

Siebert, Horst

**Book Part — Digitized Version**

## Erfolgsbedingungen einer Abgabenerlösung (Steuern/ Gebühren) in der Umweltpolitik

**Provided in Cooperation with:**

Kiel Institute for the World Economy – Leibniz Center for Research on Global Economic Challenges

*Suggested Citation:* Siebert, Horst (1976) : Erfolgsbedingungen einer Abgabenerlösung (Steuern/  
Gebühren) in der Umweltpolitik, In: Hansmeyer, Karl-Heinrich Issing, Otmar Külpe, Bernhard Rincke,  
Günter Schneider, Hans K. Schulz, Walter (Ed.): Ökonomische Probleme der Umweltschutzpolitik,  
ISBN 3-428-03798-7, Duncker & Humblot, Berlin, pp. 35-64

This Version is available at:

<https://hdl.handle.net/10419/3531>

**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.*

## Erfolgsbedingungen einer Abgabenslösung (Steuern/Gebühren) in der Umweltpolitik\*

Von *Horst Siebert*, Mannheim

### 1. Ein Schattenpreissystem der Umweltnutzung

Die zentrale Ursache des Umweltproblems liegt in der Tatsache, daß das öffentliche Gut Umwelt für konkurrierende Verwendungen im wesentlichen zum Nulltarif genutzt werden kann. Die Umwelt ist einmal ein öffentliches Konsumgut, dient zum anderen als Empfangsmedium für Schadstoffe, die in ökonomischen Aktivitäten entstehen, und stellt schließlich Rohstoffe für das ökonomische System zur Verfügung. Nicht nur zwischen diesen Funktionen besteht Verwendungskonkurrenz. Eine stärkere Disaggregation der Verwendungsformen der Umwelt zeigt eine Vielfalt von konkurrierenden Verwendungen des Allmendegutes Umwelt, die als Ursache negativer externer Effekte anzusehen sind<sup>1</sup>.

Die Nutzung der Umwelt zum Nulltarif löst nicht das Problem der konkurrierenden Verwendung. Dies hat die Konsequenz, daß einmal eine Fehlallokation des Gutes „Umwelt“ auf die verschiedenen Verwendungen erfolgt — daß die Umwelt z. B. als Schadstoffreservoir übernutzt wird — und daß zum anderen eine Diskrepanz zwischen einzelwirtschaftlichen und gesellschaftlichen Kosten ökonomischer Aktivitäten entsteht. Diese Diskrepanz bedeutet, daß die Kosten schadstoffintensiv produzierter Güter zu niedrig kalkuliert sind, die Marktpreise umweltschädigend und umweltfreundlich hergestellter Güter falsche Preissignale für Konsumenten und Produzenten setzen und damit nicht nur eine Fehlallokation des Gutes Umwelt, sondern auch eine Fehlallokation der anderen Ressourcen herbeigeführt wird. Die Verzerrung der Relativpreise verursacht eine systematische Verzerrung der Produktion zugunsten der umweltschädigenden Produkte.

Die Diskrepanz von einzelwirtschaftlichen und gesellschaftlichen Kosten berührt eine Rahmenbedingung des marktwirtschaftlichen

---

\* Für kritische Anregungen zu einer ersten Fassung danke ich den Mitgliedern des wirtschaftspolitischen Ausschusses. Ferner bin ich Herrn Dipl.-Volksw. W. Vogt dankbar für die Durchsicht des Manuskripts.

<sup>1</sup> Zum Problem der konkurrierenden Verwendung vgl. *Siebert* (1973), Kap. 4.

Systems. Man würde das marktwirtschaftliche System als Allokationssystem verkennen, wenn man erwarten würde, daß dieses Allokationssystem sich selbst seine Rahmenbedingungen schaffen kann. Diese sind vielmehr politisch zu setzen. Im Fall der Umweltnutzung ist eine Änderung dieser Rahmenbedingungen des marktwirtschaftlichen Systems in der Art zu bewirken, daß der Charakter der Umwelt als öffentliches Gut zumindest für die Verwendungsform: Aufnahme von Schadstoffen aufgehoben und damit die Diskrepanz von einzelwirtschaftlichen und gesellschaftlichen Kosten abgebaut wird.

Allokationslösungen als Zuweisungen von knappen Ressourcen auf alternative Verwendungen entspricht ein (explizites oder implizites) Schattenpreissystem, das den „Wert“ einer Ressourceneinheit für die Verbesserung der Zielfunktion eines ökonomischen Systems angibt. Ein solches Schattenpreissystem kann als eine theoretische Richtschnur dienen, an der konkrete wirtschaftspolitische Maßnahmen im Sinne der oben angesprochenen institutionellen Änderung auszurichten sind.

Als Implikation statischer Allokationsmodelle erhält man die beiden folgenden Resultate<sup>2</sup>:

1. Der Schattenpreis der Emissionen  $\lambda_{S_i}$  eines Sektors  $i$  ist gegeben durch

$$\lambda_{S_i} = \lambda_U \frac{\partial U}{\partial S}$$

und

$$\lambda_{S_i} = - \frac{\lambda_R}{F'_3}$$

<sup>2</sup> Man betrachte z. B. das folgende Allokationsproblem:

Die gesellschaftliche Wohlfahrt hänge ab von den beiden Gütern  $Q_1$  und  $Q_2$  und der Umweltqualität  $U$  mit

$$(1) \quad W = W(Q_1, Q_2, U)$$

Die Wohlfahrtsfunktion sei separabel.

Die Produktionsfunktionen mit einem einzigen Produktionsfaktor  $R$  seien gegeben mit

$$(2) \quad Q_i = F_i(R_i) \quad \text{mit} \quad F'_i > 0, F''_i < 0 \quad \text{für} \quad i = 1, 2$$

Die Produktion der Güter  $i$  bringe einen Schadstoff als Kuppelprodukt hervor

$$(3) \quad S_i = H_i(Q_i) \quad \text{mit} \quad H'_i > 0, H''_i \geq 0 \quad \text{für} \quad i = 1, 2$$

Die Ressource  $R$  kann zur Entsorgung verwendet werden, wobei  $S^r$  die reduzierte Menge des Schadstoffs definiert

$$(4) \quad S^r = F_3(R_3) \quad \text{mit} \quad F'_3 > 0, F''_3 < 0$$

Der (in sich negative) Schattenpreis der Emissionen ist also so festzulegen, daß er a) dem von einer Immissionseinheit ( $S$ ) verursachten physischen Umweltschaden ( $\partial U/\partial S < 0$ ) bewertet mit dem Schattenpreis einer Umwelteinheit und b) den Grenzkosten der Schadstoffbeseitigung entspricht<sup>3</sup>.

Die von beiden Sektoren emittierte Schadstoffmenge minus den reduzierten Schadstoffmengen definieren die Immissionen  $S$

$$(5) \quad S = S_1 + S_2 - S'$$

die wiederum die Umweltqualität negativ beeinflussen.

$$(6) \quad U = G(S) \quad \text{mit} \quad G' < 0 \quad G'' < 0$$

Schließlich ist eine Ressourcenrestriktion

$$(7) \quad R_1 + R_2 + R_3 = R$$

zu beachten.

Die Maximierung des Lagrange-Ausdrucks

$$\begin{aligned} L = W(Q_1, Q_2, U) &- \sum \lambda_{Q_i} [Q_i - F_i(R_i)] \\ &- \sum \lambda_{S_i} [S_i - H_i(Q_i)] \\ &- \lambda_{S'} [S' - F_3(R_3)] \\ &- \lambda_S [S - S_1 - S_2 + S'] \\ &- \lambda_U [U - G(S)] \\ &- \lambda_R [R_1 + R_2 + R_3 - \bar{R}] \end{aligned}$$

ergibt die folgenden Bedingungen:

$$\lambda_{Q_i} = \frac{\partial W}{\partial Q_i} + H'_i \lambda_{S_i}$$

$$\lambda_U = \frac{\partial W}{\partial U}$$

$$\lambda_R = \frac{\partial F_i}{\partial R_i} \lambda_{Q_i}$$

$$\lambda_S = \lambda_{S_i}$$

$$\lambda_{S'} = -\lambda_S$$

$$\lambda_R = \lambda_{S'} \frac{\partial F_3}{\partial R_3}$$

Komplexere Zusammenhänge sind z. B. analysiert bei *Siebert* (1975) und *Tietenberg* (1973 a, b).

<sup>3</sup>  $\lambda_{S'}^R$  kennzeichnet den Preis der Ressource,  $1/F'_3$  den marginalen Verbrauchskoeffizienten in der Schadstoffreduzierung.

In Schaubild 1 sind Grenzscha-den der Emissionen und Grenzkosten der Beseitigung von Schadstoffen auf der Ordinate und die Emissionen auf der Abszisse aufgetragen. Bezeichnet  $OA$  die gegebene Menge der Emissionen, so beschreibt eine Bewegung von  $A$  nach  $O$  beseitigte Schadstoffe. Die Steuer ist so festzulegen, daß die Grenzkosten der Beseitigung ( $KK'$ ) dem verhinderten Grenzscha-den ( $SS'$ ) gleich sind.

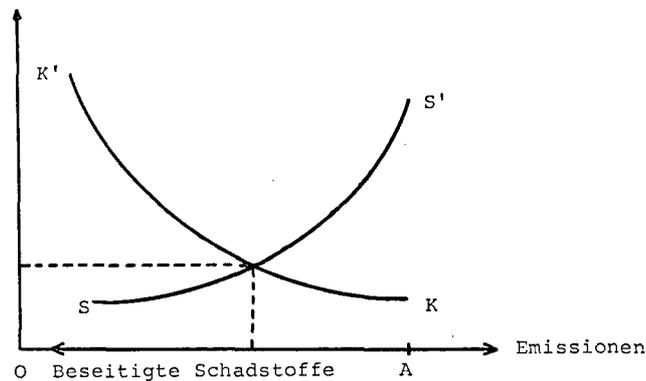


Schaubild 1

2. In Ergänzung zu dem Resultat von Pigou, nach dem sich für den Schattenpreis des Gutes  $i$  ( $\lambda_{Q_i}$ ) z. B. der Ausdruck

$$\lambda_{Q_i} = \frac{\partial W}{\partial Q_i} + \frac{\partial W}{\partial U} \frac{\partial U}{\partial Q_i}$$

ergäbe (wobei  $\partial W/\partial Q_i$  den Grenznutzen des Gutes  $i$  und der zweite Ausdruck die sozialen Zusatzkosten einer produzierten Einheit in Form einer Verschlechterung der Umweltqualität angibt) sind wir nun in der Lage, diese sozialen Zusatzkosten genauer zu spezifizieren. Die Güterpreise sind

$$\lambda_{Q_i} = \frac{\partial W}{\partial Q_i} + H_i \lambda_{S_i}$$

Die sozialen Zusatzkosten einer Produkteinheit bestehen in der durch diese Produkteinheit generierten Schadstoffmenge ( $H_i$ ) und in dem Schattenpreis der Schadstoffe (Bewertung der Schadstoffe).

