

Ökonomische Probleme der Umweltschutzpolitik

Von

Karl-Heinrich Hansmeyer, Bernhard Külp,

Günter Rincke, Hans K. Schneider,

Walter Schulz, Horst Siebert

Herausgegeben von Otmar Issing



DUNCKER & HUMBLOT / BERLIN

Schriften des Vereins für Socialpolitik
Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften
Neue Folge Band 91

SCHRIFTEN DES VEREINS FÜR SOCIALPOLITIK

Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften

Neue Folge Band 91

Ökonomische Probleme
der Umweltschutzpolitik



DUNCKER & HUMBLOT / BERLIN

Ökonomische Probleme der Umweltschutzpolitik

Von

Karl-Heinrich Hansmeyer, Bernhard Külp,
Günter Rincke, Hans K. Schneider,
Walter Schulz, Horst Siebert

Herausgegeben von Otmar Issing



DUNCKER & HUMBLLOT / BERLIN

CIP-Kurztitelaufnahme der Deutschen Bibliothek

Ökonomische Probleme der Umweltschutzpolitik /
von Karl-Heinrich Hansmeyer ... Hrsg. von Otmar
Issing. — 1. Aufl. — Berlin : Duncker und Humblot,
1976.

(Schriften des Vereins für Socialpolitik, Gesell-
schaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaf-
ten : N.F. ; Bd. 91)

ISBN 3-428-03798-7

NE: Hansmeyer, Karl-Heinrich [Mitarb.]; Issing,
Otmar [Hrsg.]

Alle Rechte vorbehalten

© 1976 Duncker & Humblot, Berlin 41

Gedruckt 1976 bei Berliner Buchdruckerei Union GmbH., Berlin 61

Printed in Germany

ISBN 3 428 03798 7

Vorwort

Nach dem Inflationsproblem hat der wirtschaftspolitische Ausschuß mit der Umweltschutzpolitik wiederum ein aktuelles Thema aufgegriffen und in zwei Sitzungen (1975 in Nürnberg und 1976 in Köln) behandelt.

Der Beitrag von B. Külp greift mit der Frage nach dem Einfluß externer Effekte auf die Wohlfahrtsverteilung eine Thematik auf, die bisher trotz ihrer unbestreitbaren Bedeutung erstaunlicherweise kaum Beachtung gefunden hat; der Autor diskutiert anschließend, inwieweit diese Verteilungswirkungen durch Maßnahmen der Umweltschutzpolitik kompensiert werden können. Ausgehend von einem Schattenpreissystem der Umweltnutzung untersucht H. Siebert die für die Durchführung einer Abgabenlösung erforderlichen Informationen und die zu erwartenden Verhaltensweisen einer Umweltbehörde sowie der von der Umweltpolitik betroffenen Emittenten und Nachfrager. Ein weiterer Abschnitt gibt einen Überblick über praktische Erfahrungen auf dem Sektor der Wassergütwirtschaft in der Bundesrepublik und in Frankreich.

Die Artikel von K.-H. Hansmeyer und G. Rincke sind dem Problem der Abwasserabgabe gewidmet. Nach der Verabschiedung des Abwasserabgabengesetzes durch den Bundestag gewinnen die Überlegungen der beiden Autoren besondere Aktualität. Hansmeyer kritisiert das Verursachungsprinzip, das in der Umweltpolitik weithin als akzeptiert gelten kann; dabei stehen vor allem die Fragen der konkreten Anwendbarkeit im Vordergrund. Die Ausführungen von Rincke behandeln die Abgabenlösung aus der Sicht der Wassergütwirtschaft; für die Ökonomen dürfte gerade die Vielzahl relevanter empirischer Daten von größtem Interesse sein.

Am Beispiel des Mineralöls behandeln H. K. Schneider und W. Schulz das Problem der optimalen Nutzung erschöpfbarer natürlicher Ressourcen. Im Anschluß an die einzelwirtschaftliche Betrachtung entwickeln die Autoren ein gesamtwirtschaftliches Modell zur Bestimmung der optimalen zeitlichen Nutzung eines gegebenen Ölvorrats. Der Diskussion der wichtigsten Einflußfaktoren folgen Überlegungen über die preis- und mengenpolitischen Alternativen des Kartells der Ölproduzenten.

Nach seinem Selbstverständnis kam es dem Ausschuß darauf an, das Thema Umweltschutz unter dem Aspekt wirtschaftspolitischer Aufgabenstellungen und Einwirkungsmöglichkeiten zu behandeln. Die Beiträge dieses Bandes tragen diesem Anliegen Rechnung; ihre Veröffentlichung möge zur Versachlichung der weiteren Diskussion und Klärung strittiger Fragen beitragen.

Otmar Issing, Würzburg

Inhaltsverzeichnis

Verteilungswirkungen der Umweltschutzpolitik	
Von <i>Bernhard Külp</i> , Freiburg i. Br.	9
Erfolgsbedingungen einer Abgabenlösung (Steuern/Gebühren) in der Umweltpolitik	
Von <i>Horst Siebert</i> , Mannheim	35
Die Abwasserabgabe als Versuch einer Anwendung des Verursacher- prinzips	
Von <i>Karl-Heinrich Hansmeyer</i> , Köln	65
Die Abwasserabgabe als mögliches Optimierungsinstrument aus der Sicht der Wassergütwirtschaft	
Von <i>Günter Rincke</i> , Darmstadt	99
Die optimale Nutzung erschöpfbarer Energieressourcen	
Von <i>Hans K. Schneider</i> , Köln und <i>Walter Schulz</i> , Köln	119

Verteilungswirkungen der Umweltschutzpolitik

Von *Bernhard Külp*, Freiburg i. Br.

Einführung in die Problematik

1. Maßnahmen zur Bekämpfung der Umweltverschmutzung haben in den letzten Jahren besondere Aktualität erlangt. Die Wirtschaftswissenschaft hat sich allerdings im Rahmen der Diskussion über externe Effekte schon sehr viel früher mit dieser Problematik beschäftigt. So haben bereits die Klassiker (A. Smith) und die Vertreter der historischen Schule auf die Existenz externer Effekte hingewiesen. Die Neoklassiker (A. Marshall) und die Vertreter der älteren Wohlfahrtstheorie (insbesondere A. C. Pigou) haben die Auswirkungen externer Effekte schon um die Jahrhundertwende sehr exakt beschrieben und Maßnahmen zur Überwindung der externen Effekte vorgeschlagen.
2. Die Problematik der Umweltschutzpolitik ist somit der Wirtschaftswissenschaft nicht neu. Allerdings hat sich die wirtschaftswissenschaftliche Literatur fast ausschließlich nur mit den *Allokationswirkungen* und den damit verbundenen ordnungspolitischen Problemen externer Effekte beschäftigt. Nach den *Verteilungswirkungen* der externen Effekte wird erst in jüngster Zeit und auch hier nur in den seltensten Fällen gefragt. Das mag verwundern, da es unbestritten ist, daß — zumindest innerhalb einer marktwirtschaftlichen Ordnung — Allokation und Verteilung uno actu entschieden werden; beeinflussen externe Effekte die Allokation, so ist zu erwarten, daß auch die Nutzen- und Einkommensverteilung durch die Existenz externer Effekte berührt wird. Das vorliegende Referat will sich mit dieser in der wissenschaftlichen Literatur vernachlässigten Frage befassen und untersuchen, inwieweit sich externe Effekte — soweit sie sich in Umweltverschmutzung äußern — auf die Wohlfahrtsverteilung auswirken und inwieweit diese Verteilungswirkungen durch Maßnahmen der Umweltschutzpolitik kompensiert werden können.
3. Fragen wir zunächst nach der Verteilungsnorm, an der die Verteilungswirkungen der externen Effekte im allgemeinen gemessen und beurteilt werden. Es entspricht weitgehender Überzeugung, daß

eine befriedigende Lösung des vorliegenden Problems nur bei Anwendung des *Verursacherprinzips* gefunden werden kann. Danach hat jeweils derjenige, der der Volkswirtschaft einen Schaden (einen Nutzenentgang) verursacht, für den vollen Schaden aufzukommen. Dieses Verursachungsprinzip steht übrigens auch im Einklang mit der Allokationsnorm, nach der die Produktionsfaktoren so einzusetzen sind, daß die Faktorverwendung der Bedarfsstruktur der Konsumenten bestmöglich entspricht.

Bei der Anwendung des Verursacherprinzipes entstehen allerdings gewisse Schwierigkeiten. Wir haben davon auszugehen, daß in einer Vielzahl von Fällen eine Umweltverschmutzung von mehreren Unternehmungen gemeinsam verursacht wird. Hier können Zurechnungsprobleme entstehen, da nicht immer eindeutig geklärt werden kann, in welchem Ausmaße die einzelnen Verursacher an der Schadensentstehung (Umweltverschmutzung) beteiligt sind. Darüber hinaus muß die Frage geklärt werden, ob bei der Anwendung des Verursachungsprinzipes das Marginal- oder das Durchschnittsprinzip beachtet werden soll. Gedacht ist an folgende Problematik: Unterstellen wir, daß Unternehmen A im Zeitpunkt t_1 die Produktion eines Gutes aufnimmt, die an und für sich zu einer Verschmutzung der Umwelt führt. Es sei jedoch angenommen, daß die hierdurch verursachte Emission von Schadstoffen unterhalb einer kritischen Grenze liegt, von der ab die Selbstreinigungskraft der Umwelt versagt. Die Aufnahme der Produktion von seiten der Unternehmung A führt somit noch nicht zu einer effektiven Verschmutzung der Luft.

Wir wollen nun unterstellen, daß im Zeitpunkt t_2 eine zweite Unternehmung (B) die Produktion des gleichen Gutes aufnehme und daß deshalb die Emission von Schadstoffen in die Umwelt über die kritische Grenze der Selbstreinigungskraft ansteigt. Die Produktion beider Unternehmungen zusammen führt somit in unserem Beispiel zu einer Umweltverschmutzung. Wer ist nun in diesem Beispiel und in welchem Ausmaße für die Umweltverschmutzung verantwortlich? Zwei Antworten sind denkbar. Antwort Nr. 1: Beide Unternehmungen emittieren Schadstoffe, die zur Umweltverschmutzung beitragen, deshalb sind die beiden Unternehmungen jeweils im Verhältnis der tatsächlich emittierten Schadstoffe für die Umweltverschmutzung zur Verantwortung zu ziehen; wir wollen hier vom Durchschnittsprinzip sprechen. Antwort Nr. 2: Die Verantwortung für die Umweltverschmutzung liegt nur bei Unternehmung B. Es war allein die Aufnahme der Produktion von seiten der Unternehmung B, die zum Überschreiten der kritischen Grenze geführt hat; die Unternehmung A mußte bei der Aufnahme ihrer Produktion

davon ausgehen, daß von ihrer Seite keine effektive Umweltverschmutzung eintritt, deshalb dürfe sie auch nicht mit den der Volkswirtschaft hierdurch verursachten Kosten belastet werden. Wir wollen hierbei vom Marginalprinzip sprechen. Den folgenden Ausführungen soll das Durchschnittsprinzip zugrundegelegt werden.

4. Schließlich einige Worte zum Aufbau dieser Arbeit. Wir wollen uns im ersten Hauptteil (Teil A) mit der Frage befassen, wie sich externe Effekte auf die Verteilung der Wohlfahrt auswirken, wobei wir zunächst von *funktionellen* Verteilungskriterien ausgehen und in einem zweiten Schritt überprüfen, inwieweit Veränderungen in der funktionellen Verteilung auch von Veränderungen in der *personellen* Verteilung begleitet sind. Im zweiten Hauptteil (Teil B) soll dann die Frage geklärt werden, inwieweit die Maßnahmen der Umweltschutzpolitik geeignet erscheinen, die unerwünschten Verteilungswirkungen der externen Effekte aufzuheben. Da wir damit rechnen müssen, daß von den einzelnen Maßnahmen unterschiedliche Verteilungswirkungen ausgehen, wollen wir unser Problem für die einzelnen zur Diskussion stehenden Maßnahmen getrennt behandeln.
5. Bevor wir uns der eigentlichen Problematik unseres Themas zuwenden, wollen wir einige Grundbegriffe klären, da insbesondere der Begriff „externe Effekte“ in der Literatur nicht einheitlich angewandt wird.

Ausgangspunkt unserer Überlegungen seien die einzelwirtschaftlichen Produktions- und Nutzenfunktionen. Von externen *Produktionseffekten* wollen wir immer dann sprechen, wenn die Produktion eines Gutes nicht nur vom Einsatz der Produktionsfaktoren, sondern darüber hinaus — in unmittelbarer Weise — auch von der Produktion eines anderen Gutes abhängt.

$$(1) \quad X_1 = f(A, B, \dots X_2)$$

In ähnlicher Weise sprechen wir von externen *Nutzeneffekten*, wenn der Nutzen eines Haushaltes nicht nur von den Gütermengen abhängt, die dieser Haushalt selbst verbraucht, sondern darüber hinaus auch von den anderen Haushalten zur Verfügung gestellten Gütermengen sowie — in direkter Weise — von der Produktion bestimmter Güter.

6. Diese Begriffsbestimmung bedarf einer Präzisierung in mehrfacher Hinsicht. Als erstes muß darauf hingewiesen werden, daß bei dieser Art der Definition die externen Effekte bei den *betroffenen* Haushalten und Unternehmungen und nicht bei den Verursachern fest-

gestellt werden. Gerade in dieser Frage werden in der Literatur recht unterschiedliche Antworten gegeben.

