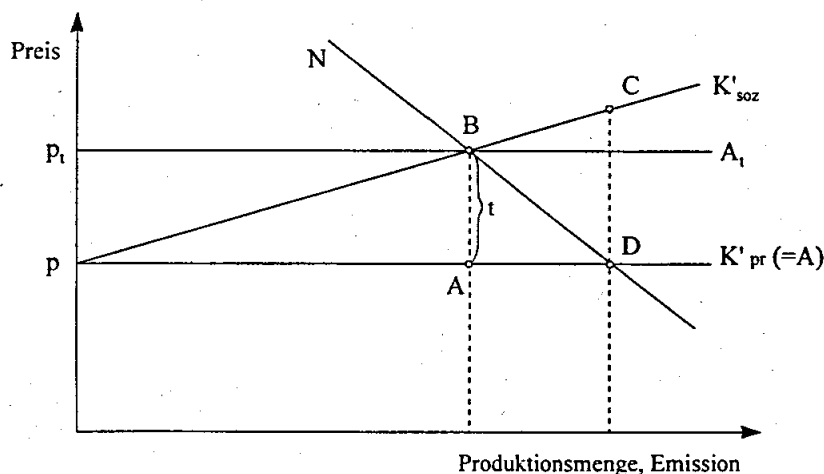
insbesondere Braun- und Steinkohle betroffen, bei Erdgas überwiegt der Einfluß der Energiekomponente. Die Energiekomponente belastet dagegen nur den endgültigen Energieverbrauch einschließlich des Stromverbrauchs. Die CO₂-Abgabe verursacht eine stärkere Differenzierung der Energiepreise und damit (erwünschte) Substitutionseffekte. Die Steuer ist - mit Ausnahme der Besteuerung der Elektrizität - als Inputsteuer ausgestaltet, da sie auf potentielle CO₂-Emissionen und nicht auf tatsächlich gemessene erhoben wird. Für das Ausgangsjahr 1993 wurde ein Steuersatz von 3 \$/Barrel Öläquivalent festgesetzt, der pro Jahr um ein Drittel steigen sollte, so daß sich im Jahr 2000 eine Durchschnittsbelastung von 10 \$/Barrel ergibt. Eine Zweckbindung bei der Verwendung des Steueraufkommens sieht der Vorschlag der EU-Kommission nicht vor, sie wird den Mitgliedsstaaten überlassen. Nach dem geänderten Vorschlag von Mai 1995 ist den Mitgliedsstaaten bis zum Jahr 2000 die Einführung einer entsprechenden Steuer auf nationaler Ebene erlaubt, wobei sie den Steuersatz frei bestimmen können.

Bemerkenswert ist, daß der EU-Vorschlag die Kernenergie gegenüber den übrigen Energieträgern bevorteilt (mit Ausnahme der erneuerbaren Energien), die nur von der Energiekomponente, aber nicht von der CO₂-Komponente betroffen ist. Deshalb wird z.B. Frankreich aufgrund seines hohen Kernenergieanteils bei der Stromerzeugung von der Klimasteuer vergleichsweise geringer belastet als ein Land mit Schwerpunkt im fossilen Energieträgereinsatz wie Deutschland. Kritisch wird eingewendet, daß die vorgesehene Abgabenhöhe zu niedrig sei, um das Minderungsziel der Bundesregierung zu erreichen (vgl. SRU 1996, Tz. 960, 1011). Klemmer (1994, S. 325 f.) kommt nach Auswertung vorliegender empirischer Studien zu dem Ergebnis, daß der Anreiz zur Verringerung der CO₂-Emissionen bei dem vorgegebenen Steuersatz nur gering sein wird. In bezug auf die Stromerzeugung tragen dazu die hohen Umrüstkosten der Kraftwerke bei. Die 1990 angekündigte kombinierte CO₂-/Energiesteuer ist noch nicht eingeführt, vor allem mit der Begründung, daß auch die USA und Japan eine gleiche Steuer einführen müßten (vgl. Loske 1996, S. 276 f.). Für die Bundesrepublik Deutschland sind seit Beginn der neunziger Jahre „Stagnationstendenzen in der .. Klimapolitik“ (ebenda, S. 286) zu erkennen. Im Gegensatz zu den beiden genannten Vorschlägen spricht sich der „Sachverständigenrat für Umweltfragen“ für die Schaffung eines Systems handelbarer CO₂-Emissionsrechte auf europäischer Ebene anstelle einer CO₂-Abgabe aus, da sie wegen der Vorgabe eines Mengenziels eine höhere ökologische Treffsicherheit aufweist (1996, Tz. 1031 ff.). Zudem wird der Lizenzpreis im Unterschied zum Abgabensatz auf dem Lizenzmarkt und nicht politisch bestimmt. Als Nachteil wird angesehen, daß die politische Akzeptanz von Lizenzen geringer ist als die von Umweltabgaben.

7.3. „Doppelte Dividende“ der Umweltsteuer?

Im Falle einer aufkommensneutralen Erhebung der (höheren) Energiesteuer muß neben dem Effizienz- und Effektivitätsvergleich mit anderen umweltpolitischen Instrumenten ein Vergleich der Zusatzlasten (excess burden) des bestehenden Steuersystems und der Umweltsteuern treten (vgl. Hansjürgens 1995, S. 214). Ein möglicher Abbau von steuerlichen Zusatzlasten, der allerdings umweltpolitisch nicht im Vordergrund steht, kann als eine „zweite Dividende“ neben der eigentlichen Zielsetzung der Emissionsverminderung („erste Dividende“) treten. Grundannahme ist, daß Umweltsteuern Teil eines durch Verzerrungen gekennzeichneten Steuersystems sind. Abb. 12 zeigt die (Brutto- und Netto-) Umweltdividende graphisch auf. Aus Vereinfachungsgründen wird ein linearer Anstieg der Grenzschadenskostenkurve unterstellt.

Abb. 12: Umweltdividende und Umweltsteuer



Quelle: Gottfried, Wiegard 1995, S. 500f.

- pp_tDB Verlust an Konsumentenrente als Folge der Steuererhebung mit dem Steuersatz t
- pp_tAB Dauerhaft verfügbares Steueraufkommen. Die fiskalische Funktion der Umweltsteuer bleibt somit erhalten (vgl. Zimmermann 1996, S. 252). Rückgabe an die Konsumenten in Form eines Lump-sum Transfers. Die Umweltsteuer ist dann verzerrungsfrei.
- ABCD Emissionsverminderung (= Brutto-Umweltdividende), zugleich „erste Dividende“ der Umweltsteuer.
- ABD Zusatzlast der Umweltsteuer in Form eines Verlustes an Konsumentenrente nach dem Lump-sum Transfer.
- DBC Positiver Wohlfahrtsgewinn, zugleich „zweite Dividende“ der Umweltsteuer.

Das Steueraufkommen T z.B. als Folge der Energiebesteuerung kann auch zur Senkung anderer Steuern verwendet werden, z.B. der Lohnneinkommensteuer, wobei Aufkommensneutralität gewahrt bleiben muß (Revenue-recycling effect; vgl. Goulder 1995, S. 158). Weist die Einkommensteuer eine höhere Zusatzlast als die Umweltsteuer auf (Fläche ABD), so erzielt die Umweltsteuer eine „zweite Dividende“, so daß die gemeinsame Zusatzlast beider Steuern bzw. des Steuersystems sinkt (vgl. ebenda, S. 159; auch Oates 1993, S. 138; Zimmermann 1996, S. 256 ff.). Das dauerhaft erzielte Umweltsteueraufkommen resultiert aus der Besteuerung der Restemission, d.h. der Emission *nach* Erfüllung einer Umweltauflage (als Mindestnorm), die im Falle des Ordnungsrechtes bisher steuerfrei war (vgl. Zimmermann 1996, S. 263). Umweltsteuern können somit nicht nur ein Instrument der Emissionsreduktion, sondern mittels einer Verringerung der Zusatzlast auch zur effizienteren Gestaltung des Steuersystems sein.