Der Ansatz liefert im Gegensatz zu der Pigouschen Analyse eine Bezugsgröße, an der wirtschaftspolitische Maßnahmen ansetzen können: die Emissionen. Indem eine Steuer auf die Emissionen erhoben wird, wird die Diskrepanz zwischen einzelwirtschaftlichen und gesellschaft-

lichen Kosten beseitigt. Da  $\lambda_{S_i} < 0$ , ist der Produzentenpreis des Gutes  $i$  geringer als in einer Situation ohne Umweltpolitik. Der Produktionsanreiz für das Gut  $i$  wird verringert. Die Preisrelation zwischen umweltschädigend produzierten und umweltfreundlich hergestellten Gütern wird verändert und die Fehlallokation gemildert oder beseitigt.

Die in Schaubild 1 gezeichnete Grenzkostenkurve der Beseitigung von Schadstoffen enthält den Ressourceneinsatz in den Entsorgungsaktivitäten. Kosten einer besseren Umweltqualität bestehen in einer wirtschaftspolitischen Interpretation nicht nur in entgangenen alternativen Ressourcennutzungen, sondern auch in Einbußen in den Erfüllungsgraden anderer wirtschaftspolitischer Ziele wie etwa Zahlungsbilanzziel, Preisniveaustabilität usw. Diese Kosten in Form von Zieleinbußen verschieben die Kurve des verhinderten Grenzschadens nach unten<sup>4</sup>.

Schaubild 2 a, b enthält die Grenzkostenfunktion der Schadstoffbeseitigung der Unternehmen I und II, die ohne Schadstoffsteuer die Schadstoffmengen  $O'S'$  und  $O''S''$  emittieren. Die Horizontaladdition der einzelwirtschaftlichen Beseitigungsfunktionen ergibt die gesamtwirtschaftliche Beseitigungsfunktion in Schaubild 2 c. Bei einem Steuertarif in Höhe von  $OA$  muß die Menge Schadstoffe  $BS$  beseitigt werden, wenn die optimale Umweltqualität erreicht werden soll. Die Unternehmen I und II beseitigen genau die Schadstoffmenge ( $S'B'$  und  $S''B''$ ), die gesamtwirtschaftlich zu verringern ist.

Existieren Einbußen von Erfüllungsgraden anderer wirtschaftspolitischer Ziele, so ist der Grenzvorteil der Beseitigung aus der Verbesserung der Umweltqualität um die Opportunitätskosten dieser Zieleinbußen zu reduzieren. Die Grenznutzenkurve verschiebt sich nach unten, und das gesellschaftliche Optimum verlangt unter Beachtung der Zieleinbußen, daß eine geringere Menge Schadstoffe zu beseitigen ist. In diesem Fall ermäßigt sich die Steuer, und die Unternehmen werden infolge der geringeren Gebühr auch eine geringere Schadstoffmenge reduzieren.

Der vorliegende Ansatz und seine wirtschaftspolitische Diskussion beschränken sich auf den statischen Aspekt des Allokationsproblems. Wird die Zeit in die Betrachtung einbezogen, so sind als Richtschnur der Umweltpolitik nicht nur Grenzkosten und verhinderte Grenzschäden als erwartete Größen zu interpretieren, sondern es sind neben einer über einen Zeitraum definierten Wohlfahrtsfunktion intertemporale ökologische Zusammenhänge zu berücksichtigen, insbesondere die Akkumulation von Schadstoffen in der Zeit einschließlich des Persistenz-

<sup>4</sup> Da die Grenzkostenkurve der Beseitigung das Verhalten der Sektoren kennzeichnet, verschiebt sich diese Kurve nicht.

verhaltens von Schadstoffen in Umweltsystemen. Diese kontrolltheoretischen Ansätze führen zu einem anderen Schattenpreissystem als dem bisher diskutierten (Førsund, Ocker, Siebert, 1977).

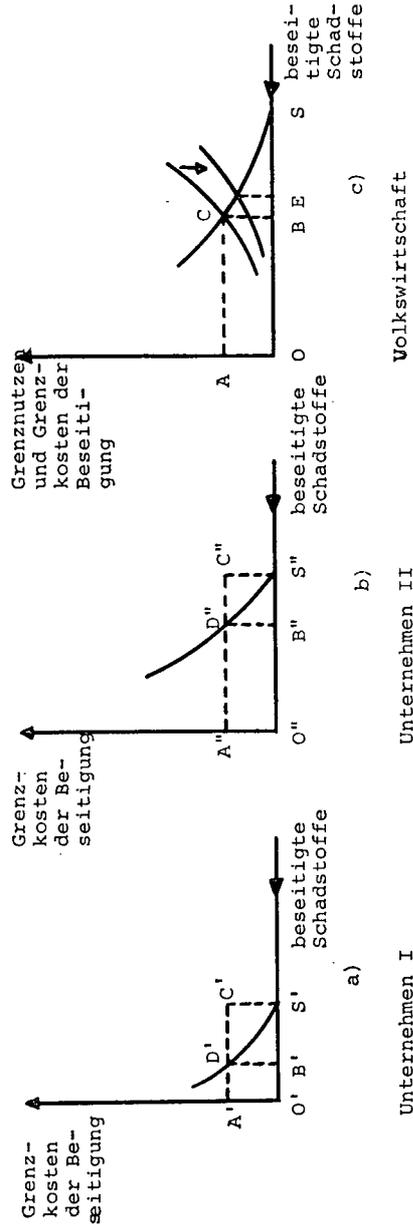


Schaubild 2

## 2. Informationsvoraussetzungen einer Steuerlösung

Die Einführung einer Schadstoffsteuer als umweltpolitisches Instrument setzt die folgenden Informationen voraus:

- a) Messung der Emissionen
- b) Bestimmung der Grenzkosten der Beseitigung
- c) Erfassung (und Bewertung) der verhinderten Grenzschäden

### 2.1 Bemessungsgrundlage

Ein unabdingbares Informationserfordernis einer Schadstoffsteuer ist die Messung der tatsächlichen Emissionen. Allerdings trifft dieses Informationserfordernis mit Ausnahme einer nicht emissionspezifischen Subventionslösung bei *allen* umweltpolitischen Instrumenten, z. B. auch einer Emissionsnormierung zu. Die Messung der Emissionen ist also kein spezifisches Informationserfordernis der Steuerlösung. Es muß heute als ungeklärt gelten, wie hoch die Meßkosten der Emissionen sind und inwieweit in bezug auf die Bewertung des mit den Emissionssteuern angestrebten Ziels einer Verbesserung der Umweltqualität die Messungen mit vertretbaren Kosten möglich sind<sup>5</sup>. Allerdings legen Erfahrungen aus der Wassergütewirtschaft nahe, daß Emissionen mit vertretbaren Kosten gemessen werden können. Für Messungen von Emissionen in das Medium Luft werden Investitionskosten von ca. 30 000 DM pro Schadstoffart und Emissionsquelle (Schornstein) genannt.

In der praktischen Handhabung der Steuer wird man insbesondere aus Mangel an Information über die anfallenden Schadstoffe versucht sein, die Steuer auf Ersatz-Bemessungsgrößen für die Emissionen zu beziehen. Diese Verhaltensweise kann aber entscheidend falsche Preissignale setzen und damit verfehlte Anpassungen hervorrufen. Je weiter ein Steuersystem von der relevanten Bemessungsgrundlage „Emittierte Schadstoffe“ entfernt ist, um so geringer wird die Anreizfunktion zur Verringerung von Schadstoffen, d. h. zur Verbesserung der Umweltqualität sein, und um so größer ist die Wahrscheinlichkeit, daß nicht gewünschte Anpassungsreaktionen an die Steuer mit der falschen Bemessungsgrundlage erfolgen.

- a) Eine Messung der Emissionen an Emissionsindikatoren, etwa der an die Luft abgegebenen Schadstoffe an der  $SO_2$ -Konzentration der Abluft, schafft lediglich einen Anreiz, die den Indikator bildenden

---

<sup>5</sup> Das Umweltgutachten 1974 des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen (1974) spricht für die regionale Wassergütewirtschaft von Kontroll- und Verwaltungskosten in Höhe von 4. v. H. des Abgabenaufkommens als obere Grenze, S. 63.

Schadstoffe, hier:  $SO_2$  zu reduzieren. U. U. kann diese Verringerung erfolgen, indem mehr von einem anderen Schadstoff produziert wird.

Um diese unerwünschten Substitutionsprozesse zwischen Schadstoffen zu vermeiden, sind möglichst viele Emissionen zu messen. Falls man Emissionsindices verwendet, sind diese laufend in bezug auf die Emissionspraxis der Unternehmen und in bezug auf die in den Umweltsystemen beobachteten Immissionen zu überprüfen.

- b) Eine Verbrauchssteuer auf umweltschädigend hergestellte Güter in Abhängigkeit vom Preis oder vom Stück — differenziert nach der Umweltbelastung durch die verschiedenen Produktarten — setzt am falschen Hebel an. Eine solche Steuer initiiert bei nicht-monopolistischen Marktformen alle nur denkbaren Möglichkeiten der Kostensenkung, aber nur per Zufall wird die Schadstoffbeseitigung eine solche Möglichkeit darstellen.
- c) Eine Steuer auf schadstoff-freisetzende Inputs führt lediglich zur Verringerung dieser Inputs, obwohl es vielleicht kostengünstigere Verfahren geben würde, Schadstoffe zu reduzieren. So enthält etwa — wie Erfahrungen aus Norwegen<sup>6</sup> zeigen — auch die Besteuerung schwefelhaltigen Heizöls keine Anreize, Techniken der Schadstoffreduzierung zu installieren.