Zweitens werden durch diese Definition nur die *unmittelbaren* Zusammenhänge zwischen der Produktion des einen und der Produktion eines anderen Gutes erfaßt. In *mittelbarer* Weise hängt nämlich die Produktion des einen Gutes immer auch von der Produktion der anderen Güter ab. Gehen wir von einem konstant bleibenden und stets vollbeschäftigten Faktorangebot aus, so wird entsprechend der Transformationskurve die Ausweitung der Produktion des einen Gutes notwendigerweise zur Einschränkung der Produktion eines anderen Gutes führen. Dieser Zusammenhang ergibt sich aus der Knappheit der Faktoren; diese sich aus der Transformationskurve ergebenden Zusammenhänge sind jedoch nicht angesprochen, wenn man von externen Produktionseffekten spricht. Analog hierzu gilt auch, daß der Nutzen eines Haushaltes in indirekter Weise vom Nutzen anderer Haushalte abhängt; dieser Zusammenhang ist in der Nutzenmöglichkeitskurve dargestellt, er ergibt sich aus der Knappheit der Güter; auch dieser Zusammenhang ist nicht bei den externen Konsum- oder Nutzeneffekten angesprochen. Externe Effekte beziehen sich stets auf Zusammenhänge, die über die in den Transformations- bzw. Nutzenmöglichkeitskurven angesprochenen Zusammenhänge hinausgehen.

Drittens gilt es zu bedenken, daß unserem Modell Einproduktunternehmungen zugrunde liegen. In der Realität müssen wir davon ausgehen, daß die meisten Unternehmungen mehrere Güter produzieren. Es ist nun zweckmäßig, den Begriff „externe Produktionseffekte“ nur auf solche Zusammenhänge zu beziehen, die zwischen Gütern bestehen, die von mehreren Unternehmungen produziert werden. Daß nämlich externe Effekte zu unerwünschten Wirkungen führen, liegt darin begründet, daß nicht alle Inputfaktoren Eingang in das Unternehmungskalkül finden. Das gilt jedoch nur für solche externen Effekte, die sich auf Güter beziehen, die nicht in der gleichen Unternehmung produziert werden. Aus diesem Grund soll von externen Produktionseffekten im engeren Sinne nur dann gesprochen werden, wenn die Produktion eines Gutes X_1 von anderen Güterarten abhängt, die nicht in der gleichen Unternehmung produziert werden.

Die Abhängigkeit zwischen der Produktion zweier Güter kann nun derart sein, daß die Ausweitung der Produktion des Gutes X_2 (verursachendes Gut!) die Produktion des Gutes X_1 (betroffenes Gut) begünstigt oder aber auch beeinträchtigt. Im ersten Falle sprechen wir von gleichgerichteten (positiven), im zweiten Falle von ent-

gegengesetzt-gerichteten (negativen) Produktionseffekten. Eine analoge Einteilung läßt sich auch für die externen Konsumeffekte durchführen. Die Beeinträchtigung der Umwelt bezieht sich stets auf einen Teilbereich der entgegengesetzt-gerichteten Effekte.

7. Eng verwandt mit dem Begriff der externen Effekte sind die Begriffe der sozialen Kosten bzw. der sozialen Erträge. Von sozialen Kosten wird immer dann gesprochen, wenn einer Volkswirtschaft Kosten (im Sinne von entstehendem Nutzen) entstehen, die nicht Eingang in das unternehmerische Kalkül finden. Die sozialen Kosten sind somit gleich der Differenz zwischen gesamtwirtschaftlichen Kosten abzüglich der einzelwirtschaftlichen Kosten. Analog hierzu entsprechen die sozialen Erträge gleich der Differenz zwischen den gesamtwirtschaftlichen und den einzelwirtschaftlichen Erträgen. Soziale Kosten liegen im allgemeinen immer dann vor, wenn entgegengesetzt-gerichtete externe Effekte auftreten, während soziale Erträge den gleichgerichteten Effekten entsprechen. Da sich die Umweltbelastung allein auf die entgegengesetzt gerichteten Effekte bezieht, werden in unserem Zusammenhange auch nur soziale Kosten und nicht auch soziale Erträge angesprochen.

Die einzelnen Güter können nun danach unterschieden werden, ob bei ihnen soziale Kosten anfallen oder nicht. Da wir allerdings davon ausgehen müssen, daß nahezu bei allen Güterproduktionen soziale Kosten anfallen dürften, ist es zweckmäßiger, das Phänomen der sozialen Kosten mit Hilfe eines skalaren Begriffes zu erfassen; wir wollen von der *Sozialkostenintensität* der einzelnen Güter sprechen und diese Intensität daran messen, in welchem Verhältnis die sozialen Kosten zu den gesamtwirtschaftlichen Kosten eines Gutes stehen. Als sozialkostenintensiv gelten diejenigen Güter, bei denen entgegengesetzt gerichtete externe Effekte *anfallen*, und nicht etwa verursacht werden. Es muß allerdings darauf hingewiesen werden, daß dieser Begriff nicht immer operational verwandt werden kann, da die sozialen Kosten mangels einer Marktbewertung nicht eindeutig erfaßt werden können.

A. Der Einfluß externer Effekte auf die Wohlfahrtsverteilung

Nachdem wir dargelegt haben, wie wir im folgenden die wichtigsten Grundbegriffe verwenden wollen, können wir uns der Frage nach den Verteilungswirkungen negativer externer Effekte zuwenden. Wir wollen mit der Frage beginnen, welchen Einfluß externe Effekte auf die funktionelle Einkommens- und Nutzenverteilung haben.

In diesem Zusammenhange haben wir zwischen drei verschiedenen Wirkungszusammenhängen zu unterscheiden: (1) Externe Effekte beeinflussen die Nutzenverteilung erstens deshalb, weil die sozialen Kosten nicht Eingang in das unternehmerische Kalkül und deshalb auch nicht in den Güterpreisen Berücksichtigung finden; die *Konsumenten* der sozialkostenintensiven Güter werden somit aufgrund der Existenz externer Effekte benachteiligt (Preiseffekte). (2) Externe Effekte beeinflussen die Einkommensverteilung zweitens auch deshalb, weil sich aufgrund der externen Effekte die *Einkommens*-Situation der Produzenten sozialkostenintensiver Produkte verändert (Einkommenseffekte). (3) Schließlich geht von den externen Effekten auch deshalb ein Einfluß auf die Nutzenverteilung aus, weil sich die externen Effekte z. T. unmittelbar auf das Nutzenniveau der Haushalte auswirken und die einzelnen Haushalte in unterschiedlichem Maße von diesen Schäden *betreffen* werden (Umwelteffekte).

(1) Befassen wir uns zunächst mit der unterschiedlichen Belastung der Konsumenten. Das Realeinkommen der einzelnen Haushalte wird einmal durch die Nominaleinkommenshöhe, zum andern aber durch die Höhe der einzelnen Preise bestimmt. Eine unterschiedliche Belastung der einzelnen Haushalte kann sich nun in dem Maße ergeben, in dem bestimmte Haushalte in über- oder unterdurchschnittlichem Maße sozialkostenintensive Produkte nachfragen. Die sozialkostenintensiven Produkte zeichnen sich dadurch aus, daß bei der Produktion dieser Güter Kosten aufgebracht werden, die volkswirtschaftlich gesehen von anderen Unternehmungen (d. h. bei der Produktion anderer Güter) verursacht wurden. Das bedeutet, daß die Konsumenten der Güter, die soziale Kosten verursachen, einen zu geringen Preis, die Konsumenten derjenigen Güter jedoch, bei denen die sozialen Kosten (externen Effekte) anfallen, einen zu hohen Preis zu entrichten haben. Damit verschiebt sich das Realeinkommen *ceteris paribus* (d. h. bei gleichbleibendem Nominaleinkommen bzw. bei gleichbleibender Nominaleinkommensverteilung) zu ungunsten der Konsumenten sozialkostenintensiver Güter.

Die Frage, in welchem Ausmaße die Preise der sozialkostenintensiven Güter im Vergleich zu einer optimalen Lösung zu hoch angesetzt werden, hängt nun entscheidend von der Nachfrageelastizität der betroffenen Güter (im Verhältnis zur Nachfrageelastizität der anderen Güter) ab. Je geringer die Nachfrageelastizität ist, um so größer ist die Möglichkeit, die Sozialkosten auf die Konsumenten abzuwälzen, um so höher ist also die materielle Belastung der Konsumenten dieser sozialkostenintensiven Produkte. Inwieweit also aufgrund externer Effekte und aufgrund der unterschiedlichen Belastung der einzelnen Konsumenten

die reale Einkommensverteilung verändert wird, hängt von drei Faktoren ab: a) von der Frage, in welchem unterschiedlichem Maße bei der Produktion der einzelnen Güter entgegengesetzt-gerichtete externe Effekte auftreten; b) von der weiteren Frage, inwieweit sich die Bedarfsstruktur (unterschieden zwischen sozialkostenintensiven und sozialkostenextensiven Gütern) der einzelnen Haushalte unterscheidet; c) schließlich von der Frage, wie groß die Unterschiede in der Nachfrageelastizität zwischen sozialkostenintensiven und sozialkostenextensiven Gütern sind. Die Verteilungswirkungen sind um so größer, je unterschiedlicher das Ausmaß der externen Effekte ist, je unterschiedlicher die Bedarfsstruktur der einzelnen Haushalte ausfällt und je geringer die Nachfrageelastizität bei den sozialkostenintensiven Gütern ist.

(2) Wenden wir uns nun den Unterschieden in den Nominaleinkommenspositionen zu. Wir haben davon auszugehen, daß externe Effekte auch die Nominaleinkommen in unterschiedlichem Maße berühren und somit auch die Verteilung der Nominaleinkommen tangieren. Die Tatsache nämlich, daß die sozialkostenintensiven Güter im Vergleich zu den übrigen Gütern zu höheren Preisen abgesetzt werden als dem paretianischen Optimum entspricht, führt im allgemeinen dazu, daß die sozialkostenintensiven Produkte in geringerem Maße und damit die übrigen (sozialkostenextensiven Güter) in größerem Maße nachgefragt werden als es ohne die externen Effekte der Fall wäre. Dabei hängt das Ausmaß dieser Mengenveränderungen wiederum von der jeweiligen Nachfrageelastizität ab, je größer diese Elastizität ist, um so größer ist auch die durch die externen Effekte ausgelöste Mengenwirkung. Die Tatsache, daß die sozialkostenintensiven Produkte vermindert nachgefragt werden, führt nun zu einer Verminderung der Produktion dieser Güter und damit indirekt auch zu einer Verminderung der Nachfrage nach Faktoren in der Produktion der sozialkostenintensiven Produkte. Diese Mindernachfrage hat im allgemeinen einen Rückgang in den Faktorpreisen zur Folge. In den Wirtschaftszweigen mit sozialkostenextensiven Produkten hingegen spielt sich der entgegengesetzte Prozeß ab, so daß in diesen Bereichen im Endergebnis mit einer Zunahme der Faktorpreise zu rechnen ist. Wir stellen somit fest, daß die Faktoreinkommen in den sozialkostenintensiven Bereichen zurückgehen (sowohl wegen eines verminderten Faktoreinsatzes als auch eines verminderten Faktorpreises), während in den übrigen Bereichen der Wirtschaft die Faktoreinkommen aus analogen Gründen (gestiegene Faktornachfrage, gestiegene Faktorpreise) ansteigen.

Wie stark sich diese Veränderungen in der Verteilung der Nominaleinkommen zwischen den sozialkostenintensiven und den sonstigen

Bereichen auswirken, hängt nun entscheidend von der Elastizität des jeweiligen Faktorangebotes ab. Im allgemeinen unterscheidet man zwischen spezifischen Faktoren, die nur bei der Produktion eines ganz bestimmten Gutes eingesetzt werden können, die also eine sehr geringe Elastizität des Angebotes aufweisen und unspezifischen Faktoren mit einer sehr hohen Angebotselastizität, die wegen ihrer hohen Mobilität im Grunde in allen Wirtschaftsbereichen eingesetzt werden können. Je unelastischer nun das Angebot ist, um so größer sind die Einkommensveränderungen (für den Bereich der sozialkostenintensiven Güter: um so größer sind die Einkommensminderungen, d. h. um so größer ist der Anteil der Wohlfahrtsverluste, der auf die Einkommensempfänger abgewälzt werden kann). Hätten wir hingegen ein vollkommen elastisches Faktorangebot, so würden überhaupt keine Einkommensänderungen aufgrund der Existenz von Sozialkosten auftreten. Wir wollen also festhalten, daß externe Effekte lediglich die Einkommensposition der spezifischen Faktoren beeinflußt und zwar so, daß die im Bereich der sozialkostenintensiven Güter beschäftigten Faktoren benachteiligt, die in den übrigen Bereichen Beschäftigten relativ begünstigt werden. Ob dieser *relativen* Begünstigung auch eine absolute entspricht, hängt davon ab, wie groß der absolute Wohlfahrtsverlust aufgrund der externen Effekte ist. Unsere Überlegungen lassen allein Schlußfolgerungen auf die relative Position, also auf das Verhältnis der Einkommenspositionen zu.

