

Kohlhaas, Michael

**Article — Digitized Version**

## Ökonomische Instrumente der Umweltpolitik

Vierteljahrshefte zur Wirtschaftsforschung

**Provided in Cooperation with:**

German Institute for Economic Research (DIW Berlin)

*Suggested Citation:* Kohlhaas, Michael (1994) : Ökonomische Instrumente der Umweltpolitik, Vierteljahrshefte zur Wirtschaftsforschung, ISSN 0340-1707, Duncker & Humblot, Berlin, Vol. 63, Iss. 4, pp. 354-375

This Version is available at:

<https://hdl.handle.net/10419/141071>

**Standard-Nutzungsbedingungen:**

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

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

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

**Terms of use:**

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

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

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

# Ökonomische Instrumente der Umweltpolitik<sup>1</sup>

von Michael Kohlhaas

Die Verantwortung des Staates für Umweltfragen ist heute unumstritten. Umweltprobleme sind seit Mitte der sechziger Jahre immer deutlicher spürbar geworden. Mit dem wachsenden Umweltbewußtsein begann der Umweltschutz, seinen Platz in den politischen und öffentlichen Zielfunktionen einzunehmen. Im Jahr 1971 hat die Bundesregierung erstmals ein Umweltprogramm erstellt, in dem die Umweltpolitik als ebenso bedeutsam angesehen wird „wie andere große öffentliche Aufgaben, zum Beispiel soziale Sicherheit, Bildungspolitik oder innere und äußere Sicherheit“ (Bundestagsdrucksache VI/2710). In den letzten Jahren ist die Erkenntnis gewachsen, daß unsere Wirtschaftsweise droht, globale und unumkehrbare Schäden an dem Ökosystem anzurichten, das unsere Lebensgrundlage darstellt. Bei der UN-Konferenz für Umwelt und Entwicklung in Rio hat sich die internationale Staatengemeinschaft zum Ziel einer „nachhaltigen Entwicklung“ bekannt, die auch für die zukünftigen Generationen die Lebensgrundlagen sichern soll.

Zum Schutz der Umwelt haben sich die meisten Staaten bisher überwiegend des Ordnungsrechtes bedient. Sie haben damit eine Reihe von beachtlichen Erfolgen erzielt. Im Laufe der Zeit sind aber auch Schwächen und Grenzen dieses Ansatzes offensichtlich geworden. Mit der Intensivierung der Umweltschutzbemühungen in vielen Industrieländern und der allgemeinen wirtschaftspolitischen Diskussion über die Deregulierung des Marktes wurde auch die Suche nach einem effizienteren Instrumentarium im Umweltschutz ausgelöst, bei dem in stärkerem Maße als bisher die Kräfte des Marktes zum Zuge kommen sollen.

So ist die Forderung nach ökonomischen Instrumenten im Umweltschutz lauter geworden und wird heute von fast allen Parteien und gesellschaftlichen Gruppen vertreten. Die soziale Marktwirtschaft soll nun auch zur ökologischen Marktwirtschaft werden. Allerdings weichen die Vorstellungen darüber, wie dieses Ziel in die Praxis umgesetzt werden kann, erheblich voneinander ab. Die vorliegende Arbeit soll daher den Diskussionsstand über den Einsatz ökonomischer Instrumente im Umweltschutz skizzieren. Im Zentrum steht das Spannungsverhältnis zwischen Markt und Staat. Es soll herausgearbeitet werden, warum der Markt ohne korrigierende Eingriffe beim Umweltschutz ver-

sagt, welche Aufgaben der Staat in diesem Bereich bewältigen muß und inwieweit er sich bei der Verfolgung seiner Ziele der Marktkräfte bedienen kann. Dabei sollen nicht einzelne Problemfelder der Umweltpolitik und konkrete Ausgestaltungen von Umweltschutzmaßnahmen betrachtet werden, sondern die grundsätzliche Wirkungsweise, Stärken und Schwächen von Instrumententypen.

Diese Diskussion soll vor dem Hintergrund der Umweltpolitik in der Bundesrepublik Deutschland geführt werden. Deren Grundsätze werden im ersten Abschnitt skizziert. Im zweiten Abschnitt werden die Ursachen für Marktversagen im Umweltschutz beschrieben und die grundlegenden Konzepte von Externalitäten und öffentlichen Gütern erläutert. Dieser Abschnitt wendet sich an Nicht-Ökonomen und kann von allen übergangen werden, die mit diesen Konzepten vertraut sind. In Abschnitt 3 werden theoretische Überlegungen zur Korrektur dieses Marktversagens vorgestellt. Vor diesem Hintergrund werden ökonomische Instrumente im Umweltschutz in der Bundesrepublik Deutschland in Abschnitt 4 betrachtet, in Abschnitt 5 werden Schlußfolgerungen gezogen.

## 1. Umweltpolitik in der Bundesrepublik Deutschland

Die Umweltpolitik in der Bundesrepublik Deutschland kann anhand der Prinzipien, an denen sie ausgerichtet werden soll, sowie durch die Instrumente, die dafür eingesetzt werden, gekennzeichnet werden.

### 1.1 Prinzipien der Umweltpolitik

Für die Umweltpolitik der Bundesrepublik sind drei Prinzipien maßgeblich, das Vorsorgeprinzip, das Verursacherprinzip und das Kooperationsprinzip. Das *Vorsorgeprinzip* beschreibt das Ziel, Umweltgefahren möglichst von vornherein zu vermeiden und nicht erst nachträglich zu versuchen, eingetretene Schäden zu reparieren. Es umfaßt die

<sup>1</sup> Dieser Beitrag beruht auf einem Gutachten im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit von Kohlhaas, Weißenburger (1992) zum Thema „Perspektiven des Einsatzes ökonomischer Instrumente für Zwecke des Umweltschutzes aus deutscher, russischer und ukrainischer Sicht“.

Bereiche der Gefahrenabwehr, der Risikoversorge und der Zukunftsvorsorge. Dabei kommt der unmittelbaren Gefahrenabwehr, d.h. der Abwendung von Schäden für Mensch und Umwelt, die höchste Priorität zu. Die Risikoversorge soll die Aufmerksamkeit auf Bereiche lenken, wo noch keine Gefahr, sondern nur ein begründeter Gefahrenverdacht besteht. Ziel der Zukunftsvorsorge ist die aktive und konstruktive Zukunftsgestaltung durch Initiativen zur Erschließung umweltverträglicher Wachstumsmöglichkeiten.

Das *Verursacherprinzip* besagt, daß die Verursacher von Umweltschäden mit den dadurch entstehenden Kosten belastet werden sollen und auch die Kosten von Vermeidungsmaßnahmen zu tragen haben. Es legt als Kostenzurechnungsprinzip fest, daß in der Regel die Verursacher von Umweltschäden die Lasten von Umweltschutzmaßnahmen tragen sollen und nur in Ausnahmefällen die Nutznießer des Umweltschutzes oder öffentliche Haushalte. Über die Verteilungswirkung hinaus hat die Anwendung dieses Prinzips auch Steuerungswirkung für die Ressourcenverwendung in der Volkswirtschaft. Darauf wird im folgenden noch im Detail eingegangen. Nur in den Fällen, wo die Verursacher nicht ermittelt und haftbar gemacht werden können, soll das *Gemeinlastprinzip* zur Anwendung kommen, das die Kosten über den Staatshaushalt der Gemeinschaft anlastet.

Das *Kooperationsprinzip* ist ein politisches Verfahrensprinzip, das auf dem demokratischen Grundverständnis aufbaut und durch eine möglichst weitgehende Beteiligung aller gesellschaftlichen Gruppen die verantwortliche Mitgestaltung im Umweltbereich fördern möchte.

Als Kern der Umweltpolitik ist das Vorsorgeprinzip, d.h. die kurzfristige Gefahrenabwehr und die langfristige Sicherung der Lebensgrundlagen, anzusehen. Verursacherprinzip und Kooperationsprinzip unterstützen die Umsetzung dieses Zieles. Das Kooperationsprinzip hat darüber hinaus als gesellschaftspolitische Grundorientierung eine eigenständige Bedeutung. Die Verfolgung dieser Prinzipien, insbesondere des Verursacher- und Vorsorgeprinzips, hat grundlegende Bedeutung für die Gestaltung des Instrumentariums der Umweltpolitik. Das Ziel, die Sicherung der Lebensgrundlagen mit wachsendem wirtschaftlichem Wohlstand zu verbinden, erfordert noch immer neue Impulse zu einer grundlegenden Veränderung des Wirtschaftens.

## 1.2 Dominanz des Ordnungsrechts in der deutschen Umweltpolitik

Als Instrumente der Umweltpolitik können alle Maßnahmen verstanden werden, die der Staat bei der Verfolgung seiner umweltpolitischen Ziele einsetzen kann. Verschiedene Klassifikationen ordnen die Vielzahl der Instrumente mit Blick auf den Zweck der Darstellung. Der vorliegende Beitrag möchte zeigen, wie Umweltschutz wirksamer gestaltet werden kann, indem das Eigeninteresse der Wirtschaftssubjekte an einer sparsamen Nutzung und der

Erhaltung der natürlichen Ressourcen geweckt wird. Es soll daher unterschieden werden zwischen

- *direkten* Instrumenten, die durch Rechtsvorschriften festlegen, welche Nutzungen der Natur zulässig oder unzulässig sind (Ordnungsrecht), und
- *indirekten, marktwirtschaftlichen oder ökonomischen* Instrumenten, die Anreize für ein umweltschonendes Verhalten setzen, ohne das individuelle Verhalten bindend vorzuschreiben.

Die Diskussion ökonomischer Instrumente muß berücksichtigen, daß die aktuelle Umweltpolitik in Deutschland wie in den meisten anderen Ländern im wesentlichen auf den direkten Instrumenten des Ordnungsrechts aufbaut. Mit diesem Instrumentarium haben Politik, Verwaltung und Rechtsprechung Erfahrung gesammelt und Erfolge im Umweltschutz erzielt. Auch in Zukunft kann wohl in einigen Bereichen, vor allem bei der Gefahrenabwehr, nicht ganz auf ordnungsrechtliche Instrumente verzichtet werden. Auch ist es nicht realistisch, von einer völligen Neugestaltung des umweltpolitischen Instrumentariums auszugehen. Marktwirtschaftliche Instrumente sollten aber schrittweise in die Umweltpolitik eingeführt werden, um eine Flexibilisierung des Instrumentariums zu erreichen und um Schwächen des Ordnungsrechtes entgegenzuwirken. Allerdings können marktwirtschaftliche Instrumente in Bereichen, in denen das Ordnungsrecht dominiert, nicht optimal gestaltet werden, und ihre Wirksamkeit kann unter dem ordnungsrechtlichen Korsett leiden.

Kern des bestehenden deutschen Umweltinstrumentariums stellen Ge- und Verbote dar, die auch als *Umweltauflagen* bezeichnet werden (vgl. Wicke 1989). Verbote unterbinden ein bestimmtes umweltschädigendes Verhalten völlig. Sie dienen in erster Linie der unmittelbaren Gefahrenabwehr und werden in diesem Bereich auch in Zukunft unabdingbar sein, da marktwirtschaftliche Instrumente, die auf eine Festlegung des individuellen Verhaltens verzichten, auch gefährdendes Verhalten zulassen. *Gebote* oder *Auflagen* werden eingesetzt, um Umweltbelastungen gegenüber einer Ausgangssituation zu reduzieren, ohne sie aber ganz zu unterbinden. Sie definieren also gleichzeitig eine Form und ein Maß an *zulässiger Umweltbelastung*. Dabei können verschiedene Ansatzpunkte für Auflagen gewählt werden: die zulässigen Emissionen, die Produktionsverfahren oder andere Produktionsauflagen (vgl. Wicke 1989, 169). *Emissionsnormen* legen Grenzwerte für die absolute Menge an Schadstoffen, die von einer Produktionsanlage ausgestoßen werden dürfen, oder Verpflichtungen zur einer bestimmten Reduktion des Schadstoffausstoßes fest. Statt absoluter Schadstoffmengen können auch Emissionsgrenzwerte festgelegt werden, d.h. der Schadstoffausstoß pro Zeiteinheit, Produkteinheit, pro Liter Abluft oder ähnlichem. Dies wird häufig bei mobilen Quellen getan (z.B. Kraftfahrzeuge), bei denen wegen Meß- und Kontrollproblemen die Gesamtemission nicht ermittelt werden kann. Auflagen über den *Produktionsprozeß* betreffen

die verwendeten Inputs, die Technologie sowie Bauart- und Betriebsnormen. Sie können Betreiber zur Einhaltung eines „Standes der Technik“ oder „allgemein anerkannter Regeln der Technik“ verpflichten. Unter dem *Stand der Technik* versteht man fortschrittliche Verfahren, die bereits mit Erfolg im Betrieb erprobt worden sind. *Allgemein anerkannte Regeln der Technik* betreffen Verfahren, die schon von der Mehrzahl der Betreiber bestimmter Anlagen angewandt werden. Die Konkretisierung und inhaltliche Ausgestaltung dieser abstrakten Begriffe ist in Einzelverordnungen vorzunehmen. *Produktionsauflagen* werden meist zeitlich oder räumlich begrenzt verhängt, um die Produktionsmengen besonders schadstoffintensiver Güter zu reduzieren oder zu verbieten und damit unzulässige Belastungen zu verhindern.

## 2. Staatseingriffe bei Marktversagen

### 2.1 Umwelt als knappe Ressource

Ausgangspunkt ökonomischen Denkens und Handelns ist das sogenannte *Knappheitsproblem*: die Bedürfnisse der Mitglieder einer Volkswirtschaft sind mit den vorhandenen oder produzierbaren Ressourcen, Dienstleistungen und Gütern nicht vollständig zu befriedigen. Ressourcen sind in diesem Sinne — d.h. relativ zu den Bedürfnissen — knapp.

Auch Umwelt ist eine solche knappe Ressource: nicht alle Ansprüche an die Natur lassen sich in vollem Umfang befriedigen. Lange Zeit wurde Umwelt als „freies Gut“ betrachtet, d.h. als ein Gut, das in Anspruch genommen werden kann, ohne dadurch die Bedürfnisbefriedigung anderer zu schmälern. In den letzten Jahrzehnten ist aber immer deutlicher geworden, daß diese Ansicht nicht mehr haltbar ist. Die Nutzung der Natur durch die Entnahme von Rohstoffen und die Abgabe von Schadstoffen im Rahmen von Produktions- und Konsumprozessen gefährdet die Funktion der Ökosphäre als Lebensraum für Menschen, Tiere und Pflanzen. Das bedeutet: Wer die Ressource Umwelt in Anspruch nehmen möchte, steht in Konkurrenz mit anderen Nutzungsmöglichkeiten.

Allerdings versagt der Markt in weiten Bereichen bei der Steuerung der Nutzung von Umweltressourcen. Dieses Marktversagen wird durch die Konzepte der externen Effekte und der öffentlichen Güter erklärt. Auf diese Konzepte soll im folgenden näher eingegangen werden.

### 2.2 Marktversagen im Umweltschutz

#### 2.2.1 Externe Effekte

Ein *externer Effekt* (auch Externalität genannt) liegt vor, wenn durch eine Konsum- oder Produktionsaktivität das Wohlbefinden (Nutzniveau) oder die Produktionskosten von Dritten beeinflußt werden, ohne daß dies vom Verursacher in seinem Entscheidungskalkül explizit berücksichtigt wird<sup>2</sup>.

Den besten Zugang zum Konzept von Externalitäten gewinnt man, wenn man sie von den allgemeinen Wechselwirkungen in Marktwirtschaften abgrenzt. Die Theorie der Marktwirtschaft geht davon aus, daß grundsätzlich alle Handlungen Auswirkungen auf den Rest der Ökonomie haben. Wenn z.B. ein Hersteller beschließt, seine Produktionsmenge zu erhöhen, benötigt er mehr Rohstoffe, Vorleistungen und Arbeitskraft. Diese Ressourcen stehen anderen Nachfragern nicht mehr zur Verfügung. Damit kann der Preis dieser Inputs steigen, so daß auch andere Hersteller für diese Inputs höhere Preise bezahlen müssen. Gleichzeitig verändern sich die Einkommen der Anbieter dieser Inputs und über das Kaufverhalten pflanzt sich dieser Effekt in der Ökonomie fort. Diese Wechselwirkungen über Änderungen von Einkommen und Preisen sind erwünscht und für das Funktionieren des Marktes notwendig, denn so werden allen Wirtschaftssubjekten Nutzungsansprüche und veränderte Knappheiten signalisiert. Der Nachfrager nach einer Ressource berücksichtigt die durch ihn verursachten Kosten bei seiner Nachfrageentscheidung in Form des Preises, den er für die Ressource zu entrichten hat.

Externalitäten dagegen sind gekennzeichnet durch physische oder psychische Folgen, die vom Verursacher in seinem Entscheidungskalkül nicht berücksichtigt werden<sup>3</sup>. Man spricht von *negativen* externen Effekten (oder externen Kosten, sozialen Folgekosten oder sozialen Zusatzkosten), wenn der Einfluß das Nutzenniveau senkt bzw. Produktionskosten erhöht, im umgekehrten Fall von *positiven* externen Effekten (oder externen Erträgen).