Besonders deutlich wird die Fehllenkungsfunktion einer an eine falsche Bemessungsgrundlage gebundenen Steuer, wenn diese Steuer nach im Prinzip richtigen Überlegungen differenziert wird. (Problem des second best.) So ist es etwa durchaus sinnvoll, den Tarif einer Schadstoffsteuer jahreszeitlich zu differenzieren, wenn die Schäden sich jahreszeitlich unterscheiden. Der Vorschlag aber, eine Steuer auf schwefelhaltiges Heizöl zwischen Sommer und Winter zu differenzieren, führt zu unerwünschtem Anpassungsverhalten, das die Umweltqualität nicht verbessert: Die Verbraucher werden das schwefelhaltige Heizöl dann einkaufen, wenn es am preisgünstigsten ist. Durch Lagerhaltung entsteht ein Wirkungsbruch. Das Steuersystem animiert die Verbraucher dazu, die Lagerkapazität zu erhöhen — ein umweltpolitisch völlig unerwünschtes Verhalten.

Auch die prinzipiell richtige regionale Differenzierung dieser Steuer<sup>7</sup> führt zu einem unerwünschten Resultat, nämlich interregionalem Handel mit Heizöl, indem das weniger stark besteuerte Heizöl aus den geringer belasteten Regionen in die stark belasteten Gebiete verkauft

<sup>6</sup> OECD (1973 b), S. 23.

<sup>7</sup> Ebenda, S. 24.

wird. Diese Arbitrage kann man nur verhindern, indem man diese Verkäufe unterbindet, also regionale Verkaufsmonopole schafft und damit Ziele der Wettbewerbspolitik verletzt.

## 2.2 Reduzierte Informationserfordernisse: Der Standard-Preis-Ansatz

Die Bestimmung des Steuertarifs aus der Gegenüberstellung von Grenzkosten und Grenznutzen der Beseitigung wirft ebenfalls erhebliche Informationsprobleme auf. Immerhin liegen international für eine Reihe von Sektoren Kostenschätzungen vor oder befinden sich in Arbeit<sup>8</sup>. Wesentlich schwieriger wird die Erfassung der verhinderten Grenzscha­den und die Monetarisierung dieser Größen. Auf die Bewertungsvorschläge wie Zahlungsbereitschaftsanalyse, Referenden, Wahlen als Abstimmungsmechanismus, Bewertung der Umweltqualität an Kostenersparnissen oder an Wanderungskosten und Grundstückspreisen kann hier nicht eingegangen werden<sup>9</sup>. Da der Informationsengpaß mit Sicherheit bei den (bewerteten) verhinderten Schäden der Schadstoffbeseitigung liegt, ist zu klären, wie der Steuertarif in Unkenntnis der Schadensfunktionen oder bei Unmöglichkeit der Bewertung der Schäden zu bestimmen ist.

In diesem Fall kann die Umweltpolitik eine bestimmte Umweltqualität (Immissionsnorm) als eine feste Zielgröße im Sinn einer „fixed target policy“ vorgeben, die in Form einer nicht zu verletzenden Nebenbedingung formuliert wird und auf jeden Fall zu erreichen ist<sup>10</sup>. Zwar sind auch für die Festlegung von Immissionsnormen Informationen über die „Gefährlichkeit“ eines Schadstoffes erforderlich; es reichen möglicherweise aber unpräzisere biologische, ökologische und medizinische Informationen, die nicht in monetären Größen auszudrücken sind.

<sup>8</sup> Ohne Anspruch auf Vollständigkeit zu erheben, sei auf folgende Studien hingewiesen, die Beiträge zu den Umweltschutzkosten enthalten:

- a) K. Ackermann, H. Geschka, D. Karsten (1971)
- b) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1974), insbesondere Abschnitt 5.2
- c) R.-U. Sprenger, Kostenfaktor „Umweltschutz“-Ergebnisse einer Ifo-Umfrage in der deutschen Industrie, ifo-Schnelldienst, Jg. 28, H. 6, 3 - 17
- d) OECD (1972); OECD (1973 d, e)
- e) U. S.-Council on Environmental Quality:
  - 1. 1971, insbesondere Kapitel 4
  - 2. 1973, insbesondere Kapitel 3
- f) U. S.-Environmental Protection Agency (1973)
- g) B. B. T. Bower (1972).

<sup>9</sup> Vgl. z. B. Siebert (1973), Kap. 7.

<sup>10</sup> Zu diesem Standard-Preis-Ansatz vgl. Baumol und Oates (1971).

Ist die Immissionsnorm (z. B.  $OB$ ) gegeben und können Immissionen an den Emissionen gemessen werden (d. h. abstrahiert man vom Diffusionsproblem), so ist neben der Messung der emittierten Schadstoffe und der Schadstoffkonzentrationen die Schätzung der Grenzkosten der Beseitigung hinreichend, um den Tarif ( $OA$ ) festzulegen. Schaubild 3 a verdeutlicht die Informationsvoraussetzungen des Standard-Preis-Ansatzes.

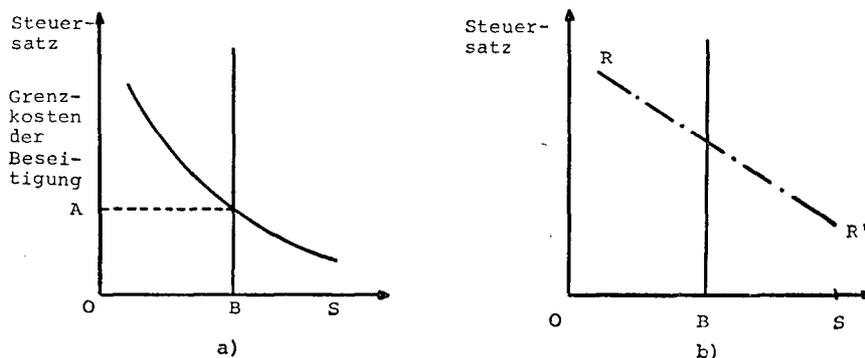


Schaubild 3

Das geringere Informationserfordernis des Standard-Preis-Ansatzes wird aber mit einem entscheidenden Nachteil erkaufte. Die Umweltqualität wird nicht mehr dem Optimierungskalkül unterworfen, sondern durch eine politische Entscheidung vorgegeben. Nur durch einen Zufall trifft diese politische Entscheidung diejenige Umweltqualität, die unter Berücksichtigung von Bruttonutzen und Beseitigungskosten optimal ist.

Es ist vorstellbar, daß die Informationsvoraussetzungen der Umweltpolitik noch weiter reduziert werden und mit Hilfe der trial-and-error-Methode selbst in Unkenntnis der (Grenz)Kostenkurven die Tariffhöhe so lange variiert wird, bis die Tariffhöhe  $OA$  gefunden wird, die sicherstellt, daß die Immissionsnorm  $OB$  erfüllt wird (vgl. Schaubild 3 b). Die Umweltpolitik betrachtet in diesem Fall also lediglich, wie die Immissionen auf alternative Steuersätze reagieren (Kurve  $RR'$ ).

Dieses Verfahren wirft jedoch die Frage auf, ob und unter welchen Bedingungen die erreichte Zuordnung Steuersatz zu Umweltqualität in den einzelnen Perioden stabil<sup>11</sup> bleibt. In diesem Fall können Fehlallokationen in der Schadstoffbeseitigung auftreten. Die folgenden drei Fälle sind zu unterscheiden:

<sup>11</sup> Diesen Hinweis verdanke ich *M. Neumann*.

a) Angenommen die Umweltbehörde tastet sich „von unten“ an den idealen Steuersatz heran. In diesem Fall richten sich die Unternehmen bei Investitionsentscheidungen an niedrigen Steuersätzen aus, während die höheren Steuersätze der nächsten Periode die getätigten Investitionen unrentabel machen. Diese Fehlallokation läßt sich nur vermeiden, wenn die zukünftigen Erhöhungen der Steuersätze rechtzeitig angekündigt werden. Diese Ankündigungen setzen jedoch Information über die Grenzkostenverläufe voraus.

b) Setzt die Umweltbehörde die Steuersätze in der Ausgangslage zu hoch, so entstehen dadurch Fehlallokationen, daß zu viele Ressourcen in der Schadstoffbeseitigung eingesetzt werden. Insbesondere bei Kapital ist diese Fehlallokation nicht kurzfristig rückgängig zu machen.

c) Schließlich kann nicht ausgeschlossen werden, daß Steuersatz und Emissionen oszillieren, daß also die Umweltbehörde infolge der zeitlichen Wirkungsverzögerung im Emissionsverhalten eine langfristig stabile Zuordnung von Steuersatz und Emissionen nicht erreichen kann. Fehlallokationen können also beim trial-and-error-Verfahren nicht ausgeschlossen werden.

### **2.3 Informationsvoraussetzungen bei ökologischer Interdependenz**

Die bisher dargestellten Informationsvoraussetzungen sind zu ergänzen, wenn man berücksichtigt, daß unterschiedliche Schadstoffe und verschiedene Umweltmedien zu beachten sind.

#### *2.3.1 Zurechenbarkeit*

Sind mehrere Schadstoffe vorhanden, muß die Umweltpolitik Information über die in und zwischen den verschiedenen Umweltmedien ablaufenden Diffusions- und Transformationsprozesse haben. Diese Diffusionsprozesse sind dafür verantwortlich, daß Immissionen nicht direkt einer bestimmten Emission zurechenbar sein müssen, weil z. B. die Immission erst durch das Zusammenwirken mehrerer Emissionen in den Umweltsystemen produziert wird. Beispiele für solche Interaktionen sind die Bildung von Säuren aus Luftfeuchtigkeit und Schwefeldioxid, das Entstehen von Sulfaten und Nitraten durch Reaktion von gasförmigen Schwefel- und Stickoxiden mit staubförmigen Kationen und schließlich der photochemische Smog.

Angenommen, die Umweltpolitik hat den Schaden einer Immission ermittelt. Dann muß dieser Schaden denjenigen Schadstoffen zugerechnet werden, die die Immission bilden. Verfügt man nicht über diese Information, so setzt eine Steuer möglicherweise falsche Signale zur Schadstoffreduzierung. Außerdem ist mit dem Diffusionsproblem die

Frage der Durchsetzbarkeit umweltpolitischer Maßnahmen verknüpft, da die Nicht-Beachtung dieser Interdependenzen ein Exkulpationsgrund für die mangelnde Zahlungsbereitschaft bei Schadstoffsteuern sein wird. Folgt die Umweltpolitik dem Standard-Preis-Ansatz, so sind die Immissionsnormen nicht allein für die durch Synergismen entstandenen Immissionen zu definieren, sondern (zum besseren Bezug zu den Emissionen) auf diejenigen Immissionen, die als Input in die Transformationsprozesse eingehen.