(3) Schließlich haben wir zu berücksichtigen, daß externe Effekte die Haushalte auch unmittelbar betreffen können, so vor allem dadurch, daß die Umweltverschmutzung, die durch die Produktion industrieller Güter ausgelöst wird, das Wohlfahrtsniveau der einzelnen Haushalte unmittelbar beeinträchtigt. Da diese Beeinträchtigungen bei den einzelnen Haushalten ein unterschiedliches Ausmaß annehmen werden, muß auch hier mit Verteilungswirkungen gerechnet werden. Es gibt Haushalte, die in stärkerem Maße als andere von der Umweltverschmutzung belastet werden. Wir können unterstellen, daß diese das Nutzenniveau der Haushalte unmittelbar berührenden externen Effekte in ihrem Ausmaß insbesondere von der *Standortlage* der einzelnen Haushalte abhängen. Das Ausmaß dieser externen Effekte dürfte um so größer sein, je näher ein Haushalt seinen Standort am jeweiligen Standort der externen Effekte erzeugenden Güterproduktionen gewählt hat. Die Belastung der Haushalte unterscheidet sich somit insbesondere nach der regionalen Verteilung der Standorte.

(4) Wir haben uns nun die Frage zu stellen, wie sich diese in den vorhergehenden Abschnitten beschriebenen Veränderungen in der *funktionalen* Wohlfahrtsverteilung auf die *personelle* Verteilung aus-

wirken. Änderungen in der funktionellen Verteilung werden im allgemeinen nur dann zu einem sozialen Problem, wenn ihnen auch eine Änderung in der personellen Verteilung entspricht. Wir haben deshalb zu überprüfen, ob die oben geschilderten Veränderungen einzelne Bevölkerungsgruppen eindeutig begünstigen bzw. benachteiligen oder ob sich u. U. die einzelnen Änderungen bereits innerhalb der Haushalte kompensieren, so daß also z. B. eine relative Begünstigung aufgrund einer bestimmten Konsumentenposition dadurch kompensiert wird, daß der gleiche Haushalt in seiner Eigenschaft als Einkommensempfänger oder als Betroffener benachteiligt wird.

Wir wollen unsere Überlegungen auf die Bevölkerungseinteilung in Selbständige und Unselbständige beschränken, wobei wir vereinfachend unterstellen wollen, daß die Gruppe der Selbständigen im großen und ganzen zu der Gruppe der oberen Einkommensschichten, die Gruppe der Unselbständigen zu der Gruppe der Empfänger der niedrigeren Einkommensschichten zählt. Die Frage nach den Auswirkungen auf die personelle Verteilung kann nur aufgrund konkreter Hypothesen über die Situation und über das Verhalten der einzelnen Bevölkerungsgruppen gemacht werden. Mangels eindeutiger empirischer Untersuchungen sollen hier folgende Plausibilitätsannahmen zur Diskussion gestellt werden. Eine weitergehende Analyse müßte allerdings in viel stärkerem Maße differenzieren.

(a) Es wird davon ausgegangen, daß die Güter der industriellen Massenproduktion in überdurchschnittlichem Maße, Dienstleistungen und handwerklich produzierte Qualitätsprodukte hingegen in unterdurchschnittlichem Maße Sozialkosten verursachen. Das bedeutet, daß die industriellen Massenprodukte der Tendenz nach einen zu geringen, die Dienstleistungen und Qualitätsprodukte einen zu hohen Preis (jeweils am Paretooptimum gemessen) erzielen.

(b) Es wird unterstellt, daß mit zunehmendem Einkommen der Anteil der Dienstleistungen und der handwerklich produzierten Qualitätsprodukte ansteigt.

(c) In Zusammenhang mit der These, daß die Gruppe der Selbständigen überwiegend der Gruppe der Empfänger höheren Einkommens angehört, kann aus den Annahmen (a) und (b) geschlossen werden, daß die Gruppe der Selbständigen in ihrer Eigenschaft als Konsumenten durch die Existenz entgegengesetzt-gerichteter externer Effekte relativ benachteiligt, die Gruppe der Unselbständigen relativ begünstigt wird.

(d) Es wird weiterhin angenommen, daß die Faktormobilität bei den Anbietern von Kapital größer ist als bei den Anbietern von Arbeit. Setzen wir die Gruppe der Selbständigen mit der Gruppe der Kapital-

geber gleich, so kommt man zu dem Ergebnis, daß die Gruppe der Selbständigen in ihrer Gesamtheit nur in geringem Maße in ihrer Einkommensposition von externen Effekten berührt wird. Für die Unselbständigen gilt hingegen, daß sie eine relativ geringe Angebotselastizität aufweisen und daß deshalb diejenigen Arbeitnehmer, die im sozialkostenintensiven Produktionsbereich beschäftigt sind, auf Kosten der übrigen Arbeitnehmer benachteiligt werden.

(e) Diese Überlegungen bedürfen jedoch für einen Teil der Selbständigen einer entscheidenden Modifizierung. Soweit es sich nämlich bei den Selbständigen um Landwirte und um Besitzer von Kleinbetrieben handelt, müssen wir im Gegensatz zu unseren bisherigen Annahmen für diese Teilgruppe mit einer besonders niedrigen Mobilität rechnen, so daß auch diese Teilgruppe in ihrer Eigenschaft als Einkommensempfänger von den externen Effekten tangiert wird.

(f) Es soll weiterhin unterstellt werden, daß die Gruppe der Empfänger höheren Einkommens und damit im allgemeinen die Gruppe der Selbständigen in der Standortwahl flexibler ist und die Möglichkeit hat, umweltverschmutzten Standorten auszuweichen oder sich besser als die Unselbständigen gegenüber der Umweltverschmutzung abzuschirmen. Bei Gültigkeit dieser Annahme erleiden vor allem die Unselbständigenhaushalte aufgrund der Umweltverschmutzung unmittelbare Nutzen einbußen.

(g) Fassen wir alle drei Wirkungszusammenhänge sozialer Kosten zusammen, so können wir davon ausgehen, daß die Position der Selbständigen im großen und ganzen von den sozialen Kosten unberührt bleibt; in ihrer Einkommensposition werden sie nur in geringem Maße von den sozialen Kosten tangiert, als Konsumenten werden sie belastet, als unmittelbar Betroffene jedoch — relativ gesehen — begünstigt.

(h) Diese Schlußfolgerungen bedürfen für die Landwirte und Besitzer von Kleinbetrieben einer gewissen Modifizierung. Bezogen auf ihre Einkommensposition gehört diese Bevölkerungsgruppe — wie dargelegt — zu den betroffenen, so daß bei dieser Untergruppe nicht ohne weiteres von einer Kompensation der einzelnen Wirkungen gesprochen werden kann.

(i) Für die Gruppe der Unselbständigen gilt, daß sie in ihrer Eigenschaft als Konsumenten relativ begünstigt, als unmittelbar betroffene Haushalte hingegen relativ benachteiligt werden. Bezogen auf die Einkommensposition treten zwar Änderungen ein, wie gezeigt, wird jedoch ein Teil der Arbeitnehmer begünstigt, ein anderer Teil benachteiligt. Für die gesamte Gruppe der Arbeitnehmer kam somit wiederum eine Kompensation der Wirkungen erwartet werden, lediglich für einen Teil der Arbeitnehmer überwiegen die negativen Verteilungswirkungen.

(j) Zusammenfassend kann davon gesprochen werden, daß sich die sozialen Kosten weniger auf die Gesamtanteile der Selbständigen und Unselbständigen an der Wohlfahrt der Bevölkerung auswirken als vielmehr auf die Einkommens- und Wohlfahrtsstruktur innerhalb der Gruppen der Selbständigen und Unselbständigen.

(k) Es muß darauf hingewiesen werden, daß sich unsere Überlegungen allein auf die Verteilungswirkungen der Sozialkosten beschränkt haben. Im Rahmen einer abschließenden Bewertung unserer Ergebnisse müßten jedoch auch die Verteilungswirkungen der Sozialerträge berücksichtigt werden. Wenn es richtig ist, daß auch die Sozialerträge vor allem standortgebunden anfallen und deshalb gerade in den Regionen verstärkt auftreten, in denen auch die negativen Auswirkungen der Sozialkosten auf die Wohlfahrt der Haushalte beobachtet werden, so haben wir unsere bisherigen Überlegungen in zweifacher Weise zu modifizieren: a) die Verteilungswirkung *aller* externen Effekte ist insgesamt geringer als die Verteilungswirkung nur der entgegengesetztgerichteten Effekte. b) Insbesondere ist auch der absolute Schaden, der aufgrund externer Effekte eintritt, geringer als zunächst bei der Diskussion der sozialen Kosten unterstellt wurde.

B. Die Verteilungswirkungen umweltschutzpolitischer Maßnahmen

Unsere weiteren Überlegungen gelten der Frage, inwieweit die im Teil A dargestellten Verteilungswirkungen negativer externer Effekte durch Maßnahmen der Umweltschutzpolitik aufgehoben werden können. Zunächst könnte man von der nicht ganz zutreffenden Vorstellung ausgehen, daß gerade wegen des engen Zusammenhanges zwischen Allokation und Verteilung in marktwirtschaftlichen Systemen die negativen Verteilungswirkungen im selben Ausmaß aufgehoben werden, in dem auch die unerwünschten Allokationswirkungen durch Maßnahmen der Umweltschutzpolitik beseitigt werden. Wie unsere Darlegungen jedoch zeigen werden, sind die Zusammenhänge komplizierter; wir haben davon auszugehen, daß je nach Maßnahme der Einfluß auf die Verteilung von den Allokationswirkungen abweicht, sei es, daß die Maßnahmen selbst zu weiteren unerwünschten Verteilungswirkungen führen, sei es, daß (wie bei der Verhandlungslösung) bei gleicher Allokation recht unterschiedliche Verteilungslösungen möglich werden. Aufgrund dieser Zusammenhänge gilt es im folgenden zwischen den einzelnen Maßnahmen zu differenzieren. Dabei haben wir zu berücksichtigen, daß Maßnahmen der Umweltschutzpolitik in erster Linie aus nichtverteilungspolitischen Gründen durchgeführt werden und daß deshalb das Verteilungsproblem lediglich einen Teilaspekt der Gesamtproblematik darstellt.

Zur Garantierung eines Umweltschutzes werden in der öffentlichen Diskussion die unterschiedlichsten Maßnahmen vorgeschlagen. Die Vorschläge reichen von einer Aufgabe des marktwirtschaftlichen Systems bis zur Simulation eines Quasimarktes, auf dem Berechtigungsscheine zur Produktion Sozialkosten verursachender Güter gehandelt werden.

(1) Wenden wir uns zunächst den Vorstellungen zu, die insbesondere von sozialistischen Autoren entwickelt wurden und die in der These zusammengefaßt werden können, daß die externen Effekte durch den marktwirtschaftlichen Prozeß verursacht seien und daß eine befriedigende Lösung dieses Problems nur bei Aufgabe des marktwirtschaftlichen Systems erreicht werden könne.

Wir haben uns darüber im klaren zu sein, daß gerade diese Frage in erster Linie unter ordnungs- und allokatonspolitischen Problemstellungen zu entscheiden ist und daß der verteilungspolitische Aspekt gerade bei dieser Frage zurücktritt.

Verteilungspolitisch wird in der Literatur zumeist die These vertreten, daß im Gegensatz zum marktwirtschaftlichen System, das Verteilung und Allokation uno actu einer Lösung zuführt, in zentralverwaltungswirtschaftlichen Systemen beide Problembereiche isoliert voneinander gelöst werden könnten. Auf unser Problem angewandt bedeutet dies, daß bei einer Aufgabe des marktwirtschaftlichen Systems die Einkommens- und Wohlfahrtsverteilung unabhängig von der Lösung des allokatonspolitischen Problems so beeinflußt werden könne, daß sie jeweils den erwünschten Verteilungsnormen, d. h. hier dem Verursacherprinzip entspricht.

Es ist fraglich, ob die These von der Trennung verteilungs- und allokatonspolitischer Probleme in zentralverwaltungswirtschaftlichen Systemen in dieser Form aufrechterhalten werden kann. Als erstes gilt es einzuwenden, daß diese These zunächst nur für diejenigen Systeme gilt, in denen aufgrund einer reinen Mengenplanung auf finanzielle Leistungsanreize jeglicher Art verzichtet wird. Es kann nun kein Zweifel darüber bestehen, daß die Mehrzahl der Staaten, die planwirtschaftliche Systeme verwirklicht haben, nach einer anfänglichen Experimentierphase in immer stärkerem Maße bemüht sind, auch über finanzielle Anreize verschiedenster Art Produktion und Leistung zu beeinflussen. In dem Maße, in dem in planwirtschaftlichen Systemen jedoch finanzielle Leistungsanreize übernommen werden, treten Verteilung und Produktion wiederum in einen engen Zusammenhang, so daß also auch hier die Lösung des Allokationsproblems Rückwirkungen auf die Lösung des Verteilungsproblems hat.

Aber auch unabhängig davon, in welchem Ausmaße die realen planwirtschaftlichen Systeme finanzielle Anreizsysteme übernommen haben, ist einige Skepsis im Hinblick auf die oben genannte These von der Trennung der Verteilung und Allokation berechtigt. Diese These erscheint nur so lange plausibel, als man die in jedem realen System notwendig werdenden Koordinationsmechanismen und Steuermechanismen außer acht läßt.