Das Auftreten von Externalitäten hat Einfluß darauf, wie, welche und wieviel Ressourcen in Anspruch genommen und Güter produziert werden. Wenn ein Produktionszweig nicht für die Belastung aufkommen muß, die durch negative externe Effekte entsteht, so können seine Produkte im Vergleich zu einer Situation, in der diese Kosten vollständig berücksichtigt werden, billiger produziert und verkauft werden und werden deshalb in größerer Menge nachgefragt als gesamtwirtschaftlich wünschenswert wäre<sup>4</sup>.

Eine Folge des Auftretens externer Effekte ist ein Abweichen des Marktergebnisses von einem gesamtwirtschaftlichen Optimum, die Marktallokation ist nicht effizient. Es wäre also möglich mindestens ein Mitglied der Gesellschaft besserzustellen, ohne irgendjemand schlechterstellen zu müssen. Ziel der politischen Eingriffe ist es, die Verursacher zu einer angemessenen Berücksichtigung der von ihnen ausgelösten externen Effekte zu bewegen. Man

<sup>2</sup> Es soll versucht werden, dieses Konzept intuitiv verständlich zu machen, ohne auf die komplexe Diskussionen über die exakte Definition dieses Begriffes einzugehen (vgl. dazu z.B. Baumol, Oates (1988), Burrows (1979), Mishan (1972)).

<sup>3</sup> Zur Unterscheidung der beiden Effekte werden letztere manchmal auch technische Externalitäten genannt, während die Preisveränderungen im Marktprozeß als pekuniäre Externalitäten bezeichnet werden (vgl. Baumol, Oates (1988)).

<sup>4</sup> Umgekehrtes gilt analog im Fall positiver Externalitäten: sie verursachende Aktivitäten werden in geringerem Umfang als wünschenswert betrieben.

spricht dann von *Internalisierung* einer Externalität. Es sei hier schon darauf hingewiesen, daß dies nicht bedeutet, daß die umweltbelastende Aktivität vollkommen unterbunden werden soll. Die Berücksichtigung negativer externer Effekte wird in der Regel zu einer Verminderung, nicht aber zu einer Einstellung der sie verursachenden Aktivitäten führen.

Ohne umweltpolitische Eingriffe zur Internalisierung der externen Kosten wird Umwelt als kostenloses Gut betrachtet und in Anspruch genommen, ohne die Folgen für Produktion, Konsum und die Lebensqualität allgemein zu berücksichtigen. Alternative Produktionsmethoden und Produkte mit geringerer Umweltbelastung werden nicht in Betracht gezogen, wenn sie teurer sind. Es besteht kein Anreiz zu umweltschonendem Verhalten.

### 2.3.2 Öffentliche Güter

Bisher wurde angenommen, daß die Inanspruchnahme einer Ressource volkswirtschaftliche Kosten verursacht, da diese für andere nicht mehr verfügbar ist und daß der Eigentümer der Ressource andere von deren Nutzung ausschließen oder ihnen diese gegen Zahlung eines Entgeltes zur Verfügung stellen kann. Trifft eine der Annahmen nicht zu, so spricht man von *öffentlichen Gütern* oder *Kollektivgütern*.

Falls ein Gut gleichzeitig von mehreren oder sogar von allen Wirtschaftseinheiten genutzt werden kann, so verursacht die Nutzung durch eine weitere Person keine zusätzlichen Kosten in dem oben genannten Sinn. Man nennt diese Eigenschaft *Nichtrivalität*. So kann die Information einer Kirchturmuhr oder eines Leuchtturms (den klassischen, aber nicht ganz zeitgemäßen Beispielen für öffentliche Güter) von vielen gleichzeitig in Anspruch genommen werden. Vom Schutz eines Deiches gegen Überschwemmung profitieren alle Bewohner einer Region; ein neu Hinzuziehender genießt diesen Schutz, ohne den der anderen zu verringern. Weitere Beispiele sind die Leistungen einer Rundfunkanstalt, die Innovationen eines Erfinders oder der Schutz durch eine Landesverteidigung. Dabei muß das „Gut“ nicht von allen in gleichem Maße als wünschenswert empfunden werden. Die Nichtrivalität hat dann eine Kehrseite: bei negativer Bewertung ist es nicht (immer) möglich, sich ihrem Einfluß zu entziehen und die Schädigung eines Wirtschaftsteilnehmers verringert nicht die Schädlichkeit für die anderen. Umweltverschmutzung (z.B. Luft- oder Wasserverschmutzung) hat in vielen Fällen diese Eigenschaft, einige Autoren sprechen daher von einem „public bad“, „öffentlichem Übel“ oder „öffentlichem Ungut“.

Nur wenige Güter weisen die Nichtrivalität in vollem Umfang auf. In sehr vielen Fällen gilt sie nur für eine begrenzte Zahl von Nutzern. Ist diese Zahl überschritten, so führt eine weitere Inanspruchnahme zu einer Einschränkung der Nutzung der anderen. Sehr anschaulich ist das Beispiel von Straßen, die genutzt werden, um Entfernungen zu überbrücken. Bis zu einer gewissen Zahl von Fahrzeugen

ist es unerheblich, wenn weitere hinzukommen. Erst bei einer größeren Anzahl behindern sich die Fahrzeuge gegenseitig in ihrem Fortkommen. Man spricht dann allgemein von *Überfüllung*.

In solchen Fällen von Überfüllung ist ein anderes Kennzeichen öffentlicher Güter von Bedeutung. Häufig ist es unmöglich oder verursacht unverhältnismäßig hohe Kosten, Einzelne von der Nutzung auszuschließen. In der Literatur findet man dafür die Bezeichnung *Nicht-Ausschlußprinzip*. Die Nutzung des Gutes steht also jedem zur Verfügung, auch wenn er nicht bereit ist, einen Finanzierungsbeitrag für die Bereitstellung zu leisten.

Für den Marktmechanismus wirft dies Probleme auf: so lohnt z.B. der Bau und Betrieb eines Leuchtturms privatwirtschaftlich nicht, da die Nutznießer nicht gezwungen werden können, einen Beitrag zur Deckung der Kosten zu leisten. Jeder Einzelne neigt dann dazu, auf die Bereitstellung solcher Güter durch andere zu warten, um diese dann kostenlos mitzunutzen. Man nennt diese Verhaltensweise „free rider“- oder *Trittbrettfahrerverhalten*. Die Versorgung mit öffentlichen Gütern wird wegen des Versagens des Marktes, diese Güter bereitzustellen, als klassische Aufgabe des Staates betrachtet, die über Steuereinnahmen finanziert werden muß.

Die Menge an öffentlichen Gütern, die der Staat bereitstellen sollte, hängt von der Wertschätzung der Nutznießer ab, genauer gesagt von der Summe ihrer jeweiligen Zahlungsbereitschaften. Das Angebot sollte solange erhöht werden, wie die Nutznießer zusammen einen größeren Nutzen als die entstehenden Produktionskosten daraus ziehen. Diese Nutzungsgewinne sind jedoch nicht direkt zu beobachten und es ist schwierig, sie durch Befragungen herauszufinden: würde jeder gezwungen, gemäß der angegebenen Wertschätzung Zahlungen zu leisten, so wird er dabei untertreiben, insbesondere wenn er glaubt, daß bei einer großen Zahl von Nutznießern seine Angabe die Gesamtmenge kaum beeinflusst. Kann er andererseits seine Wünsche äußern, ohne entsprechend bezahlen zu müssen, neigt jeder einzelne zur Übertreibung. Die Frage der Enthüllung von Präferenzen für öffentliche Güter stellt ein wichtiges Forschungsfeld der Finanzwissenschaft dar, das auch für den Umweltbereich große Bedeutung besitzt<sup>5</sup>.

Ein Gut, das beide Merkmale aufweist (Nichtrivalität und Nicht-Ausschlußprinzip), wird als *reines öffentliches Gut* bezeichnet. Wenn von der Umwelt als einem öffentlichem Gut gesprochen wird, dann nicht in diesem Sinn: Das Auftreten von Umweltproblemen ist gerade darauf zurückzuführen, daß Grenzen in der Nutzung der Natur auftreten, jenseits derer alternative Nutzungen einander ausschließen. Insofern sprechen manche Autoren von einem *begrenzt öffentlichem Gut*. Doch weisen Umweltgüter zu einem großen Teil das zweite Merkmal auf: Alle Bewohner

<sup>5</sup> Einen Überblick über eine Studienreihe des Umweltbundesamtes zu diesem Problem geben Endres, Jarre, Klemmer, Zimmermann (1991).

einer Region genießen die gleiche Umweltqualität, unabhängig davon, welchen Beitrag sie dafür leisten. Dadurch entsteht das Trittbrettfahrerproblem: Jeder möchte eine gesunde Umwelt, doch kaum jemand ist bereit, von sich aus Kosten dafür zu tragen. Einen Beitrag dazu könnte jeder einzelne leisten: z.B. durch den Verzicht auf umweltbelastende Produkte, den Kauf energiesparender Haushaltsgeräte, die Durchführung wärmedämmender Maßnahmen im Haushalt oder die Benutzung umweltfreundlicher Verkehrsmittel. Da der Nutzengewinn des Einzelnen durch seine eigenen Anstrengungen zum Umweltschutz in der Regel sehr klein ist, sind die meisten Menschen nicht bereit, dafür freiwillig Kosten auf sich zu nehmen<sup>6</sup>. Diese Aussage schließt nicht aus, daß Maßnahmen aus privatwirtschaftlichen Gründen ergriffen werden, daß z.B. Wärmedämmung durchgeführt wird, um Heizkosten zu sparen. Es kann jedoch auch in diesen Fällen volkswirtschaftlich effizient sein, weitergehende Umweltschutzmaßnahmen durchzuführen, die einzelwirtschaftlich nicht rentabel sind.

### 3. Ökonomische Instrumente der Umweltpolitik in der Theorie

Umwelt wurde oben als knappes Gut gekennzeichnet, das einer effizienten Nutzung zuzuführen ist. Allerdings versagt der Markt ohne Unterstützung des Staates bei dieser Aufgabe. Damit stellt sich die Frage, ob es Möglichkeiten gibt, die aufgezeigte Schwäche des Marktes zu heilen und welche Schlüsse daraus für die Umweltpolitik abzuleiten sind. Dazu sollen zuerst zwei Antworten auf das Problem externer Effekte aus der ökonomischen Theorie dargestellt werden, die als Ausgangspunkt für die Konzeption umweltpolitischer Instrumente gedient haben. Danach sollen verschiedene Typen von Instrumenten der Umweltpolitik beschrieben und anhand einer Reihe von Kriterien beurteilt werden.

#### 3.1 Wohlfahrtstheoretische Lösungskonzepte des Umweltproblems

##### 3.1.1 Die Korrektur externer Effekte durch Steuern (nach Pigou)

Allokationsverzerrungen im Falle von Externalitäten entstehen durch ein Abweichen der privaten Kosten, d.h. dem Preis, von den volkswirtschaftlichen oder gesellschaftlichen Kosten. Pigou (1920) argumentierte, durch die Erhebung einer Steuer in Höhe der Differenz zwischen privaten und volkswirtschaftlichen Kosten (also in Höhe des in Geldeinheiten bewerteten externen Effekts) könne die Effizienz der Allokation wiederhergestellt werden. Die Summe aus dem bisherigen Preis und der Steuer entspricht dann den volkswirtschaftlichen Kosten; die Voraussetzung für die effiziente Nutzung von Ressourcen wird wiederhergestellt. Eine derartige Pigou-Steuer führt dazu, daß Verursacher aus eigenem Interesse Umweltbelastungen solange reduzieren, wie die Kosten der Vermeidung geringer sind

als der Steuersatz. Dabei haben sie die Freiheit, die wirtschaftlich günstigste Methode zu wählen. Wird der Steuersatz so festgelegt, daß die Kosten zusätzlichen Umweltschutzes genauso hoch wären wie die dadurch ersparten Kosten der Umweltbelastung, so wird ein gesellschaftlich optimales Maß an Umweltschutz erreicht. Die so erzielte Allokation ist effizient.

Diese Überlegung zeigt, wie Marktversagen beim Auftreten von externen Effekten durch die Erhebung von Steuern zumindest theoretisch überwunden werden kann. Allerdings treten bei der praktischen Anwendung dieses Vorschlags erhebliche Probleme auf. Um das Steuersystem optimal auszugestalten, wäre es notwendig, alle Kosten zu kennen, die durch Umweltverschmutzung verschiedener Art und verschiedenen Niveaus entstehen und die notwendig wären, um diese Schäden zu vermeiden. Die dazu notwendigen Informationen über Produktions- und Vermeidungstechnologien, über die technisch-naturwissenschaftlichen Zusammenhänge zwischen wirtschaftlichen Aktivitäten, Emissionen und Umweltbelastung sowie über die Bewertung von Umweltqualität durch die Mitglieder der Gemeinschaft sind grundsätzlich nicht verfügbar<sup>7</sup>.

Wie diese Erkenntnisse dennoch zur Gestaltung umweltpolitischer Instrumente zu nutzen sind, wird in Abschnitt 3.3.1 gezeigt. Zuvor soll allerdings ein fundamental anderer theoretischer Ansatz dargestellt werden.

#### 3.1.2 Theorie der Eigentumsrechte (nach Coase)

Pigou und viele Ökonomen nach ihm sahen in der Existenz externer Effekte die Notwendigkeit und Rechtfertigung für Eingriffe des Staates in den Marktprozeß. Da externe Effekte in nahezu jedem Bereich unserer Wirtschaft zu beobachten sind, können sich Wirtschaftspolitiker leicht auf dieses Phänomen berufen, wenn sie Eingriffe in das Marktgeschehen beabsichtigen. In so unterschiedlichen Bereichen wie Bildung, Gesundheitswesen, Verkehrspolitik, Forschung und Handelspolitik wurden Eingriffe u.a. mit externen Effekten begründet. Eine große Zahl von Ökonomen ist skeptisch, was die Motivation und Effizienz „des Staates“, d.h. der Politiker und der Bürokratie, betrifft. Da dieses Instrumentarium auch verwendet werden kann, um einzelne Personen oder Gruppen zu begünstigen, besteht immer die Gefahr des Mißbrauches. Darüber hinaus weisen sie auf die möglichen Kosten von solchen Eingriffen in das Marktgeschehen hin. Durch falsche Eingriffe kann die wirtschaftliche Situation durchaus verschlechtert werden. Dem Versagen des Marktes wurde also die Gefahr des *Politikversagens* entgegengehalten. Darauf beruht der Versuch zu zeigen, daß die Auswirkungen externer Effekte

<sup>6</sup> Bei grenzüberschreitenden Umweltbelastungen tritt das Trittbrettfahrerproblem auch zwischen Staaten auf.

<sup>7</sup> Ein Vorzug von Marktwirtschaften ist gerade, diese Informationen für Allokationsentscheidungen nicht zu benötigen, solange nicht ein derartiger Fall von Marktversagen vorliegt.

nicht nur durch staatliche Eingriffe korrigiert werden können. Externe Effekte wurden oben dadurch gekennzeichnet, daß Einflüsse von wirtschaftlichen Aktivitäten auf Dritte im Entscheidungskalkül des Verursachers unberücksichtigt bleiben. Coase (1960) behauptet nun, daß dies darauf zurückzuführen ist, daß das Rechtssystem nicht geeignet ausgestaltet ist.

Der Grundgedanke soll an dem folgenden Beispiel verdeutlicht werden. An einem Flußlauf ist eine Chemiefabrik angesiedelt, die Abwässer in den Fluß einleitet. Flußabwärts arbeitet ein Wasserwerk, das Trinkwasser für eine nahegelegene Stadt gewinnt. Dem Wasserwerk entstehen aufgrund der Belastung durch den Chemieproduzenten erhöhte Kosten bei der Trinkwasseraufbereitung. Der Chemieproduzent fällt seine Produktionsentscheidungen unabhängig von den durch ihm verursachten Zusatzkosten des Wasserwerks. Coase fragt nun, was geschähe, wenn einem der beiden Kontrahenten das Verfügungsrecht über die Nutzung des Flußlaufes eingeräumt würde. Hätte das Wasserwerk dieses Verfügungsrecht, so könnte es dem Chemieunternehmen untersagen, Abwässer einzuleiten. Es könnte aber auch die Einleitung von Abwässern gestatten. Das Wasserwerk wird diese Genehmigung geben, wenn es dafür einen „Preis“ erhält, der mindestens die durch die Einleitung entstehenden zusätzlichen Reinigungskosten deckt. Hätte umgekehrt der Chemieproduzent das Verfügungsrecht, so würde er seine Abwässer in den Fluß einleiten, wenn ihm nicht das Wasserwerk einen Anreiz gibt, darauf zu verzichten. Der Anreiz müßte in Form einer Zahlung bestehen, die mindestens so hoch ist wie die Kosten, die dem Chemieproduzenten entstehen, wenn er die Belastung reduziert.

Aus dieser Argumentation folgt, daß der Verursacher eine belastende Aktivität nur in dem Umfang aufrechterhalten wird, wie der Vorteil, den er daraus zöge, größer ist als der zu leistende Schadensersatz oder die ihm angebotene Kompensationszahlung. Oder umgekehrt ausgedrückt: Der Verursacher würde die Emissionen so weit verringern, bis der Verlust durch eine weitere Reduktion höher wäre als die Ersparnis an Schadensersatz oder die dafür erhältliche Kompensationszahlung. Coase folgert daraus, daß bei eindeutig festgelegten, handelbaren und notfalls einklagbaren Verfügungsrechten (property rights) Schädiger und Geschädigter in einem Verhandlungsprozeß ein effizientes Ergebnis erreichen. Ein derartiger Mechanismus hätte gegenüber der oben dargestellten Steuerlösung verschiedene Vorteile aufzuweisen (vgl. z.B. Wicke, 1989, 209 ff.).