Kritisch zu dieser Begründung einer möglichen „zweiten Dividende“ der Umweltsteuer wird angemerkt, daß die betrachteten Märkte, z.B. Güter- und Arbeitsmarkt, nicht unabhängig voneinander, sondern interdependent sind (Tax-interaction effect; vgl. Goulder 1995, S. 158; auch Gottfried, Wiegard 1995, S. 506). Die Besteuerung eines umweltbelastenden Produktes, z.B. eines Konsumgutes oder einer Vorleistung, verringert den Nettolohn der Konsumenten und kann zu Verzerrungen auf dem Arbeitsmarkt in Form eines Substitutionseffektes zwischen Arbeit und Freizeit führen mit der Folge einer Verringerung des Steueraufkommens (tax base erosion effect; vgl. Goulder 1995, S. 163). Zum Ausgleich des Steuerrückganges müßte der Steuersatz erhöht werden. Diese Verzerrung kann größer als die einer Besteuerung der Arbeit in gleicher Höhe sein. Eine Steuerumverteilung wäre dann wohlfahrtsmindernd. Zugleich führt die Besteuerung eines umweltbelastenden Produktes zu Anpassungen auf den Gütermärkten bei der Wahl zwischen verschiedenen Produkten. Weiterhin ist zu bedenken, daß der Faktor Energie als Vorleistung ein mobiler, der Faktor Arbeit dagegen ein immobiler Produktionsfaktor ist. Im Falle eines globalen Schadstoffes kann ein einzelner Land den Klimawandel allein nicht beeinflussen, so daß der Nutzen der Emissionsminderung aus der nationalen Besteuerung entfällt. Auch läßt eine spezielle Energiesteuer mehr Ausweichmöglichkeiten zu als eine Lohnsteuer mit einer breiten Bemessungsgrundlage mit der Folge steuerlicher Effizienzverluste (vgl. Richter 1997, S. 124 f.). Bisher vorliegende empirische Ergebnisse weisen eher auf negative Wohlfahrtseffekte einer aufkommensneutralen Umweltsteuer hin (vgl. Goulder 1995, S. 170 ff.). Eine sichere theoretische Grundlage für eine umweltgerechte Finanzreform besteht bisher nicht (so Gottfried, Wiegard 1995, S. 508).

8. Erklärungsansätze praktischer Umweltpolitik

Trotz der höheren statischen und dynamischen Effizienz von Umweltabgaben und Umweltlizenzen und zugleich der Finanzierungsfunktion von Umweltsteuern dominiert in der praktischen Umweltpolitik das Ordnungsrecht gegenüber dem ökonomischen Anreiz- und Lenkungsinstrumentarium. Gawel (1994b, S. 72) spricht von einer „Omnipräsenz regulativer Politikmuster in nahezu allen Umweltbereichen“, Endres, Finus (1996, S. 36) weisen - neben anderen - auf die „Diskrepanz zwischen umweltökonomischem Wunsch und umweltpolitischer Wirklichkeit“ hin.

„Obgleich ein in wirtschaftlicher Hinsicht deutlich überlegenes Instrumentarium zur Verfügung zu stehen scheint, dafür auch durchaus praktikable Anwendungskonzepte entwickelt wurden und diese schließlich sogar ein reges öffentliches Interesse fanden, hat sich die Umweltpolitik nahezu ausschließlich einer durch Subventionierung in ihren konkreten einzelwirtschaftlichen Belastungswirkungen gemilderten, aber letztlich gesamtwirtschaftlich zu teuren Ge- und Verbotsstrategie verschrieben. Wo diese an die Grenzen der wirtschaftlichen Zumutbarkeit stößt und aufgrund größer werdender Vollzugsdefizite auch an ökologischer Wirksamkeit einbüßt, da wird umso lauter die Unterstützung durch begleitende ökonomische Hebel gefordert; vor ihrer Anwendung schreckt man indessen zumeist wieder zurück“ (Ewringmann, Hansmeyer 1992, S. 84).

Während das Ordnungsrecht im Einzelfall prüft und der unmittelbaren Gefahrenabwehr dient, sollen generell wirkende Umweltabgaben in einem gemischten Instrumenteneinsatz die Wirksamkeit der Umweltauflagen erhöhen, um deren Vollzug zu beschleunigen (Belastung von Emissionen oberhalb der Grenzwerte) und durch Anreizwirkungen Emissionen weiter zu vermindern (Belastung der Restverschmutzung nach Erfüllung der ordnungsrechtlichen Grenzwerte) (vgl. Zimmermann, Hansjürgens 1993, S. 13 ff.; SRU 1994, Tz. 360).

Für die Erklärung der Diskrepanz zwischen der ökonomischen Theorie und der Praxis der Umweltpolitik liegen zwei Erklärungsansätze vor (vgl. Michaelis 1996, S. 87), zum einen ein politik-ökonomischer Ansatz zur Erklärung der Akzeptanz von Umweltabgaben im Rahmen der „Neuen Politischen Ökonomie“, zum zweiten die Analyse der ökonomischen und technischen Rahmenbedingungen von umweltpolitischen Anwendungsfällen. Die „Neue Politische Ökonomie“ (NPÖ) fragt danach, wie umweltpolitische Entscheidungen (Ziele, Instrumenteneinsatz) tatsächlich zustande kommen, nicht wie sie erfolgen sollten (positive Theorie der umweltpolitischen Instrumente; vgl. Hahn, Stavins 1992, S. 466). Dazu werden die am umweltpolitischen Willensbildungs- und Entscheidungsprozeß beteiligten Akteure und deren Interaktionen betrachtet: Regierung (Politiker), Verwaltung (Bürokratie), Interessengruppen und Wähler (vgl. Gawel

1995, S. 23 ff.; Endres, Finus 1996, S. 41 ff.; Frey 1992, S. 134 ff.). Diese verhalten sich annahmegemäß allesamt eigennutzorientiert.

Grundlegende Annahme der NPÖ ist die Hypothese, daß am Eigennutz ausgerichtete und rational handelnde *Politiker* in einer repräsentativen Demokratie das Oberziel verfolgen, die Regierungsfähigkeit durch stimmenmaximierendes Verhalten zu erreichen oder zu bewahren (Schumpeter, Downs). Jeder Bürger gibt derjenigen Partei seine Stimme, die ihm mehr Vorteile bringt als jede andere (Nutzenmaximierung). Für die Umweltpolitik folgt hieraus, daß der Nutzen umweltökonomischer Instrumente sichtbar und zurechenbar sein muß (vgl. Frey 1992, S. 136; Weck-Hannemann 1994, S. 109). Die Kosten dagegen müssen aus der Sicht der Politiker auf eine möglichst große Bevölkerungsschicht verteilt werden, um für den einzelnen wenig merklich zu sein. Unter dieser Zielsetzung erlangen Umweltauflagen eine herausragende Stellung innerhalb der umweltökonomischen Instrumente, da sie bei ihrem Einsatz den Aktivitäten der Regierungspartei(en) direkt zugeordnet werden können (vgl. Michaelis 1996, S. 94; Frey 1992, S. 137). Umweltabgaben und auch Lizenzen besitzten dagegen für die Politiker nur einen geringen symbolischen Wert, da diese Instrumente weitgehend automatisch über den Markt wirken (ebenda). Ein besonderer Nachteil von Umweltabgaben aus politischer Sicht besteht in der hohen und sofortigen Merklichkeit durch Aufzeigen des Abgabensatzes (vgl. Gawel 1995, S. 52), während der Wähler über deren Nutzen nur sehr ungenaue Vorstellungen hat, zumal er erst längerfristig erkennbar wird (z.B. im Falle einer CO₂-Abgabe).