Koordinationsprobleme treten nicht nur in marktwirtschaftlichen, sondern auch in planwirtschaftlichen Systemen auf. Das gilt insbesondere dort, wo auch in planwirtschaftlichen Systemen die Bereitschaft besteht, den einzelnen Haushalten gewisse wirtschaftliche Entscheidungsspielräume einzuräumen. Aber auch im Hinblick auf die *Güterproduktion* gibt es stets eine Vielzahl von Entscheidungsträgern. Diese verfolgen nicht nur Gemeinwohlziele, sondern auch individuelle Ziele, so daß mit Ungleichgewichten zwischen den Zielen der obersten Planungsbehörde und denen der einzelnen Produktionsleiter zu rechnen ist, es bedarf deshalb auch hier gewisser Koordinationsmechanismen, um bestehende Ungleichgewichte abzubauen. Die Kenntnis der externen Effekte in marktwirtschaftlichen Systemen war erst möglich, nachdem man sich nach den Koordinationsmechanismen des Marktes gefragt und festgestellt hat, unter welchen Voraussetzungen der Markt zu befriedigenden Ergebnissen führt. Ob und unter welchen Voraussetzungen in planwirtschaftlichen Systemen externe Effekte auftreten, kann erst dann beantwortet werden, wenn man die Fiktion der zentralverwaltungswirtschaftlichen Theorie aufgibt, nach der sich die Führungskräfte allein von Gemeinwohlzielen leiten lassen. So könnte man z. B. von der Hypothese der ökonomischen Theorie der Politik ausgehen, daß die Politiker — analog zu den Unternehmern — ihre Entscheidungen vorwiegend an individuellen, d. h. hier an machtpolitischen Interessen ausrichten. Man müßte dann in einem zweiten Schritt überprüfen, ob wirklich bei einem machtpolitischen Kalkül stets alle der Gesamtwirtschaft entstehenden Kosten einer politischen Entscheidung in das Kalkül der Politiker eingehen und man müßte weiterhin die Frage klären, ob nicht die gleichen Umstände, die es einem Politiker ermöglichen, in seinem Kalkül von bestimmten gesamtwirtschaftlichen Kosten abzusehen, gleichzeitig auch ganz bestimmte verteilungspolitische Auswirkungen haben. Der These, daß in planwirtschaftlichen Systemen die Einkommensverteilung völlig unabhängig von den Produktionsentscheidungen durchgeführt werden kann und daß gerade deshalb von externen Effekten keine Wirkungen auf die Einkommensverteilung ausgehen, ist somit mit Skepsis zu begegnen. Ganz davon abgesehen, werden wir bei der Diskussion der Verhandlungslösungen zeigen, daß auch im Rahmen marktwirtschaftlicher Systeme eine Trennung zwischen

Allokation und Verteilung unter gewissen Voraussetzungen und in bestimmten Grenzen möglich ist.

(2) Zu den Vorschlägen zur Lösung der mit externen Effekten verbundenen Probleme zählt auch die Forderung, die Unternehmungen, die von den externen Effekten betroffen werden, mit den Unternehmungen, die die externen Effekte jeweils verursachen, zu fusionieren. Auf diese Weise sei es möglich, die externen Effekte zu internalisieren, da hier auch die anfänglich externen Effekte in das Unternehmenskalkül einbezogen würden.

Es soll an dieser Stelle nicht ausführlich gezeigt werden, daß dieser Vorschlag das Allokationsproblem nicht befriedigend lösen kann, da ein Allokationsmangel (Existenz externer Effekte) durch Einführung eines anderen Allokationsmangels (Konzentration der Unternehmungen) bekämpft wird. Es muß aber darauf hingewiesen werden, daß der Vorschlag einer Fusion gerade diejenigen externen Effekte, die im Rahmen der Umweltschutzpolitik angesprochen sind, nicht berührt. Wir hatten bereits darauf aufmerksam gemacht, daß sich die im Rahmen der Umweltschutzpolitik angesprochenen externen Effekte zum größten Teil dadurch auszeichnen, daß sie sich unmittelbar auf das Wohlfahrtsniveau der Haushalte auswirken. Diese Art von externen Effekten läßt sich jedoch über Fusionen von Unternehmungen nicht internalisieren.

In diesem Referat wollen wir uns im wesentlichen auf die Verteilungswirkungen politischer Maßnahmen beschränken. Aber auch im Hinblick auf die Einkommensverteilung ist die gleiche Skepsis angebracht, wie im Hinblick auf das Allokationsproblem. Zwar ist damit zu rechnen, daß über eine Fusion die mit den externen Produktions-Effekten verbundenen Verteilungswirkungen rückgängig gemacht werden können und daß insofern dem Verursachungsprinzip weitgehend entsprochen werden kann. Diese Verteilungswirkung wird jedoch dadurch wiederum kompensiert, daß diese Verteilungskorrektur durch eine weitere fusionsbedingte Umverteilung der Einkommen erkaufte wird. Es muß befürchtet werden, daß Fusionen zu einer Verschiebung der Einkommensverteilung zugunsten der Produzenten der jeweils fusionierten Unternehmungsbereiche und zuungunsten der Konsumenten dieser Güter führen wird, da die Unternehmungen aufgrund der Fusionierung an Marktmacht gewinnen und deshalb in der Regel Preiserhöhungen mit geringerem Widerstand als ohne Fusionierung durchsetzen können.

Entsprechend der modifizierten Grenzproduktivitätstheorie und der Monopolgradtheorie müßte die Monopolisierung auf dem Gütermarkt gleichzeitig auch zu einer Reduzierung des jeweiligen Anteils der

Arbeitnehmer an der Wertschöpfung führen. Die vorliegenden empirischen Untersuchungen konnten diese These nicht erhärten; ganz im Gegensatz hierzu konnte in empirischen Untersuchungen gezeigt werden, daß die Arbeitnehmer in den Wirtschaftszweigen mit hohem Konzentrationsgrad überdurchschnittlich hohe Lohnsteigerungen erzielen. Man kann diesen Tatbestand damit erklären, daß sich die Arbeitnehmer in hochkonzentrierten Wirtschaftszweigen auch besser organisieren lassen und daß sie in stärkerem Maße Arbeitskämpfe durchführen können. Die Arbeitnehmer sind somit aufgrund verstärkter Gewerkschaftsmacht in der Lage, ein Absinken des Lohnanteils an der Wertschöpfung zu verhindern und an den Monopolgewinnen zu partizipieren.

(3) Im Rahmen der öffentlichen Diskussion über Umweltschutzmaßnahmen werden in allererster Linie Auflagen an Produzenten diskutiert; soweit Umweltschutzmaßnahmen bereits durchgeführt sind, handelt es sich hierbei in der Regel ebenfalls um diese Art von Maßnahmen. Über Auflagen wird den Unternehmungen, in denen hohe Sozialkosten verursacht werden, verboten, Schadstoffe bestimmter Art und Konzentration in die Umwelt zu emittieren; im allgemeinen wird diesen Vorschriften dadurch Genüge getan, daß die Unternehmungen gewisse Investitionen durchführen (z. B. Filteranlagen errichten), aufgrund derer weniger Schadstoffe als bisher in die Umwelt emittiert werden.

Nun müssen wir uns darüber im klaren sein, daß Auflagen keinesfalls immer zu einer paretooptimalen Lösung führen, auch dann nicht, wenn die betr. Unternehmungen aufgrund der durchgeführten Maßnahmen keinerlei Schadstoffe mehr in die Umwelt emittieren würden. Wir haben nämlich davon auszugehen, daß die Produktion eines jeden Gutes positive wie negative Wohlfahrtseffekte nach sich zieht. Das gilt auch für die Güter, bei deren Produktion eine Umweltverschmutzung eintritt: der Konsum dieser Güter trägt zur *Vermehrung* der Wohlfahrt bei, die bei der Produktion entstehenden Schäden hingegen *mindern* die Wohlfahrt. Somit könnte nur aufgrund eines Vergleiches über die Gesamtheit der positiven wie negativen Wohlfahrtswirkungen darüber entschieden werden, ob eine bestimmte Produktionsalternative vorteilhafter ist als eine andere.

Das Problem der externen Effekte kann nun a priori auf recht unterschiedliche Weise gelöst werden. Verdeutlichen wir uns zunächst einmal die Vielzahl der Lösungsmöglichkeiten. a) Die Produktion der externe Effekte erzeugenden Güter kann in der bisherigen Weise aufrechterhalten werden, die von den externen Effekten negativ betroffenen Haushalte und Unternehmungen erhalten in Höhe des

eingetretenen Schadens eine Kompensationszahlung (Anwendung des Kaldor-Hicks-Kriteriums). b) Die Produktion des externe Effekte erzeugenden Gutes wird eingeschränkt, evtl. sogar eingestellt. c) Die Unternehmungen halten die Produktion des betr. Gutes aufrecht, sorgen jedoch durch zusätzliche Investitionen (Filteranlagen etc.) dafür, daß die Güterproduktion nicht mehr mit externen Effekten (Emission von Schadstoffen) verbunden ist. d) Langfristig können auch neue technische Verfahren entwickelt werden, aufgrund derer bei der Produktion der betr. Güter keine externen Effekte mehr entstehen. e) die unter c) erwähnten Zusatzinvestitionen können auch vom Staate bzw. vom Staate veranlaßten Zwangsverbänden durchgeführt werden.

Versucht nun der Staat, das Umweltschutzproblem über Auflagen zu lösen, so wird von vornherein die Alternative a) ausgeschlossen. Da a priori nicht gesagt werden kann, welche der genannten Alternativen per saldo die größte Wohlfahrt (bzw. die geringste Wohlfahrtsminderung) gewährt, ist es fraglich, ob Auflagen stets zu einer optimalen Lösung führen. Verteilungspolitisch von Bedeutung ist die weitere Tatsache, daß die Entscheidung zugunsten einer der verbleibenden Alternativen b), c) und d) der verursachenden Unternehmung vorbehalten bleibt; sie wird diejenige Alternative auswählen, die ihr die geringsten Kosten verursacht, ohne daß der Markt sicherstellen kann, daß diese Lösung auch für die sonst *betroffenen* Wirtschaftseinheiten die beste unter den möglichen Lösungen darstellt. Es ist deshalb zu befürchten, daß diese Lösung in der Regel zuungunsten der Betroffenen ausfällt und somit der Verteilungsnorm des Verursachungsprinzips widerspricht.

Das bedeutet nicht, daß in besonderen Situationen Auflagen nicht doch die zweckmäßigste Lösung darstellen können. Es gibt nämlich externe Effekte, die die *existentielle* Grundlage der Menschheit gefährden, das gilt insbesondere für die durch Umweltschäden ausgelösten Gesundheitsschädigungen. Hier ist der verursachte Schaden so groß, daß man a priori davon ausgehen kann, daß die realisierten positiven Wohlfahrtseffekte im Vergleich zum eingetretenen Schaden nicht ins Gewicht fallen. In diesen Fällen gewährleisten Auflagen auch paretooptimale Lösungen, da Alternative a) auf jeden Fall suboptimal ist. Gerade im Bereich der Umweltverschmutzung dürfte der Anteil dieser existentiellen Schäden besonders groß sein. In diesem Umstand dürfte somit eine gewisse Berechtigung dafür liegen, daß sich die Umweltschutzpolitik in erster Linie in praxi des Instruments der Auflagen bedient.

(4) Wir hatten bereits darauf hingewiesen, daß die mit den Auflagen bezweckten Zusatzinvestitionen (Filteranlagen) auch vom Staate selbst in Form von Infrastrukturinvestitionen durchgeführt werden können.

Es ist dies der Weg, der bisweilen bei der Bekämpfung der Wasserverschmutzung gewählt wurde. Es ist im wesentlichen eine Frage der Zweckmäßigkeit, ob notwendig gewordene Anlagen von den einzelnen Verursachern der Umweltverschmutzung oder für alle gemeinsam errichtet werden. Es ist durchaus möglich, daß eine für alle Verursacher gemeinsam errichtete Anlage die anstehenden Probleme sachgerechter und kostengünstiger löst.

Es ist völlig ungewiß, wie die hierbei entstehenden Kosten verteilt werden. Die notwendigen Infrastrukturinvestitionen können über allgemeine Steuermittel oder über Umlagen finanziert werden, wobei wir bei den Umlagen nochmals unterscheiden müssen, ob nur die Verursacher oder auch die Betroffenen an der Finanzierung beteiligt werden. Eine entsprechend der Verteilungsnorm des Verursacherprinzips gemäße Lösung wäre nur dort gegeben, wo die Gesamtheit der sozialen Kosten allein den Verursachern proportional der jeweiligen Höhe des von ihnen verursachten Schadens angelastet würden.

(5) Mit dem Stichwort „Steuermittel“ ist bereits ein weiterer Alternativvorschlag zur Lösung der Umweltschutzprobleme angesprochen. Dieser Vorschlag, das Problem der externen Effekte durch Einsatz steuerpolitischer Maßnahmen zu lösen, wurde insbesondere in der wirtschaftswissenschaftlichen Literatur diskutiert und geht auf die Vertreter der Neoklassik und der älteren Wohlfahrtstheorie zurück. Der zugrunde liegende Gedanke ist einfach. Den Verursachern sozialer Kosten werden in Höhe des sozialen Schadens Steuern auferlegt, so daß die den Unternehmungen entstehenden gesamten privatwirtschaftlichen Kosten einschließlich der Steuern nun wiederum der Höhe der gesamtwirtschaftlichen Kosten entsprechen. Damit sind die mit den externen Effekten verbundenen Fehlallokationen vermieden.