- Der Eigentümer der Verfügungsrechte hat ein Eigeninteresse daran, alternative Nutzungsmöglichkeiten seiner Ressource in Betracht zu ziehen und sie der Verwendung mit dem höchsten Nutzen zuzuführen.
- Jeder Produzent oder Konsument, der die Ressource „Umwelt“ nutzt, wird gezwungen, dadurch verursachte gesellschaftliche Kosten zu berücksichtigen. Da diese auch einzelwirtschaftlich zum Kostenfaktor werden, ist er um eine effiziente Nutzung bemüht.

- Der Staat muß sich nach Verteilung der Verfügungsrechte nicht mehr um den Einsatz der Ressource Umwelt kümmern. Insbesondere benötigt er sehr viel weniger Informationen und nimmt in sehr viel geringerem Umfang Verwaltungs- und Kontrollkosten auf sich.

Aus verschiedenen Gründen ist jedoch anzuzweifeln, daß das von Coase vorgeschlagene Verfahren eine erfolgversprechende Lösung für die aktuellen Umweltprobleme darstellt.

- Da viele der gefährdeten Umweltgüter (z.B. Luft, Klima, Ozonschicht, Meere und Flüsse) die Eigenschaften öffentlicher Güter aufweisen, führt auch der Verhandlungsprozeß wegen des Trittbrettfahrerproblems zu keiner effizienten Lösung.
- Die Argumentation von Coase unterstellt, daß der Verhandlungsprozeß selbst keine Kosten verursacht, bzw. diese im Vergleich zu den dabei erzielbaren Effizienzgewinnen gering sind. Diese Annahme kann gerade bei einer größeren Zahl von Betroffenen verletzt sein.
- Bei einer geringen Zahl von Betroffenen kann strategisches Verhalten das Ergebnis beeinflussen und Effizienz verhindern (vgl. dazu besonders Weimann, 1990).
- Im Eigeninteresse des Eigentümers können kurzfristige Betrachtungen im Vordergrund stehen, die langfristige Erhaltung der Umwelt ist dann nicht gesichert. Viele bezweifeln daher, daß die Bewahrung der Natur der Willkür eines Eigentümers überlassen werden sollte, insbesondere da die davon betroffenen zukünftigen Generationen ihre Interessen nicht in den Verhandlungsprozeß einbringen können.

### 3.2 Kriterien zur Beurteilung von Instrumenten der Umweltpolitik

Die gerade dargestellten theoretischen Ansätze versuchen in erster Linie, eine Lösung für das Problem der durch externe Effekte verursachten Fehlallokation aufzuzeigen. Dabei ist deutlich geworden, daß sich daraus — vor allem aus Informationsgründen und wegen des Trittbrettfahrerproblems bei öffentlichen Gütern — nicht unmittelbar Politikinstrumente ableiten lassen. Alle praktischen Lösungen werden gegenüber dem theoretischen Ideal Defizite aufweisen. Von Wissenschaft und Politik wurde eine Reihe von Instrumenten entwickelt, die in unterschiedlichen Punkten und in verschiedenem Ausmaß Stärken und Schwächen aufweisen. Im Vorgriff auf die folgende Diskussion kann schon festgestellt werden, daß sich keines dieser Instrumente den anderen in allen Belangen als überlegen erweist. Man muß daher im Einzelfall entscheiden, welches Instrument für die angestrebten Ziele am besten geeignet ist. Dabei ist zu berücksichtigen, daß in diese Bewertung neben umweltpolitischen und ökonomischen Zielen eine Reihe weiterer (politischer, ethischer, u.a.) Aspekte einfließen kann. Voraussetzung für eine rationale Umweltpolitik

ist eine systematische Beurteilung alternativer Instrumente anhand klar definierter Kriterien. Die gebräuchlichsten Kriterien werden im folgenden dargestellt (vgl. Endres 1985, Wicke 1989).

Zum einen stellt sich die Frage, ob ein Instrument geeignet ist, das angestrebte Ziel in einem angemessenen Zeitraum zu erreichen. Für den Bereich der Umweltpolitik läßt sich dieses Kriterium spezifizieren als die „Eignung, einen vorgegebenen Emissionsstandard für eine Region sicher zu realisieren“ und wird als *ökologische Treffsicherheit* (auch Wirksamkeit, Effektivität oder ökologische Effizienz) bezeichnet (Endres, 1985, 85). Auch sollte das Ziel mit den verfügbaren Technologien und bei gegebenen Ressourcen mit möglichst geringen Kosten erreicht werden. Man nennt diese Eigenschaft *Effizienz* oder zur Abgrenzung von der ökologischen Effizienz auch ökonomische Effizienz. Neben den direkten Kosten für Umweltschutzmaßnahmen sind auch die im administrativen Bereich entstehenden Kosten für Implementierung und Kontrolle, allgemein die *administrativ-rechtliche Praktikabilität* (Wicke 1989, 403) zu berücksichtigen. Während die Möglichkeiten und Kosten für Umweltschutzmaßnahmen kurzfristig durch die verfügbaren Technologien bestimmt werden, können auf längere Frist auch neue Technologien entwickelt werden. Die Fähigkeit eines Instrumentes, „die Entwicklung und Einführung umwelttechnischen Fortschritts zu induzieren“ wird als *dynamische Anreizwirkung* bezeichnet (Endres 1985, 65). Da Umweltpolitik stets auch im Zusammenhang mit anderen Politikbereichen zu sehen ist, spielt die Verträglichkeit mit anderen politischen Zielen, insbesondere die *wirtschaftspolitische Verträglichkeit*, eine nicht zu vernachlässigende Rolle. In diesem Zusammenhang werden insbesondere die Auswirkungen auf Wettbewerbsfähigkeit und die Zahl der Arbeitsplätze diskutiert, aber auch auf Marktstruktur und Wettbewerbspolitik. Die Vereinbarkeit mit den Grundsätzen der Marktwirtschaft wird *Marktkonformität* genannt.

Von Ökonomen lange vernachlässigt wurde der Aspekt der *politischen Durchsetzbarkeit*, die von den Interessen und (Vor-)Urteilen der politischen Entscheidungsträger bestimmt wird. Darin fließen die oben genannten Kriterien ein, aber darüber hinaus auch deren Verteilungswirkung, d.h. die Frage, wer die Kosten zu tragen hat und wem die Vorteile einer Maßnahme zukommen. Aber auch die Vertrautheit des politisch-administrativen Bereiches mit Instrumenten, politische und ethische Werturteile sowie psychologische Faktoren können hierbei eine wichtige Rolle spielen.

Bei den folgenden Betrachtungen werden die Aspekte der ökologischen Treffsicherheit, der ökonomischen Effizienz, der dynamischen Anreizwirkung sowie der administrativ-rechtlichen Praktikabilität im Mittelpunkt stehen. Vernachlässigt wird hier die Frage nach der politischen Akzeptanz. Dahinter steht die Überzeugung, daß sozial unerwünschte Folgen durch flankierende Maßnahmen korrigiert werden können und Unterstützung für empfehlens-

werte Instrumente längerfristig durch Aufklärungsarbeit geschaffen werden kann. Kurzfristig dürfen daraus resultierende Restriktionen aber nicht übersehen werden.

Inhalt und Anwendung dieser Kriterien sollen im folgenden am Beispiel ordnungsrechtlicher Instrumente der Umweltpolitik verdeutlicht werden. Es ist nicht möglich, hier eine detaillierte Beurteilung durchzuführen, die auf einzelne Instrumente, Problem- und Regelungsbereiche eingeht. Allerdings sind einige grundsätzliche Einschätzungen möglich und hilfreich, da die Diskussion über marktwirtschaftliche Instrumente vor dem Hintergrund des bestehenden ordnungsrechtlichen Instrumentariums gesehen werden muß.

Bezüglich der *ökologischen Treffsicherheit* werden ordnungsrechtlichen Regelungen häufig gute Eigenschaften zugesprochen. Dabei wird einerseits an die Verbote von besonders gefährlichen Aktivitäten und toxischen Stoffen gedacht. Hier sind Verbote sicherlich das geeignete Instrument, das auch nicht in Frage gestellt ist. Auch Auflagen, die das Emissionsniveau der Einzelanlagen begrenzen, bieten die Möglichkeit, Emissionsziele verbindlich vorzugeben. Dabei treten Meß- und Kontrollprobleme auf, die jedoch prinzipiell auch alternative marktwirtschaftliche Instrumente betreffen. Fraglicher ist das Urteil, wenn man Auflagen betrachtet, die die zulässige Schadstoffintensität festlegen (z.B. Schwefelgehalt von Kohle, Bleigehalt von Benzin, Schwefeldioxidgehalt pro Liter Abluft), da hier die Gesamtemission von der Zahl und Nutzungsintensität der Einzelanlagen abhängt. Probleme treten bei Auflagen auch auf, wenn eine Reduktion des Belastungsniveaus herbeigeführt werden soll. Dies ist zwar prinzipiell auch für Altanlagen über nachträgliche Anordnungen möglich. Neue Emissionsstandards müssen allerdings erst in Anordnungen für alle Einzelanlagen umgesetzt werden. Ausnahme genehmigungen und Ausnutzung des Rechtsweges können den Vollzug verzögern und so zumindest für lange Anpassungsfristen an neue Standards sorgen. Teilweise sind in Deutschland dabei deutliche *Vollzugsdefizite* aufgetreten. Die Umsetzung von Umweltstandards in Einzelanordnungen, die Kontrolle ihrer Einhaltung, und die Ahndung von Vergehen weisen immer wieder erhebliche Lücken und zeitliche Verzögerungen auf.

Besonders kritisch wird die *ökonomische Effizienz* von Auflagen beurteilt, also deren Fähigkeit, das angestrebte Maß an Umweltentlastung zu den geringsten Kosten herbeizuführen. Auflagen folgen dem Prinzip, daß einzelnen Verursachern ein Mindestbeitrag zur Entlastung der Umwelt vorgeschrieben wird. Ökonomische Effizienz wird hingegen erreicht, wenn die Reduktionen bei den Unternehmen vorgenommen werden, wo dies am kostengünstigsten möglich ist. Dies ist nicht gewährleistet, wenn bei den einzelnen Verursachern unterschiedliche Kosten für die Vermeidung von Umweltbelastungen auftreten, durch Auflagen aber alle Unternehmen gezwungen werden, Reduktionsmaßnahmen zu ergreifen. Angenommen ein Verursacher kann die vorgeschriebene Schadstoffreduk-



tion für 500 TDM erbringen. Bei einem anderen Verursacher, der die ihm auferlegten Grenzen bereits erfüllt hat, würde eine *zusätzliche* Reduktion in gleichem Umfang nur 300 TDM kosten. Dann könnten die Kosten für die angestrebte Reduktion des Emissionsniveaus um 200 TDM gesenkt werden, wenn sie an der billigeren Stelle vorgenommen wird<sup>8</sup>.

Eine weitere Voraussetzung für ökonomische Effizienz ist, daß jedes einzelne Unternehmen eine gegebene Reduktion auf dem kostengünstigsten Weg erreicht. Dies ist in Frage gestellt, wenn eine Auflage einem Unternehmen vorschreibt, auch welchem Weg (z.B. mit welcher Technologie, durch Reduktion welcher Inputs, o.ä.) das vorgegebene Ziel zu erreichen ist. Ineffizienzen von Auflagen entstehen also dadurch, daß Schadstoffreduktionen nicht immer an der kostengünstigsten Stelle oder auf die billigste Art vorgenommen werden können, wenn der Handlungsspielraum der Verursacher durch die Auflagenregelung eingeschränkt wird.

Ein weiterer Schwachpunkt von Auflagen ist das Fehlen der *dynamische Anreizwirkung*. Durch Auflagen werden häufig zulässige Emissionsniveaus oder -intensitäten festgelegt. Da durch die zulässige Restbelastung für die Verursacher keine Kosten entstehen, bestehen keine Anreize, über das geforderte Maß hinaus Umweltschutzanstrengungen zu betreiben. Im Gegenteil: mit dem Einsatz neuer Technologien (in Neuanlagen) ist die Gefahr verbunden, einen neuen „Stand der Technik“ zu etablieren, der dann zu nachträglichen Anordnungen für Altanlagen führen kann. Dies heißt nicht, daß dadurch jeglicher Anreiz zur Einführung neuer Technologien verlorengeht. Einerseits können Neuentwicklungen durch die Anbieter von Umweltschutztechnologien vorangetrieben werden, die sich damit Marktchancen eröffnen. Andererseits können Unternehmen mit einem Technologievorsprung ein Interesse haben, der Konkurrenz ähnliche oder im Zweifel sogar höhere Kosten anzulasten. Festzuhalten bleibt jedoch, daß Auflagen nicht prinzipiell den Anreiz zu verstärkten Umweltschutzbemühungen und zur Entwicklung neuer, umweltsparender Technologien geben.

Wenn die deutsche Umweltpolitik trotz dieser Einwände heute hauptsächlich ordnungsrechtliche Instrumente einsetzt, hat das verschiedene Gründe (vgl. z.B. Wicke 1989, 173). Zum einen gehen einzelne Regelungen bis auf das letzte Jahrhundert zurück, als das Ordnungsrecht noch ohne weiteres mit dem gesellschafts- und wirtschaftspolitischen Denken vereinbar war. Der lange Umgang mit diesem Instrumentarium hat in Politik, Verwaltung und Rechtsprechung eine große Vertrautheit und Erfahrung und damit ein gewisses Beharrungsvermögen geschaffen. Als in den siebziger Jahren dringender Handlungsbedarf erkannt wurde, griff man auf das bekannte Instrumentarium zurück. Dessen Wirkungsweise ist relativ leicht einsichtig, Ge- und Verbotstatbestände können klar vorgegeben, ihre Einhaltung prinzipiell eindeutig kontrolliert werden. Dem steht die Unsicherheit bezüglich der Wirkungsweise von

ökonomischen Instrumenten gegenüber, deren Einsatzbereiche und -voraussetzungen erst allmählich überzeugend geklärt wurden.

Die steigenden Kosten im Umweltschutz und gerade diskutierten Schwächen des Ordnungsrechts haben dennoch heute den „Ausschließlichkeits- und Effektivitätsanspruch“ in Frage gestellt (Hansmeyer/Schneider 1990, 47). Es gilt nun, möglichst schnell ein neues Instrumentarium in den Bereichen zu anzuwenden, wo die besten Erfolgchancen bestehen, um Erfahrung mit dessen Umgang zu gewinnen und Widerstände abzubauen.

### 3.3 Umweltökonomische Lösungsansätze

In der Umweltökonomie wird eine Reihe von Instrumenten als Ergänzung oder Ersatz des Ordnungsrechtes diskutiert. Von besonderer Bedeutung sind Umweltabgaben und -steuern, Umweltlizenzen und Kompensationslösungen sowie die Ausgestaltung des Haftungsrechts. Deren Kennzeichen und Wirkungsweise sollen im folgenden dargestellt werden.

#### 3.3.1 Umweltabgaben

„Umweltabgaben im weiteren Sinn ist ein Sammelbegriff für alle Abgabenarten (Steuern, Gebühren, Beiträge und sogenannte Sonderabgaben), mit denen unter anderem eine umweltpolitische Zielsetzung angestrebt wird“ (Wicke/Huckestein, 1991, 30).

Dabei versteht man unter *Gebühren und Beiträgen* „Entgelte für besondere, im öffentlichen Interesse liegende Leistungen des Staates“ (RWI, 1991, 40). Steuern und (Sonder-)Abgaben hingegen werden ohne Bezug oder Anspruch auf staatliche Gegenleistung erhoben. Während (Sonder-)Abgaben für einen vorher festgelegten Zweck zu verwenden sind, fließen Steuern in den allgemeinen Haushalt und dem Staat steht die Festlegung des Verwendungszweckes frei. Diese finanzwissenschaftlichen Unterscheidungen zwischen Steuern, Gebühren, Beiträgen und Sonderabgaben sind für den Zweck der nachfolgenden Betrachtungen von sekundärer Bedeutung. Daher wird hier der Begriff *Abgaben* in der umfassenden Bedeutung verwendet.