Die *Bürokratie* ist sowohl für die Programmplanung als auch für die Durchführung einer umweltpolitischen Fachplanung verantwortlich. Gemäß der zentralen Annahme der Eigennutz-, nicht der Gemeinwohlmaximierung, ist sie bestrebt, ihr Budget zu maximieren (vgl. Frey 1992, S. 137 f.), d.h. ihre Sachmittel und ihren Personalbestand. Entsprechend präferiert sie solche Instrumente, die einen möglichst hohen Verwaltungsaufwand verursachen (vgl. Michaelis 1996, S. 96), damit ordnungsrechtliche Maßnahmen. Auch eröffnen diese die Möglichkeit von Ermessensentscheidungen bei der Durchführung im Gegensatz zu Lenkungsmaßnahmen (vgl. Frey 1992, S. 138). Weiterhin kommt hinzu, daß ordnungsrechtliche Regelungen der Bürokratie vertraut sind und entsprechend Unsicherheit mit neuen Instrumenten vermeiden (vgl. Holzinger 1987, S. 382).

Primäres Ziel der *Interessengruppen* ist die Beeinflussung der Verteilungsposition ihrer Mitglieder. Für die emittierenden Unternehmen sind Umweltauflagen billiger als Umweltabgaben, da sie die Restemission nicht belasten. In bezug auf die Planungssicherheit der Unternehmen werden Auflagen dann akzeptiert, wenn sie den Bestandsschutz für Altanlagen gewährleisten, Umweltabgaben noch am ehesten dann, wenn sie einen konstanten oder einen kalkulierbar veränderlichen Abgabensatz aufweisen. Vorteilhaft ist bei den Auflagen auch die

Möglichkeit der Unternehmensverbände, in der Programmphase Einfluß auf deren Ausgestaltung und auch Durchführung zu nehmen (vgl. Michaelis 1996, S. 101). Generell dürfte gelten, daß der Einfluß der Emittentenverbände aufgrund ihrer besseren Organisierbarkeit (homogene Interessen relativ kleiner Gruppen, monetäre Vorteile für die Verbandsmitglieder) größer ist als der von Umweltverbänden (größere Gruppe ohne einheitliche Interessen). Die Umweltinteressenverbände streben eher eine uneigennützigte Erhöhung der Umweltqualität an als eine Verbesserung oder Verteidigung ihrer Verteilungsposition. Die emittierenden Unternehmen verfügen zudem über einen Informationsvorsprung z.B. über Schadens- und über Vermeidungskosten gegenüber der Verwaltung und der Bürokratie. Ein einheitliches Interesse an der Umweltpolitik und ihren verschiedenen Instrumenten dürften die Unternehmen nicht aufweisen, da es auch unter ihnen eher Gewinner und eher Verlierer gibt (vgl. Weck-Hannemann 1994, S. 104 f.).

Die *Wähler* dürften bei ihrer Beurteilung von Nutzen und Kosten umweltpolitischer Instrumente große Informationsdefizite aufweisen, da das notwendige Fachwissen und die Informationskosten als besonders hoch einzuschätzen sind. Entsprechend ist davon auszugehen, daß Umweltauflagen von der Wählerschaft am meisten präferiert werden, da die Funktionsweise dieser Instrumente auch für den ökonomischen Laien verständlich und offenkundig ist. Dagegen werden Umweltabgaben und vor allem Umweltzertifikate bei der Mehrheit der Wähler eher auf Unverständnis und Ablehnung stoßen (vgl. Michaelis 1996, S. 94).

Zusammenfassend wird erkennbar, daß die einflußreichsten Akteure der Umweltpolitik, zu denen die Bürokratie, die Emittentenverbände und die Politiker zählen, ausschließlich ordnungsrechtliche Lösungsansätze bevorzugen. Ein wesentlicher Grund dafür ist in der unvollkommenen Information der Akteure über die ökonomische Effizienz und die Verteilungswirkungen von Umweltabgaben zu sehen (vgl. ebenda, S. 105). Die Auswahl umweltpolitischer Instrumente ist für die NPÖ ein Durchsetzungsproblem, kein Problem der ökonomischen Effizienz und der ökologischen Wirksamkeit.

"Ökonomische Ansätze, die auf eine Reduzierung der allokativen Einflußmöglichkeiten hoheitlicher Instanzen zugunsten marktlicher Selbststeuerung abzielen, stehen damit in einem geradezu natürlichen Gegensatz zu Politikern und Bürokraten, die um Macht und Einfluß ringen" (Hansmeyer 1993, S. 77). - "Die Entwicklung der Umweltpolitik hat sich .. vorwiegend im technisch-expertokratischen und administrativen Zusammenwirken vollzogen; sie ist dabei einer quasi-automatischen Fortschreibung technischer Vermeidungsstandards nach einem in das Verhältnismäßigkeitsprinzip eingebetteten Minimierungsgrundsatz gefolgt. Umweltschutz ist in erster Linie als Verwaltungsaufgabe praktiziert und entwickelt worden" (ebenda, S. 82).

Neben der fehlenden Berücksichtigung des politischen Willensbildungs- und Entscheidungsprozesses der beteiligten Akteure in der Umweltpolitik wird weiterhin Kritik an der vorwiegenden modelltheoretischen Analyse der Wirkung umweltökonomischer Instrumente geübt, ohne deren konkrete Anwendungsbedingungen im Einzelfall in die Bewertung einzubeziehen, ebensowenig wie den umweltpolitischen Willensbildungs- und Entscheidungsprozeß (vgl. Hahn, Stavins 1992, S. 465; Michaelis 1996, S. 34 f.).

"By the end of the 1980's, it had become clear that much of the original debate on economic instruments had remained too remote from the realities of the economic process and the policy arena. A more pragmatic approach appeared to be needed to modify the rather sweeping generalisations and expectations to more moderate proportions. Such an approach should recognise that differences in policy context and historical backgrounds and in operational elements related to implementation, are involved" (OECD 1994, S. 35).

Typische Strukturmerkmale umweltpolitischer Anwendungsfälle sind u.a. die Anzahl der Emittenten, Höhe und Struktur der Vermeidungskosten, ökologische Rahmenbedingungen (vgl. Michaelis 1996, S. 108). Bei einer heterogenen Struktur der Emittenten sind die Regulierungskosten der Umweltbehörde im Falle einer einheitlichen Umweltabgabe geringer als bei ordnungsrechtlichen Maßnahmen (ebenda, S. 109). Eine geringe Anzahl von Emittenten erschwert dagegen die Effizienz von Umweltabgaben, da die Mengenwirkung nicht genau vorherzusehen ist. Beim Lizenzmodell können Wettbewerbsverzerrungen zwischen Alt- und Neuemittenten auftreten und zu Markteintrittsschranken für Neuemittenten führen (ebenda, S. 111 f.). Bezüglich der Höhe der Vermeidungskosten wird darauf hingewiesen, daß in der Praxis für die Emittenten nur eine technologisch determinierte Anzahl von Vermeidungsmöglichkeiten besteht, nicht aber ein Kontinuum, mit der Folge diskontinuierlicher Anpassungsprozesse bei Abgabenänderungen (ebenda, S. 115 ff.). Der Zusammenhang zwischen Abgabensatz und einzelwirtschaftlichem Emissionsniveau ist dann durch einen stufenförmigen Verlauf gekennzeichnet. Verläuft nach Aggregation dieser Kurvenverläufe die gesamtwirtschaftliche Reaktionsfunktion stufenförmig (im Falle weniger Emittenten mit homogener Kostenstruktur), so gehen die Vorteile der Umweltabgaben gegenüber Umweltauflagen verloren, da die Auflagen an die homogene Kostenstruktur der wenigen Emittenten angepaßt werden können. Ökonomische Lenkungsinstrumente haben bezüglich der ökologischen Rahmenbedingungen den Nachteil, daß sie räumlich und zeitlich undifferenziert wirken und auf Belastungsschwerpunkte nicht ausgerichtet sind. Hierzu ist eine Kombination von ordnungsrechtlichen und Anreizinstrumenten erforderlich (Grob- und Feinsteuerung). Weiterhin kommen Umweltabgaben nur dann in Betracht, wenn geringe Abweichungen vom gesetzten Umweltziel toleriert werden können. Als weitere Anwendungsbedingungen umweltökonomischer Instrumente sind rechtliche (verfassungsrechtliche und EG-rechtliche Zulässig-