### *2.3.2 Interdependenz der Schadstoffe und Umweltmedien*

Im Fall der Existenz mehrerer Schadstoffe ist die Schattenpreisrelation der Schadstoffe und damit die Struktur der Schadstoffsteuern ein wichtiges Preissignal für die Reaktionen der Emittenten.

Folgt man dem Standard-Preis-Ansatz mit den geringeren Informationsvoraussetzungen, so braucht man zur Festlegung der „richtigen“ Struktur der anzustrebenden Immissionsnormen Information über die relative Schadenshöhe oder „Gefährlichkeit“ einzelner Schadstoffe.

Die Information über die relative Gefährlichkeit der Schadstoffe ist wegen der Interdependenz des Emissionsverhaltens wichtig. Einmal ist es denkbar, daß eine Verringerung der Emission A zu einer Vermehrung der Emission B führt. Dies kann dadurch bedingt sein, daß ein neuer Produktionsprozeß andere Schadstoffe anfallen läßt oder daß eine Schadstoffumwandlung bei den Beseitigungs- oder Vermeidungsaktivitäten erfolgt. Ein Beispiel für dieses Phänomen ist die erhebliche Reduzierung der Grobstäube durch Filteranlagen in der Bundesrepublik und die gleichzeitig zu beobachtende Zunahme der (möglicherweise gefährlicheren) Feinstäube. Zum anderen besteht eine Interdependenz von Schadstoffen in der Art, daß eine Emission in das Umweltmedium X durch eine Emission in ein anderes Umweltmedium Y substituiert werden kann.

Eine Umweltpolitik, die diese Interdependenz der Emissionen nicht hinreichend berücksichtigt, ist zum Scheitern verurteilt. Sie ruft Anpassungsprozesse bei den privaten Wirtschaftssubjekten hervor, die auf die Emission mit dem schwächsten Standard und mit der niedrigsten Gebühr ausweichen. Die Interdependenz der verschiedenen Umweltmedien erfordert, daß die Steuern für die verschiedenen Schadstoffe und die Umweltmedien äquivalent festgelegt werden. Umweltpolitische Maßnahmen müssen „in sich konsistent“ sein.

### 3. Verhaltensweisen

Die Verhaltensweisen der die Umweltpolitik betreibenden wirtschaftspolitischen Akteure (z. B. einer Umweltbehörde)<sup>12</sup> und der von umweltpolitischen Instrumenten betroffenen Gruppen können als ein spezifisches weiteres Informationserfordernis einer Institutionalisierung der Umweltpolitik angesprochen werden. Im folgenden werden einige Aspekte der Verhaltensweisen a) der Umweltbehörde, b) der Emittenten und c) der Nachfrager erörtert.

#### 3.1 Verwaltungspraxis und Variabilität der Steuer

Die Verwaltungspraxis wird auf die Beständigkeit der Steuer für eine längere Frist Wert legen. In der Regel ist die entscheidende Motivation für diese Persistenz des Steuertarifs nicht, wie oft vorgeschoben wird, die Erhöhung der Planungssicherheit der betroffenen Unternehmen, sondern das Eigeninteresse der Verwaltung, die mit einem konstanten Steuertarif bequemer arbeiten kann.

Dieses Problem wird besonders gravierend bei einer Anreizsteuer, deren Ziel es ist, Reaktionen bei privaten Wirtschaftssubjekten auszulösen und im Sinn einer pretialen Lenkung den jeweiligen Knappheitsgrad der Ressource Umwelt anzuzeigen und in die einzelwirtschaftlichen Planungen eingehen zu lassen. Da sich Knappheitssituationen ändern und da es einer der Vorteile der marktwirtschaftlichen Lenkung ist, daß der Preismechanismus Knappheiten anzeigt und relativ schnell Reaktionen zu ihrer Beseitigung auslöst, muß eine marktkonforme Handhabung der Schadstoffsteuer höher als das Eigeninteresse der Verwaltung gewertet werden.

Wird eine Schadstoffsteuer für eine längere Frist konstant gehalten, so kann sie zu Fehlallokationen führen, d. h. die gewünschte Umweltqualität wird nicht erreicht. Die Schadstoffsteuer müßte in den folgenden Fällen angehoben werden:

- a) die Assimilationskapazität der Umwelt verringert sich z. B. infolge meteorologisch-klimatischer Variationen;
- b) die Umwelt wird höher bewertet, etwa weil im Wachstumsprozeß das Einkommen steigt und das öffentliche Konsumgut „Umwelt“ sich einer zunehmenden Beliebtheit erfreut;

---

<sup>12</sup> In diesem Beitrag wird nicht untersucht, wie die Umweltpolitik institutionell organisiert sein soll. Man kann sich z. B. vorstellen, daß die Steuersätze vom Parlament festgelegt werden oder — innerhalb eines vorgegebenen Spielraums — einer Umweltbehörde übertragen werden.

- c) die Bevölkerungsdichte in einer Region nimmt zu; damit steigt aber auch der Grenzscha-den, der von einer Immissionseinheit verursacht wird; der Grenzscha-den kann sich auch mit verstärktem Industrie-besatz erhöhen.
- d) die Menge der anfallenden Schadstoffe vermehrt sich mit zunehmender Produktionstätigkeit, und der Grenzscha-den steigt progressiv.
- e) die Kosten der Beseitigung oder Vermeidung nehmen zu. Wird die Schadstoffsteuer in diesen Fällen nicht angehoben, so reduzieren die Unternehmen zu wenig Schadstoffe und die Nachfrager passen sich nicht mit der gewünschten Änderung der Konsumstruktur an. Daraus folgt auch, daß die Schadstoffsteuer in einem inflationären Prozeß angehoben werden muß, damit sie ihre Merkhlichkeit nicht verliert. Dies ergibt sich aus der Funktion der Schadstoffsteuer als Instrument der pretialen Lenkung.

Eine über längere Zeiträume konstante Steuer hat zudem den Nachteil, daß sie die Entwicklung von regionalen und sektoralen Strukturen mit starker Umweltbelastung gestattet, die zu einem späteren Zeitpunkt als Problem virulent werden, dann aber festgeschrieben sind. Solche Strukturen sind nur mit einer abrupten Änderung und mit erheblichen Anpassungskosten zu beseitigen. Nicht unwahrscheinlich ist die Forderung nach Subventionen zur Erleichterung der Anpassung. Und diese Anpassungsprobleme sind durch eine verfehlte Handhabung der Steuer verursacht worden! Die Konsequenz: Die Euckensche Forderung der Konstanz der Wirtschaftspolitik kann zur Vermeidung dieser Brüche in der Anwendung einer Maßnahme nur durch eine flexibel gehandhabte Steuer gesichert werden. Zu überlegen wäre, inwieweit dieses Ziel durch eine regelgebundene Umweltpolitik erreicht werden kann, bei der z. B. die Steuertarife nicht durch Beschlüsse der Legislative im Sinne einer diskretionären Politik festgelegt, sondern im Rahmen vorgegebener Spielräume von einer Umweltbehörde fixiert werden können.

### 3.2 Verhaltensweise der Emittenten

Im folgenden wird nur die Schadstoffentstehung im Produktionsbereich betrachtet. Schaubild 4 gibt die von einer Schadstoffsteuer intendierte Wirkungskette an, wobei der zentrale Aspekt einer Steuer die im Unternehmen ablaufenden Anpassungsprozesse darstellen. Die entscheidende Frage lautet, welche Ausweichreaktionen den Unternehmen möglich sind und welche Gegebenheiten einen Wirkungsbruch der Schadstoffsteuer im Unternehmensbereich bewirken.

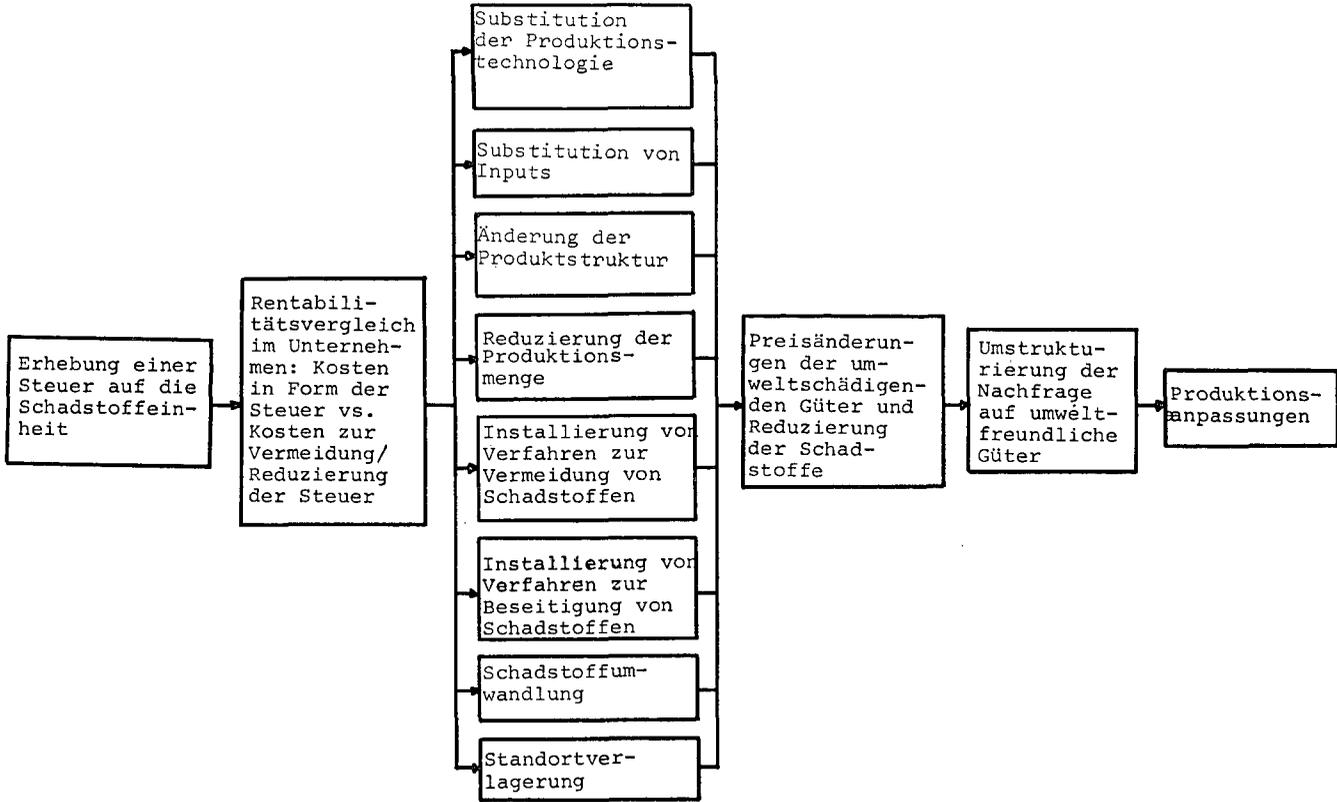


Schaubild 4

## 3.2.1 Monopolistische Marktformen

Aus der Finanzwissenschaft ist bekannt, daß bei einer Besteuerung eines Monopolisten eine im Vergleich zur vollständigen Konkurrenz größere Chance der Überwälzbarkeit besteht. Es muß deshalb die Frage gestellt werden, ob in monopolistischen Marktformen die Schadstoffsteuer überwältigt wird und die gewünschten Anpassungsprozesse zur Verringerung von Schadstoffen nicht stattfinden.