Die Kritik an diesen Plänen hat an zwei Punkten anzusetzen. Zunächst ist unklar, wie dieses Konzept realisiert werden soll. Bei den Sozialkosten handelt es sich bekanntlich um wirtschaftliche Größen, für die es keinen Markt gibt und für die deshalb auch kein Marktpreis ermittelt wird. Das bedeutet jedoch nichts anderes, als daß die Höhe der sozialen Schäden im allgemeinen nicht bekannt ist. Der Staat müßte somit bei einer Steuerlösung die Höhe der Steuern mehr oder weniger willkürlich festsetzen; es besteht die Gefahr, daß der Staat sich verschätzt und daß deshalb im Endergebnis die privatwirtschaftlichen Kosten wiederum von den gesamtwirtschaftlichen Kosten abweichen. Diese Kritik ist vor allem dort von Bedeutung, wo sich die sozialen Kosten als Nutzeneffekte bei Haushalten niederschlagen, da in diesem Falle in der Regel auch keine Hilfsgrößen (wie etwa Höhe der Kosten bei der Abwendung der Schäden) herangezogen werden

können. Hinzu kommt, daß der Gesamtschaden nicht immer eindeutig den einzelnen Verursachern zugerechnet werden kann.

Aber selbst dann, wenn diese Schwierigkeiten überwunden werden können, bleibt eine zweite Kritik bestehen. Dieser Lösungsvorschlag hilft allenfalls die verursachten Fehlallokationen vermeiden, er ist aber im allgemeinen nicht in der Lage, auch das Verteilungsproblem befriedigend zu lösen. Eine befriedigende Verteilungslösung wäre nur dann zu erwarten, wenn das gesamte Umweltsteuervolumen den betreffenden Wirtschaftseinheiten (und zwar proportional dem eingetretenen Schaden) zugeteilt werden würde. Mit dieser Möglichkeit kann im allgemeinen nicht gerechnet werden. Erstens werden die Regierungen in der Regel gar nicht willens sein, diesen Weg zu beschreiten; zweitens könnte dieser Weg auch gar nicht beschritten werden, da mangels Marktpreisen und mangels interpersoneller Nutzenvergleichbarkeit ungeklärt ist, welchen Schaden die einzelnen betroffenen Wirtschaftseinheiten haben.

Die tatsächlichen Verteilungswirkungen einer Steuerlösung sind sehr schwer abzuschätzen. Wir haben zwischen zwei Möglichkeiten zu unterscheiden: Der Staat kann in dem Maße, in dem das Steueraufkommen aufgrund der Erhebung von Umweltssteuern ansteigt, andere Steuersätze herabsetzen, um auf diese Weise das Steuergesamtaufkommen und die Staatsausgabensumme konstant zu halten; er kann aber zweitens auch die Staatsausgaben um den Betrag der zusätzlichen Steuereinnahmen heraufsetzen. Im erstgenannten Falle (Herabsetzung anderer Steuern) wäre zwischen den Fällen zu unterscheiden, in denen das Einkommenssteueraufkommen vermindert wird und den Fällen, in denen sich die Steuererminderungen auf die indirekten Steuern beziehen. Tritt die Steuerminderung bei den Einkommenssteuern auf, so kann aufgrund der Steuerprogression vermutet werden, daß insbesondere die Empfänger höheren Einkommens entlastet werden; bei einer Reduzierung der indirekten Steuern dürften hingegen eher die Empfänger niedrigeren Einkommens begünstigt werden. Bei einem Ansteigen der Staatsausgaben sind die zu erwartenden Verteilungswirkungen noch ungewisser; immerhin ist zu vermuten, daß eine Ausgabenausweitung bei dem heute zur Diskussion stehenden Kollektivgüterbedarf verstärkt den Empfängern niedrigeren Einkommens zugutekommt.

Im Hinblick auf die Verteilungswirkungen einer Steuerlösung kann also folgendes gesagt werden: a) Es ist unwahrscheinlich, daß die zu erwartenden Steuerentlastungen oder Verbesserungen im Kollektivgüterangebot den von den externen Effekten Betroffenen gerade in dem Ausmaße zugutekommen, wie die einzelnen von den sozialen Schäden betroffen werden. b) je nachdem, welche Alternative gewählt

wird, werden die sozialen Gruppen unterschiedlich entlastet; da wir jedoch im Teil A zu dem Ergebnis kamen, daß die Verteilungswirkungen sozialer Kosten in viel stärkerem Maße Veränderungen in der Struktur als in den Anteilen der Lohn- und Gewinneinkommen hervorrufen, kann auch bei gezieltem Einsatz der diskutierten Alternativen (Einkommenssteuersenkung, Umsatzsteuersenkung, Erhöhung des Kollektivgüterbedarfs) kaum eine befriedigende verteilungspolitische Lösung des Umweltschutzproblems gefunden werden.

(6) Da die mit den externen Effekten verbundenen negativen Wohlfahrtseffekte damit erklärt werden müssen, daß für Teile der volkswirtschaftlichen Kosten die Marktregelung ausfällt, liegt der Vorschlag nahe, durch Änderung der Rechtsordnung auch für die sozialen Kosten Märkte einzuführen bzw. zu simulieren. In der Tat wird vor allem in jüngster Zeit in der Wohlfahrtstheorie die Frage diskutiert, ob man nicht das Recht, Schadensstoffe zu emittieren, von der Zustimmung der Betroffenen abhängig machen könne und ob nicht dann auch diese Rechte wie jedes Gut in einer Marktwirtschaft auf einem Konkurrenzmarkt (z. B. auf einer Börse) gehandelt werden könnten.

Es kann kein Zweifel bestehen, daß eine solche Lösung, sofern sie realisiert werden könnte, sowohl in ordnungs-, allokatons- wie verteilungspolitischer Hinsicht eine allseitig befriedigende Lösung bringen würde. Denn bei diesem Verfahren würde jeglicher staatlicher Zwang entfallen, alle externen Effekte wären internalisiert, es könnten stets von den Betroffenen die Vor- und Nachteile einer externe Effekte erzeugenden Produktion abgewogen werden, und es wäre sichergestellt, daß die Betroffenen in Höhe der verbleibenden Kosten entschädigt würden.

Die Kritik an diesen Plänen bezieht sich deshalb auch in erster Linie auf die Frage ihrer Realisierbarkeit. In der Mehrzahl der Fälle, die im Rahmen der Umweltschutzpolitik diskutiert werden, gibt es eine *Vielzahl* von Verursachern und Betroffenen. Das bedeutet jedoch nichts anderes, als daß die Vermeidung der sozialen Kosten den Charakter eines Kollektivgutes erlangt. Wir wissen jedoch, daß der Marktprozeß bei Kollektivgütern zu keinem paretooptimalen Ergebnis führt. In den Fällen, in denen sich jedoch Verursacher und Betroffene auf wenige Wirtschaftseinheiten beschränken, liegen natürlich monopolistische bzw. oligopolistische Verhältnisse vor, die wiederum keine optimale Lösung garantieren. Der Anwendungsbereich einer Konkurrenz-Marktlösung dürfte somit denkbar gering sein.

(7) Schließlich wäre die Frage zu klären, wie sich eine Verhandlungslösung verteilungspolitisch auswirkt. Eine Verhandlungslösung wurde versucht, die die Nutzenniveaus der Haushalte unmittelbar berühren,

in jüngster Zeit vor allem in der amerikanischen Literatur (z. B. von Davis/Whinston u. a.) vorgeschlagen. Sieht man nämlich von der Simulierung von Märkten als kaum realisierbare Lösung ab, so dürfte unter der Vielzahl der diskutierten Lösungen die Verhandlungslösung in mehrfacher Hinsicht als überlegen erscheinen. So kann die Verhandlungslösung aus ordnungspolitischen Gründen angestrebt werden, da hier eine Lösung der Umweltproblematik auf freiwilliger Grundlage erreicht wird und da die Höhe des Umweltschadens von den Beteiligten selbst ermittelt wird. Im Hinblick auf die allokatonspolitischen Ziele könnte auf die Ergebnisse der Theorie des bilateralen Monopols hingewiesen werden. Danach ermöglicht ein bilaterales Monopol unter gewissen Voraussetzungen eine Allokation, die derjenigen bei vollständiger Konkurrenz entspricht. Schließlich läßt sich innerhalb eines bilateralen Monopols die Einkommensverteilung weitgehend von der Lösung des Allokationsproblems trennen.

Nun bedürfen diese Schlußfolgerungen einer mehrfachen Einschränkung. Die These, daß Verhandlungen zu dem gleichen Allokationsergebnis führen wie die vollständige Konkurrenz (so daß über eine Verhandlungslösung die negativen Wohlfahrtseffekte vermieden werden können) gilt erstens nur unter der Annahme, daß sich die Verhandlungspartner als Mengenanpasser verhalten oder sich einer schrittweisen Verhandlungsstrategie bedienen (man einigt sich jeweils auf die Lösungsvorschläge, die keinem Verhandlungspartner Nachteile bringen und tastet sich schrittweise zu einer paretooptimalen Lösung vor) oder daß sich schließlich der eine der Partner als Optionsfixierer verhält. Wenden hingegen die Verhandlungspartner monopolistische Verknappungsstrategien an, so weicht die Allokation ähnlich wie beim Angebotsmonopol sehr wohl von der Allokation bei Konkurrenz ab. Darüber hinaus setzen die allokatonspolitischen Schlußfolgerungen der Theorie des bilateralen Monopols voraus, daß die zu maximierenden einzelwirtschaftlichen Gewinn- bzw. Nutzenfunktionen homogenlinear verlaufen. Denn nur in diesem Falle verläuft die Tauschkurve parallel zur Preisachse, und nur in diesem Falle entspricht die Allokation beim bilateralen Monopol stets der bei vollständiger Konkurrenz. Diese Annahme mag für die Unternehmungen noch einigermaßen plausibel erscheinen, für Haushalte muß jedoch im allgemeinen unterstellt werden, daß der Grenznutzen mit zunehmendem Einkommen zurückgeht und daß deshalb die Tauschkurve keinen zur Preisachse parallelen Verlauf aufweist. In diesem Falle gelten die allokatonspolitischen Schlußfolgerungen nicht mehr. Da, wie bereits bemerkt, die Umweltschutzpolitik insbesondere diejenigen externen Effekte auszuräumen versucht, die die Nutzenniveaus der Haushalte unmittelbar berühren, können die Allokationsergebnisse der Theorie des bilateralen Monopols

auch nicht unbeschränkt auf die Umweltschutzprobleme angewandt werden. Schließlich kann die Existenz von Verhandlungskosten dazu führen, daß die Allokationsergebnisse beeinflußt werden oder Verhandlungen gänzlich unterbleiben.

In unserem Zusammenhang interessieren jedoch insbesondere die Verteilungsprobleme. Hier kommt die Theorie des bilateralen Monopols zu dem Ergebnis, daß die Marktstruktur das Verteilungsergebnis weitgehend unbestimmt läßt, so daß also bei Verhandlungen ohne weiteres keine befriedigende Verteilungslösung erwartet werden kann. Bei welcher Verteilung der sozialen Kosten sich die Verhandlungspartner schließlich einigen, hängt entscheidend davon ab, welche Anfangsbedingungen vor Aufnahme der Verhandlungen gegeben waren. In diesem Zusammenhang ist es von Bedeutung, daß die jeweilige gesetzliche Regelung ganz entscheidend die Anfangsbedingungen und damit auch die zu erwartende Verteilung beeinflußt. Wir wollen hierbei zwischen folgenden zwei gesetzlichen Regelungen unterscheiden. Der Gesetzgeber kann erstens die Aufnahme der Produktion soziale Kosten verursachenden Güter unbegrenzt erlauben, wir wollen hierbei kurz von genereller Produktionserlaubnis sprechen; der Gesetzgeber kann jedoch zweitens auch die Aufnahme der Produktion davon abhängig machen, ob die von der Produktion negativ Betroffenen dieser Produktionsaufnahme zugestimmt haben. Wir sprechen hier kurz von bedingter Produktionserlaubnis. De facto könnte der Gesetzgeber in der Regel einen Mittelweg zwischen diesen beiden Alternativen wählen. Solange die Belästigung der Mitmenschen eine bestimmte kritische Grenze der Zumutbarkeit nicht überschreitet, sind die sozialen Kosten verursachenden wirtschaftlichen Aktivitäten generell erlaubt, steigt das Ausmaß dieser Belästigung über diese kritische Grenze hinaus, so bedarf die wirtschaftliche Aktivität der Zustimmung der Betroffenen.

Fragen wir uns nun, inwiefern die unterschiedlichen gesetzlichen Regelungen Einfluß auf das Verteilungsergebnis der Verhandlungen haben. Bei einer generellen Produktionserlaubnis hat der Betroffene vor Beginn der Verhandlungen den gesamten Schaden der externen Effekte zu tragen; der Verursacher erzielt aufgrund der Produktion dieser Güter einen bestimmten Gewinn. Der Verhandlungsspielraum besteht bei dieser gesetzlichen Regelung darin, daß nur solche Lösungen in freien Verhandlungen möglich sind, bei denen sich keiner der Verhandlungspartner schlechter als ohne Verhandlungen stellt. Das bedeutet, daß der Betroffene dem Verursacher nur dann zu einer Einschränkung der Produktion bzw. zu Zusatzinvestitionen (die die Emission von Schadstoffen mindern) bewegen kann, wenn er dem Verursacher Zahlungen leistet, die die Kostensteigerungen beim Verursacher kompensieren. Der Betroffene ist jedoch zu solchen Kompensa-

tionszahlungen nur dann bereit, wenn der Nutzenentgang aufgrund der Kompensationszahlungen geringer ist als der Nutzenzuwachs aufgrund der verringerten Emission von Schadstoffen.