Umweltabgaben können zweierlei Funktionen haben. Sie können einerseits als *Lenkungs- oder Anreizinstrument* das Ziel verfolgen, zu einer veränderten Nutzung der Umwelt zu führen. Andererseits können sie vorrangig der Finanzierung von Umweltausgaben dienen, ohne eine Verhaltensänderung anzustreben. Diese Unterscheidung ist in der Praxis insofern problematisch, als eine Lenkungsabgabe in der Regel auch ein Aufkommen erzielt, eine Finanzierungsabgabe normalerweise auch Lenkungswirkung

<sup>8</sup> Gründe für unterschiedliche Kostenstrukturen können z.B. in Altersunterschieden der Anlagen, der Herstellung unterschiedlicher Produkte oder der Verwendung unterschiedlicher Produktionsprozesse liegen.

entfaltet<sup>9</sup>. Sie ist theoretisch jedoch durchaus sinnvoll, da die optimale Ausgestaltung einer Abgabe unterschiedlich vorgenommen werden sollte, je nachdem welches Ziel verfolgt wird. Eine Lenkungsabgabe sollte möglichst eng an dem zu beeinflussenden Sachverhalt anknüpfen, der Abgabensatz wäre mit Blick auf das umweltpolitische Qualitätsziel festzulegen. Bei einer Finanzierungsabgabe hingegen wird das Steuerobjekt so gewählt, daß Ausweichreaktionen schwer sind, und der Abgabensatz so, daß das angestrebte (manchmal das höchstmögliche) Einkommen erzielt wird. Dadurch kann ein Konflikt zwischen der Lenkungs- und Einkommensfunktion entstehen, der einen wesentlichen Punkt in der Diskussion um eine ökologische Steuerreform darstellt. Finanzierungsabgaben stellen keine ökonomischen Instrumente in dem eingangs definierten Sinn dar. Sie werden daher hier nicht näher betrachtet.

Lenkungsinstrumente werden im wesentlichen auf die Theorie von Pigou zurückgeführt, die in Abschnitt 3.1.1 beschrieben wurde. Allerdings wird der theoretische Anspruch gegenüber diesem Konzept deutlich reduziert. Pigous Lösungsvorschlag strebte an, die Höhe der Abgaben durch den Vergleich von Kosten und Nutzen so zu gestalten, daß das *gesellschaftlich optimale Maß* an Umweltschutz erreicht wird. Die Informationserfordernisse und die theoretischen Ansprüche sind dabei allerdings so hoch, daß eine praktische Umweltpolitik auf diesen Anspruch verzichten muß. Insbesondere das Trittbrettfahrerproblem bereitet im Zusammenhang mit öffentlichen Gütern wesentliche Probleme. Daher wird in der Praxis die Menge eines öffentlichen Gutes normalerweise durch politische Entscheidung bestimmt. Dies kann in demokratischen Systemen damit gerechtfertigt werden, daß die Gesellschaftsmitglieder in Wahlen ihre Prioritäten zum Ausdruck bringen. Zusätzlich können politische Entscheidungen durch empirische Schätzungen von Kosten und Nutzen des Umweltschutzes fundiert werden<sup>10</sup>.

Die Vorgabe der angestrebten Umweltqualität wird daher als Aufgabe der Politik angesehen. In Anlehnung an Baumol/Oates (1971) spricht man vom *Standard-Preis-Ansatz*, da der angestrebte Umweltstandard auf der politischen Ebene vorgegeben wird, anschließend der Preis, d.h. die Umweltabgabe, so festgelegt werden soll, daß die gewünschten Vermeidungsmaßnahmen ausgelöst werden. Die Wirkung einer Abgabe auf das Emissionsniveau ist von den Marktbedingungen und den Handlungsalternativen der Verursacher abhängig. Die Abgabe geht als Kostenfaktor in das Kalkül des Verursachers ein. Die dadurch bedingte Kostensteigerung wird zu einer Verringerung der besteuerten Aktivität führen, da im allgemeinen die Nachfrage bei einer Verteuerung sinkt. Produzenten werden versuchen, durch Veränderung des Produktionsprozesses die Leistung mit geringeren Emissionen pro Outputseinheit zu erstellen, um die Abgabenlast zu verringern. Weniger umweltbelastende Produktionsprozesse werden relativ billiger und gewinnen an Wettbewerbsfähigkeit gegenüber umweltintensiven Alternativen.

Für die konkrete Ausgestaltung einer Abgabe muß eine Basis, d.h. der Tatbestand, an den die Erhebung geknüpft wird, und der Abgabensatz festgelegt werden. Als Abgabebasis sollte im Idealfall der verursachte Schaden oder als zweitbeste Lösung das Emissionsniveau gewählt werden, da so ein unmittelbarer Anreiz zur gewünschten Verhaltensänderung gegeben wird. Eine Anknüpfung an den Schaden ist praktisch nicht möglich, da es schwer oder unmöglich ist, den Schaden zu quantifizieren und einzelnen Verursachern kausal zuzuschreiben. Häufig ist es auch nicht möglich oder praktikabel, das Emissionsniveau als Anknüpfungspunkt zu wählen, z.B., wenn dessen Messung und Kontrolle nicht oder nur mit hohen Kosten möglich ist. In diesen Fällen muß man versuchen, an einem Tatbestand anzuknüpfen, der möglichst eng mit dem Emissionsniveau korreliert ist, z.B. am Einsatz eines bestimmten Inputs. Dabei kann es allerdings zu Ausweichreaktionen kommen, die die Lenkungsfunktion einschränken oder sogar in ihr Gegenteil verkehren. Auch ist nicht gewährleistet, daß verfügbare Rückhaltetechnologien effizient zum Einsatz kommen, wenn nicht die Menge der Schadstoffemissionen sondern der eingesetzten Inputs besteuert wird.

*Ökologische Treffsicherheit:* Bei der Beurteilung der ökologischen Treffsicherheit von Umweltabgaben sind mehrere Aspekte zu berücksichtigen.

1. Um die gewünschten Verhaltensänderungen der Wirtschaftssubjekte hervorzurufen, müßte der Staat deren Reaktion bei Preisänderungen kennen. Da diese Reaktion von einer Vielzahl von Parametern abhängig ist, ist es schwierig, sie zu einem gegebenen Zeitpunkt abzuschätzen. Dem wird entgegengehalten, daß der Abgabensatz nicht im ersten Schritt auf dem endgültigen Niveau festgelegt werden muß — eine schrittweise Anhebung könne sogar wünschenswert sein, um der Wirtschaft eine Anpassungsfrist zuzugestehen. Durch allmähliche Annäherung an den „richtigen“ Abgabensatz in einem Prozeß von „Versuch und Irrtum“ könne das angestrebte Belastungsniveau erreicht werden. Aber auch eine einmalige korrekte Festlegung eines Steuersatzes sichert nicht, daß langfristig der angestrebte Umweltstandard erreicht wird. Bei Steigerungen des Preis-

<sup>9</sup> Es gibt theoretische Ausnahmen, die jedoch in der Praxis keine Relevanz haben. Eine Lenkungssteuer, die den Tatbestand völlig unterbindet, erzielt kein Einkommen. Eine derartige „Erdrosselungssteuer“ wird aus ökonomischen und juristischen Gründen allgemein abgelehnt. Eine Finanzierungsabgabe, die auf eine vollkommen unelastische Nachfrage trifft, entspricht dem allokationstheoretischen Ideal einer Pauschalsteuer, die keine Ausweichreaktionen verursacht. Pauschalsteuern weisen im allgemeinen nachteilige Eigenschaften, z.B. bezüglich der Verteilungswirkung, auf und werden daher in der Praxis als nicht akzeptabel eingestuft.

<sup>10</sup> Derartige Schätzungen wurden in dem Forschungsschwerpunktprogramm „Kosten der Umweltverschmutzung/Nutzen des Umweltschutzes“ des Umweltbundesamtes durchgeführt. Einen Überblick geben Endres, Jarre, Klemmer, Zimmermann (1991).

niveaus in der Volkswirtschaft verliert eine Abgabe, die nominal fixiert ist, allmählich an Wirksamkeit und müßte entsprechend erhöht werden.

Aber auch konjunkturelle Schwankungen des Produktionsniveaus und allgemeines Wirtschaftswachstum verändern bei unveränderten Abgabensätzen das Emissionsniveau. Anpassungen von Abgabensätzen unterliegen einem schwerfälligen und zeitraubenden Prozeß, es ist daher unwahrscheinlich, daß die umweltpolitisch angebrachten Korrekturen rechtzeitig und in dem notwendigen Ausmaß vorgenommen werden.

2. Abgaben setzen an einem unerwünschten Tatbestand an; durch die Kostenbelastung wird ein Anreiz gegeben, nach Alternativen zu dem Verhalten zu suchen, das diesen Tatbestand erzeugt. Es bleibt dabei offen, wie diese Alternativen aussehen. Eine der Stärken des Marktes besteht darin, daß so auch neue Vermeidungswege gefunden werden können. Dabei besteht aber auch die Gefahr, daß die gefundene Alternative zu neuen Umweltbelastungen führt. Nur ein vollständiges System von Abgaben, das alle unerwünschten Handlungsweisen belastet, könnte nachteilige Ausweichreaktionen vermeiden. Aufgrund des offenen Suchprozesses ist dies schon aus theoretischen Gründen nicht möglich.
3. Ökologische Probleme können sich bei einer Abgabenslösung durch lokale Belastungskonzentrationen, sogenannte „hot-spots“, ergeben. Wenn Abgaben nicht regional und zeitlich differenziert werden, sind lokale und zeitliche Höchstbelastungen möglich, da eine reine, undifferenzierte Abgabenregelung nicht steuern kann, wann und wo Emissionen getätigt werden. Hier wird von einigen Autoren vorgeschlagen, durch ordnungsrechtliche Regelungen Vorsorge zu treffen und im Rahmen von Genehmigungsverfahren unzulässige Konzentrationen auszuschließen. Abgaben könnten so sinnvoll mit dem ordnungsrechtlichen Instrumentarium kombiniert werden. Die Alternative, regional oder zeitlich differenzierte Abgaben zu erheben, dürfte indes in den meisten Fällen an rechtlichen und verwaltungstechnischen Gründen scheitern.

*Ökonomische Effizienz:* Abgaben sollen freiwillige Verhaltensänderungen hervorrufen. Ein Unternehmen wird in dem Umfang Maßnahmen zur Verringerung der Umweltbelastung ergreifen, wie die Einsparung an Abgaben die Kosten dieser Maßnahme übersteigen. Jedes Unternehmen ist dabei frei, den betriebswirtschaftlich billigsten Weg zu wählen oder auch ganz auf Vermeidungsmaßnahmen zu verzichten. In der gesamten Volkswirtschaft werden Reduktionsmöglichkeiten an den Stellen wahrgenommen, wo die geringsten Kosten entstehen. Abgabenslösungen sind also ökonomisch effizient.

*Dynamische Anreizwirkung:* Durch Abgaben wird jede in die Umwelt abgegebene Schadstoffeinheit mit Kosten belegt. Ein Unternehmen wird zu einem gegebenen Zeit-

punkt das betriebswirtschaftlich günstigste Niveau von Umweltbelastung und Abgaben wählen. Darüber hinaus entsteht jedoch ein ständiger Anreiz zu prüfen, mit welchen Möglichkeiten die Restverschmutzung *zukünftig* vermindert werden kann, indem umweltfreundlichere Inputs verwendet und neue, umweltsparende Technologien und Produkte entwickelt werden. Die Tatsache, daß im Gegensatz zu Auflagen auch die verbleibende Restverschmutzung mit Kosten belastet wird, schafft diese dynamische Anreizwirkung.

*Belastungswirkung:* Ein zentraler Punkt in der Diskussion über neue Abgaben ist die von ihnen ausgehende Kostenbelastung. Zwar erzeugen auch strengere Umweltauflagen Kosten. Durch Abgaben wird aber im Gegensatz zu ordnungsrechtlichen Instrumenten auch die verbleibende Umweltverschmutzung mit Kosten belastet. Wenn diese zusätzlichen Kosten nicht durch die höhere Kosteneffizienz einer Abgabenregelung kompensiert werden, werden Beeinträchtigungen der Wettbewerbsfähigkeit einzelner Unternehmen und Branchen oder der gesamten Volkswirtschaft befürchtet. Diese zusätzliche Belastung wird durch einen Kaufkrafttransfer vom privaten zum öffentlichen Sektor verursacht; die damit einhergehende Erhöhung des Staatsanteils wird häufig als unerwünscht betrachtet. Auch im Bereich der privaten Haushalte werden unerwünschte Belastungen befürchtet. Wie andere indirekte Abgaben belasten Umweltabgaben ärmere Einkommensschichten mit einem höheren Teil ihres Einkommens und werden daher häufig als nicht sozialverträglich angesehen.

Allerdings können diese Nachteile durch die Einbindung in eine *ökologische Steuerreform* weitgehend vermieden werden. Dieses Konzept verbindet die Erhebung von Umweltabgaben mit einer aufkommensneutralen Kompensation: Das Aufkommen von Umweltabgaben soll an die Abgabepflichtigen durch direkte Zahlungen oder durch die Senkung bestehender Abgaben rückerstattet werden. Dadurch wird verhindert, daß das Kostenniveau der Wirtschaft steigt und daß die privaten Haushalte an realer Kaufkraft verlieren. Durch die Gestaltung der Kompensationsmaßnahmen können besonders einkommensschwache Haushalte entlastet und damit unerwünschte Verteilungseffekte vermieden werden<sup>11</sup>. Die Senkung bestehender Abgaben ermöglicht gleichzeitig, durch das Abgabensystem verursachte Verzerrungen abzubauen. In diesem Zusammenhang wird vor allem eine Senkung der Arbeitgeberbeiträge zur Sozialversicherung diskutiert, da hohe Lohnnebenkosten den Produktionsfaktor Arbeit künstlich verteuern und häufig für dauerhafte Arbeitslosigkeit mitverantwortlich gemacht werden<sup>12</sup>. So kann durch eine ökologische Steuerreform nicht nur ein ökologischer Strukturwandel herbeigeführt werden, ohne die Wettbewerbsfähigkeit zu gefähr-

<sup>11</sup> Hierfür erscheinen besonders eine Senkung der Mehrwertsteuer oder Transfers in Form gleicher Pro-Kopf-Zahlungen geeignet. Vgl. dazu DIW (1994), Kapitel 4.

<sup>12</sup> Vgl. dazu z.B. Kommission (1993).

den. Gleichzeitig können auch Wohlfahrtsgewinne durch ein weniger verzerrendes Steuersystem und höhere Beschäftigung erzielt werden<sup>13</sup>.

*Fazit:* Umweltabgaben lassen den Verursachern einen großen Spielraum, ob und wie sie die belastende Inanspruchnahme der Natur reduzieren wollen. Es ist daher nicht ausgeschlossen, daß es betriebswirtschaftlich rentabel ist, auch eine hohe, möglicherweise akute Gefahren für Umwelt und Menschen darstellende Belastung aufrechtzuerhalten. Besonders zeitliche und regionale Belastungskonzentrationen sind nicht auszuschließen. Manche Autoren sind daher der Überzeugung, daß Abgaben stets durch ordnungsrechtliche Instrumente ergänzt werden müssen (vgl. z.B. Hansmeyer/Schneider 1990). Teilweise gehen sie sogar weiter und betrachten Abgaben nur als gute Ergänzungen zu ordnungsrechtlichen Instrumenten, um die Auswirkungen von Vollzugsdefiziten abzumildern. Solche Vollzugsdefizite entstehen, da bei Auflagenregelungen neue Umweltstandards erst dann wirksam werden, wenn sie in Einzelanordnungen für die genehmigungspflichtigen Anlagen umgesetzt werden. Dabei treten häufig lange Verzögerungen auf. Abgaben können erreichen, daß die erwünschten Anpassungen schon vorher freiwillig vorgenommen werden. Bei einer solchen Kombination von Abgaben mit Auflagen wird allerdings die Lenkungs- und Effizienzfunktion von Abgaben in dem Maß abgeschwächt, wie durch die Umsetzung von Auflagen der Spielraum für freiwillige Anpassungen und die Ausnutzung von Kostenunterschieden bei Vermeidungsmaßnahmen eingeschränkt werden. Da bei einigen Umweltproblemen (z.B. beim Klimaschutz) nicht die lokal emittierte Schadstoffmenge sondern die globale Gesamtbelastung im Vordergrund steht, kann eine Kombination von Abgaben mit dem Ordnungsrecht in diesen Fällen mit den genannten Gründen nicht gerechtfertigt werden.

Essentielle Voraussetzung für die Wirksamkeit von Abgaben ist ein funktionierendes Marktssystem. Nur wenn Unternehmen die Preissignale aufnehmen und sie in Mengenanpassungen umsetzen, werden die gewünschten Reaktionen erzielt. Voraussetzungen dafür sind Handlungsalternativen (z.B. Zugang zu alternativen Inputs und Technologien), Wettbewerbsdruck durch Konkurrenz sowie die Informationen und administrativen Fähigkeiten, neue Wege zu gehen<sup>14</sup>. Eine gesamtwirtschaftlich nachteilige Beeinträchtigung der Wettbewerbsfähigkeit und unerwünschte Verteilungswirkungen von Umweltabgaben können im Rahmen einer ökologischen Steuerreform mit aufkommensneutraler Kompensation vermieden werden.

### 3.3.2 Umweltlizenzen

Eine weitere Möglichkeit, staatlich vorgegebene Umweltziele zu erreichen, besteht darin, die Nutzung von Umweltressourcen an den Besitz von verbrieften Umweltnutzungsrechten zu knüpfen. In Form von Lizenzen (auch Zertifikate genannt) wird das Recht vergeben, in einem festgelegten Zeitraum eine bestimmte Menge eines

Schadstoffes an die Umwelt abzugeben. Über die Zahl der vergebenen Lizenzen wird die Gesamtmenge der Emissionen beschränkt. Die Festlegung der zulässigen Gesamtbelastung der Umwelt ist auch hier Aufgabe des Staates. Wer Schadstoffe an die Umwelt abgeben möchte, muß in entsprechendem Umfang Lizenzen besitzen. Da diese handelbar sind, kann er auf einem Markt die benötigten Lizenzen erwerben oder nicht benötigte Rechte verkaufen.