Bei der Analyse dieser Frage ist zu unterscheiden, a) ob ein Monopolist interne Anpassungsprozesse zur Schadstoffbeseitigung in Gang setzt und b) inwieweit er überwältigt. Angenommen der Monopolist hat die Schadstoffsteuer  $z$  pro Emission zu bezahlen und er verfügt über eine Beseitigungstechnologie. Seine Preisabsatzfunktion ist gegeben durch  $p_1 = \phi(Q_1)$ . Der Ressourcenpreis sei  $p_r$ . Die Bedingung für die Beseitigung von Schadstoffen im Monopol erhält man aus dem Ausdruck

$$\begin{aligned} L = & \phi(Q_1) Q_1 - P_r(R_1 + R_3) - zS_e \\ & - \lambda_1 [Q_1 - F_1(R_1)] \\ & - \lambda_2 [S_e - S_1 + S_r] \\ & - \lambda_3 [S_1 - H_1(Q_1)] \\ & - \lambda_4 [S_r - F_3(R_3)] \quad \text{Max! ,} \end{aligned}$$

und zwar ergibt sich<sup>13</sup>

$$z = \frac{P_r}{\frac{\partial F_3}{\partial R_3}}$$

<sup>13</sup> Die Maximierung von Gleichung ergibt folgende Bedingungen:

$$\begin{aligned} \lambda_1 &= Q_1 \frac{\partial \phi}{\partial Q_1} + \phi(Q_1) + \lambda_3 \frac{\partial H_1}{\partial Q_1} \\ \lambda_1 &= \frac{P_r}{\frac{\partial F_1}{\partial R_1}} \\ -\lambda_2 &= z \\ \lambda_4 &= \frac{P_r}{\frac{\partial F_2}{\partial R_2}} \\ \lambda_2 &= \lambda_3 \\ \lambda_2 &= \lambda_4 \end{aligned}$$

d. h. der gewinnmaximierende Monopolist beseitigt solange Schadstoffe, bis die Grenzkosten der Schadstoffbeseitigung der zu zahlenden Steuer gleich geworden sind. Da diese Bedingung sich auch im Fall der vollständigen Konkurrenz ergibt, beseitigt der gewinnmaximierende Monopolist bei vergleichbaren Beseitigungstechnologien und bei vergleichbaren Emissionsmengen die gleiche Menge Schadstoffe wie im Fall der vollständigen Konkurrenz. Damit stellt die Marktform des Monopols keinen Anlaß für einen Wirkungsbruch einer Anreizsteuer in bezug auf die unternehmensinternen Anpassungsprozesse dar. Diese Anpassungen sind aber als die wesentlichen, intendierten Reaktionen einer Schadstoffsteuer zu betrachten.

Schaubild 5 zeigt die Steuerschuld  $OABS$  des Monopolisten und seine Beseitigungskosten (Fläche unter der Grenzkostenkurve unter Vernachlässigung der Fixkosten).

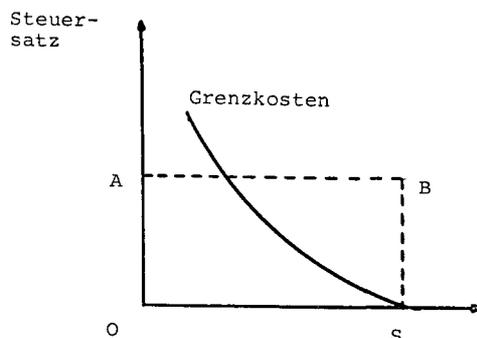


Schaubild 5

Wendet der Monopolist eine Zuschlagskalkulation an (Gewinnzuschlag zu den „Kosten“), so wird die Frage relevant, auf welche Bezugsgröße der Gewinnzuschlag bezogen wird. Behandelt der Monopolist die Steuer als Kostenfaktor, ohne zu überprüfen, ob er diese Steuer vermeiden kann, so bleiben die gewünschten Anpassungsprozesse aus. Der Monopolist überwälzt die Schadstoffsteuer. Wenn der Monopolist, bevor er die Zuschläge anwendet, eine Kostenminimierung durchführt, so beziehen sich die Zuschläge auf minimierte Kosten. In diesem Fall treten bei hinreichender Merkllichkeit die gewünschten Schadstoffbeseitigungsprozesse auf. Entscheidend für die Wirksamkeit einer

$\lambda_1$  ist der Schattenpreis des Gutes 1,  $\lambda_2$  und  $\lambda_3$  sind Schattenpreise für Schadstoffe, die erzeugt und an die Umwelt abgegeben werden, und  $\lambda_4$  ist der Schattenpreis für beseitigte Schadstoffe. Da die Emissionsgebühr  $z$  laut Annahme  $> 0$  ist, gilt:  $\lambda_2, \lambda_3 < 0$  und  $\lambda_4 > 0$ . Die Lagrange-Multiplikatoren bezeichnen das interne Preissystem der monopolistischen Unternehmung.

Abgabenlösung im Fall der Zuschlagskalkulation wird damit, welchem Druck zur Kostensenkung ein Monopolist ausgesetzt ist (oder möglicherweise durch eine Steuer ausgesetzt wird).

Die Mercklichkeit der Steuer wird u. a. auch von der Emissionsintensität der einzelnen Sektoren abhängen. Die vorstehenden Überlegungen gelten im übrigen auch für oligopolistische Marktformen.

### 3.2.2 Mindestgrößen der Schadstoffbeseitigung

In der bisherigen Darstellung der Schadstoffsteuer ist unterstellt worden, daß Anpassungsprozesse in den einzelnen Unternehmen erfolgen. Von den in Schaubild 4 beschriebenen acht Anpassungsprozessen kann aber die einzelwirtschaftliche Beseitigung von Schadstoffen volkswirtschaftlich ineffizient sein. Dies ist der Fall, wenn

- a) „economies of scale“ bei der Beseitigung von Schadstoffen vorliegen, d. h. die Beseitigungskosten mit Zunahme der Menge beseitigter Schadstoffe sinken;
- b) Beseitigungsanlagen bestimmte Mindestgrößen haben müssen;
- c) external economies zwischen verschiedenen Beseitigungsaktivitäten in dem Sinn bestehen, daß man mehrere Schadstoffe kostengünstiger zusammen als isoliert beseitigt oder umwandeln kann.

Unter diesen Annahmen ist es zweckmäßig, die Schadstoffbeseitigung zur Senkung der Beseitigungskosten von einer gemeinsamen Beseitigungsanlage für mehrere Unternehmen vornehmen zu lassen. Diese Möglichkeit kann genutzt werden, indem entweder im Wege der Kooperation eine gemeinsame Schadstoffbeseitigung betrieben wird oder der Staat die Beseitigung der Schadstoffe in einem Zweckverband übernimmt, dem alle Emittenten beitreten müssen. Diese Überlegungen haben insbesondere für die Wassergütwirtschaft Bedeutung.

### 3.2.3 Zeitbedarf der Anpassung

Für die Verbesserung der Umweltqualität ist die Frage relevant, mit welcher zeitlichen Verzögerung die Unternehmen auf die Emissionssteuer reagieren. Die Reaktionszeit der Unternehmen — also der Durchführungslag einer Emissionsbesteuerung — hängt u. a. auch von den Formen der in Schaubild 4 beschriebenen Anpassung ab. Diese Anpassungsformen erfordern unterschiedliche Anpassungszeiten. So wird sich das unternehmerische Kalkül in bezug auf die Substitution von Inputs, bei denen keine bedeutende Lagerhaltung erfolgt, auf eine Wirtschaftsperiode beziehen. Eine Reihe von gewünschten Anpassungen

wie Umstellung der Produktionstechnologie, Installierung von Beseitigungs- und Vermeidungsaktivitäten kann dagegen nur für einen Planungszeitraum von mehreren Perioden vorgenommen werden. Es ist also ein Investitionskalkül in bezug auf die möglichen Anpassungen durchzuführen. Dem Gegenwartswert der entstehenden Anpassungskosten ist der Gegenwartswert der vermiedenen Steuerschuld gegenüberzustellen. Wenn der Gegenwartswert der vermiedenen Steuerschuld den Gegenwartswert der Umstellungskosten übersteigt, lohnt sich für die gewinnmaximierende (oder kostenminimierende) Unternehmung die Vermeidung von Schadstoffen.

Der Planungshorizont bei privatwirtschaftlichen Anpassungsprozessen an eine Schadstoffsteuer ist nicht unabhängig von den Erwartungen der Unternehmen über die Maßnahmen der Umweltpolitik. Rechnen Unternehmen damit, daß sie in Zukunft durch die Umweltpolitik stärker dazu angehalten werden, Schadstoffe zu reduzieren, so werden sie einen längeren Planungshorizont ansetzen. Hier zeigt sich die Bedeutung von Ankündigungseffekten umweltpolitischer Maßnahmen.

Eine Berücksichtigung der Anpassungsprobleme kann mit einer zeitlichen Tariffdifferenzierung erreicht werden, wobei die Steuertarife von Jahr zu Jahr auf das langfristig angestrebte Niveau angehoben werden und diese beabsichtigten Anhebungen auch bei Installierung der Steuer angekündigt werden.