keit) und finanzpolitische (Umweltabgaben als Steuern oder Sonderabgaben) Rahmenbedingungen zu berücksichtigen. Damit ergibt sich zusammenfassend: "Eine rationale Entscheidung über das jeweils anzuwendende Instrumentarium kann letztendlich nur auf Basis einer sorgfältigen Prüfung aller im Einzelfall relevanten Einflußfaktoren getroffen werden" (ebenda, S.108). Trotz dieser aufgezeigten politischen und administrativen Restriktionen der Umweltpolitik ist die ökonomische Analyse umweltpolitischer Instrumente unverzichtbar, da der Vorrang der Ordnungspolitik nicht nur ein Durchsetzungs-, sondern auch ein Thematisierungsproblem zuungunsten ökonomischer Anreiz- und Lenkungsinstrumente ist (vgl. Zittel 1997, S. 77).

9. Grundzüge marktwirtschaftlicher Umweltpolitik

Marktwirtschaftliche Umweltpolitik kann als Leitbild der Umweltpolitik betrachtet werden (dazu Hansmeyer, Schneider 1990, S. 25 f.). Danach besitzen Umweltgüter den Charakter eines öffentlichen Gutes, genauer eines Mischgutes. Das Verfügungsrecht hieran besitzt der Staat bzw. besitzen die Extrahenten von lebensnotwendigen Ressourcen. Der Staat kann Nutzungsrechte an der Umwelt vergeben oder einschränken. Damit wird eine staatliche Umweltpolitik anerkannt. Sie setzt zu ihrer Durchführung Umweltqualitätsziele in Form einer Immissionsnorm fest. Das anzustrebende Niveau der Umweltqualität wird durch politische Entscheidung, nicht durch wirtschaftliche Optimierung bestimmt (Standard-Preis-Ansatz). Die Umweltpolitik verzichtet auf eine vollständige pareto-optimale Internalisierung negativer externer Effekte und damit auf eine reine Marktlösung. Entsprechend des Qualitätsstandards werden die zur Verfügung stehenden Umweltressourcen verknappt und wirtschaftlich, d.h. kostenminimierend, genutzt. Die Umweltbelastung wird als Allokationsproblem behandelt, ergänzt um die Bestimmung von ökologischen Restriktionen, z.B. die Verringerung von globalen Stoffströmen (Material- und Energieströme). Die Entscheidungen über die Verwendung der Umweltnutzungen sollen dezentral und ökonomisch effizient getroffen werden. Dazu werden Umweltbelastungen und Emissionen mit Kosten belegt in Form von Umweltabgaben oder dem Preis von Umweltlizenzen (standardorientierte umweltpolitische Instrumente; vgl. Endres 1994, S. 98). Die Folge ist, daß die Verursacher mit den Knappheitsfolgen belastet werden und ihre Umweltnutzung verringern. Zudem besteht ein Anreiz zur Suche nach kostengünstigeren, d.h. weniger umweltbelastenden Produktionsverfahren und Produkten (statische und dynamische Effizienz). Die Instrumentendiskussion nimmt innerhalb dieses umweltpolitischen Konzepts den größten Raum ein. Die Umweltpolitik verzichtet auf den Anspruch auf instrumentelle Ausschließlichkeit. Stattdessen empfiehlt sie ein gemischtes instrumentelles Vorgehen (vgl. SRU 1994, Tz. 360; Gawel 1992, S. 267 ff.). Der Einsatzbereich von Umweltabgaben als einem Anreizinstrument ist auf den Bereich der vorsorgenden Umweltlenkung beschränkt. Für die Abwehr konkreter

Gefahren und die Sicherung eines ökologischen Mindeststandards empfehlen sich Umweltauflagen. Diese können eher als Abgaben der umweltpolitischen Feinsteuerung dienen, während Abgaben und auch Lizenzen vornehmlich großräumig wirken (vgl. Gawel, Hansmeyer 1995, S. 267 f.). Die praktische Umweltpolitik ist somit durch eine Senkung des ursprünglichen allokativen Anspruchsniveaus der optimalen Internalisierung externer Effekte hin zu einer Demeritorisierung von Umweltgütern gekennzeichnet (vgl. Gawel 1994b, S. 69 f.).

Literaturverzeichnis

- Andel, N. (1993), Finanzwissenschaft, 3. Aufl. Tübingen: Mohr (Siebeck).
- Appel, V. (1988), Ökonomische Konzepte zur Bewertung von Umweltqualität. In: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 11. Jg., S. 137- 156.
- Bach, S. u.a. (1995), Wirtschaftliche Auswirkungen einer ökologischen Steuerreform. Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung, Sonderheft 153. Berlin: Duncker & Humblot.
- Bader, P. u. Rahmeyer, F. (1996), Das Reclaim-Programm handelbarer Umweltlizenzen. Konzeption und Erfahrungen. In: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 19. Jg., S. 43-74.
- Baumol, W. u. Oates, W. (1988), The Theory of Environmental Policy, 2nd ed. Cambridge et al.: Cambridge University Press.
- Berendes, K. (1995), Das Abwasserabgabengesetz, 3. Aufl. München.
- Blümel, W., Pethig, R. u. v.d.Hagen, O. (1986), The Theory of Public Goods: A Survey of Recent Issues. In: Journal of Institutional and Theoretical Economics, Vol. 142, S. 241- 309.
- Böhringer, C., Fahl, U. u. Voß, A. (1994), Ökologische Steuerreform- ein Königsweg? In: Energiewirtschaftliche Tagesfragen , 44. Jg., S. 622- 624.
- v. Böventer, E. u. Illing, G. (1995), Einführung in die Mikroökonomie, 8. Aufl. München, Wien: Oldenbourg.
- Bonus, H. (1990), Preis- und Mengenlösungen in der Umweltpolitik. In: Jahrbuch für Sozialwissenschaft, Bd. 41, S. 343-358.
- Ders. (1994), Vergleich von Abgaben und Zertifikaten. In: K.Mackscheidt, D.Ewringmann u. E.Gawel (Hrsg), Umweltpolitik mit hoheitlichen Zwangsabgaben? Berlin: Duncker & Humblot.
- Blankart, Ch. (1991), Öffentliche Finanzen in der Demokratie. München: Vahlen.
- Boadway, R. u. Wildasin, D. (1984), Public Sector Economics, 2 nd ed. Boston, Toronto: Little, Brown & Co.
- Brenck, A. (1992), Moderne umweltpolitische Konzepte: Sustainable Development und ökologisch- soziale Marktwirtschaft. In: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 15. Jg., S. 379- 413.
- Brösse, U. (1996), Industriepolitik. München, Wien: Oldenbourg.
- Bruns, H. (1995), Neoklassische Umweltökonomie auf Irrwegen. Marburg: Metropolis.
- Cansier, D. (1996), Umweltökonomie, 2.Aufl., Stuttgart, Jena: Gustav Fischer.
- Cropper, M. u. Oates, W. (1992), Environmental Economics: A Survey. In: The Journal of Economic Literature, Vol. 30, S. 675-740.
- Coase, R. (1960), The Problem of Social Cost. In: The Journal of Law and Economics, Vol. 3, S. 1-44.
- Dickertmann, D. (1993), Erscheinungsformen und Wirkungen von Umweltabgaben aus ökonomischer Sicht. In: P. Kirchhof (Hrsg.), Umweltschutz im Abgaben- und Steuerrecht. Köln.
- Eckhardt, K. (1993), Probleme einer Umweltpolitik mit Abgaben. Finanzwissenschaftliche Schriften, Bd. 52. Frankfurt am Main: Peter Lang.