Bei der Einführung eines solchen Systems müssen die Lizenzen auf die potentiellen Umweltverschmutzer verteilt werden. Ursprünglich war vorgeschlagen worden, dies über eine Versteigerung zu tun. Die Lizenzen gehen dabei an die Nachfrager mit der höchsten Zahlungsbereitschaft über. Dieses Verfahren wird allerdings von den Unternehmen abgelehnt, die vor Einführung von Lizenzen eine genehmigte Anlage betreiben durften. Diese müßten dann für ein Recht, das ihnen bisher kostenlos eingeräumt wurde, einen Preis bezahlen und würden so Besitzstandsverluste erleiden. Auch wird befürchtet, daß bestehende Firmen in ihrer Existenz gefährdet werden könnten, wenn sie Lizenzen nicht oder nur zu sehr hohen Preisen erwerben könnten. Höhere Akzeptanz bei Unternehmen hat ein Verfahren, bei dem die Lizenzen anteilig zum (tatsächlichen oder genehmigten) Emissionsniveau zu einem Referenzzeitpunkt an die Verursacher abgegeben werden. Den Betreibern von bereits genehmigten Anlagen entstehen durch die Umstellung also keine Nachteile. Eine Umverteilung der Lizenzen auf die Verursacher mit unterschiedlichen Möglichkeiten der Vermeidung von Umweltbelastungen kann dann über den Handel auf einem Markt erfolgen. Es darf allerdings nicht übersehen werden, daß Marktneulingen, die über keine Emissionsrechte verfügen, durch diese Regelung Wettbewerbsnachteile entstehen, da sie im Gegensatz zu etablierten Unternehmen die Kosten für den Kauf von Lizenzen tragen müssen.

*Ökologische Treffsicherheit:* Da Lizenzen nur in dem Umfang der angestrebten Umweltbelastung vergeben werden, ist die Einhaltung von Gesamtemissionen grundsätzlich gesichert. Wie bei allen Instrumenten muß durch Messungen und Kontrolle die Einhaltung der gesetzlichen Vorgaben geprüft werden. Um den Aufwand dafür begrenzt zu halten, wird u.a. ein Verfahren vorgeschlagen, das analog zu Einkommensteuererklärungen, Steuerprüfungen und Steuerfahndung konstruiert ist. Unternehmen, die Umweltbelastungen verursachen, erfassen selbständig den Umfang dieser Belastungen und erstellen in regelmäßigen Abständen eine „Emissionserklärung“. Sie müssen nachweisen, daß sie in entsprechendem Umfang über Emissionslizenzen verfügen. Der Staat überprüft in Stichproben die Angaben in diesen Erklärungen. Bei begründetem Verdacht ist eine detaillierte Überprüfung solcher Erklärungen vorzunehmen. Probleme können auch bei Lizenzlösungen

<sup>13</sup> Dies belegen auch empirische Untersuchungen, z.B. DIW (1994) und die dort zitierte Literatur.

<sup>14</sup> Vgl. dazu z.B. DIW (1994), Kapitel 8.2 und 8.3.

durch regionale oder zeitliche Konzentrationen von Emissionen (hot-spots) entstehen, bei denen die zumutbaren Belastungsgrenzen überschritten werden. Zwar besteht grundsätzlich die Möglichkeit, mit Lizenzen regional und zeitlich begrenzte Emissionsrechte zu vergeben. Dann besteht allerdings die Gefahr, daß die Märkte für diese Lizenzen zu klein werden. Die möglichen Vorteile, durch Lizenzhandel Effizienzgewinne zu erzielen, werden dadurch geringer. Außerdem können Machtstrukturen einen effizienten Handel mit Verschmutzungsrechten verhindern.

Besondere Vorteile weisen Lizenzen auf, wenn die Gesamtbelastung im Zeitverlauf reduziert werden soll. Durch „Abwertung“ kann der Umfang der Emissionen, zu denen die bereits ausgegebenen Lizenzen berechtigen, reduziert werden. Anlagenbetreiber, die ihr Emissionsniveau nicht in gleichem Umfang reduzieren können oder wollen, müssen dann zusätzliche Zertifikate kaufen. So kann eine derartige Reduktion herbeigeführt werden, ohne für Einzelanlagen eine Zumutbarkeit überprüfen und nachträgliche Anordnungen treffen zu müssen. Wenn die Abwertungsschritte langfristig festgelegt sind, ist für Unternehmen eine hohe Planungssicherheit gegeben.

*Ökonomische Effizienz:* Sind weniger Lizenzen verfügbar, als bei einer kostenlosen Vergabe nachgefragt würden, so bildet sich ein Preis größer als Null und Lizenzen werden (auch) aus betriebswirtschaftlicher Sicht zu einem knappen Produktionsfaktor, der effizient zu nutzen ist. Dadurch entsteht ein Anreiz, Umweltbelastungen soweit zu reduzieren, wie die dadurch entstehenden Kosten geringer sind als der Preis der Lizenzen. Wie im Falle von Abgaben führt dies zu betriebswirtschaftlicher wie auch volkswirtschaftlicher Kostenminimierung.

*Dynamische Anreizwirkung:* Wie im Falle von Umweltabgaben wird auch hier die Restverschmutzung mit Kosten belastet, da Lizenzen erworben werden müssen oder nicht verkauft werden können. Dadurch entsteht auf gleiche Weise der Anreiz zu technischer Weiterentwicklung.

Bonus (1990) vergleicht die Wirkungsweise von Umweltabgaben und Umweltlizenzen und stellt deren Vor- bzw. Nachteile dar. Er weist darauf hin, daß Abgaben und Lizenzen spiegelbildliche Lösungen sind. In einem Fall wird ein Preis für Umweltbelastungen vorgegeben, die Marktteilnehmer reagieren darauf, indem sie die Menge ihrer Emissionen anpassen. Im anderen Fall wird die Menge der zulässigen Emissionen vorgegeben. Auf dem Markt für Lizenzen bildet sich dann ein Preis, der die Knappheit der Umweltdienstleistungen widerspiegelt. Die Beziehung zwischen Preis und Menge ist unter bestimmten Bedingungen eindeutig. Theoretisch kann also mit beiden Instrumenten gleichermaßen das vorgegebene Ziel erreicht werden. Bei der Beurteilung der Instrumente ist allerdings zu berücksichtigen, daß der Zusammenhang zwischen Preis und Menge von Emissionen nicht genau bekannt ist und sich im Zeitverlauf ändert. Gibt man den Preis vor, so ist die Mengenreaktion ungewiß und unterliegt zeitlichen Schwan-

kungen. Die ökologische Treffsicherheit ist daher bei Abgaben geringer als bei Lizenzen. Wird andererseits die zulässige Emissionsmenge vorgegeben, treten Unsicherheit und Schwankungen beim Preis für Lizenzen auf. Lizenzen weisen also die höhere ökologische Treffsicherheit, gleichzeitig aber eine höhere ökonomische Unsicherheit auf.

Überraschenderweise stoßen Lizenzlösungen auf stärkere Vorbehalte bei der an Umweltschutz interessierten Öffentlichkeit als Auflagen und Abgaben. Der Kernpunkt kommt in Schlagworten wie „Ausverkauf der Natur“ oder „Ablaßhandel“ zum Ausdruck. Diese Position scheint zu übersehen, daß auch Auflagen nicht nur Einschränkungen der Umweltnutzungen verhängen, sondern gleichzeitig Rechte zur Nutzung der Natur verleihen. Dabei ist die Vergabe dieser Rechte grundsätzlich kostenlos und gibt keine Anreize zur Reduktion der Belastung. Sieht man in Lizenzlösungen einen Ablaßhandel, so könnten Auflagen mit der Absolution für chronische Sünder verglichen werden. Auch Abgabenregelungen verleihen das Recht zur Belastung der Natur, im Gegensatz zu den beiden anderen Instrumenten prinzipiell sogar in unbeschränktem Umfang.

### 3.3.3 Kompensationslösungen

Kompensationslösungen gestatten die Überschreitung der von umweltrechtlichen Auflagen gesetzten Grenzen an einer Stelle, wenn gleichzeitig an anderer Stelle eine Überfüllung der Anforderungen gesichert ist, so daß die Belastung insgesamt nicht ansteigt oder sogar reduziert wird. Sie gleichen in ihrem Grundgedanken — der „Möglichkeit des Austausches von einmal gewährten Emissions- bzw. Umweltbelastungsrechten“ (Wicke/Huckestein, 1991, 53) — den vorher dargestellten Umweltlizenzen. Dieser Austausch kann zwischen mehreren Unternehmen oder zwischen verschiedenen Emissionsquellen innerhalb eines Unternehmens stattfinden. Im Gegensatz zu Lizenzen bauen sie aber auf Umweltbelastungsrechten auf, die bereits durch Auflagen definiert wurden. Durch diese Regelung soll gegenüber traditionellen Auflagen größere Flexibilität gewonnen werden, Kostenunterschiede zwischen verschiedenen Vermeidungsmaßnahmen zur Senkung der Gesamtkosten bei der Erreichung einer angestrebten Umweltqualität zu nutzen.

Im allgemeinen werden zwei Varianten von Kompensationslösungen unterschieden, die Ausgleichspolitik (offset-policy) und die *Glockenpolitik* (bubble-policy). Im Rahmen der Glockenpolitik können Emittenten, deren Anlagen bisher jede die spezifisch festgelegten Auflagen zu erfüllen hatten, einen Verbund eingehen. In der Folge unterliegt nicht jede einzelne Anlage den Emissionsgrenzen, die für sie festgelegt wurden, sondern der Verbund wird wie eine Gesamtanlage („unter einer Glocke“) betrachtet und kann die Summe der einzelnen Emissionsspielräume in Anspruch nehmen. Da alle Einzelanlagen bisher die für sie geltenden Auflagen erfüllt haben (und daher bei unveränderten Rahmenbedingungen keine Anpassungsinvestitio-

nen notwendig sind), entfaltet diese Regelung primär dann Vorteile, wenn über nachträgliche Anordnung die Gesamtemission reduziert werden soll. Die Unternehmen unter der Glocke können die Reduktionen dann an der kostengünstigsten Stelle durchführen. Die *Ausgleichspolitik* kommt zur Anwendung, wenn in einer Region bereits die politisch festgelegte Höchstbelastung erreicht ist. Eine neue Anlage wird bei dieser Lösung nur zugelassen, wenn gleichzeitig entsprechende Einsparungen an anderer Stelle erreicht werden. Auf diese Art kann ein größerer Spielraum für Wachstum und Strukturwandel in der Region bei Einhaltung der ökologischen Zielvorgaben gewonnen werden.

Ist eine Reduktion von Umweltbelastungen über das ordnungsrechtlich festgelegte Maß hinaus mit dem Recht verbunden, die freiwerdenden Umweltkapazitäten an Interessenten zu verkaufen, so hat dieses Recht einen Marktwert, der einen Anreiz zur Reduktion der Umweltbelastung darstellt. Die Wirkungsweise ist also ähnlich wie bei Lizenzen. Allerdings sind einige Unterschiede zu beachten:

- Kompensationslösungen gehen stets von Auflagenregelungen aus und sollen deren Weiterbestehen nicht in Frage stellen. Dadurch bleibt die Notwendigkeit erhalten, für Einzelanlagen Emissionsgrenzen festzulegen. Der Verwaltungsaufwand dafür ist hoch. Andererseits wurde bereits erwähnt, daß es sich als notwendig erweisen kann, auch Lizenzen und Abgaben mit Auflagen zu kombinieren, um die Gefahr von hot-spots zu vermeiden.
- Wenn einzelne Anlagen bisher weniger emittiert haben, als aufgrund von Auflagen zulässig ist, so kann der Handel mit diesen freien Emissionskapazitäten zu einem Anstieg der Gesamtbelastung führen. Dadurch wird die ökologische Treffsicherheit dieses Instrumentes beeinträchtigt.

### 3.3.4 Umwelthaftung

Die Ausgestaltung der Umwelthaftung stellt eine weitere Möglichkeit dar, die Kosten der Umweltbelastung zu internalisieren, d.h. die Verursacher zu bewegen, diese bei ihren Entscheidungen zu berücksichtigen. Der Grundgedanke ist dem von Coase sehr ähnlich. Der Verursacher von Umweltschäden kann zu Schadensersatzforderungen herangezogen werden. Im Gegensatz zu Coase, bei dem Forderungen in einem freien Verhandlungsprozeß vorgebracht und ausgehandelt werden sollten, können Schadensersatzforderungen in diesem Fall nur über Gerichte oder durch die Drohung mit Gerichtsverfahren geltend gemacht werden. Dadurch wird die Flexibilität stark eingeschränkt.

Die Wirksamkeit von Haftungsregelungen wird durch verschiedene Elemente beeinflusst. Von entscheidender Bedeutung ist die Einführung einer verschuldensunabhängigen Gefährdungshaftung. Wurde beim Ordnungsrecht festgestellt, daß kein Anreiz besteht, die Umweltbelastung

über die festgelegten Grenzen hinaus zu reduzieren, so kann eine derartige Haftungsregelung diesen Anreiz nur dann schaffen, wenn Unternehmen auch für die Schäden aufzukommen haben, die ohne Verschulden, d.h. aus genehmigtem Verhalten im Normalbetrieb, resultieren.

Zusätzlich kann die Position der Geschädigten durch eine Umkehrung der Beweislast gestärkt werden. Dies ist wichtig, da eine Anreizwirkung nur dann erzielt werden kann, wenn Verursacher nicht darauf vertrauen können, aus Mangel an Beweisen unbehelligt zu bleiben. Dennoch wird es in der Praxis problematisch bleiben, Kausalitäten nachzuweisen und beim Zusammenwirken von Emissionen unterschiedlicher Arten und mehrerer Quellen einzelnen Verursachern Schadensbeträge zuzuordnen. Um sicherzustellen, daß Schadensersatzansprüche auch realisiert werden können, wird teilweise eine entsprechende Deckungsvorsorge in Form einer Haftpflichtversicherung verlangt.

*Ökologische Wirksamkeit und ökonomische Effizienz:* Die ökologische Wirksamkeit von haftungsrechtlichen Regelungen erschließt sich nicht auf den ersten Blick, da sie erst dann zu Zahlungen führen, wenn Schäden bereits entstanden sind. Wichtig für die Wirkungsweise ist, daß sich Unternehmen bereits vorher Erwartungen bilden, zu welchen Zahlungsverpflichtungen ihre Verhaltensweisen führen können. Wenn sie Möglichkeiten haben, die erwarteten Zahlungsverpflichtungen zu reduzieren (indem Emissionen reduziert werden und Produktionsverfahren sicherer gestaltet werden), so lohnt es, so lange zusätzliche Vermeidungsmaßnahmen zu ergreifen, wie die durch sie verursachten Kosten geringer sind als die erwarteten Einsparungen an Schadensersatzzahlungen. Bei Einführung einer Haftpflichtversicherung bleibt dieser Anreiz nur dann erhalten, wenn die Versicherungsprämie vom Schadensrisiko einzelner Unternehmen abhängig gemacht wird. Ist eine Bewertung dieses Risikos durch die Versicherung und eine geeignete Differenzierung der Prämien nicht möglich, so hebt die Versicherungspflicht die Anreizwirkung des Haftungsrechtes auf.

Insgesamt kann festgehalten werden, daß zwischen dem umweltrelevanten Verhalten eines Unternehmens und möglichen Zahlungsverpflichtungen eine Kette von Schritten liegt, die den Anreiz zu Vermeidungsmaßnahmen deutlich reduzieren dürften. Die ökologische Treffsicherheit ist also eher gering. Haftungsrechtliche Regelungen werden daher auch nicht als alleiniges Instrument eingesetzt. Zwei Eigenschaften machen das Haftungsrecht jedoch zu einer wertvollen Ergänzung anderer Instrumente. Erstens orientieren sich Schadensersatzforderungen an tatsächlichen Schäden und nicht dem Emissionsniveau. Während andere Instrumente (bestenfalls) an den Emissionen anknüpfen und der Verursacher kein Interesse an dem Zusammenhang zwischen Emissionen, Immissionen und Schäden zu haben braucht, wird hier der Blick auf die tatsächlichen Auswirkungen gerichtet. Der Verursacher wird sich daher selbst ein Bild über die von seinen Aktivitäten ausgehen-

den Folgen und Risiken machen müssen und sein Kalkül entsprechend erweitern. Zweitens konzentrieren sich die bisher behandelten Instrumente im wesentlichen auf den Normalbetrieb von Anlagen. Es ist jedoch auch wichtig, die Unfallgefahr und daraus entstehende Schäden in die Betrachtung mit einzubeziehen. Vom Haftungsrecht gehen Anreize aus, die Wahrscheinlichkeit und den Umfang von Unfallschäden zu begrenzen.

### 3.3.5 Selbstverpflichtungen<sup>15</sup>

Die Bundesregierung bekennt sich zum Kooperationsprinzip als einer Leitlinie ihrer Umweltpolitik. Darunter versteht sie „ein politisches Verfahrensprinzip, das auf eine möglichst einvernehmliche Verwirklichung umweltpolitischer Ziele gerichtet ist“. Durch „faires Zusammenwirken aller staatlichen und gesellschaftlichen Kräfte im Willensbildungs- und Entscheidungsprozeß“ und frühzeitige Beteiligung sollen „die Informationslage der Beteiligten sowie die Akzeptanz und damit die Wirksamkeit umweltpolitischer Entscheidungen verbessert“ und „unnötige Konflikte, Verwaltungsaufwand und Kosten .. vermieden oder vermindert [werden]“. Dabei wird darauf verwiesen, daß der Staat „nicht auf die ihm von der Verfassung oder durch Gesetz zugewiesene Kompetenz verzichte[t]“<sup>16</sup>. Daher betonen Hartkopf/Bohne: „Das Kooperationsprinzip enthält kein Konsensgebot“<sup>17</sup>.