#### 3.2.4 Empirische Untersuchungen des Emissionsverhaltens

Die bisherigen Überlegungen zum Emissionsverhalten stellen im wesentlichen Hypothesen über die Reaktionen der Emittenten auf Schadstoffsteuern dar. Über tatsächliches Emissionsverhalten in Abhängigkeit von Steuern und Gebühren liegen kaum empirische Informationen vor. Eine wichtige Grundlage der Umweltpolitik wäre die (nicht vorhandene) Kenntnis einer Funktion der tatsächlichen Emissionen von der Höhe der Steuern

$$S = f(z)$$

oder einer Steuer- oder Gebührenelastizität der Emissionen (Baumol und Oates, 1972). Zur Bestimmung einer solchen Reaktionsfunktion sind die folgenden Ansätze denkbar:

1. Daten über die zeitliche Entwicklung von Steuern oder Gebühren auf Schadstoffe müßten den tatsächlichen — und wenn möglich — den reduzierten Emissionen gegenübergestellt werden. Interessieren würde in diesem Zusammenhang auch der Übergang von einem Nulltarif der

Umweltnutzung zu einer Steuer- oder Gebührenlösung und die Auswirkung auf das Emissionsverhalten in verschiedenen Ländern. Diese Daten werden — wenn überhaupt — nur für die Wassergütewirtschaft zu finden sein, denn Steuern und Gebühren sind bisher fast ausnahmslos in diesem Bereich angewendet worden.

2. Da in der Regel nur ungenügende Daten über das Emissionsverhalten — insbesondere im Sektor Luft — vorliegen, kann das erwartete Emissionsverhalten der Unternehmen in Abhängigkeit einer Steuerlösung durch Optimierungskalküle für die betroffenen Branchen simuliert werden. Voraussetzung eines solchen Ansatzes sind Information über a) die Emissionskoeffizienten des zu untersuchenden Sektors, b) die Beseitigungskosten in Abhängigkeit von verhinderten Schadstoffen und c) die Verteuerung der Inputs des betroffenen Sektors infolge der Umweltpolitik. Solche Simulationen würden eine Zurechnung beseitigter Schadstoffmengen zu alternativen Steuer- oder Gebührenerhöhungen erlauben. Ein Beispiel dieses Ansatzes ist die Studie von Russell (1971, 1973) der US-amerikanischen Erdölindustrie.

3. Obwohl die „große Unbekannte“ im Reaktionsverhalten der Emittenten die Entwicklung neuer Schadstoffbeseitigungstechnologien ist, kann das Emissionsverhalten dann näher bestimmt werden, wenn die Schadstoffreduktion im wesentlichen auf Substitutionsprozesse infolge von Preisänderungen zurückzuführen ist. Dies ist der Fall bei einer Steuer auf schadstofffreisetzende Inputs (z. B. schwefelhaltiges Heizöl); allerdings handelt es sich hier nicht um eine Schadstoffsteuer im strengen Sinn. Bei einer solchen Steuer reduziert sich die Fragestellung darauf, wie sich die Inputstruktur eines Sektors verändert, wenn die relativen Preise der Inputs variieren. Die Frage der Auswirkung einer Steuer auf schadstofffreisetzende Inputs kann dann auf die allgemeinere Frage der Inputsubstitution bei variierenden Inputpreisen zurückgeführt werden. Ein typisches Beispiel sind Analysen des Energiebereichs und der Substitution verschiedener Energieträger. Eine bahnbrechende Arbeit ist die Untersuchung von Griffin (1974).

### *3.2.5 Nachfrageverhalten, Arbeitsangebot und bargaining Prozesse*

1. Die entscheidende Wirkung einer Schadstoffsteuer zielt auf die Verringerung der Emissionen. Die in Schaubild 4 angesprochene Änderung der Konsumstruktur ist dagegen ein erwünschter, aber mehr oder weniger sekundärer Effekt (der, wenn er zentral wäre, auch mit einer nach der Umweltschädlichkeit der Produktion differenzierten Produktsteuer erreicht werden könnte). Die Umstrukturierung der Nachfrage zugunsten der umweltfreundlich hergestellten Produkte ist wegen der

Rückkoppelung auf die Produktion von Bedeutung. Entscheidend wird dabei die Frage, wie die Nachfrager auf die durch die Umweltpolitik verteuerten Preise für die umweltschädlich produzierten Güter reagieren. Information über die direkte Preiselastizität (je größer die direkte Preiselastizität der Nachfrage für das umweltschädigend produzierte Gut, um so stärkere Mengenreaktionen werden einsetzen), über die indirekte Preiselastizität der Nachfrage (je stärker die Substitutionskonkurrenz für das umweltschädigend produzierte Gut, um so stärker sind die gewünschten Mengenreaktionen) und über die Einkommenselastizität (je geringer die Einkommenselastizität nach schadstoffintensiv produzierten Gütern, um so schwächer sind die gewünschten Umstrukturierungen bei gegebenem Einkommen) sind erste Anhaltspunkte über das zu erwartende Nachfrageverhalten. Schließlich wird in diesem Zusammenhang die Marktform von Bedeutung, da sie bestimmt, wie das Nachfrageverhalten auf die Preisabsatzfunktion des einzelnen Unternehmens durchschlägt. Bei monopolistischen Marktformen dürften die Rückkoppelungen von der Nachfrage auf die Produktivität äußerst schwach sein.

2. Bei der Reagibilität der Nachfrager auf Preisänderungen der umweltschädlich produzierten Güter tritt die Frage auf, ob die Änderung der relativen Preise der umweltschädlich und umweltfreundlich produzierten Güter eine Umstrukturierung der Nachfrage bewirken, da die Werbung andere Kaufdeterminanten in den Vordergrund rückt und den Preis als entscheidenden Bestimmungsfaktor als weniger wesentlich erscheinen läßt und da mit zunehmendem Einkommen in den westlichen Industriegesellschaften, mit einem sozial determinierten Konsum und dem Anstreben eines Anspruchsniveaus in bezug auf einzelne Güter Preise zunehmend ihre Lenkungsfunktion verlieren.

Diese Argumente treffen allerdings nicht auf die Beschaffungsmärkte von Unternehmen zu, wo Einkäufer in der Regel über Sachverstand und gute Information verfügen, die Werbung möglicherweise nicht so entscheidend ist und kaufmännisches Kalkül auf Preisänderungen schnell reagiert. Es muß hier offen bleiben, inwieweit die Argumentation für die Konsumnachfrage zutrifft<sup>14</sup>.

3. Die von der Umweltpolitik bedingten Preiserhöhungen für umweltschädigend produzierte Güter bewirken ein Ansteigen des Preisniveaus und damit (bei gegebenem Nominaleinkommen z. B. einzelner Gruppen der Gesellschaft) ein niedrigeres Realeinkommen. Dieses

<sup>14</sup> Die Energiekrise dürfte gerade in bezug auf die Nachfrage nach Kfz deutlich gemacht haben, daß Nachfrager nicht vollkommen durch die Werbung steuerbar sind und durchaus preis- oder (betriebs-) kostenbewußt ihre Kaufentscheidungen fällen.

niedrigere Realeinkommen ist — eine stationäre Ökonomie unterstellt — der Preis für bessere Umweltqualität. In einer wachsenden Wirtschaft sind die Opportunitätskosten der besseren Umweltqualität entgangene Realeinkommenszuwächse.

Der Anstieg des Preisniveaus und die damit einhergehende Verringerung des Realeinkommens (oder Verringerung potentieller Realeinkommenszuwächse) haben Auswirkungen auf den gesellschaftlichen bargaining Prozeß auf dem Arbeitsmarkt, die wie folgt zusammengefaßt werden können:

- a) Die bessere Umweltqualität ist ein öffentliches Gut. Daraus kann folgen, daß keine der am Verteilungskampf beteiligten Gruppen bereit ist, sich die Verbesserung der Umweltqualität auf ihren Realverbrauch oder ihr „Realeinkommen“ anrechnen zu lassen.
- b) Der Anstieg des Preisniveaus beeinflußt die Aktivität der Gewerkschaften. Es kann erwartet werden, daß die Gewerkschaften versuchen werden, durch Erhöhung der Nominallöhne das (vor der Durchführung umweltpolitischer Maßnahmen gegebene) Realeinkommen ihrer Mitglieder wiederherzustellen.
- c) In einer stationären Ökonomie kann dieses Ziel jedoch nur erreicht werden, wenn eine andere Gruppe auf die Erhöhung der Nominallöhne nicht reagiert. Der Anstieg der Nominallöhne wird jedoch Anpassungsprozesse bei anderen Gruppen wie z. B. die Weitergabe der höheren Löhne in höheren Güterpreisen auslösen, die (zumindest teilweise) die von den Gewerkschaften intendierte Wiederherstellung des ursprünglichen Realeinkommens in Frage stellen.
- d) Auch in einer wachsenden Wirtschaft werden sich solche Anpassungsprozesse vollziehen, in diesem Fall bezogen auf Realeinkommenszuwächse der einzelnen Gruppen, allerdings wird das Problem durch Produktivitätsfortschritte entschärft.

Der hier beschriebene bargaining-Prozeß ist nicht ohne Wirkung auf die Einkommen der Nachfrager und damit auf die Konsumstruktur in bezug auf umweltschädliche und umweltfreundlich produzierte Güter.

Einmal können sich die Realeinkommen der am Verteilungsprozeß beteiligten Gruppen verschieben. Wenn die Gruppen unterschiedliche Konsumneigungen in bezug auf umweltfreundlich und umweltfeindlich produzierte Güter haben, kann denkbarerweise nach Ablauf der beschriebenen Anpassungsprozesse die Nachfrage nach umweltschädlich produzierten Gütern zunehmen.

Zum anderen ist es möglich, daß im Verteilungsprozeß das Realeinkommen einzelner Gruppen infolge der Zunahme von nominellen

Faktor- und Güterpreisen und infolge der verzögerten Anpassungen vorübergehend steigt und im Verlauf der Anpassungsprozesse diese Realeinkommensanstiege wieder abgebaut werden. Ein solcher Effekt muß aber die Begrenzungen der Konsummöglichkeiten für einzelne Gruppen infolge der Verteuerung der umweltschädlich produzierten Güter nicht so merklich erscheinen lassen. Die gewünschten Änderungen der Konsumstruktur werden sich möglicherweise nicht in der erwarteten Intensität ergeben. Zumindest wird die umweltpolitisch beabsichtigte Änderung der Konsumstruktur erschwert.