- Endres, A. (1994), Umweltökonomie. Eine Einführung. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft.
- Endres, A. u. Finus, M. (1966), Umweltpolitische Zielbestimmung im Spannungsfeld gesellschaftlicher Interessengruppen. Ökonomische Theorie und Empirie. In: H. Siebert (Hrsg.), Elemente einer rationalen Umweltpolitik. Tübingen: Mohr (Siebeck).
- Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ des Deutschen Bundestages (Hrsg.) (1995), Mehr Zukunft für die Erde. Nachhaltige Energiepolitik für dauerhaften Klimaschutz. Bonn: Economica.
- Erdmann, G. (1995), Energieökonomik: Theorie und Anwendungen, 2. Aufl. Zürich: Hochschulverlag an der ETH Zürich; Teubner.
- Ewers, H.-J. u. Rennings, K. (1996), Quantitative Ansätze einer rationalen umweltpolitischen Zielbestimmung. In: H. Siebert (Hrsg.), Elemente einer rationalen Umweltpolitik. Tübingen: Mohr (Siebeck).
- Ewringmann, D. (1995), Umweltabgaben. In: Junkernheinrich, M., Klemmer, P. u. Wagner, G.R. (Hrsg.), Handbuch zur Umweltökonomie. Berlin: Analytica, S. 250-256.
- Ewringmann, D. u. Hansmeyer, K.-H. (1992), Der Stand der Diskussion bei den marktsteuernden Instrumenten der Umweltpolitik. In: Informationen zur Raumentwicklung, H. 2/3, S. 81-95.
- Farrell, J. (1987), Information and the Coase Theorem. In: The Journal of Economic Perspectives, Vol.1, S. 113-129.
- Feess, E. (1995), Umweltökonomie und Umweltpolitik. München: Vahlen.
- Frey, B. (1992), Umweltökonomie, 3. Aufl. Göttingen: Vandenhoeck & Ruprecht.
- Fritsch, M., Wein, Th. u. Ewers, H.-J. (1996), Marktversagen und Wirtschaftspolitik. München: Vahlen.
- Gawel, E. (1992), Die mischinstrumentelle Strategie in der Umweltpolitik: Ökonomische Betrachtungen zu einem neuen Politikmuster. In: Jahrbuch für Sozialwissenschaft, Bd. 43, S. 267-286.
- Ders (1994a), Ökonomie und Umwelt - ein Überblick über neuere Entwicklungen. In: Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Jg. 7, H. 1, S. 37-84.
- Ders. (1994b), Umweltpolitik zwischen Verrechtlichung und Ökonomisierung. In: ORDO, Bd. 45, S. 63-103.
- Ders. (1995), Zur politischen Ökonomie von Umweltabgaben. Walter Eucken Institut. Vorträge und Aufsätze 146. Tübingen: Mohr (Siebeck).
- Ders. (1996), Neoklassische Umweltökonomie in der Krise? Kritik und Gegenkritik. In: J.Köhn u. M.J.Welfens (Hrsg.), Neue Ansätze in der Umweltökonomie. Marburg: Metropolis.
- Gawel, E. u. Hansmeyer, K.-H. (1995), Umweltauflagen. In: Junkernheinrich, M., Klemmer, R. u. Wagner, G.R. (Hrsg.), Handbuch zur Umweltökonomie. Berlin: Analytica, S. 262-268.
- Giersch, H. (1961), Allgemeine Wirtschaftspolitik. Grundlagen. Wiesbaden: Gabler.
- Gottfried, P. u. Wiegard, W. (1995), Wunderwaffe Ökosteuern? Eine finanzwissenschaftliche Betrachtung. Wirtschaftswissenschaftliches Studium (WiSt), 24. Jg., S. 500-508.

- Goulder, L. (1995), Environmental Taxation and the Double Dividend: A Reader's Guide. In: International Tax and Public Finance, Vol. 2, S. 157- 183.
- Hahn, R. u. Stavins, R. (1992), Economic Incentives for Environmental Protection: Integrating Theory and Practice. In: The American Economic Review, Papers and Proceedings, Vol. 82, S. 464-468.
- Hansjürgens, B. (1993), Sonderabgaben aus finanzwissenschaftlicher Sicht am Beispiel der Umweltpolitik. In: Steuer und Wirtschaft, 70. (23.) Jg., S. 20- 34.
- Ders. (1995), Wie passen „Ökosteuern“ in das Steuersystem? In: Konjunkturpolitik, 41. Jg., S. 199- 225.
- Hansjürgens, B. u. Fromm, O. (1994), Erfolgsbedingungen von Zertifikatmodellen in der Umweltpolitik - am Beispiel der Novelle des US- Clean- Air- Act von 1990. In: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 17. Jg., S. 473- 495.
- Hansmeyer, K.-H. (1987), Abgaben und steuerliche Instrumente der Umweltpolitik. Wirkungsweise, Erfahrungen, Möglichkeiten. In: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 10. Jg., S. 251- 266.
- Ders. (1989), Fallstudie: Finanzpolitik im Dienste des Gewässerschutzes. In: K. Schmidt (Hrsg.), Öffentliche Finanzen und Umweltpolitik II. Schriften des Vereins für Socialpolitik, NF, Bd. 176/II. Berlin: Duncker & Humblot.
- Ders. (1993), Das Spektrum umweltpolitischer Instrumente. In: König, H. (Hrsg.), Umweltverträgliches Wirtschaften als Problem von Wissenschaft und Politik. Schriften des Vereins für Socialpolitik, NF, Bd. 224. Berlin: Duncker & Humblot, S. 63-86.
- Hansmeyer, K.-H. u. Gawel, E. (1993), Schleichende Erosion der Abwasserabgabe? In: Wirtschaftsdienst, 73. Jg., S. 325- 332.
- Hansmeyer, K.-H. u. Schneider, H.-K. (1990), Umweltpolitik. Göttingen: Vandenhoeck & Ruprecht.
- Hardes, H.-D. u.a. (1995), Volkswirtschaftslehre - problemorientiert, 19.Aufl. Tübingen: Mohr (Siebeck).
- Hartmann, N. (1996), Umweltafgaben und Finanzverfassung. Schwerpunkt Sonderabgaben. In: W.Jacob u. O.Zugmaier (Hrsg.), Rechtliche Probleme von Umweltafgaben. Augsburg.
- Hesse, G. (1979), Staatsaufgaben. Baden- Baden: Nomos.
- Holzinger, K. (1987), Umweltpolitische Instrumente aus der Sicht der Bürokratie. Ifo- Studien zur Umweltökonomie, Bd. 6. München.
- Huckestein, B. (1993), Umweltlizenzen - Anwendungsbedingungen einer ökonomisch effizienten Umweltpolitik durch Mengensteuerung. In: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 16. Jg., S. 1-29.
- Ders. (1996a), Effizienzbedingungen ökonomischer Instrumente in der EU-Umweltpolitik. Beiträge zur Umweltgestaltung A 135. Berlin: Erich Schmidt.
- Ders. (1996b), Ökologische Steuerreform und nachhaltige Entwicklung- Ansatzpunkte und Bestandteile einer Nachhaltigen Finanzreform. In: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 19. Jg., S. 387- 408.
- Jaeger, F. (1993), Natur und Wirtschaft. Ökonomische Grundlagen einer Politik des qualitativen Wachstums. Chur, Zürich: Verlag Rüegger.
- Kahl, W. u. Voßkuhle, A. (Hrsg.) (1995), Grundkurs Umweltrecht. Einführung für Naturwissenschaftler und Ökonomen. Heidelberg, Berlin, Oxford: Spektrum Akademischer Verlag.