Ein ganz anderes Verteilungsergebnis ist zu erwarten, wenn der Gesetzgeber nur eine *bedingte* Produktionserlaubnis vorsieht. In diesem Falle ist die Ausgangslage vor der Aufnahme der Verhandlungen dadurch bestimmt, daß der potentielle Verursacher die Produktion noch gar nicht aufgenommen hat; der Verhandlungsspielraum beider Verhandlungspartner wird hier durch die Einkommenslage der Verhandlungspartner vor Aufnahme der fraglichen Produktion begrenzt. Der Betroffene kann in diesem Falle nur dann zur Zustimmung bewegt werden, wenn sich seine Einkommenslage und sein Nutzenniveau verbessern, das bedeutet jedoch, daß der potentielle Verursacher von sich aus Zahlungen an den potentiell Betroffenen leisten muß, um diesen zur Zustimmung zu bewegen. Der potentielle Verursacher wird maximal nur soviel Kompensationsgelder zu zahlen bereit sein, als der Nutzenzuwachs bei Aufnahme der Produktion größer ist als der Nutzenentgang aufgrund der Kompensationszahlungen. Da entsprechend der Verteilungsnorm des Verursacherprinzips der Verursacher für den von ihm verursachten Schaden aufkommen soll, kann verteilungspolitisch nur eine gesetzliche Lösung der *bedingten* Produktionserlaubnis befriedigen.

Neben der gesetzlichen Regelung wird die Ausgangssituation auch davon bestimmt, über welchen Informationsstand die Verhandlungspartner verfügen und ob jeweils nur ein Individuum oder mehrere Personen von dem Umweltschaden betroffen werden. Generell dürfte das Verhandlungsergebnis um so mehr zugunsten der Verursacher und zuungunsten der Betroffenen ausfallen, je größer der Informationsvorsprung der Verursacher ist. Wird eine größere Anzahl von Personen von den Umweltschäden betroffen, so erlangen die Verhandlungsergebnisse den Charakter eines Kollektivgutes, und gerade deshalb ist zu befürchten, daß hier Verhandlungen gar nicht zustandekommen. Die Wahrscheinlichkeit, daß Kollektivgüter freiwillig angeboten werden, ist um so geringer, je größer die Gruppe ist, die dieses Kollektivgut in Anspruch nimmt. Hier kann es erwünscht sein, daß der Staat gewisse Hilfestellungen gewährt, damit Verhandlungen überhaupt aufgenommen werden.

Literaturverzeichnis

- Abromeit, G.*, Volkswirtschaftliche Kosten, Berlin (Diss.) 1954.
- Altwater, E.*, Gesellschaftliche Produktion und ökonomische Rationalität, Frankfurt a. M. 1969.
- Andel, N.*, Some Notes on Equating Private and Social Costs: Comment, in: Southern Econ. Journ., 33/1966, S. 112.
- Baumol, W. J., Fabian, T.*, Decomposition, Pricing for Decentralization and External Economies, in: Management Science, 11/1964, S. 1 - 32.
- Bilimovic, A.*, Der Preis bei beiderseitigem Monopol, in: WWA, 57/1943, S. 312 bis 363.
- Buchanan, J. M., Stubbeline, W. C.*, Externality, in: Economica, 29/1962, S. 371 - 384.
- Coase, R. H.*, The Problem of Social Cost, in: Journ. of Law and Econ., 3/1960, S. 1 - 44.
- Davis, O. A., Whinston, A.*, Externalities, Welfare and the Theory of Games, in: Journ. of Pol. Econ. 70/1962, S. 241 - 262.
- Some Notes on Equating Private and Social Cost, in: Southern Econ. Journ., 32/1965, S. 113 - 126.
- Demsetz, H.*, The Exchange and Enforcement of Property Rights, in: Journ. of Law and Econ., 7/8, 1964/65, S. 11 - 26.
- Dittrich, E.*, Über den Begriff „social costs“, in: Informationen 6/1956, S. 473 bis 482.
- Dolbear, F. T.*, On the Theory of Optimum Externality, in: Am. Econ. Rev. 57/1967, S. 90 - 103.
- On the Theory of Optimum Externality: Reply, in: Am. Econ. Rev. 58/1968, S. 529 - 531.
- Ellis, H. S., Fellner, W.*, External Economies and Diseconomies, in: Am. Econ. Rev. 33/1943, S. 493 - 511, wiederabgedruckt in: G. J. Stigler, K. E. Boulding (Hrsg.) Readings in Price Theory, London 1953, 4. Nachdruck 1964, S. 242 bis 263.
- Evers, H.*, Ein Diskussionsbeitrag zur Frage der Social Costs, in: Raumforschung und Raumordnung, 15/1957, S. 157 - 164.
- Überlegungen zur quantitativen Ermittlung von Social Costs, in: Raumforschung und Raumordnung, 16/1958, S. 156 - 162.
- Foldes, L. A.*, Determinate Model of Bilateral Monopoly, in: Economica 122/1964, S. 117 - 131.
- Fritsch, B.*, Private und volkswirtschaftliche Kosten, in: Beckerath, E. v., Giersch, H., Lampert, H. (Hrsg.), Probleme der normativen Ökonomik und der wirtschaftspolitischen Beratung, Schrift d. V. f. S. P. NF. 29, Berlin 1963, S. 211 - 244.
- Goetz, Ch. J., Buchanan, J. M.*, External Diseconomies in Competitive Supply, in: Am. Econ. Rev. 61/1971, S. 883 - 890.
- Heimann, H.*, Auswirkungen der Luftverunreinigung auf die Gesundheit des Menschen, in: World Health Organization (Hrsg.): Die Verunreinigung der Luft, a.a.O., S. 152 - 216.
- Heinemann, K.*, Externe Effekte der Produktion und ihre Bedeutung für die Wirtschaftspolitik, Berlin 1966.

- Kade, G.*, Ökonomische und gesellschaftspolitische Aspekte des Umweltschutzes, in: Gewerkschaftliche Monatshefte, 22/5.1971, S. 257 - 269.
- Kapp, K. W.*, *The Social Costs of Private Enterprise*, Cambridge, Mass. 1950.
- Sozialkosten, in: Handwörterbuch der Sozialwissenschaften, 9. Band, Göttingen 1956, S. 524 - 527.
- Volkswirtschaftliche Kosten der Privatwirtschaft, deutsche Übersetzung des amerikanischen Originals: *The Social Costs of Private Enterprise*, Cambridge, Mass. 1950, von B. Fritsch, Tübingen, Zürich 1958.
- Karaschewski, W.*, Externe Effekte in statischer, dynamischer und räumlicher Sicht, Freiburg i. Br. (Diss.) 1967.
- Knappe, E.*, Möglichkeiten und Grenzen dezentraler Umweltschutzpolitik, Berlin 1974.
- Kneese, A. V., Ayres, R. U.*, Production, Consumption and Externalities, in: *Am. Econ. Rev.* 59/1969, S. 282 - 297.
- Köppe, J.*, Zum Begriff „social costs“, in: *Informationen*, 6/1956/2 S. 50 - 54.
- Lauschmann, E.*, Zur Frage der „social costs“, in: *Jb. f. Sozialwiss.*, 4/10/1959, S. 193 - 220.
- Grundlagen, Grenzen und Entwicklungsmöglichkeiten der Welfare Economics, in: Beckerath u. a.: *Probleme der normativen Ökonomik ...*, S. 99 - 128.
- Private und soziale Kosten, in: Beckerath u. a.: *Probleme der normativen Ökonomik ...*, S. 267 - 278.
- Link, B.*, Social Costs. Die Lösung des Problems der social costs als Ansatz einer Theorie der Wirtschaftspolitik, Bern 1969.
- Marshall, A.*, *Principles of Economics*, 1. Band, 9. Aufl. London 1962.
- Meade, J. E.*, External Economics and Diseconomies in a Competitive Situation, in: *Econ. Journal*, 62/1952, S. 54 - 67.
- Meyer, R. A. Jr.*, Externalities as Commodities, in: *Am. Econ. Rev.*, 61/1971, S. 736 - 740.
- Michalski, W.*, Grundlegung eines operationalen Konzepts der Social Costs, Tübingen 1965.
- Mishan, E. J.*, Welfare Criteria for External Effects, in: *Am. Econ. Rev.*, 51/1961, S. 594 - 613.
- Reflections on Recent Developments in the Concept of External Effects, in: *Can. Journ. of Econ. and Pol. Science*, 31/1965, S. 3 - 34.
- On the Theory of Optimum Externality: Comment, in: *Am. Econ. Rev.*, 58/1968, S. 523 - 527.
- The Postwar Literature on Externalities: An Interpretative Essay, in: *Journ. of Econ. Literature*, 9/1971, S. 1 - 28.
- Möbius, K.*, Das Umweltproblem aus wirtschaftlicher Sicht, Institut für Weltwirtschaft, Kiel 1971.
- Morgan, J. N.*, Bilateral Monopoly and the Competitive Output, in: *Quart. Journ. of Econ.*, 63/1949, S. 371 - 391.
- Müller, H. J.*, Diskussion zu: Private und soziale Kosten, in: Beckerath u. a.: *Probleme der normativen Ökonomik ...*, S. 558.
- Nowotny, E.*, *Wirtschaftspolitik und Umweltschutzpolitik*, Freiburg 1974 (Diese Arbeit ist mir erst nach Fertigstellung des Vortrages zugegangen).

- Oberhauser, A.*, Das Verursacherprinzip und seine Instrumente — Eine interdisziplinäre Untersuchung, hrsg. von M. Bullinger, A. Oberhauser, R. B. Schmidt und G. Rinke, Berlin 1974.
- Pauly, M. V.*, On the Theory of Optimum Externality: Comment, in: Am. Econ. Rev. 58/1968, S. 528 - 529.
- Pigou, A. C.*, The Economics of Welfare, 4. Aufl., London 1932, Wiederabdruck 1962.
- Richter, I.*, Die Wirtschaft der „unbezahlten“ Kosten, Zu neueren Veröffentlichungen über die „Sozialkosten“, in: Hamburger Jahrbuch für Wirtschafts- und Gesellschaftspolitik, 5. Jahr/1960, S. 217 - 228.
- Schlieper, U.*, Pareto-Optima, externe Effekte und die Theorie des Zweitbesten, Köln u. a. 1969.
- Schmoller, G.*, Grundriß der Allgemeinen Volkswirtschaftslehre, 2. Teil, 2. Auflage, München, Leipzig 1923.
- Schneider, E.*, Einführung in die Wirtschaftstheorie, 4. Teil, 1. Band, 2. Aufl., Tübingen 1965, 2. Teil, 12. Aufl., Tübingen 1969.
- Scitovsky, T.*, Two Concepts of External Economies, in: Journ. of Pol. Econ. 62/1954, S. 143 - 151.
- Siebert, H.*, Umweltökonomie: Ein Überblick, in: Beiträge zur angewandten Wirtschaftsforschung, 35/73, Institut für Volkswirtschaftslehre und Statistik der Universität Mannheim.
- Smith, A.*, Untersuchungen über die Natur und die Ursachen des Nationalreichtums, 3. Band, 2. Ausgabe, Breslau, Leipzig 1799.
- Steinhöfler, K. H.*, Gesellschaftsschädigungen und Wohlfahrtsökonomie, Berlin 1966.
- Turvey, R.*, On Divergences between Social Cost and Private Cost, in: Economica, 30/1963, S. 309 - 313.
- Wellisz, S.*, On External Diseconomies and the Government Assisted Invisible Hand, in: Economica 31/1964, S. 345 - 362.
- Werner, J.*, Zur Problematik der sozialen Kosten, in: WWA, 98/1967/I, S. 92 bis 116.
- Zur, E.*, Wesen und Art der „social costs“ unter besonderer Berücksichtigung der Verhältnisse in der Bundesrepublik Deutschland, Berlin (Diss.) 1961.
- Zwintz, R.*, Zum Problem der ökonomisch relevanten außermarktmäßigen Beziehungen, München, Wien 1970.

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 sind¹.

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.

¹ 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 Resultate²:

1. Der Schattenpreis der Emissionen λ_{S_i} eines Sektors i ist gegeben durch

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

und

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

² 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 entspricht³.

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

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

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

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

ergibt die folgenden Bedingungen:

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

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

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

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

$$\lambda_{S^r} = -\lambda_S$$

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

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

³ λ_S^R kennzeichnet den Preis der Ressource, $1/F_3'$ den marginalen Verbrauchskoeffizienten in der Schadstoffreduzierung.

In Schaubild 1 sind Grenzscha­den 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 Grenzscha­den (SS') gleich sind.