Wenn schließlich die Wirtschaftssubjekte der Geldillusion unterliegen, wenn sie also annehmen, daß eine Erhöhung der Nominalpreise (z. B. der Löhne) eine reale Einkommenssteigerung darstellt, so läßt diese vermeintliche reale Einkommenssteigerung die Verteuerung der umweltschädlich produzierten Güter weniger merklich erscheinen. Die intendierten Änderungen in der Konsumstruktur werden möglicherweise nur mit zeitlicher Verzögerung (falls die Geldillusion revidiert wird) oder nicht so stark wie erwartet durchgeführt.

#### 4. Existierende institutionelle Regelungen

Praktische Erfahrungen mit Abgabenlösungen sind im Bereich der Wassergütewirtschaft vorhanden. Die Wassergenossenschaften des Ruhrgebietes haben vor allem durch die Arbeiten von Kneese und Bower<sup>15</sup> und die durch sie stimulierte Diskussion internationale Aufmerksamkeit und Anerkennung gefunden<sup>16</sup>. Frankreich beschreitet mit seinen „Agence de Bassins“<sup>17</sup> und die Niederlande<sup>18</sup> mit den regionalen „Wasserkammern“ einen ähnlichen Weg. In den USA liegen Gesetze für Vermont und ein Entwurf für Michigan vor<sup>19</sup>. Für die Bundesrepublik ist auf die beschlossene Abwasserabgabe<sup>20</sup> hinzuweisen. Für den Fall der „Luftgütewirtschaft“ liegen m. W. außer einer Besteuerung schwefelhaltigen Heizöls in Norwegen<sup>21</sup> keine Abgabenregelungen vor<sup>22</sup>.

<sup>15</sup> Kneese und Bower (1972).

<sup>16</sup> Vgl. auch Klevorick und Kramer (1973).

<sup>17</sup> Vgl. Honert (1973), OECD (1972 a, 1973 a).

<sup>18</sup> Vgl. Honert (1973), OECD (1972 a, 1973 a).

<sup>19</sup> Honert (1973), S. 43 f.

<sup>20</sup> Der Rat von Sachverständigen (1974 a).

<sup>21</sup> OECD (1973 b).

<sup>22</sup> Zu den existierenden Regelungen vgl. auch Nowotny (1974), S. 211 f.

#### 4.1 Wassergenossenschaften des Ruhrgebietes

Die Wasserwirtschaftsverbände des Ruhrgebietes<sup>23</sup> (Ruhrverband, Emschergenossenschaft, Ruhrtalsperrenverein, Lippeverband, Wupperverband, Niersverband, Linksniederrheinische Entwässerungsgenossenschaft, Erftverband) sind Genossenschaften mit Zwangsmitgliedschaft der hauptsächlichen Verschmutzer, nämlich Kommunen, Kohlenbergwerke und Industrieunternehmen. Die Generalversammlungen der Verbände geben sich Qualitätsstandards vor, für deren Sicherstellung Investitionen durchgeführt werden und laufende Aufwendungen zu leisten sind. Diese Kosten werden auf die Mitglieder der Genossenschaft umgelegt (Kostendeckungsprinzip), so daß diese Abgaben Gebührencharakter haben. Der Abgabebetrag der einzelnen Abwasser-einleiter entspricht den eingeleiteten Abwassermengen und deren Qualitäten.

Da die Schädlichkeit der Abwässer gemessen wird und die Abgaben sich an der Menge und der Schädlichkeit der eingeleiteten Abwässer orientieren, können die abgabepflichtigen Betriebe mit Hilfe von Verfahrens- und Produktanpassungen, von Materialrückgewinnungen und Nebenprodukterzeugungen ihre Abwasserlast und damit ihre Gebührenzahlungen vermindern. Mit einer Reduzierung der Emissionen eines Betriebes reduzieren sich also die Gebühren. Die Wassergenossenschaften haben also ein Anreizsystem zur Verringerung der Emissionen institutionalisiert. Erfahrungsgemäß haben die Abwasserlasten tatsächlich auf die Einleitungsgebühren und andere komplementäre Maßnahmen zielkonform reagiert.

In der Generalversammlung haben die Mitglieder der Verbände ein Stimmrecht, das in etwa proportional ihrem entrichteten Abgabebetrag und damit von ihrem Emissionsverhalten abhängt. Die stärksten Verschmutzer haben also die größte Stimmenzahl bei der Festlegung der Wasserqualität d. h. bei der Bestimmung der aufzuwendenden Mittel und damit der nach vorgegebenem Schlüssel zu verteilenden Kosten. Es kann hier nicht weiter untersucht werden, inwieweit ein politisches Abstimmungssystem, bei dem die „Gesetzgeber“ Stimmen proportional zu ihrer „Verletzung“ der „Gesetze“ erhalten, ein stabiles Gleichgewicht garantiert. Dieses Problem wird von Klevorick und Kramer (1973) untersucht, die Bedingungen für die Existenz eines solchen Gleichgewichts angeben.

Bei einigen Verbänden verhindern institutionelle Sperren, daß die Großemittenten und Oberlieger in der Durchsetzung ihrer Interessen

---

<sup>23</sup> Zur Darstellung vgl. *Kneese und Bower (1972)*, *Klevorick und Kramer (1973)*, *Salzwedel (1972)*.

bevorzogen werden: Beispielsweise dürfen gemäß der Satzung des Lippeverbandes die Kohlebergwerke maximal 40 % der Stimmen in der Generalversammlung besitzen; im Niersverband wird der Gruppe der Unterlaufanlieger ein Stimmblock (75 von 300) gewährt, ehe die restlichen 225 Stimmen entsprechend der Abgabenzahlungen auf alle Mitglieder aufgeteilt werden<sup>24</sup>.

Bei den Wassergenossenschaften des Ruhrgebietes liegen auch pragmatische Ansätze zur Messung der Abwasserqualität vor, die insbesondere versuchen, die verschiedenen Einleitungen in ihrer Qualität vergleichbar zu machen. Inwieweit die dafür entwickelten Indizes repräsentativ sind und hinreichende incentives zur Schadstoffbeseitigung darstellen, muß hier offen bleiben.

#### 4.2 Agence de Bassin

Seit 1968 ist in Frankreich eine Abgabenregelung in der Wassergütewirtschaft in Kraft, die durch eine flächendeckende Gebietsgliederung nach wasserwirtschaftlichen Gesichtspunkten sechs „bassins“ unterscheidet: Bassin Artois-Picardie, Bassin Seine-Normandie, Bassin Loire-Bretagne, Bassin Audur-Garonne, Bassin Rhone-Med.-Corse, Bassin Rhin-Meuse. In jedem der sechs „bassins“ existieren drei Verwaltungsträger<sup>25</sup>.

Das „comité de bassin“, dem zu gleichen Teilen Delegierte der Staatsverwaltung, Abgeordnete der Kommunen und der Benutzergruppen angehören, ist ein beratendes Organ und dient dem Interessenausgleich zwischen den verschiedenen Nutzergruppen innerhalb des bassins.

Der „conseil d'administration“ ist ein willensbildendes Organ, das programmatische und kontrollierende Tätigkeiten ausübt, über das für fünf Jahre geltende „programme d'intervention“ beschließt, sowie über die Festlegung der Berechnungsgrundlagen für die Abwasserabgaben und über die Bedingungen für Darlehensvergaben und Zuschüsse entscheidet.

Die „agence financière“ soll als exekutives Organ den Gemeinden und den gewerblichen Gewässerbenutzern für alle die Wasserqualität erhöhenden Maßnahmen finanzielle Hilfe gewähren und gleichzeitig — um den Haushalt auszugleichen — Abgaben erheben. Sie wird nicht selbst als Träger des Baus von Kläranlagen tätig.

<sup>24</sup> Klevorick und Kramer (1973).

<sup>25</sup> Honert (1973), OECD (1972 b).

Diese Wasserwirtschaftsbehörden sind jedoch längst nicht so autonom, wie es nach den bisherigen Ausführungen erscheinen mag: die Staatsverwaltung beeinflußt durch ihre Vertreter in den Organen der bassins ganz wesentlich die Entscheidungen; außerdem sind die „agences financières“ an die Weisungen des Umweltschutzministeriums und des Ministerpräsidenten gebunden.

Abgabepflichtig sind Unternehmen und Gemeinden; mittelbare Einleiter, die nicht direkt in ein Gewässer, sondern in eine Kanalisation einleiten, und unmittelbare Einleiter werden gemäß den gleichen Kriterien veranlagt. Einige Abwasserproduzenten — so z. B. Kleinemittenten, die weniger als 400 F zahlen müßten — sind von der Abgabepflicht befreit; dennoch sind ca 95 % aller Abwasserproduzenten abgabepflichtig.

Die Abgabentarife (Abgabe je Abwassereinheit) sind von „bassin“ zu „bassin“ verschieden, was sich auf das Haushaltsausgleichsprinzip und den regional unterschiedlichen Interventionsprogrammen der „agences financières“ zurückführen läßt. Aber auch innerhalb der „bassins“ ist eine Tariffdifferenzierung gegeben: durch den „Besiedlungskoeffizienten“ hat eine Gemeinde einen um so höheren Tarif zu tragen, je mehr Einwohner sie hat, und durch den „Zonenkoeffizienten“ sollen die unterschiedlichen Schadenswirkungen der Abwässer auf die einzelnen Wasserläufe gewürdigt werden; interessant ist dabei, daß dieser Koeffizient mit einem Wert von 0,4 (Durchschnittswert 1,0) bei grenzüberschreitenden Gewässern vergleichsweise niedrig ist.

Die Bestimmung der Bemessungsgrundlage richtet sich an der Menge ausgewählter emittierter Schadstoffarten aus. Dabei werden absetzbare Stoffe, chemische und biologische sauerstoffbindende Stoffe, die Salzbelastung und die Toxizität des Abwassers erfaßt. Die Anreizfunktion der Abgaben wird jedoch<sup>26</sup> wegen zu geringer Merkhlichkeit bestritten. Für die meisten Unternehmen ist eine pauschalierte Besteuerung vorteilhafter als die Besteuerung der tatsächlichen Emissionen. Im „Bassin Seine-Normandie“ z. B. lassen sich nur 1 v.H. der Verschmutzer nach ihren tatsächlichen Emissionen besteuern.