Als eine Ausprägung dieses Prinzips wird von der Wirtschaft teilweise gefordert, Umweltziele statt mit ordnungsrechtlichen und anderen, ökonomischen Instrumenten über Selbstverpflichtungen anzustreben. *Selbstverpflichtungen* stellen rechtlich verbindliche oder unverbindliche Zusagen (von Teilen) der Wirtschaft dar, Maßnahmen zum Umweltschutz durchzuführen oder umweltbelastende Aktivitäten zu unterlassen oder zu reduzieren, um bestimmte Umweltziele zu erreichen.

Grundlegend für das Verständnis von Selbstverpflichtungen ist der Ansatz, sie als Ergebnis eines *Tauschprozesses* zu betrachten. Keiner der Vertragspartner wird freiwillig eine Vereinbarung eingehen, die nicht Vorteile gegenüber einer Situation ohne diese Vereinbarung verspricht. Die Leistung beider Seiten kann sowohl in der Durchführung als auch in der Unterlassung von Handlungen bestehen. Die Leistung des Staates besteht häufig im Verzicht auf formale Eingriffe, aber auch in der Gewährung finanzieller Hilfen, dem Ergreifen sonstiger flankierender Maßnahmen oder dem Entgegenkommen in umweltschutzrelevanten oder umweltschutzfremden Fragen (z.B. Vereinfachung und Beschleunigung von Genehmigungsverfahren). Die Gegenleistung der privaten Akteure besteht in der Unterlassung umweltbelastenden Verhaltens, der Durchführung umweltverbessernder Maßnahmen oder sonstigen Verhaltenszusagen, die für die Umweltpolitik als relevant angesehen werden (z.B. freiwillige Information).

Umweltpolitische Instanzen haben ein Interesse an solchen Lösungen, wenn sie so ihre Ziele ohne aufwendige

politische und gesetzgeberische Verfahren mit unsicherem Ausgang<sup>18</sup> erreichen können oder schnell Lösungen mit Vorbildcharakter vorweisen wollen. Durch Selbstverpflichtungen kann ein Gesetzgebungsverfahren überflüssig werden, wenn sich die Unternehmen freiwillig zu den angestrebten Zielen verpflichten. Dies entlastet die betroffenen Ministerien und die Legislative auf Landes-, Bundes- oder EG-Ebene. Dem steht allerdings der Aufwand für den Abschluß einer Selbstverpflichtung gegenüber. Wenn dieser geringer ist, bestehen insgesamt Entlastungsmöglichkeiten. Einvernehmliche Regelungen, die in Eigenregie der Unternehmen umgesetzt werden, können dabei helfen, den Verwaltungs- und Kontrollaufwand zu verringern und Rechtsstreitigkeiten zu vermeiden.

Betroffene Verbände werden sich auf solche Lösungen einlassen, wenn sie Vorteile wie niedrigere ökologische Anforderungen, einen größeren Freiraum oder mehr Zeit bei der Umsetzung der Ziele aufweisen. Größere Freiheit bei der Erfüllung der Umweltziele kann im Vergleich zum Ordnungsrecht Effizienzgewinne und damit Kostenersparnisse ermöglichen. Eine klare Vereinbarung mit festem Zeitplan bildet die Basis für eine rationale längerfristige Planung und kann helfen, Fehlinvestitionen zu vermeiden. Umweltfreundliches Verhalten, wie es durch Selbstverpflichtungen signalisiert werden kann, gewinnt als Faktor für das Ansehen eines Unternehmens an marketingstrategischer Bedeutung.

*Ökologische Treffsicherheit:* Selbstverpflichtungen können helfen, Ziele zu vereinbaren, die in einem formalen Gesetzgebungsprozeß nicht durchzusetzen wären. Dabei ist es sicherlich ein Ziel der Wirtschaft, die inhaltlichen Anforderungen so gering wie möglich zu halten. Aus ökologischer Sicht muß es nicht unbedingt eine Verschlechterung darstellen, wenn bei Selbstverpflichtungen der Grad der Verwirklichung umweltpolitischer Ziele „tendenziell hinter den rechtlichen Möglichkeiten zurück(bleibt)“<sup>19</sup>. Den Vergleichsmaßstab stellen in demokratischen Systemen nicht die rechtlich denkbaren, sondern die politisch realisierbaren Alternativen dar, und auch diese liegen in der Regel unter den rechtlichen Möglichkeiten. Damit darf allerdings keine allgemeine Verwässerung der umweltpolitischen Ziele gerechtfertigt werden.

Festzustellen ist, daß Selbstverpflichtungen in Deutschland bisher immer rechtlich unverbindlich waren und häufig nicht erfüllt wurden. Um die Einhaltung ökologischer Ziele zu gewährleisten, sollten daher nach Möglichkeit

<sup>15</sup> Eine ausführlichere Analyse von Selbstverpflichtungen findet sich in Kohlhaas/Praetorius (1994).

<sup>16</sup> Leitlinien (1986), S. 11.

<sup>17</sup> Hartkopf, Bohne (1983), S. 115.

<sup>18</sup> Im Gesetzgebungsprozeß müssen Mehrheiten für eine Vorlage gefunden werden. Auf der Suche nach einem mehrheitsfähigen Konsens müssen häufig Modifikationen des ursprünglichen Entwurfs und aus der Sicht des Initiators inhaltliche Abstriche gemacht werden.

<sup>19</sup> Bohne (1982), S. 275.

rechtlich verbindliche und sanktionierbare Abkommen abgeschlossen werden. Auch ist zu berücksichtigen, daß im Rahmen von Selbstverpflichtungen häufig die Verminderung spezifischer Emissionen, nicht aber absoluter Schadstoffmengen vereinbart wird. Bei allgemeinem wirtschaftlichem Wachstum ist hier die Einhaltung absoluter Mengenziele nicht gewährleistet.

*Ökonomische Effizienz:* Als wesentlicher Vorteil von Selbstverpflichtungen wird von der Wirtschaft genannt, daß durch sie ein gegebenes Ziel ohne unnötige Einschränkungen der unternehmerischen Handlungsfreiheit und ohne unnötige Kosten erreicht werden könnte. Branchen- und Verbandslösungen erlauben grundsätzlich, die Stelle der Emissionsminderung innerhalb eines Unternehmens oder auch zwischen verschiedenen Mitgliedsunternehmen frei zu wählen. Hierdurch ist die ökonomische Effizienz jedoch nicht gewährleistet, da das Kollektivgüterproblem, das die Umweltproblematik verursacht, durch Selbstverpflichtung einer Gruppe von Unternehmen nicht automatisch gelöst wird. Steger (1992, 42) weist darauf hin, daß „die Wahrscheinlichkeit der Erfüllung von Gruppenzielen niedrig ist, sofern keine Sanktionspotentiale, Solidarnormen oder neben den externen Effekten noch andere Marktunvollkommenheiten existieren, die die beteiligten Unternehmen zur Einhaltung der Verpflichtungen veranlassen“<sup>20</sup>. Auch innerhalb einer solchen Gruppe tritt das Trittbrettfahrerproblem auf. Unternehmen, die keine Umweltschutzmaßnahmen ergreifen, können Wettbewerbsvorteile gegenüber anderen Unternehmen gewinnen. Um die Vorteilhaftigkeit von Selbstverpflichtungen zu begründen, müßte gezeigt werden, daß dieses Problem im Rahmen eines Verbandes besser zu lösen ist als durch den Staat. Da dem Verband grundsätzlich keine anderen Instrumente zur Verfügung stehen, könnten Vorteile höchstens auf geringere Informations- und Transaktionskosten zurückzuführen sein. Hartkopf/Bohne (1983, 229) fordern generell „die Beschränkung auf Problembereiche, in denen die Zahl der betroffenen Akteure überschaubar ist“<sup>21</sup>.

*Dynamische Anreizwirkung:* Wird im Rahmen von Selbstverpflichtungen ein Ziel festgeschrieben, so besteht kein Anreiz, darüber hinaus zu gehen. Selbstverpflichtungen fehlt im Gegensatz zu Steuern und Lizenzen die dynamische Anreizwirkung, neue Technologien zu entwickeln und über ein vereinbartes Reduktionsziel hinauszugehen, die durch die mit der Restverschmutzung verbundenen Kosten entsteht.

*Marktkonformität:* Befürworter von Selbstverpflichtungen bezeichnen diese als besonders marktkonform, da sie auf Freiwilligkeit beruhen und den Unternehmen große Handlungsfreiheit lassen. Diese Position verkennt jedoch wesentliche Eigenschaften des Marktmechanismus. Die Effizienz und Innovationskraft des Marktmechanismus beruht darauf, daß verschiedene potentielle Nutzer um den Zugriff auf Ressourcen konkurrieren und die Kosten ihrer Nutzung zu tragen haben. Bei Vorliegen externer Effekte

sowie bei öffentlichen Gütern versagt dieser Mechanismus, da die Nutzer nicht die gesamten Kosten der Nutzung zu tragen haben. Für das einzelne Unternehmen bestehen dann keine Anreize, Umweltschutzmaßnahmen zu ergreifen. Mehr noch: In einem reinen System vollständigen Wettbewerbs bestünde auf Dauer nicht einmal die Möglichkeit, dies freiwillig zu tun, da sonst die Gefahr besteht, durch diejenigen Unternehmen verdrängt zu werden, die nicht in den Umweltschutz investieren und damit niedrigere Kosten ansetzen. Ökonomische Instrumente des Umweltschutzes sollen dieses Marktversagen heilen, indem Umweltdienstleistungen ein „künstlicher“ Preis zugeordnet wird. Unternehmen, die Umweltressourcen effizienter nutzen als andere, gewinnen dadurch einen Wettbewerbsvorteil. Selbstverpflichtungen, insbesondere in Form von Branchen- oder Verbandslösungen, rücken freiwillige Leistungen der Einzelunternehmen an die Stelle des Preissignals. Der Marktmechanismus wird damit systematisch umgangen.

Fraglich ist die Wettbewerbskonformität von Selbstverpflichtungen auch aus der Sicht des Wettbewerbs- oder Kartellrechts. Kartellrechtliche Probleme sind insbesondere bei Selbstverpflichtungen von Branchen und Verbänden zu erwarten, wenn sie darauf ausgelegt sind, gemeinsam umweltschutzbezogene Absprachen treffen, durch die das Marktgeschehen „wesentlich“ betroffen wird. Das kann bei Selbstverpflichtungen und bei Kompensationsmodellen von Verbänden oder Unternehmensgruppen insbesondere folgende Aspekte betreffen: den freien Zugang zu Reduktions- und Vermeidungstechniken, bei Branchen- oder Unternehmensgruppenlösungen die Zugangsvoraussetzungen für einzelne Unternehmen (allgemeiner formuliert: Markteintrittsschranken) sowie die zulässigen Sanktionsmechanismen (z.B. Ausschluß aus dem Verband).

*Fazit:* Selbstverpflichtungen sind insgesamt aus ordnungspolitischen und rechtlichen Gründen problematische Instrumente der Umweltpolitik. Sie bieten der Wirtschaft eine große Freiheit, Umweltziele auf die günstigste Art und Weise zu erreichen. Sie sollten aber nur dann eingesetzt werden, wenn sie gegenüber alternativen Instrumenten deutliche ökonomische und ökologische Vorteile aufweisen. Erfahrungen mit diesem Instrumentarium haben gezeigt, daß dieser Freiraum genutzt werden kann, um wirksame umweltpolitische Maßnahmen zu verschleppen. Daher sollte von Seiten der umweltpolitischen Instanzen bei der Ausgestaltung freiwilliger Vereinbarungen

<sup>20</sup> Verstärkt werden kann die Bereitschaft zur Teilnahme an Verbandslösungen nach Ansicht von Steger durch bestimmte Abweichungen vom Zustand der vollkommenen Konkurrenz, die z.B. mit Präferenzen für umweltfreundliche Güter einhergehen können. Ist das Risiko zur Umstellung auf umweltfreundliche Produktion für einzelne Unternehmen zu hoch, so wirke „die Verpflichtung zur Gleichschrittigkeit der Angebotsseite auch in diesem Fall ... risikomindernd“. Allerdings ist nicht klar, welche Bedingungen dafür erfüllt sein müssen und wie hoch der Beitrag zu verbandskonformen Verhalten sein kann.

<sup>21</sup> Hartkopf/Bohne (1983), S. 229.



große Sorgfalt walten und hohe Anforderungen zum Tragen kommen. Zielvorgaben müssen kontrollierbar sein und deren Verletzung klare Sanktionen nach sich ziehen. Von vornherein sollten nur solche Vereinbarungen getroffen werden, die auch mit hoher Wahrscheinlichkeit umgesetzt werden, ohne unangemessene Abstriche bei der ökologischen Zielsetzung machen zu müssen. Daher sollte der Staat die Vorlage eines Konzeptes verlangen, das die Überwindung des Kollektivgüterproblems innerhalb eines Verbandes wahrscheinlich erscheinen läßt.

Die Entscheidung zwischen Selbstverpflichtungen und alternativen umweltpolitischen Instrumenten ist eine Entscheidung unter Unsicherheit. Formale Staatseingriffe (Auflagen, Abgaben, Lizenzen) sind häufig von der Unsicherheit geprägt, ob, wann und mit welcher Intensität sie im politischen Prozeß durchgesetzt werden können. Bei Selbstverpflichtungen ist vor allem das Risiko, daß die vereinbarten Umweltschutzziele nicht erfüllt werden, im Vergleich zu anderen Instrumenten hoch. Selbstverpflichtungen können aus ökologischen Gründen nur dann empfohlen werden, wenn das Risiko eines stark verzögerten oder erfolglosen Ausgangs des Gesetzgebungsprozesses höher bewertet wird als das einer unvollständigen Erfüllung der Ziele einer Selbstverpflichtung. Ein empirisch fundiertes Urteil hierüber zu treffen, ist nicht möglich. Sofern Unternehmen als Gegenleistung für Selbstverpflichtungen von staatlichen Regelungen ausgenommen werden, die andernfalls als notwendig und durchsetzbar erachtet würden, sollten nur rechtlich verbindliche und sanktionierbare Abkommen abgeschlossen werden.

Eine Begründung für Selbstverpflichtungen ist, daß sie in besonderer Weise dem Kooperationsprinzip entsprechen. Ziel des Kooperationsprinzips ist es, „umweltpolitische Entscheidungsprozesse für die Öffentlichkeit möglichst transparent und verstehbar zu gestalten; insbesondere soll betroffenen Bürgern und gesellschaftlichen Gruppen Gelegenheit gegeben werden, ihre Auffassung ... zur Geltung zu bringen“<sup>22</sup>. Solange Verhandlungen zwischen Staat und Wirtschaft regelmäßig unter Ausschluß betroffener oder Interessierter Dritter stattfinden, sind Selbstverpflichtungen aus Sicht des Kooperationsprinzips äußerst kritisch zu beurteilen. Zu vermeiden ist die Gefahr, „daß Kooperation in Kollaboration umschlägt“<sup>23</sup> und der Staat auf eine effektive Verfolgung umweltpolitischer Ziele und den Schutz der Interessen Dritter verzichtet.

### 3.36 Sonstige Instrumente

Eine Reihe weiterer Instrumente kann Anreize erzeugen, umweltschädigendes Verhalten zu korrigieren. Die wichtigsten sollen knapp diskutiert werden.

#### Finanzhilfen und Steuervergünstigungen

Diese stellen eine weitverbreitete Methode der Förderung umweltfreundlicheren Verhaltens dar. Sie stellen eine

Abweichung vom Verursacherprinzip dar, die jedoch unter bestimmten Bedingungen zu rechtfertigen ist. Von der OECD (1986) werden solche Abweichungen vom Verursacherprinzip als annehmbar angesehen,

- wenn die Erprobung und Entwicklung neuer Vermeidungstechnologien gefördert werden sollen,
- wenn außergewöhnliche Umstände, wie die rasche Implementierung strenger Umweltschutzmaßnahmen, sozio-ökonomische Probleme verursachen,
- wenn die Verfolgung anderer sozio-ökonomischer Ziele, wie z.B. die Verringerung schwerwiegender regionaler Ungleichgewichte, die Subvention von Umweltschutzmaßnahmen nahelegt.

Die Lenkungsfunction von Finanzhilfen kann mit der von Steuern und Abgaben verglichen werden. Umweltfreundliches Verhalten ist oft mit höheren Kosten verbunden als die (kostenlose) Belastung der Umwelt. Steuern und Abgaben versuchen, umweltbelastende Aktivitäten zu verteuern und somit umweltschonendes Verhalten attraktiver zu machen. Finanzhilfen und Steuervergünstigungen werden eingesetzt, um umweltfreundliche Handlungsalternativen billiger und damit attraktiver zu machen. Beide Instrumentenarten wirken also, indem sie das Preisverhältnis von umweltfreundlichem zu umweltbelastendem Verhalten zugunsten des ersten verändern.