- Karl, H. u. Ranné, O. (1995), Das Abwasserabgabengesetz- von der Deformation einer Umweltlenkungsabgabe. In: W. Benkert, J. Bunde u. B. Hansjürgens (Hrsg.), Wo bleiben die Umweltabgaben? Marburg: Metropolis.
- Kemper, (1993), Das Umweltproblem in der Marktwirtschaft. Berlin: Duncker & Humblot.
- Kirchgässner, G. (1997), Nachhaltigkeit in der Umweltnutzung: Einige Bemerkungen. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 20. Jg., S. 1-34.
- Klemmer, P. (1994), CO₂- Abgaben- eine kritische Bestandsaufnahme aus empirischer Sicht. In: K. Mackscheidt, D. Ewringmann u. E. Gawel (Hrsg.), Umweltpolitik mit hoheitlichen Zwangsabgaben? Berlin: Duncker & Humblot.
- v. Knorring, E. (1995), Das Umweltproblem als Externalität- ökologische Ökologie oder ökologische Ökonomie? Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 18. Jg., S. 537- 567.
- Kommission der Europäischen Gemeinschaften (1992), Die Klimaherausforderung. Ökonomische Aspekte der Gemeinschaftsstrategie zur Begrenzung der CO₂- Emissionen. Europäische Wirtschaft, Nr. 52 (Mai).
- Koschel, H. u. Weinreich, S. (1995), Ökologische Steuerreform auf dem Prüfstand- Ist die Zeit reif zum Handeln? In: O. Hohmeyer (Hrsg.), Ökologische Steuerreform. Baden- Baden: Nomos.
- Knüppel, H. (1989), Umweltpolitische Instrumente. Analyse der Bewertungskriterien und Aspekte einer Bewertung. Baden-Baden: Nomos.
- Linscheid, B. u. Truger, A. (1995), Beurteilung ökologischer Steuerreformvorschläge vor dem Hintergrund des bestehenden Steuersystems. Berlin: Duncker & Humblot.
- Loske, R. (1996), Klimapolitik. Marburg: Metropolis.
- Maier-Rigaud, G. (1991), Die Herausbildung der Umweltökonomie: Zwischen axiomatischem Modell und normativer Theorie. In: Beckenbach, F. (Hrsg.), Die ökologische Herausforderung für die ökonomische Theorie. Marburg: Metropolis.
- Ders (1994), Umweltpolitik mit Mengen und Märkten. Marburg: Metropolis.
- Majer, H. (1995), Nachhaltige Entwicklung. WSI- Mitteilungen, 48. Jg., S. 220-230.
- Meyer, B. (1995), Zu den Einwänden gegen eine ökologische Steuerreform. In: Fragen der Freiheit, H. 232/ 233, S. 52- 101.
- Meyer- Renschhausen, M. (1990), Ökonomische Effizienz und politische Akzeptanz der Abwasserabgabe. In: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 13. Jg., S. 43- 66.
- Michaelis, P. (1996), Ökonomische Instrumente in der Umweltpolitik. Heidelberg: Physica.
- Münch, R. (1995), Verkehr und Umwelt- Handlungsbedarf und Handlungspositionen. In: W. Benkert, J. Bunde u. B. Hansjürgens (Hrsg.), Wo bleiben die Umweltabgaben? Marburg: Metropolis.
- Oates, W. (1993), Pollution Charges as a Source of Public Revenues. In: H. Giersch (ed.), Economic Progress and Environmental Concerns. Berlin u.a.: Springer.
- OECD (1994), Managing the Environment: The Role of Economic Instruments. Paris.

- Pindyck, R. u. Rubinfeld, D. (1992), *Microeconomics*, 2 nd ed. New York u.a.: Macmillan.
- Rheinisch- Westfälisches- Institut für Wirtschaftsforschung (RWI) (1995), *Konjunkturbrief*, Nr. 2 (März). Essen.
- Richter, W. (1997), Über die Ineffizienz einer nationalen Energiesteuer. *Wirtschaftswissenschaftliches Studium (WiSt)*, 26. Jg., S. 124- 130.
- Richter, W. u. Wiegard, W. (1993), Zwanzig Jahre „Neue Finanzwissenschaft“. Teil I: Überblick und Theorie des Marktversagens. In: *Zeitschrift für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften*, 113. Jg., S. 169-224.
- Rosen, H. u. Windisch, R. (1992), *Finanzwissenschaft I*. München, Wien: Oldenbourg.
- Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) (1974), *Umweltgutachten 1974*. Stuttgart, Mainz: Kohlhammer.
- Ders.(1978), *Umweltgutachten 1978*. Deutscher Bundestag, Drucksache 8/1938.
- Ders. (1987), *Umweltgutachten 1987*. Deutscher Bundestag, Drucksache 11/1568.
- Ders. (1994), *Umweltgutachten 1994*: Deutscher Bundestag, Drucksache 12/6995.
- Ders. (1996), *Umweltgutachten 1996*: Deutscher Bundestag, Drucksache 13/4108.
- Scheelhaase, J. (1994), *Abgaben und Zertifikate als Instrumente zur CO₂- Reduktion in der EG*. Ifo- Studien zur Umweltökonomie, Bd. 19. München.
- Schlieper, U. (1980), *Externe Effekte*. Handwörterbuch der Wirtschaftswissenschaft, 2. Bd. Stuttgart u.a.: Gustav Fischer, Mohr (Siebeck), Vandenhoeck & Ruprecht, S. 524-530.
- Schmidt, R. u. Sandner, W. (1996), *Einführung in das Umweltrecht*. Die Betriebswirtschaft, 56. Jg., H. 3, S. 413-432.
- Siebert, H. (1978), *Ökonomische Theorie der Umwelt*. Tübingen: Mohr (Siebeck).
- Sprenger, R.-U. u.a. (1994), *Das deutsche Steuer- und Abgabensystem aus umweltpolitischer Sicht*. Ifo- Studien zur Umweltökonomie, Bd. 18. München.
- Statistisches Bundesamt, *Fachserie 19 Umwelt, Reihe 4 Umweltökonomische Gesamtrechnungen*. Basisdaten und ausgewählte Ergebnisse 1996.
- Stephan, G. u. Ahlheim, M. (1996), *Ökonomische Ökologie*. Berlin u.a. : Springer.
- Stiglitz, J. (1989), *Finanzwissenschaft*, 2. Aufl. München, Wien: Oldenbourg.
- Streissler, E. (1993), *Das Problem der Internalisierung*. In: König, H. (Hrsg.), *Umweltverträgliches Wirtschaften als Problem von Wissenschaft und Politik*. Schriften des Vereins für Socialpolitik, NF, Bd. 224. Berlin: Duncker & Humblodt, S. 87-110.
- Streit, M. (1991), *Theorie der Wirtschaftspolitik*, 4. Aufl. Düsseldorf: Werner.
- Umweltbundesamt (UBA) (1994), *Umweltabgaben in der Praxis*. Sachstand und Erfahrungen. Texte 27/94: Berlin.
- Umweltprogramm der Bundesregierung (1974), *Bundestagsdrucksache VI/2710*.