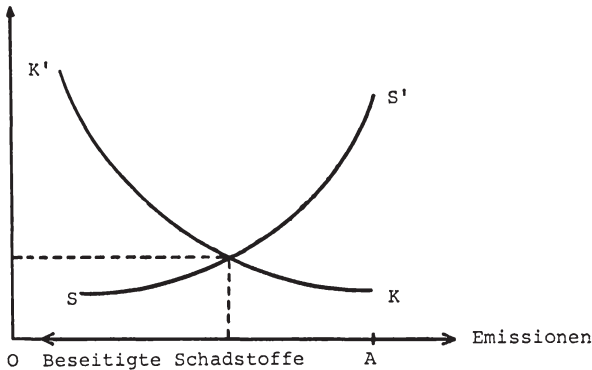


Schaubild 1

2. In Ergänzung zu dem Resultat von Pigou, nach dem sich für den Schattenpreis des Gutes i (λ_{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 Grenzsadens nach unten⁴.

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 Grenzsadens 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-

⁴ 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).

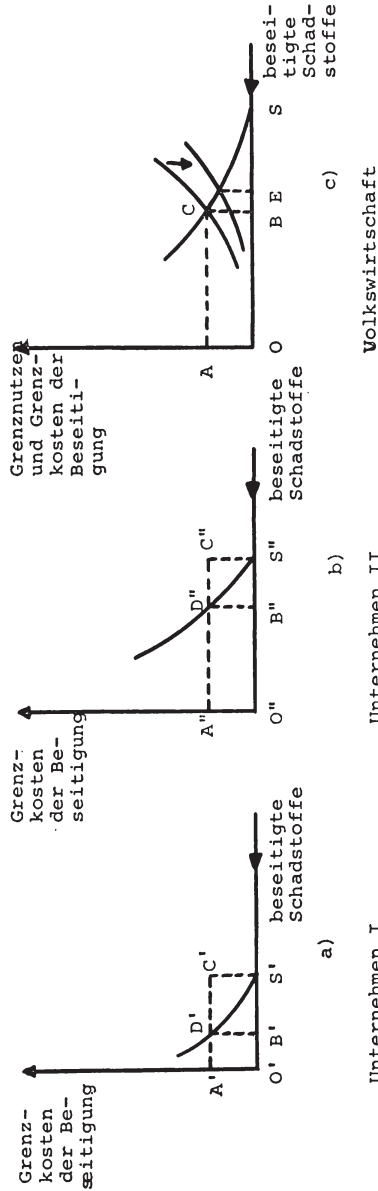


Schaubild 2

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 sind⁵. 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

⁵ 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 Norwegen⁶ 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 Steuer⁷ 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

⁶ OECD (1973 b), S. 23.

⁷ 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 Arbeit⁸. Wesentlich schwieriger wird die Erfassung der verhinderten Grenzschäden 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 werden⁹. 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 ist¹⁰. 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.

⁸ 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).

⁹ Vgl. z. B. *Siebert* (1973), Kap. 7.

¹⁰ 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.

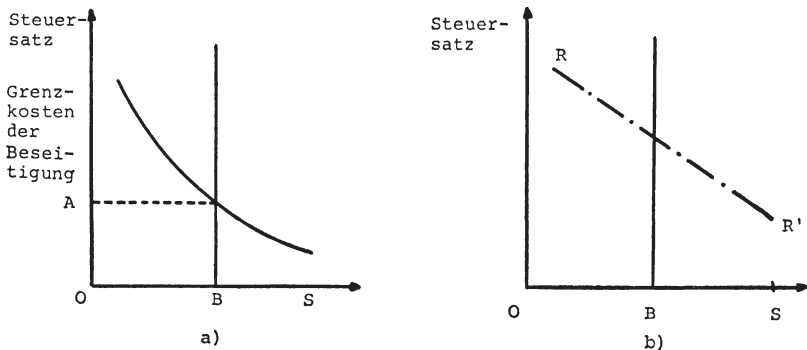


Schaubild 3

Das geringere Informationserfordernis des Standard-Preis-Ansatzes wird aber mit einem entscheidenden Nachteil erkauft. 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 Tarifhöhe so lange variiert wird, bis die Tarifhöhe *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 stabil¹¹ bleibt. In diesem Fall können Fehlallokationen in der Schadstoffbeseitigung auftreten. Die folgenden drei Fälle sind zu unterscheiden:

¹¹ 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)¹² 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;

¹² 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 Grenzscha­den, der von einer Immissionseinheit verursacht wird; der Grenzscha­den kann sich auch mit verstärktem Industrie­besatz erhöhen.
- d) die Menge der anfallenden Schadstoffe vermehrt sich mit zunehmender Produktionstätigkeit, und der Grenzscha­den 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 Merklichkeit 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.

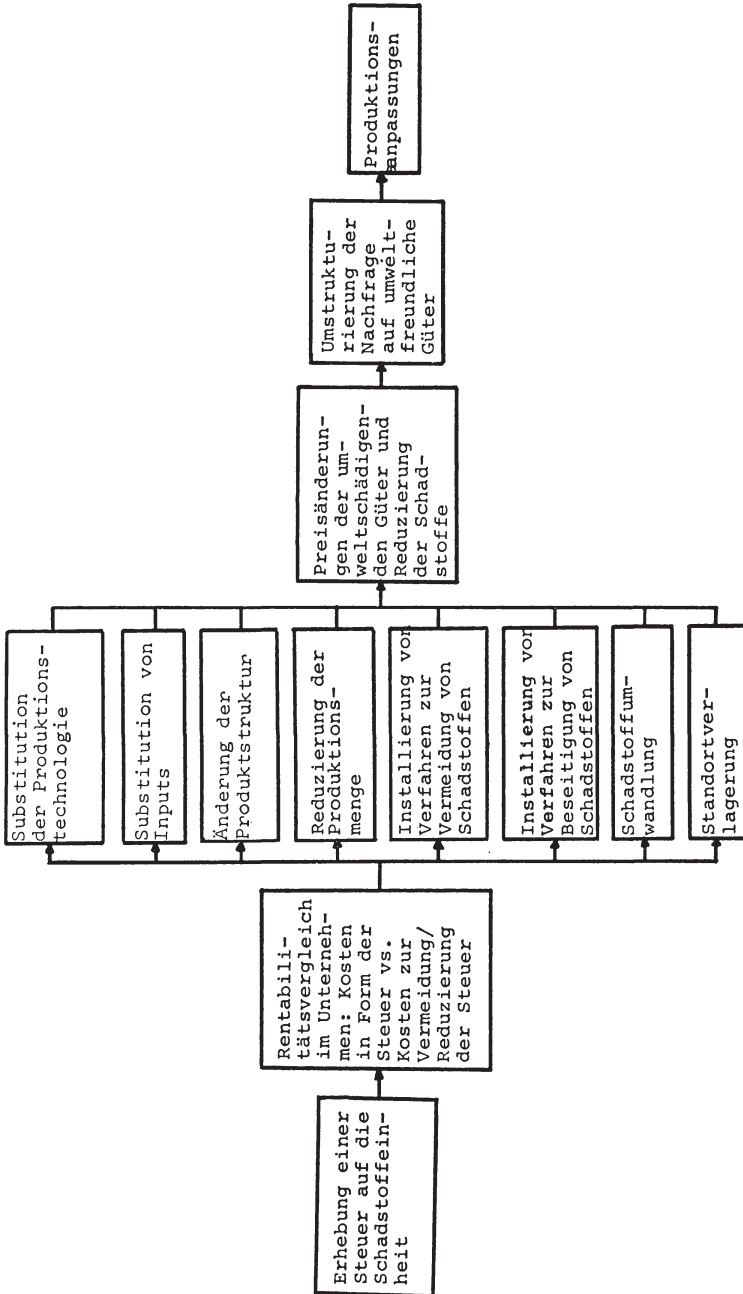


Schaubild 4

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 sich¹³

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

¹³ Die Maximierung von Gleichung ergibt folgende Bedingungen:

$$\begin{aligned} \lambda_1 &= Q_1 \frac{\partial \phi}{\partial Q_1} + \phi(Q_1) + \lambda_3 \frac{\partial H_1}{\partial Q_1} \\ \lambda_1 &= \frac{P_r}{\frac{\partial F_1}{\partial R_1}} \\ -\lambda_2 &= z \\ \lambda_4 &= \frac{P_r}{\frac{\partial F_3}{\partial R_3}} \\ \lambda_2 &= \lambda_3 \\ \lambda_2 &= \lambda_4 \end{aligned}$$

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).

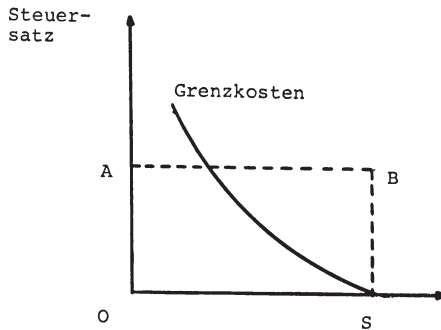


Schaubild 5

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 Merkhlichkeit die gewünschten Schadstoffbeseitigungsprozesse auf. Entscheidend für die Wirksamkeit einer

λ_1 ist der Schattenpreis des Gutes 1, λ_2 und λ_3 sind Schattenpreise für Schadstoffe, die erzeugt und an die Umwelt abgegeben werden, und λ_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.

Abgabenslösung 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 Wassergütewirtschaft 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 Durchführungszeit 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 Wassergütwirtschaft 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 zutrifft¹⁴.

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

¹⁴ 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 Abgabenslösungen sind im Bereich der Wassergüterwirtschaft vorhanden. Die Wassergenossenschaften des Ruhrgebietes haben vor allem durch die Arbeiten von Kneese und Bower¹⁵ und die durch sie stimulierte Diskussion internationale Aufmerksamkeit und Anerkennung gefunden¹⁶. Frankreich beschreitet mit seinen „Agence de Bassins“¹⁷ und die Niederlande¹⁸ mit den regionalen „Wasserkammern“ einen ähnlichen Weg. In den USA liegen Gesetze für Vermont und ein Entwurf für Michigan vor¹⁹. Für die Bundesrepublik ist auf die beschlossene Abwasserabgabe²⁰ hinzuweisen. Für den Fall der „Luftgüterwirtschaft“ liegen m. W. außer einer Besteuerung schwefelhaltigen Heizöls in Norwegen²¹ keine Abgabenregelungen vor²².

¹⁵ Kneese und Bower (1972).

¹⁶ Vgl. auch Klevorick und Kramer (1973).

¹⁷ Vgl. Honert (1973), OECD (1972 a, 1973 a).

¹⁸ Vgl. Honert (1973), OECD (1972 a, 1973 a).

¹⁹ Honert (1973), S. 43 f.

²⁰ Der Rat von Sachverständigen (1974 a).

²¹ OECD (1973 b).

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

4.1 Wassergenossenschaften des Ruhrgebietes

Die Wasserwirtschaftsverbände des Ruhrgebietes²³ (Ruhrverband, Emschergenossenschaft, Ruhrtalsperrenverein, Lippeverband, Wupperverband, Niersverband, Linksniederrheinische Entwässerungsgenossenschaft, Erftverband) sind Genossenschaften mit Zwangsmitgliedschaft der hauptsächlichlichen 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 Produkthanpassungen, 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 Stimmzahl 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

²³ 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 werden²⁴.

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 Wassergütwirtschaft 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 Verwaltungsträger²⁵.

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.

²⁴ Klevorick und Kramer (1973).

²⁵ 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 jedoch²⁶ wegen zu geringer Mercklichkeit 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

²⁶ OECD (1972 b), S. 24.

granted by the Agences de Bassin²⁷.” "... it is not the charge which is the incentive, but the subsidy which it serves to finance²⁸.”

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 Abgabenslösung bei bestimmten umweltpolitischen Problemen ihre Rolle haben werden.

²⁷ OECD (1972 b), S. 29, 30.

²⁸ Ebenda, S. 29.

Literaturverzeichnis

- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- Ruhraltsperrerverein, Ruhraltsperrengesetz und Satzung für den Ruhraltsperrerverein, Neudruck 1971.
- Ruhrverband, Veranlagung zum Ruhrverband, 1970.
- Ruhrreinigungsgesetz und Satzung für den Ruhrverband, Neudruck 1971.
- Ruhrverband und Ruhraltsperrerverein, Jahresbericht 1972.
- Ruhrverband und Ruhraltsperrerverein (Hrsg.), Aufgaben und Organisation des Ruhrverbandes und Ruhraltsperrervereins, 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).

Die Abwasserabgabe als Versuch einer Anwendung des Verursacherprinzips¹

Von *Karl-Heinrich Hansmeyer*, Köln

Vorbemerkung

Die Umweltpolitik hat sich national wie international eindeutig auf die Durchsetzung des sog. Verursacherprinzips festgelegt. Als „Fundamentalprinzip“ der Umweltpolitik von der marktwirtschaftlichen Theorie uneingeschränkt empfohlen und in die politische Programmatik nahezu aller Parteigruppierungen aufgenommen, weist das Verursacherprinzip bei seiner instrumentellen Umsetzung jedoch so vielfältige und schwerwiegende Probleme auf, daß es einer näheren Analyse bedarf. Die Schwierigkeiten einer Anwendung des Verursacherprinzips offenbaren sich gegenwärtig in der Bundesrepublik insbesondere bei der Verabschiedung eines Abwasserabgabengesetzes, das daher auch als Modellfall für eine Betrachtung der grundsätzlichen Anwendungsproblematik des Verursacherprinzips vor dem Hintergrund des hohen wirtschaftstheoretischen Anspruchs dienen soll. Dabei mußten einige für eine kritische Würdigung der verursachungsgerechten Umweltpolitik wichtige Aspekte bewußt vernachlässigt werden; so wurden Verursacherprinzip und Abwasserabgabe nur unter allokatorentheoretischen und -politischen Aspekten untersucht; die distributiven Effekte sind demgegenüber nicht behandelt.