Wie bei Abgaben muß ein Anknüpfungspunkt für den Instrumenteneinsatz festgelegt werden. Die größte Anreizfunktion entwickeln Finanzhilfen und Steuervergünstigungen, wenn sie an die Verringerung einer Umweltbelastung im Vergleich zu einem Referenzniveau geknüpft werden. Diese Entlastung kann bei der Förderung von Forschung und Entwicklung auch mit zeitlichem Verzug auftreten. Hierbei würde der Handlungsanreiz bei voller Freiheit, den günstigsten Weg zu wählen, gegeben. Allerdings treten hierbei drei Probleme auf:

1. Bei der Wahl des Referenzniveaus muß vermieden werden, daß erst ein Anreiz entsteht, die Umweltbelastung zu erhöhen, um danach für deren Reduktion belohnt zu werden. Auch sollten Mitnahmeeffekte vermieden werden, d.h. in solchen Fällen, wo Reduktionen auch ohne Finanzhilfe unternommen würden, dürften Finanzhilfen nicht gewährt werden.
2. Die gewählte Handlungsalternative kann — wie auch im Fall von Abgaben — neue Umweltbelastungen in anderen Bereichen schaffen.
3. Teilweise läßt sich die erreichte Emissionsreduktion nicht messen und kontrollieren. Dann sind alternative Anknüpfungspunkte zu wählen. Dabei kann es sich um die Verwendung umweltfreundlicher Produkte (oder Dienstleistungen), Produktionsverfahren oder Einsatzstoffe handeln. Die Festlegung des Vermeidungsweges

<sup>22</sup> Hartkopf/Bohne (1983), S. 221.

<sup>23</sup> Bohne (1982), S. 275.

hat allerdings den deutlichen Nachteil, daß die Offenheit des Suchprozesses und die Wahl des günstigsten Vermeidungsweges eingeschränkt werden.

In der Praxis werden Finanzhilfen überwiegend für die Förderung von Umweltschutzinvestitionen durch Investitionszuschüsse, Steuervorteile oder zinsbegünstigte Kredite eingesetzt. Sie werden meist damit gerechtfertigt, daß durch sie umweltpolitische Ziele schneller erreicht werden können, als sonst bei dem gegebenen (ordnungsrechtlichen) Instrumentarium und dem Rechtssystem möglich wäre. Auch bestünde bei einer schnellen Durchsetzung neuer Umweltstandards ohne finanzielle Unterstützung die Gefahr wirtschaftlicher Störungen im Anpassungsprozeß. Dieses Argument wird seit der deutschen Vereinigung besonders für die neuen Bundesländer angeführt, wo wegen der früheren Vernachlässigung des Umweltschutzes ein besonders hoher Nachholbedarf besteht. Aus einer Reihe von grundlegenden wirtschaftspolitischen Bedenken sollte der Einsatz von Subventionen jedoch auf die dringlichsten Fälle beschränkt werden.

#### Benutzervorteile

Ein Anreiz zur Nutzung umweltfreundlicher Produkte oder Produktionsprozesse kann auch dadurch erzeugt werden, daß deren Nutzungsbedingungen gegenüber den Alternativen besser gestaltet werden. Insbesondere können Nutzungsbeschränkungen, denen andere Produkte oder Produktionsprozesse unterliegen, aufgehoben werden. Darunter fallen insbesondere zeitliche oder intensitätsmäßige Einschränkungen. Darüber hinaus kann versucht werden, den umweltfreundlichen Alternativen ein Image zu verschaffen, daß den Nutzern über den Gebrauchsnutzen hinaus einen Nutzengewinn verschafft. Dafür werden vorrangig Umweltqualitätssiegel und -auszeichnungen eingesetzt.

Das Potential dieses Instrumentes, das bisher deutlich unterschätzt werden dürfte, wird im Abschnitt 4.4 anhand von Beispielen diskutiert.

#### Pfandregelungen

Durch die Erhebung eines Pfandes soll erreicht werden, daß die Nutzer eines Produktes dieses (oder Teile davon wie die Verpackung) nach der Nutzung an den Händler, Hersteller oder einen sonstigen Beauftragten zurückgeben, damit es einer Wiederverwendung, Wiederverwertung oder einer fachgerechten Entsorgung zugeführt werden kann. Betrachtet man den Verlust des Pfandes als eine Art Abgabe, die entrichtet werden muß, wenn diesen Zielen nicht entsprochen wird, so wird schnell der Anreizcharakter von Pfandregelungen sichtbar. Verbraucher können diese Kosten durch Rückgabe vermeiden, ihnen entstehen dabei die Transportkosten, die sich meist auf die Unannehmlichkeiten einer Rückgabe beim nächsten Einkauf beschränken.

Pfandsysteme werden in vielen Ländern von Herstellern und dem Handel freiwillig aus betriebswirtschaftlichen Gründen betrieben. Wenn sie ökologische Vorteile aufweisen, kann es sinnvoll sein, sie auch dann zu unterstützen oder durchzusetzen, wenn sie betriebswirtschaftlich nicht rentabel sind. Allerdings sollte dabei stets beachtet werden, daß Pfandsysteme aus volkswirtschaftlicher und auch ökologischer Sicht Kosten verursachen, z.B. durch Lagerung, Transport oder Reinigung der wiederzuverwendenden Produkte.

#### 4. Ökonomische Instrumente in der Praxis

Nur langsam fassen ökonomische Instrumente Fuß in der Umweltpolitik. In einer Studie von 1989 stellte die OECD fest, daß die Umweltpolitik der untersuchten Mitgliedsländer im Jahr 1987 im wesentlichen mit direkten, regulierenden Eingriffen erfolgte. Indirekte, marktorientierte Instrumente kamen nur in geringem Umfang zum Einsatz. Die Zahl der verwendeten Instrumente ist allerdings in den letzten Jahren deutlich gestiegen. Die OECD (1994) schätzt, daß im Jahr 1992 etwa ein Viertel mehr ökonomische Instrumente zum Einsatz kamen<sup>24</sup>; unter Berücksichtigung der Maßnahmen, die seither ergriffen wurden, dürfte die Anzahl fast um die Hälfte höher liegen. Dabei wurden besonders Produktabgaben und Pfandsysteme verstärkt eingesetzt. In den USA wurden weitere Erfahrungen mit Zertifikatssystemen gesammelt. Für die Zukunft wird eine weitere Verbreitung des Einsatzes ökonomischer Instrumente erwartet. Besonders bei der Bekämpfung globaler Umweltprobleme stößt das heute dominierende Ordnungsrecht an Grenzen; daher ist verstärkt mit ökonomischen Instrumenten zu rechnen.

Die OECD erklärt den beobachteten Anstieg mit den allgemeinen Deregulierungsbemühungen in vielen Ländern und einem gestiegenen Kostenbewußtsein im Umweltschutz. Je höher die Umweltstandards, desto größer schätzt die OECD die Einsparpotentiale durch Anreizinstrumente im Vergleich zum Ordnungsrecht. Vorsorgender anstelle von nachsorgendem Umweltschutz wird sich verstärkt auf ökonomische Instrumente stützen müssen. Hindernisse für eine weitere Verbreitung werden vor allem in den befürchteten Wirkungen auf Wettbewerbsfähigkeit und Verteilung sowie in der häufig bezweifelten Wirksamkeit dieser Instrumente gesehen. Bisher liegen nicht ausreichende empirische Untersuchungen vor, um diese Einwände wirksam zu entkräften.

Deutliche Unterschiede sind in der Entwicklung in verschiedenen Ländern zu beobachten. Finnland, Schweden und die USA werden als die Länder hervorgehoben, welche die Nutzung ökonomischer Instrumente am stärksten ausgeweitet haben; Deutschland, Frankreich und Italien

<sup>24</sup> Die OECD verweist auf die Fragwürdigkeit des Vergleichs der Anzahl. Zum einen ist die Einstufung als ökonomisches Instrument in vielen Fällen nicht eindeutig, zum anderen sagt die Anzahl nichts über die Intensität des Einsatzes.

haben dies nur in geringem Umfang getan. Für einen detaillierten Überblick über den Einsatz ökonomischer Instrumente in Deutschland und anderen Ländern sei auf OECD (1993), OECD (1994) und Umweltbundesamt (1994) verwiesen. Im folgenden soll an einigen Beispielen der Einsatz von Anreizinstrumenten in Deutschland diskutiert werden.

#### 4.1 Umweltabgaben

Nach übereinstimmendem Urteil fast aller Autoren gibt es in Deutschland nur sehr wenige Abgaben mit Lenkungsfunktion. Von einigen Autoren wird die Abwasserabgabe sogar als das einzige ökonomische Instrument überhaupt in der Bundesrepublik angesehen (z.B. Hansmeyer/Schneider 1990). Zwar gibt es eine Reihe anderer Abgaben in umweltrelevanten Bereichen (z.B. Abfallabgaben auf Landesebene oder Abwasserentnahmegebühren), diese sind jedoch als Finanzierungsbeitrag zu den (betriebswirtschaftlichen) Kosten einer Leistungserstellung zu interpretieren. Als ökonomisches Instrument sollen Abgaben aber nur dann betrachtet werden, wenn die Lenkungsfunktion durch Internalisierung externer Kosten deutlich erkennbar ist.

Die *Abwasserabgabe* kommt in Verbindung mit den Aufträgen des Wasserhaushaltsgesetzes zur Anwendung und soll „Anreize zur vorzeitigen Erfüllung der Bestimmungen nach dem Wasserhaushaltsgesetz setzen“ (Wicke/Huckestein, 1991), insbesondere die Schädlichkeit der Abwässer reduzieren. Die Abwasserabgabe wird seit 1981 von Direkt-einleitern, also im wesentlichen von Kommunen und größeren Industrie-einleitern mit eigenen Klärwerken, erhoben. Der Abgabensatz betrug 1981 DM 12, ab 1986 DM 40 pro Schadeinheit. Seit 1991 beträgt die Abgabe DM 50, ab 1993 DM 60 pro Schadeinheit. Die vierte Novellierung des Abwasserabgabengesetzes legt eine Erhöhung der Abgabe auf 70 DM im Jahr 1997 fest.

Es gibt einige Möglichkeiten, die Abgabenhöhe zu reduzieren, die deutlich machen, daß die Abgabe vorrangig die Durchsetzung der Ziele des Wasserhaushaltsgesetzes beschleunigen soll. Der Abgabensatz reduziert sich auf die Hälfte, wenn die Mindestanforderungen nach § 7a des Wasserhaushaltsgesetzes erfüllt werden, und wird auf ein Viertel reduziert, wenn eine Reinigung nach dem über diese Mindestanforderungen hinausgehenden Stand der Technik erfolgt. Werden Investitionen zur Verbesserung der Reinigung vorgenommen, so können die Abgaben der vorhergehenden drei Jahre mit den Investitionskosten verrechnet werden. Da schon die regulären Abgabensätze als zu niedrig angesehen werden, bewirken diese Regelungen, daß von der Abgabe kaum ein Anreiz zum Übertreffen und damit zur Fortentwicklung des Standes der Technik ausgeht. Da gleichzeitig besonders die kommunalen Einleiter zur Einhaltung relativ strenger Verwaltungsvorschriften verpflichtet sind, werden auch Kosteneinsparungen bei Klärwerken mit ungünstiger Kostenstruktur verhindert. Die

Abwasserabgabe wird in ihrer Anreizfunktion daher besonders wegen des zu niedrigen Abgabensatzes überwiegend skeptisch beurteilt. Als positiv wird angesehen, daß durch die Abwasserabgabe ökonomisches Denken bei kommunalen Einleitern gefördert wird und alle Einleiter angehalten werden, auf kostengünstige Reduktionspotentiale zu achten. Sofern Kommunen die Belastung der Abgabe an die Indirekteinleiter verursachergerecht weitergeben, kann auch bei diesen ein Bewußtsein für Vermeidungsanstrengungen entstehen. Nicht zu vernachlässigen ist auch ihr Beitrag zur Unterstützung ordnungsrechtlicher Instrumente, deren Ziele aufgrund von Vollzugsdefiziten andernfalls nur langsam verwirklicht werden könnten. Allerdings ist fraglich, ob angesichts der Vollzugsdefizite nicht von vornherein stärker auf marktorientierte Instrumente gebaut werden sollte. Die ökonomische und dynamische Effizienz der Abgabe ist bei der gegenwärtigen Lösung stark in Frage gestellt (vgl. Gawel 1993).

Auch die *Differenzierung von Steuersätzen* in Abhängigkeit von umweltrelevanten Aspekten ist von der Konstruktion her geeignet, umweltfreundliches Verhalten zu fördern. Dies zeigen die unterschiedlichen Steuersätze auf verbleites und unverbleites Benzin. Seit April 1985 wird unverbleiteter Kraftstoff geringer besteuert als verbleiteter. Die Differenz betrug anfangs 4 Pfennig (ca. 3 % des Preises für verbleites Normalbenzin), und wurde zuletzt im Juli 1991 von 7 auf 10 Pfennig pro Liter (ca. 7 % des Verkaufspreises) angehoben. Zur Unterstützung wurde 1988 der Verkauf von verbleitem Normalbenzin völlig verboten, so daß Kraftfahrzeuge, die auf bleihaltiges Benzin angewiesen sind, mit dem nochmals teureren Kraftstoff höherer Oktanzahl betrieben werden müssen. Durch diese Maßnahmen konnte der Anteil von bleifreiem Kraftstoff von 1 % im Jahr 1985 auf fast 90 % im Jahr 1993 erhöht werden. Die relativ hohe Wirksamkeit ist ökonomisch leicht verständlich, da bei neueren Fahrzeugen die Verwendung von bleifreiem Benzin nicht mit höheren Kosten verbunden ist. Dennoch war dieser Anstoßeffekt aus zwei Gründen notwendig. Bleifreier Kraftstoff wurde vor der Steuereffferenzierung an den Tankstellen teurer verkauft, möglicherweise wegen des geringen Umsatzes und dadurch bedingten höheren Kosten. Die Steuereffferenzierung führte zu einem niedrigeren Verkaufspreis für bleifreies Benzin gleicher Qualität. Darüber hinaus herrschte bei vielen Autofahrern Unsicherheit darüber, ob sie bleifreien Kraftstoff ohne negative Folgen einsetzen können. Auch eine relativ geringe Preisdifferenz kann den Anreiz bieten, sich ausführlich zu informieren und den ansonsten kostenlosen Umstieg vorzunehmen. Auf der anderen Seite kann die Steuereffferenzierung die Besitzer von älteren Kfz, die nicht für bleifreies Benzin geeignet sind, wohl kaum dazu bewegen, die Restnutzungsdauer eines Wagens spürbar zu verkürzen. Daraus wird deutlich: die Wirksamkeit von Maßnahmen ist abhängig von der Existenz und den Kosten von Vermeidungsmaßnahmen.

## 4.2 Umweltlizenzen und Kompensationslösungen

Umweltlizenzen kommen derzeit nur in den USA zur Anwendung. In Deutschland besteht seit 1985 eine Kompensationslösung im Rahmen des Bundesimmissionsschutzgesetzes. Diese gibt Betreibern von Altanlagen die Möglichkeit, für einen begrenzten Zeitraum verschärften Anforderungen von nachträglichen Anordnungen zu entgehen, wenn statt dessen bei benachbarten Anlagen zusätzliche Emissionsminderungen vorgenommen werden, so daß die Gesamtemission reduziert wird. Diese Regelung wies ursprünglich strenge Restriktionen auf, u.a. bezüglich der räumlichen Nähe der Anlagen und der zeitlichen Befristung der Kompensationsmöglichkeit. Daran ist die praktische Anwendung meist gescheitert. In einer Novelle des Gesetzes von 1990 wurde daher die zeitliche Befristung aufgehoben. Die räumlichen Beschränkungen wurden gelockert und sogar grenzüberschreitende Kompensationen zugelassen.

Der geringe Erfolg dieser Kompensationsregelung weist auf ein Dilemma der Umweltpolitik hin. Einerseits machen zu enge Handlungsspielräume durch ordnungsrechtliche Regelungen die Anwendung von ökonomischen Instrumenten uninteressant, da ihre Effizienz auf der Ausnutzung von Kostenunterschieden verschiedener Vermeidungsmaßnahmen beruht. Andererseits macht es die hohe Priorität der Gefahrenabwehr notwendig sicherzustellen, daß zeitliche und räumliche Belastungskonzentrationen vermieden werden. In diesem Spannungsfeld gibt es keinen theoretischen Königsweg, die konkrete Entscheidung muß nach Beurteilung der Umstände getroffen werden. Bei einigen globalen Umweltproblemen (z.B. Treibhauseffekt oder Zerstörung der Ozonschicht) treten diese Probleme nicht auf. Sie könnten daher einen idealen Bereich zur Anwendung dieses Instrumentariums auf nationaler wie internationaler Ebene darstellen.