- Varian, H. (1995), Grundzüge der Mikroökonomik, 3. Aufl. München, Wien: Oldenbourg.
- Vornholz, G. (1993), Zur Konzeption einer ökologisch tragfähigen Entwicklung. Marburg: Metropolis.
- Weck-Hannemann, H. (1994), Die politische Ökonomie der Umweltpolitik. In: R. Bartel u. F. Hackl (Hrsg.), Einführung in die Umweltpolitik. München: Vahlen.
- Weimann, J. (1995), Umweltökonomik. Eine theorieorientierte Einführung. 3. Aufl. Berlin u.a.: Springer.
- Wicke, L. (1993), Umweltökonomie. Eine praxisorientierte Einführung, 4. Aufl. München: Vahlen.
- Zimmermann, H. (1996), Öko-Steuern: Ansätze und Probleme einer „ökologischen Steuerreform“. In: H. Siebert (Hrsg.), Elemente einer rationalen Umweltpolitik. Tübingen: Mohr (Siebeck).
- Zimmermann, H. u. Benkert, W. (1989), Öffentliche Finanzen im Rahmen einer gemeinlastorientierten Umweltpolitik. In: K. Schmidt (Hrsg.), Öffentliche Finanzen und Umweltpolitik II. Schriften des Vereins für Socialpolitik, NF, Bd. 176/ II. Berlin: Duncker & Humblot.
- Zimmermann, H. u. Hansjürgens, B. (1993), Umweltpolitische Einordnung verschiedener Typen von Umweltabgaben. In: H. Zimmermann (Hrsg.), Umweltabgaben. Grundsatzfragen und abfallwirtschaftliche Anwendung. Marburg: Economica.
- Zimmermann, H. u. Henke, K.-D. (1994), Finanzwissenschaft, 7. Aufl. München: Vahlen.
- Zittel, T. (1997), Die Politik der Umweltabgabe in der Bundesrepublik Deutschland. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 20. Jg., S. 71- 100.

Beiträge in der Volkswirtschaftlichen Diskussionsreihe seit 1993

Im Jahr 1993 erschienen:

- | | | |
|------------------|--|---|
| Beitrag Nr. 83: | Manfred Stadler | Innovation, Growth, and Unemployment. A Dynamic Model of Creative Destruction |
| Beitrag Nr. 84: | Alfred Greiner
Horst Hanusch | Cyclic Product Innovation or: A Simple Model of the Product Life Cycle |
| Beitrag Nr. 85: | Peter Welzel | Zur zeitlichen Kausalität von öffentlichen Einnahmen und Ausgaben. Empirische Ergebnisse für Bund, Länder und Gemeinden in der Bundesrepublik Deutschland |
| Beitrag Nr. 86: | Gebhard Flaig
Manfred Stadler | Dynamische Spillovers und Heterogenität im Innovationsprozeß. Eine mikroökonomische Analyse |
| Beitrag Nr. 87: | Manfred Stadler | Die Modellierung des Innovationsprozesses. Ein integrativer Mikro-Makro-Ansatz |
| Beitrag Nr. 88: | Christian Boucke
Uwe Cantner
Horst Hanusch | Networks as a Technology Policy Device - The Case of the "Wissenschaftsstadt Ulm" |
| Beitrag Nr. 89: | Alfred Greiner
Friedrich Kugler | A Note on Competition Among Techniques in the Presence of Increasing Returns to Scale |
| Beitrag Nr. 90: | Fritz Rahmeyer | Konzepte privater und staatlicher Innovationsförderung |
| Beitrag Nr. 91: | Peter Welzel | Causality and Sustainability of Federal Fiscal Policy in the United States |
| Beitrag Nr. 92: | Friedrich Kugler
Horst Hanusch | Stock Market Dynamics: A Psycho-Economic Approach to Speculative Bubbles |
| Beitrag Nr. 93: | Günter Lang | Neuordnung der energierechtlichen Rahmenbedingungen und Kommunalisierung der Elektrizitätsversorgung |
| Beitrag Nr. 94: | Alfred Greiner | A Note on the Boundedness of the Variables in Two Sector Models of Optimal Economic Growth with Learning by Doing |
| Beitrag Nr. 95: | Karl Morasch | Mehr Wettbewerb durch strategische Allianzen? |
| Beitrag Nr. 96: | Thomas Kuhn | Finanzausgleich im vereinten Deutschland: Desintegration durch regressive Effekte |
| Beitrag Nr. 97: | Thomas Kuhn | Zentralität und Effizienz der regionalen Güterallokation |
| Beitrag Nr. 98: | Wolfgang Becker | Universitärer Wissenstransfer und seine Bedeutung als regionaler Wirtschafts- bzw. Standortfaktor am Beispiel der Universität Augsburg |
| Beitrag Nr. 99: | Ekkehard von Knorring | Das Umweltproblem als externer Effekt? Kritische Fragen zu einem Paradigma - |
| Beitrag Nr. 100: | Ekkehard von Knorring | Systemanalytischer Traktat zur Umweltproblematik |

Beitrag Nr. 101:	Gebhard Flaig Manfred Stadler	On the Dynamics of Product and Process Innovations A Bivariate Random Effects Probit Model
Beitrag Nr. 102:	Gebhard Flaig Horst Rottmann	Dynamische Interaktionen zwischen Innovationsplanung und -realisation
Beitrag Nr. 103:	Thomas Kuhn Andrea Maurer	Ökonomische Theorie der Zeit
Beitrag Nr. 104:	Alfred Greiner Horst Hanusch	Schumpeter's Circular Flow, Learning by Doing and Cyclical Growth
Beitrag Nr. 105:	Uwe Cantner Thomas Kuhn	A Note on Technical Progress in Regulated Firms
Beitrag Nr. 106:	Jean Bernard Uwe Cantner Georg Westermann	Technological Leadership and Variety A Data Envelopment Analysis for the French Machinery Industry
Beitrag Nr. 107:	Horst Hanusch Marcus Ruf	Technologische Förderung durch Staatsaufträge Das Beispiel Informationstechnik

Im Jahr 1994 erschienen:

Beitrag Nr. 108:	Manfred Stadler	Geographical Spillovers and Regional Quality Ladders
Beitrag Nr. 109:	Günter Lang Peter Welzel	Skalenerträge und Verbundvorteile im Bankensektor. Empirische Bestimmung für die bayerischen Genossen- schaftsbanken
Beitrag Nr. 110:	Peter Welzel	Strategic Trade Policy with Internationally Owned Firms
Beitrag Nr. 111:	Wolfgang Becker	Lebensstilbezogene Wohnungspolitik - Milieuschutz- satzungen zur Sicherung preiswerten Wohnraumes
Beitrag Nr. 112:	Alfred Greiner Horst Hanusch	Endogenous Growth Cycles - Arrow's Learning by Doing
Beitrag Nr. 113:	Hans Jürgen Ramser Manfred Stadler	Kreditmärkte und Innovationsaktivität
Beitrag Nr. 114:	Uwe Cantner Horst Hanusch Georg Westermann	Die DEA-Effizienz öffentlicher Stromversorger Ein Beitrag zur Deregulierungsdiskussion
Beitrag Nr. 115:	Uwe Canter Thomas Kuhn	Optimal Regulation of Technical Progress In Natural Monopolies with Incomplete Information
Beitrag Nr. 116:	Horst Rottman	Neo-Schumpeter-Hypothesen und Spillovers im Innovationsprozeß - Eine empirische Untersuchung
Beitrag Nr. 117:	Günter Lang Peter Welzel	Efficiency and Technical Progress in Banking. Empirical Results for a Panel of German Co-operative Banks
Beitrag Nr. 118:	Günter Lang Peter Welzel	Strukturschwäche oder X-Ineffizienz? Cost-Frontier- Analyse der bayerischen Genossenschaftsbanken
Beitrag Nr. 119:	Friedrich Kugler Horst Hanusch	Preisbildung und interaktive Erwartungsaggregation
Beitrag Nr. 120:	Uwe Cantner Horst Hanusch Georg Westermann	Detecting Technological Performances and Variety An Empirical Approach to Technological Efficiency and Dynamics