Diese geringe Anreizwirkung der Abgabenerhebung kann jedoch von umweltfreundlichen „incentives“ überlagert werden, die von der Verwendung der Abgabeneinnahmen für Subventionszwecke ausgehen: „... the incentive role of the charges will remain secondary or non-existent as compared with their role in financing the action programmes. Thus the main function of the charges is to finance the aids

---

<sup>26</sup> OECD (1972 b), S. 24.

granted by the Agences de Bassin<sup>27</sup>." "... it is not the charge which is the incentive, but the subsidy which it serves to finance<sup>28</sup>."

### 5. Auswahl der Instrumente und Kasuistik der Umweltprobleme

Im vorliegenden wurde allein das umweltpolitische Instrument der Abgaben betrachtet. Der Vergleich dieser Maßnahme mit anderen umweltpolitischen Mitteln (Subventionen, Emissionsnormierung, Verschmutzungslizenzen) ist bewußt nicht vorgenommen worden, da dieser Vergleich die in diesem Umfang nicht lösbare Frage der Informationsvoraussetzungen und der Reaktion auch für diese Instrumente aufwirft. Ferner ist für die Auswahl eines spezifischen Instruments neben den angesprochenen Problemen die Offenlegung zusätzlicher Auswahlkriterien erforderlich (ökologische Inzidenz, ökonomische Effizienz einschließlich Auswirkung auf die Erfüllungsgrade anderer Ziele, Durchsetzbarkeit, Wirkungsverzögerung, internationale Harmonisierung usw.). Nicht erörtert wurde ferner die Auswahl einer geeigneten „policy mix“.

Die vorliegende Analyse bezog sich schließlich auf national begrenzte Umweltprobleme, und zwar auf Schadstoffe, die im Rahmen von Produktionsaktivitäten entstehen. Eine Systematisierung des Umweltproblems nicht nur nach den Umweltmedien (Wasser, Luft, Lärm), sondern auch nach den Umweltproblemen [a) Schadstoffe sind in einem Konsumgut enthalten wie DDT in landwirtschaftlichen Produkten, b) Schadstoffe entstehen bei Konsumaktivitäten, c) Schadstoffe fallen im Produktionsprozeß an, d) Schadstoffe sind das Resultat einer Produkterneuerung] macht deutlich, daß auch andere Instrumente als eine Abgabenlösung bei bestimmten umweltpolitischen Problemen ihre Rolle haben werden.

---

<sup>27</sup> OECD (1972 b), S. 29, 30.

<sup>28</sup> Ebenda, S. 29.

## Literaturverzeichnis

- x *Ackermann, K., Geschka, D., Karsten, D.*, Gutachten zur Gesamtbelastung der Volkswirtschaft durch das Umweltschutzprogramm der BRD, Frankfurt (1971).
- Baumol, W. J. und Oates, W. E.*, The Use of Standards and Prices for the Protection of the Environment, in: Swedish Journal of Economics (1971), 42 bis 54.
- Bower, B. B. T.*, Studies in Residuals Management in Industry. Manuskript Tagung „Ökonomie der Umwelt“, veranstaltet von Resources for the Future and National Bureau of Economic Research, Chicago 10./11. Nov. 1972.
- Forsund, F.*, The Polluter Pays Principle and Transitional Period Measurer in a Dynamic Setting, Swedish Journal of Economics, Vol. 77, 1975, 56 - 68.
- x *Frey, B. S.*, Umweltökonomie, Göttingen 1972.
- Griffin, I. M.*, An Econometric Evaluation of Sulfur Taxes, Journal of Political Economy, Vol. 82 (1974), 669 - 688.
- Hansen, R.*, Economic Incentives and Environmental Control Measures in the German Ruhr-Area, in: S. Tsuru (Ed.): Environmental Disruption, Tokyo 1970.
- Honert, S.*, Erhebung und Verwendung von Abwasserabgaben in ausländischen Staaten, Berlin 1973.
- x *Jürgensen, H. u. a.*, Operationale Verfahren zur Anwendung des Social-Costs-Prinzips im Umweltschutz, Gutachten erstellt dem Bundesminister des Innern, Hamburg 1971.
- Allokationseffekte der Social Costs im Umweltschutz, Hamburg 1972.
- x — Studie zur Ermittlung der „Sozialen Kosten“ der Umweltverschmutzung, Hamburg 1973.
- Klevorick, A. K., und Kramer, G. H.*, Social Choice on Pollution Management: The Genossenschaften, in: Journal of Public Economics, Vol. 2 (1973), 101 - 146.
- Kneese, A. V.*, The Economics of Regional Water Quality Management, Baltimore 1964.
- Kneese, A. V. und Bower, B. T.*, Managing Water Quality: Economics, Technology and Institutions, Baltimore 1968, Deutsch: Die Wassergütewirtschaft. Wirtschaftstheoretische Grundlagen, Technologien, Institutionen, München 1972.
- Knop, E.*, Die Schädlichkeitsbewertung von Abwässern, in: Grundlagen zur vergleichenden Bewertung organisch und mineralisch verschmutzter Abwässer, Bielefeld 1965.
- König, H. W.*, Die Wasserwirtschaft im Ruhrgebiet, in: Die Wasserwirtschaft, 55. Jg., (1965).
- Mäler, K. G.*, Environmental Economics: A Theoretical Inquiry, Baltimore 1974.
- Mills, E. S.*, Economic Incentives in Air-Pollution Control, in: Dorfman, R. und Dorfman N. S. (Hrsg.), Economics of the Environment, New York (1972), 40 - 50.
- Nowotny, E.*, Wirtschaftspolitik und Umweltschutz, Freiburg 1974.

- Ocker, A., Wachstum und Umwelt: Ein Modell optimaler Kontrolle, Weltwirtschaftliches Archiv, Bd. 110 (1974), 709 - 621.
- OECD, The 'Polluter-Pays'-Principles and the Instruments for Allocating Environmental Costs, Environment Committee, ENV (71) 21, Paris 1971, vervielfältigt.
- Survey of Pollution Control Cost Estimates made in Member Countries, Environment Directorate, Paris (1972) vervielfältigt.
  - a) Water management, Paris 1972, vervielfältigt.
  - b) An examination of the Polluter Pays-Principle based on case studies Environment Committee, ENV, 72. 18, Paris 1972, vervielfältigt.
  - a) Study on instruments and policies relating to water management, Paris 1973, vervielfältigt.
  - b) Instruments for Controlling sulphur dioxide emissions from fuel combustion in stationary sources: A case study of Norwegian measures, angefertigt von F. F. Førsund, S. Ström, Environment Committee, ENV, 73, 19, Paris 1973, vervielfältigt.
  - c) Pollution by the pulp and paper industry, Present situation and trends, Paris 1973, vervielfältigt.
  - d) Analysis of Costs of Pollution Control. Environment Directorate, Paris 1973, vervielfältigt.
  - e) Instruments for controlling sulphur dioxide emissions from fuel combustion in stationary sources: A case study of measures, Environment Directorate, ENV, 73, 20, Paris 1973, vervielfältigt.
  - Main question arising from an examination of the case studies in Norway and the Netherlands, Environment Committee, Paris 1974, vervielfältigt.
- Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, a) Die Abwasserabgabe, wassergütewirtschaftliche und gesamtökonomische Wirkungen, 2. Sondergutachten, Februar 1974.
- b) Umweltgutachten 1974.
- Rose-Ackerman, S., Effluent Charge: A Critique, in: Canadian Journal of Economics (1973), 512 - 528.
- Ruhrtalsperrenverein, Ruhrtalsperrengesetz und Satzung für den Ruhrtalsperrenverein, Neudruck 1971.
- Ruhrverband, Veranlagung zum Ruhrverband, 1970.
- Ruhrreinigungsgesetz und Satzung für den Ruhrverband, Neudruck 1971.
- Ruhrverband und Ruhrtalsperrenverein, Jahresbericht 1972.
- Ruhrverband und Ruhrtalsperrenverein (Hrsg.), Aufgaben und Organisation des Ruhrverbandes und Ruhrtalsperrenvereins, von König, H. W. (1971).
- Russel, C. S., Models for Investigation of Industrial Response to Residuals Management Actions, in: Swedish Journal of Economics, Vol. 73 (1971), 134 - 156.
- Residuals Management in Industry: A Case Study of Petroleum Refining, Baltimore 1973.
- Salzwedel, J., Studien zur Erhebung von Abwassergebühren. Gutachten, Berlin 1972.
- Siebert, H., Das produzierte Chaos. Ökonomie und Umwelt, Stuttgart 1973.
- a) Gebühren als Instrument der Umweltpolitik, in: Das Wirtschaftsstudium, 3. Jg. (1974), 13 - 18.

- b) Allokationsaspekte des Umweltproblems, in: Das wirtschaftswissenschaftliche Studium, 3. Jg. (1974), 64 - 68.
  - c) Regional Aspects of Environmental Policy Instruments. Paper prepared for the OECD (April 1974), Beiträge zur angewandten Wirtschaftsforschung, Discussion Paper No. 49 - 74.
  - Externalities, environmental quality and allocation, in: Zeitschrift für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften 1975, in Vorbereitung.
  - Die Grundprobleme des Umweltschutzes. Eine wirtschaftstheoretische Analyse, Referat auf der Tagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften in Augsburg, 1976, Veröffentlichung 1977.
  - Environmental Control, Economic Structure and International Trade, in: I. Walter (Hrsg.), International Economic Dimension of Environmental Management, New York, 1976, 29 - 56.
  - (unter Mitarbeit von W. Vogt). Instrumente der Umweltpolitik, Informationsvoraussetzungen, Erfolgsbedingungen, Wirkungsanalyse, Göttingen 1976 (in Vorbereitung).
- Schaumberg, G. W.*, Water Pollution Control in the Delaware Estuary. Harvard Water Programme, Cambridge, Mass. 1967.
- Tietenberg, T. H.*, a) Controlling Pollution by Price and Standard Systems: A General Equilibrium Analysis, in: Swedish Journal of Economics, Vol. 75 (1973), 193 - 203.
- b) Specific Taxes and the Control of Pollution: A General Equilibrium Analysis, in: Quarterly Journal of Economics, Vol. 87 (1973), 503 - 522.
- U. S. Council on Environmental Quality, Environmental Quality. The Annual Report, Washington D. C. ab 1970.
- U. S. Environmental Protection Agency, Capital and Operating Cost of Pollution Control. Equipment Modules Vol. I — User Guide, Washington D. C. 1973.
- Capital and Operating Costs of Pollution Control. Equipment Modules — Vol. II — Data Manual, Washington D. C. 1973.
- Vermont Department of Water, Resources, Development of a State, Effluent Charge System (1972).