## 4.3 Umwelthaftungsrecht

Mit dem „Gesetz über die Umwelthaftung“ vom 10.12.1990 wurden in der Bundesrepublik Deutschland wesentliche Änderungen der Rechtslage herbeigeführt, die zu einer Steigerung des Eigeninteresses an Maßnahmen des Umweltschutzes beitragen dürften. Darin wird eine verschuldensunabhängige Gefährdungshaftung für Schäden durch Unfälle und den Normalbetrieb von umweltgefährlichen Anlagen begründet. Ausgenommen sind Summations- und Distanzschäden, d.h. Schäden, die durch das Zusammenwirken der Emissionen mehrerer Verursacher oder über größere zeitliche und räumliche Entfernung entstehen. Die Position der Geschädigten wird durch eine „widerlegbare Ursachenvermutung“ und weitgehende Auskunftsansprüche deutlich gestärkt. Über eine Haftpflichtversicherung muß eine Deckungsvorsorge für mögliche Schadensersatzansprüche gewährleistet werden. Das

Gesetz stellt einen vielversprechenden Ansatz dar, die Verursacher von Umweltbelastung und -risiken zur Berücksichtigung der Konsequenzen ihrer Aktivitäten zu bewegen.

## 4.4 Sonstige Instrumente

*Finanzhilfen und Steuervergünstigungen* sind ein wichtiger Teil des umweltpolitischen Instrumentariums in Deutschland. Die meisten Programme gewähren Unterstützung für Umweltschutzmaßnahmen in Form von zinsbegünstigten Krediten. Wichtige Kreditprogramme werden von den drei öffentlich-rechtlichen Hauptleihinstituten der Bundesrepublik Deutschland, der Kreditanstalt für Wiederaufbau (KfW), der Deutschen Ausgleichsbank (DAB) sowie der Berliner Industriebank (BIB) aufgelegt. Diese vergeben Kredite aus dem ERP-Sondervermögen und aus Eigenmitteln für Umweltschutzinvestitionen auf den Gebieten Abwasserreinigung, Abfallwirtschaft, Luftreinhaltung einschließlich Maßnahmen zur Reduzierung von Lärm, Geruch und Erschütterungen sowie zur Energieeinsparung im Rahmen verschiedener Programme. Sie bieten Kredite mit langen Laufzeiten und einem Zinssatz, der am unteren Rand oder unterhalb des Kapitalmarktzinsniveaus liegt. Ergänzt werden die Kreditprogramme durch Bürgschaftsprogramme.

Umweltschutzprojekte mit Pilotcharakter und großtechnische Demonstrationsvorhaben werden vom Bundesumweltministerium durch Investitionszuschüsse und zinsvergünstigte Kredite gefördert. Ziel ist aufzuzeigen, wie Anlagen einem fortschrittlichen Stand der Technik angepaßt und fortschrittliche Verfahren zur Verminderung von Umweltbelastungen eingesetzt werden können. Obwohl dieses Programm finanziell keinen großen Umfang hat, besitzt es große Bedeutung bei der Fortentwicklung des Standes der Technik, der Orientierungspunkt für viele ordnungsrechtliche Regelungen ist.

Eine allgemeine steuerliche Förderung von Umweltschutzmaßnahmen war in Deutschland bis 1991 möglich. Nach § 7d Einkommensteuergesetz (EStG) waren erhöhte Absetzungen für Wirtschaftsgüter, die unmittelbar und zu mehr als 70 vH dem Umweltschutz dienen, erlaubt. Durch diese Möglichkeit wurde die Steuerlast der Unternehmen in den letzten Jahren um ca. 600 — 800 Mio. DM verringert (vgl. Subventionsberichte). Die Förderung nach § 7d EStG war auf Maßnahmen begrenzt, die vor dem 1.1.1991 durchgeführt wurden und ist ersatzlos entfallen. Bei einzelnen spezifischen Steuern jedoch wird umweltfreundliches Verhalten belohnt, z.B. in Form einer Vergünstigung bei der Kfz-Steuer für schadstoffarme Fahrzeuge.

Durch die Schaffung von *Benutzervorteilen* können wesentliche Anreize zu umweltfreundlichem Verhalten geschaffen werden. Die Spannweite bestehender Regelungen deutet an, daß bei ihrer Gestaltung großer Einfallsreichtum zum Zuge kommen kann. Zum einen können staatliche Nutzungsbeschränkungen bei Verwendung umweltfreundlicher Güter gelockert werden. Im Bereich der

Lärmbekämpfung werden in vielen Ländern zeitliche oder räumliche Beschränkungen angewandt, z.B. Nachfahrverbote für LKWs, zeitliche Start- und Landebeschränkungen auf Flughäfen, räumliche und zeitliche Beschränkungen von Baumaschinen bis hin zum Rasenmäher. Werden diese Nutzungsbeschränkungen für umweltfreundliche Güter aufgehoben, so entstehen den Benutzern deutliche Vorteile.

Aus den USA stammt die Idee, auf überfüllten Autobahnen in Ballungsgebieten eine Fahrbahn für Kraftfahrzeuge zu reservieren, die mit mindestens drei Personen besetzt sind, um die Bildung von Fahrgemeinschaften zu fördern und so das Verkehrsaufkommen zu reduzieren. Die Einrichtung von Busspuren in europäischen Großstädten hat das Ziel, öffentliche Verkehrsmittel attraktiver zu machen. In diesen Fällen wird umweltfreundliches Verhalten auf Kosten umweltbelastender Aktivitäten bessergestellt.

Umstritten ist die Vergabe von *Umweltqualitätssiegeln*, wie z.B. des Blauen Engels in der Bundesrepublik, als Anreiz und Orientierungspunkt für umweltfreundliches Handeln. Bestritten wird nicht die Wirksamkeit dieser Maßnahmen. Vielmehr wird hinterfragt, ob die richtigen Produkte ausgezeichnet werden oder sogar schädliche Impulse von derartigen Siegeln ausgehen. Derartige Bedenken sind sicher insofern berechtigt, da in Deutschland alle möglichen Institutionen umweltbezogene Qualitätsprädikate vergeben und diese ein wirksames Verkaufsargument darstellen. Um Mißbrauch zu vermeiden, sollte geprüft werden, ob objektivierbare Kriterien erstellt werden können, an die solche Auszeichnungen geknüpft werden.

*Pfandregelungen* werden in Deutschland seit langer Zeit vor allem für Getränkeflaschen aus Kostengründen freiwillig betrieben. In den letzten Jahren hat ein Teil des Handels solche Systeme aufgegeben, da sie hohe Infrastruktur- und Personalkosten verursachen. In der Verpackungsverordnung vom 12.6.1991 wurde daher eine Rücknahme- und Pfanderhebungspflicht für Getränkeverpackungen sowie für Verpackungen von Wasch- und Reinigungsmitteln sowie Dispersionsfarben festgelegt. Eine Befreiung von diesen Rücknahme- und Pfandpflichten ist möglich, wenn statt dessen im Rahmen eines Sammel- und Verwertungssystems in einem vorgegebenen Umfang die stoffliche Verwertung von Verpackungen sichergestellt ist und ein Mindestanteil an Mehrwegverpackungen zur Verwendung kommt. Kritik wird an dieser Konzeption geübt, da sie sich in erster Linie um die Wiederverwertung von Verpackungsmaterialien und nicht um ihre Vermeidung bemüht. Weitere Rücknahmeverpflichtungen für Altpapier, elektronische Geräte und Kraftfahrzeuge sind derzeit in der politischen Diskussion.

## 5. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Als Ausgangspunkt der Überlegungen wurde auf die Notwendigkeit hingewiesen, einen Übergang zu einer

nachhaltigen Wirtschaftsweise zu vollziehen. Der Markt versagt ohne korrigierende staatliche Eingriffe bei der Aufgabe, die Belastung der Umwelt zu begrenzen und natürliche Ressourcen effizienter zu nutzen, da Umweltressourcen häufig die Eigenschaft von öffentlichen Gütern aufweisen. Darüber hinaus führen viele Umweltnutzungen zu externen Effekten, die Fehlallokationen verursachen. Während die Wirtschaftstheorie für die Internalisierung externer Effekte verschiedene Lösungsmöglichkeiten anzubieten hat, stehen für Bestimmung der Mengen und die Zurechnung der Kosten öffentlicher Güter befriedigende Antworten aus. Daraus folgt, daß dem Staat in der Umweltpolitik eine zentrale Aufgabe zukommt, nämlich die Vorgabe der anzustrebenden Umweltqualität bzw. der zulässigen Umweltnutzungen.

Dieses Ergebnis bedeutet jedoch nicht, daß der Markt bei der Allokation von Umweltressourcen und -dienstleistungen keine Rolle spielen kann. Die Erfahrungen der Umweltpolitik in den letzten Jahrzehnten zeigen, daß direkte Instrumente oft unnötig hohe Kosten erzeugen, die bei der Verwendung marktwirtschaftlicher Instrumente vermieden werden könnten. Auch ist es wichtig, über die Entwicklung neuer Produkte und Produktionsprozesse weiteren Spielraum für wachsenden Wohlstand bei zumutbarer Umweltbelastung zu schaffen. Hier weist der Markt, der einen kreativen und offenen Suchprozeß nach neuen Wegen auslöst, wesentliche Stärken auf. Allerdings muß dieser Prozeß so gelenkt werden, daß er die ökologischen Restriktionen möglichst vollständig berücksichtigt.

An dieser Stelle setzt die zweite wichtige Aufgabe des Staates — nach der Definition der Umweltqualitätsziele — ein. Er muß die Instrumente der Umweltpolitik wählen, die diese Ziele am besten fördern. Die Diskussion der wichtigsten Kategorien von Instrumenten erbrachte das Ergebnis, daß nicht *ein* Instrument für alle Probleme und Regelungsbereiche gleichermaßen geeignet ist. Die Wahl des Instrumentes muß im Einzelfall nach sorgfältiger Prüfung der Wirkungszusammenhänge erfolgen.

Der Umfang des Einsatzes von marktwirtschaftlichen Instrumenten in der deutschen Umweltpolitik scheint den Vorteilen dieser Instrumente bisher nicht gerecht zu werden. Nur wenige Abgaben mit Anreizfunktion sowie zaghafte Ansätze einer Kompensationsregelung im Luftbereich sind hier zu finden. Hinzu kommt die Schaffung einiger Benutzervorteile. Relativ häufig werden Finanzhilfen gewährt. Diese stellen jedoch einen Verstoß gegen das Verursacherprinzip dar und belasten die öffentlichen Haushalte und sollten daher restriktiv eingesetzt werden. Praktische Erfahrungen liefern zunehmend Belege für die Praktikabilität und Vorteilhaftigkeit marktorientierter Instrumente. Die Bundesrepublik Deutschland, die bei der Setzung von Umweltqualitätsstandards und der Entwicklung von umweltfreundlichen Produkten und Produktionsprozessen bereits eine führende Rolle einnimmt, sollte auch bei der Förderung effizienter Instrumente einer rationalen Umweltpolitik verstärkt Beiträge leisten.

## Literaturverzeichnis

- Baumol, W. J./W. E. Oates* (1971): The Use of Standards and Prices for Protection of the Environment, *Swedish Journal of Economics*, 73, S. 42 ff.
- Baumol, W. J./W. E. Oates* (1988): *The Theory of Environmental Policy*, 2. Auflage, Cambridge.
- Bohne, Eberhard* (1982): Privatisierung des Staates. Absprachen zwischen Industrie und Regierung in der Umweltpolitik, in: V. Gessner / G. Winter (Hrsg.): *Rechtsformen der Verflechtung von Staat und Wirtschaft. Jahrbuch für Rechtssoziologie und Rechtstheorie*, Band 8, Opladen, S. 266-281.
- Bonus, H.* (1990): Preis- und Mengenlösungen in der Umweltpolitik, *Jahrbuch für Sozialwissenschaft* 41, S. 343-358.
- Burrows, P.* (1979): *The Economic Theory of Pollution Control*, Oxford.
- Coase, R. H.* (1960): The Problem of Social Cost, *Journal of Law and Economics*, 3, 1-44.
- Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung (DIW)* (1994): Bach, S./Kohlhaas, M./Meinhardt, V./Praetorius, B./Wessels, H./Zwiener, R.: *Wirtschaftliche Auswirkungen einer ökologischen Steuerreform*, Berlin.
- DIW/RWI* (1993): *Umweltschutz und Industriestandort*, Berlin.
- Endres, A.* (1985): *Umwelt- und Ressourcenökonomie*, Darmstadt.
- Endres, A., J. Jarre, P. Klemmer, K. Zimmermann* (1991): *Der Nutzen des Umweltschutzes*, Umweltbundesamt: Berichte, Berlin.
- Frey, B. S.* (1985): *Umweltökonomie*, 2. Auflage, Göttingen.
- Gawel, E.* (1993): Umweltabgaben und Verrechnungsmöglichkeiten von Umweltschutzinvestitionen, in: *Konjunkturpolitik*, 39. Jahrg. H. 6, S. 376-397.
- Hansmeyer, K. H., H. K. Schneider* (1990): *Umweltpolitik. Ihre Fortentwicklung unter marktsteuernden Aspekten*, Göttingen.
- Hartkopf, G., E. Bohne* (1983): *Umweltpolitik*, Bd.1: Grundlagen, Analysen, Perspektiven, Opladen.
- Institut der deutschen Wirtschaft (IW)* (1992): *Standort Bundesrepublik Deutschland*, IW-Trends 2/92.
- Kohlhaas, M., B. Praetorius unter Mitarbeit von R. Eckhoff und T. Hoeren* (1994): *Selbstverpflichtungen der Industrie zur CO<sub>2</sub>-Reduktion: Möglichkeiten der wettbewerbskonformen Ausgestaltung unter Berücksichtigung der geplanten CO<sub>2</sub>-/Energiesteuer und Wärmenutzungsverordnung. Sonderhefte des DIW, Nr. 152*, Berlin.
- Kohlhaas, M., U. Weißenburger* (1992): *Perspektiven des Einsatzes ökonomischer Instrumente für Zwecke des Umweltschutzes* aus deutscher, russischer und ukrainischer Sicht. Gutachten im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, (unveröffentlichtes Manuskript), Berlin.
- Kommission der Europäischen Gemeinschaften* (1993): *Wachstum, Wettbewerbsfähigkeit, Beschäftigung — Herausforderungen der Gegenwart und Wege ins 21. Jahrhundert — Weißbuch*. Beilage 6/93 zum Bulletin der Europäischen Gemeinschaften.
- Leipert, C.* (1989): *Die heimlichen Kosten des Fortschritts*, Frankfurt am Main.
- Leitlinien der Bundesregierung* (1986): *Zur Umweltvorsorge durch Vermeidung und stufenweise Verminderung von Schadstoffen (Leitlinien Umweltvorsorge)*, BTd 10/6028 vom 19.09.1986.
- Mishan, E. J.* (1971): The Postwar Literature on Externalities: An Interpretative Essay, *Journal of Economic Literature* (9), 1-28.
- OECD* (1989): *Economic Instruments for Environmental Protection*, Paris.
- OECD* (1994): *Managing the Environment — The Role of Economic Instruments*, Paris.
- OECD* (1986): *OECD and the Environment*, Paris.
- OECD* (1993): *OECD Environmental Performance Reviews — Germany*, Paris.
- Pearce, D. W.* (1976): *Environmental Economics*, Harlow.
- Pigou, A. C.* (1920): *The Economics of Welfare*, London.
- Siebert, H.* (1978): *Ökonomische Theorie der Umwelt*, Tübingen.
- Steger, U.* (1992): *Evaluierung freiwilliger Branchenvereinbarungen (Kooperationslösungen) im Umweltschutz*. Studie des Instituts für Ökologie und Unternehmensführung an der EBS im Auftrag des BDI und des VCI, Oestrich-Winkel, 1990-1991, veröffentlicht in: BDI (Hrsg.): *Freiwillige Kooperationslösungen im Umweltschutz. Ergebnisse eines Gutachtens und Workshops*, Köln, Februar 1992.
- Umweltbericht 1990 des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn 1990.
- Umweltbundesamt* (1994): *Umweltabgaben in der Praxis — Sachstand und Perspektiven*, Berlin.
- Weimann, J.* (1990): *Umweltökonomik*, Berlin u.a.
- Wicke, L.* (1989): *Umweltökonomie*, 2. Auflage, München.
- Wicke, L., B. Huckestein* (1991): *Umwelt Europa — der Ausbau zur ökologischen Marktwirtschaft. Mit Beiträgen von Werner Weidenfeld, Rolf-Ulrich Sprenger und Holger Bonus*, Gütersloh.

## **Zusammenfassung**

### **Ökonomische Instrumente der Umweltpolitik**

In Deutschland wird zunehmend der verstärkte Einsatz ökonomischer Instrumente im Umweltschutz gefordert. Die vorliegende Arbeit stellt die ökonomischen Grundlagen für staatliche Umweltpolitik und theoretische Lösungskonzepte dar. Vor diesem Hintergrund werden die Vor- und Nachteile verschiedener Anreizinstrumente im Umweltschutz gegenübergestellt. Die Betrachtung des aktuellen Instrumenteneinsatzes legt nahe, daß erhebliche Spielräume für Effizienzsteigerungen im Umweltschutz durch ökonomische Instrumente bestehen und die Dominanz des Ordnungsrechtes schrittweise aber systematisch vermindert werden sollte.

## **Summary**

### **Economic Instruments for Environmental Policy**

There is an increasing demand for the use of economic instruments in environmental policy. This article presents the theoretical foundations for environmental policy and concepts of economic instruments. The advantages and disadvantages of the main instruments for environmental policy are discussed. Considering the present use of instruments, there seems to be a wide scope for efficiency gains through economic instruments. The dominance of command and control instruments in the German environmental policy should be reduced gradually but systematically.