Beitrag Nr. 121: Jean Bernard
Uwe Cantner
Horst Hanusch
Georg Westermann
Technology and Efficiency Patterns
A Comparative Study on Selected Sectors from the
French and German Industry

Im Jahr 1995 erschienen:

- Beitrag Nr. 122: Gebhard Flaig
Die Modellierung des Einkommens- und Zinsrisikos in
der Konsumfunktion: Ein empirischer Test verschiedener
ARCH-M-Modelle
- Beitrag Nr. 123: Jörg Althammer
Simone Wenzler
Intrafamiliale Zeitallokation, Haushaltsproduktion und
Frauenerwerbstätigkeit
- Beitrag Nr. 124: Günter Lang
Price-Cap-Regulierung
Ein Fortschritt in der Tarifpolitik?
- Beitrag Nr. 125: Manfred Stadler
Spieltheoretische Konzepte in der Markt- und Preistheorie
Fortschritt oder Irrweg?
- Beitrag Nr. 126: Horst Hanusch
Die neue Qualität wirtschaftlichen Wachstums
- Beitrag Nr. 127: Wolfgang Becker
Zur Methodik der Wirkungsanalyse von Maßnahmen der
Verkehrsaufklärung
- Beitrag Nr. 128: Ekkehard von Knorring
Quantifizierung des Umweltproblems durch
Monetarisierung?
- Beitrag Nr. 129: Axel Olaf Kern
Die "optimale" Unternehmensgröße in der deutschen
privaten Krankenversicherung - eine empirische Unter-
suchung mit Hilfe der "Survivor-Analyse"
- Beitrag Nr. 130: Günter Lang
Peter Welzel
Technology and Efficiency in Banking. A "Thick
Frontier"-Analysis of the German Banking Industry
- Beitrag Nr. 131: Tina Emslander
Karl Morasch
Verpackungsverordnung und Duales Entsorgungssystem
Eine spieltheoretische Analyse
- Beitrag Nr. 132: Karl Morasch
Endogenous Formation of Strategic Alliances in
Oligopolistic Markets
- Beitrag Nr. 133: Uwe Cantner
Andreas Pyka
Absorptive Fähigkeiten und technologische Spillovers -
Eine evolutionstheoretische Simulationsanalyse
- Beitrag Nr. 134: Ekkehard von Knorring
Forstwirtschaft und externe Effekte
- Krisenmanagement durch Internalisierung? -
- Beitrag Nr. 135: Friedrich Kugler
Horst Hanusch
Wie werden Einzel- zu Kollektiventscheidungen?
Zur Aggregationsproblematik beim Übergang von der
Mikro- zur Makroebene aus volkswirtschaftlicher Sicht
- Beitrag Nr. 136: Peter Welzel
Quadratic Objective Functions from Ordinal Data.
Towards More Reliable Representations of Policy-
makers' Preferences
- Beitrag Nr. 137: Uwe Cantner
Andreas Pyka
Technologieevolution
Eine Mikro-Makro-Analyse
- Beitrag Nr. 138: Friedrich Kugler
Horst Hanusch
Mikroökonomische Fundierung eines konnektionisti-
schen Portfoliomodells
- Beitrag Nr. 139: Jürgen Peters
Inter-Industry R&D-Spillovers between Vertically
Related Industries: Incentives, Strategic Aspects and
Consequences
- Beitrag Nr. 140: Alfred Greiner
Willi Semmler
Multiple Steady States, Indeterminacy and Cycles in a
Basic Model of Endogenous Growth

Beitrag Nr. 141:	Uwe Cantner Andreas Pyka	Absorptive Capacities and Technological Spillovers II Simulations in an Evolutionary Framework
Beitrag Nr. 142:	Uwe Cantner Georg Westermann	Localized Technological Progress and Industry Structure An Empirical Approach
Beitrag Nr. 143:	Uwe Cantner	Technological Dynamics in Asymmetric Industries R&D, Spillovers and Absorptive Capacity
Beitrag Nr. 144	Wolfgang Becker Jürgen Peters	R&D-Competition between Vertical Corporate Net- works: Structure, Efficiency and R&D-Spillovers

Bisher im Jahr 1996 erschienen:

Beitrag Nr. 145	Günter Lang	Efficiency, Profitability and Competition. Empirical Analysis for a Panel of German Universal Banks
Beitrag Nr. 146	Fritz Rahmeyer	Technischer Wandel. Gradualismus oder Punktualismus?
Beitrag Nr. 147	Karl Morasch	Strategic Alliances - A Substitute for Strategic Trade Policy?
Beitrag Nr. 148	Uwe Cantner Horst Hanusch Andreas Pyka	Routinized Innovations - Dynamic Capabilities in a Simulation Study
Beitrag Nr. 149	Jörg Althammer Simone Wenzler	Wie familienfreundlich ist die Reform des Kindeslasten- ausgleichs? Eine wohlfahrtsökonomische Analyse der familienpolitischen Wirkungen des Jahressteuergesetzes 1996
Beitrag Nr. 150	Fritz Rahmeyer	Privatisierung und Deregulierung der Deutschen Bundes- bahn
Beitrag Nr. 151	Jürgen Peters	Messung und Bewertung des Innovationsverhaltens im deutschen Automobilzuliefersektor Ergebnisse einer empirischen Untersuchung
Beitrag Nr. 152	Horst Hanusch	Die Europäische Währungsunion - Politische Vision und wirtschaftliche Realität -
Beitrag Nr. 153	Andreas Pyka	Informal Networking
Beitrag Nr. 154	Günter Lang	Wettbewerbsverhalten deutscher Banken Eine Panelanalyse auf Basis der Rosse-Panzar Statistik
Beitrag Nr. 155F	Friedrich Kugler Jörg Sommer Horst Hanusch	Capital Markets from an Evolutionary Perspective: The State Preference Model Reconsidered

Bisher im Jahr 1997 erschienen:

Beitrag Nr. 156	Günter Lang	Assimilation of Immigrants in Germany Evidence from an Earnings Frontier Approach
Beitrag Nr. 157	Karl Morasch	Industrial Policy - Centralization or Decentralization?
Beitrag Nr. 158	Jens Krüger Uwe Cantner Horst Hanusch	Wachstum und technologischer Fortschritt im inter- nationalen Vergleich - Neue Befunde zur Krugman-Kontroverse -
Beitrag Nr. 159	Jörg Althammer	The „Social Dimension“ of an Eastward Enlargement of the European Union

- | | | |
|-----------------|---------------------------------|---|
| Beitrag Nr. 160 | Jörg Sommer
Friedrich Kugler | Endogene Erwartungsbildung und Marktstimmungen auf
Basis des Zustands-Präferenz-Ansatzes |
| Beitrag Nr. 161 | Alfred Greiner
Horst Hanusch | Growth and Welfare Effects of Fiscal Policy
in an Endogenous Growth Model |
| Beitrag Nr. 162 | Peter Welzel | Oligopoly and Exchanges Rates |
| Beitrag Nr. 163 | Peter Welzel
Güner Lang | Non-Parametric Efficiency Analysis in Banking.
A Study of German Universal Banks |