A. Das Verursacherprinzip in der reinen Theorie des Umweltschutzes

I. Umweltverschmutzung als Erkenntnisobjekt der ökonomischen Theorie

Ausgehend von den Effizienzkriterien der neoklassischen Wohlfahrts-
theorie² gilt bekanntlich eine Faktorallokation dann als optimal, wenn
bei gleichen Grenzkosten bzw. Preisverhältnissen und ausgedrückt in

¹ Für viele Hilfe danke ich den Herren Dipl.-Kfm. Volker Hoffmann und Dr. Dieter Ewringmann. Die Kollegen im Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, insbesondere Günter Rincke und Klaus Scholder, haben zur politischen Urteilsbildung sehr beigetragen.

² s. zu den Grundlagen der Wohlfahrtsökonomik insbesondere: *H. Giersch*, Allgemeine Wirtschaftspolitik — Grundlagen —, Wiesbaden 1961, S. 97 ff.; *D. M. Winch*, Analytical Welfare Economics, Harmondsworth 1971.

marginalen Austauschraten die Faktorausstattung eines Wirtschaftssubjektes nur über die Schlechterstellung eines anderen Wirtschaftssubjektes verbessert werden kann; dies gilt jedoch wohlbemerkt nur, wenn sämtliche Interaktionen der Wirtschaftssubjekte über den Marktmechanismus bewertet werden. Eine gegebene Ausstattung der Wirtschaftssubjekte mit Gütern und Leistungen entfernt sich daher um so mehr vom Zustand einer pareto-optimalen Faktorallokation, je stärker die sich nicht im Marktpreis niederschlagenden Aktivitäten eines Wirtschaftssubjektes zu Veränderungen in den Produktions- bzw. Konsumfunktionen eines anderen Wirtschaftssubjektes führen. Derartige externe Effekte einzelwirtschaftlicher Produktion und Konsumtion treten grundsätzlich in der Form positiver (external economies) als auch negativer (external diseconomies) externer Effekte auf; wir haben uns jedoch im Bereich der Umweltpolitik daran gewöhnt, die Betrachtung auf die external diseconomies zu beschränken.

Unter Anwendung dieser Nomenklatur erklärt die ökonomische Theorie umweltbelastende Effekte ökonomischer Prozesse dadurch, daß die tatsächlichen Knappheitsverhältnisse von Umweltgütern oder Umweltnutzungen nicht über marktliche Bewertungen signalisiert werden, da die Umwelt immer noch — den überkommenen Vorstellungen entsprechend — als freies oder nahezu freies Gut behandelt wird. Die Nutzung der natürlichen Umweltpotentiale ist dann mit negativen externen Effekten verbunden, wenn aus ihr nicht geplante und gesellschaftlich insgesamt unerwünschte Einschränkungen privater Produktions- und Verbrauchsmöglichkeiten erwachsen. Damit wird zugleich deutlich, daß ökologische Alarmmeldungen über bedrohliche Umweltgefährdungen in wohlfahrtsökonomischer Sicht keineswegs bereits als Abweichungen vom Optimum optimorum gedeutet werden dürfen³; ein bestimmtes Maß an Umweltbelastungen kann durchaus als gewohnt akzeptiert werden und der individuellen und gesamtgesellschaftlichen Präferenzstruktur entsprechen. Aus der Wohlfahrtstheorie läßt sich daher die Forderung nach Wiederherstellung eines „natürlichen“ Umweltzustandes nicht ableiten, da selbst bei einer marktmäßigen Abgeltung der Umweltnutzungen eine beanspruchte Umwelt einen höheren gesamtgesellschaftlichen Nutzen widerspiegeln kann als eine durch Zielverzichte in anderen Bereichen garantierte „saubere“ Umwelt. Andererseits bedeutet das Fehlen eines marktmäßigen Internalisierungsmechanismus für Umweltgüter prinzipiell eine permanente Verletzung der Optimalbedingungen und damit auch eine zunehmende Entfernung vom Wohlfahrtsoptimum; daraus erwächst eine tenden-

³ s. a. B. Krüger: Externe Effekte der Produktion als Problem der Wirtschaftspolitik, in: Schriftenreihe des Sozialökonomischen Seminars der Universität Hamburg, Bd. 1, Frankfurt/M. 1975, S. 79.

zielle Instabilität des sozio-ökonomischen wie auch des ökologischen Systems; die nach dem ökonomischen Prinzip kalkulierenden Wirtschaftssubjekte beanspruchen das in individueller Sicht freie Gut Umwelt zunehmend stärker und rufen damit fortlaufende Qualitätsminderungen hervor. Der Marktmechanismus kann demnach aus sich heraus nur dort zu einer optimalen Allokation aller Ressourcen führen, wo geeignete und schnell wirksame Rückkopplungsprozesse bestehen. Das ist nur bei privatisierbaren Nutzungen der Umwelt der Fall, so daß in etwas anderer Argumentation eine wesentliche Ursache des Marktversagens im Umweltbereich in den weitgehend fehlenden Möglichkeiten zur privaten Aneignung des Gutes Umwelt zu suchen ist. Dadurch fehlen zugleich Motiv und Kriterien für monetär quantifizierbare marktliche Interaktionen der Wirtschaftssubjekte. Zur Herstellung einer Pareto-optimalen Faktorallokation werden daher korrigierende Eingriffe des nicht zwangsläufig den marktlichen Gesetzmäßigkeiten unterliegenden Sektors „Staat“ erforderlich — die Herstellung des Gutes „befriedigende Umwelt“ wird eine politische Aufgabe.

Führen wir diese Argumentation in dem Bereich der Finanzwissenschaft und genauer in dem der öffentlichen Güter fort, so lassen sich Umweltgüter den social goods zurechnen⁴. Sieht man einmal von abbaubaren Rohstoffen sowie regional begrenzten Abfalldeponien und Gewässern (Seen) ab, so ist allgemein die Nutzung des Umweltpotentials unteilbar, so daß diese nur im Wege einer joint consumption erfolgen kann. Auch das Ausschlußprinzip ist nicht durchsetzbar. Eine marktliche Verwertung dieser Güter scheidet somit aus, da sämtliche Wirtschaftssubjekte von der Bereitstellung der sauberen Umwelt profitieren können, ohne ihre tatsächlichen Präferenzen aufzudecken und Beiträge zu den Produktionskosten leisten zu müssen; die free-rider-Haltung bietet sich als rationales Verhalten geradezu an. Auch unter diesem Gesichtspunkt ist daher der Staat — dies sei im Gegensatz zum ‚Coase-Theorem‘⁵ ausdrücklich vermerkt — der eigentliche Produzent des Gutes Umweltqualität, sei es durch umweltpolitische Eingriffe in die Rahmenbedingungen oder in den Ablauf des marktwirtschaftlichen Prozesses.

⁴ s. zu der Theorie der öffentlichen Güter u. a. R. A. Musgrave: *The Theorie of Public Finance*, New York—Toronto—London 1959; Kneese hat für die öffentlichen Umweltgüter auch den Begriff der „common property resources“ geprägt, A. V. Kneese, R. U. Ayres, R. C. d’Arge, *Economics and the Environment: A Materials Balance Approach*, Baltimore 1970, S. 86 ff.

⁵ s. zu dem „Coase-Theorem“ insbesondere H. J. Schürmann: *Ökonomische Ansätze zu einer rationalen Umweltpolitik und wirtschaftliche Konsequenzen mit besonderer Berücksichtigung der Energiewirtschaft*, Diss. Köln 1973, S. 431 ff. und die dort angegebene Literatur, zu der Diskussion über das Coase-Theorem vgl. auch R. Windisch, *Coase-Paradigma versus Pigou-Paradigma: ...*, in: *Zeitschrift für Nationalökonomie* 35 (1975), S. 345 - 390.

Es wurde bereits betont, daß negative externe Effekte die Versorgung einzelner Wirtschaftssubjekte mit Gütern und Leistungen verschlechtern und dadurch „Kosten“ im allgemeinsten Sinne verursachen. Sollen nun Qualität, Struktur und Niveau einer ursprünglich vorhandenen individuellen Versorgungssituation beibehalten oder wiederhergestellt werden, so bedarf es eines zusätzlichen Mitteleinsatzes der Betroffenen oder der für die Versorgung mit öffentlichen Gütern zuständigen Instanzen. Ohne einen derartigen zusätzlichen Mitteleinsatz führen negative externe Effekte im Umfang der erlittenen Versorgungseinbußen unmittelbar zu partiellen individuellen Zielverzichten, die ihrerseits öffentliche Folgekosten beispielsweise in Form erhöhter Aufwendungen für das Gesundheitswesen nach sich ziehen können. Negative externe Effekte treten daher vornehmlich als Belastungen Dritter auf und schlagen sich bei ihnen zum Teil unmittelbar als pagatorische Kosten, zum Teil aber auch als individuelle und/oder als gesellschaftliche Zielverzichte nieder. Die privaten Kosten von Produktion bzw. Konsum stimmen mit den volkswirtschaftlichen bzw. gesellschaftlichen Kosten nicht überein: in Höhe der durch externe Effekte verursachten geringeren Zielerreichungsgrade treten soziale Zusatzkosten⁶ auf. Der hier zugrunde gelegte Kostenbegriff erfaßt nicht nur die unmittelbar anfallenden Geldkosten, er geht vielmehr von einer Identität von Kosten und Zielverzichten im weiteren Sinne aus. Kosten sind danach „das Ergebnis jeder Handlung, die irgend jemand zwingt, auf die sonst mögliche Realisierung eines oder mehrerer seiner Ziele — für ihn fühlbar — ganz oder teilweise zu verzichten“⁷.

Eine Politik, die durch ordnungs- und prozeßpolitische Eingriffe die Marktergebnisse korrigieren und durch die Schaffung marktähnlicher Internalisierungsmechanismen eine Pareto-optimale Allokation der Umweltpotentiale gewährleisten will, sieht sich vor diesem theoretischen Hintergrund vor allem der Aufgabe gegenüber, die sozialen Zusatzkosten bzw. die gesellschaftlichen Zielverzichte zu erfassen, zu bewerten und den Verursachern zuzurechnen. Bereits hier wird einsichtig, daß für eine Umweltpolitik, die sich an den Effizienzkriterien des wohlfahrtstheoretischen Ansatzes orientiert, ein Informationsbedarf entsteht, der auch nicht annähernd gedeckt werden kann. Die Politik wird daher bereits an dieser Stelle gezwungen sein, pragmatische Lösungen zu suchen.

⁶ s. hierzu *K.-H. Hansmeyer*: Volkswirtschaftliche Kosten des Umweltschutzes, in: H. Giersch (Hrsg.): *Das Umweltproblem in ökonomischer Sicht*, Veröffentlichungen des Instituts für Weltwirtschaft an der Universität Kiel, Tübingen 1974, S. 99 ff.

⁷ *G. Kirsch*: *Die Cost-Benefit-Analyse: Ein Katalog von Fragen*, in: *K.-H. Hansmeyer (Hrsg.), Das rationale Budget*, Köln 1971, S. 68.

Wie können derartige Lösungen aussehen? Zur Anlage instrumenteller Überlegungen greifen wir noch einmal die These auf, daß ein ungesteuerter Marktmechanismus bei free-rider-Positionen zu Fehlallokationen führt. Diese Argumentation kann verschärft werden: Ein nicht korrigiertes marktwirtschaftliches System weist eine zunehmende Tendenz zu Fehlallokationen auf, weil die nach dem Rationalprinzip handelnden Unternehmen in dem Ausmaß größere marktliche Erfolge erzielen, in dem es ihnen gelingt, private Kosten zu Lasten steigender sozialer Zusatzkosten abzubauen, mithin also Umweltressourcen zum „Nulltarif“ verstärkt einzusetzen. Ceteris paribus werden sich diesen Wirtschaftseinheiten über größere Gewinne auch steigende Selbstfinanzierungs- und damit Wachstumsmöglichkeiten bieten⁸. Zur Verhinderung einer übermäßigen Umweltbeanspruchung bieten sich der Umweltpolitik zwei Strategien an, die hinsichtlich ihrer Effizienz i. S. d. Wohlfahrtstheorie zu beurteilen sind⁹.

Zum einen könnte eine Verbesserung der Umweltqualität durch öffentliche Maßnahmen angestrebt werden, deren Finanzierung aus allgemeinen Deckungsmitteln über den öffentlichen Haushalt erfolgt; in diesem Falle ergibt sich eine Verteilung der auf diese Weise sichtbar werdenden sozialen Zusatzkosten nach den allgemeinen Steuerbelastungswirkungen. Eine derart gestaltete Umweltpolitik müßte jedoch mit ständig wachsenden öffentlichen Umweltschutzausgaben in Abhängigkeit vom umweltbeanspruchenden industriellen Wachstum rechnen, wobei eine im Vergleich zur Sozialproduktsentwicklung eher überproportionale Steigerungsrate der Umweltnutzungen und somit der staatlichen Umweltschutzanstrengungen unterstellt werden kann, da den Wirtschaftssubjekten nach wie vor umweltspezifische Knappheitsverhältnisse durch den Markt nicht signalisiert werden. Allenfalls reflektieren Umstrukturierungen innerhalb der Angebotspalette öffentlicher Güter und/oder Erhöhungen allgemeiner Steuern mittelbar die staatlichen Vorstellungen über eine angemessene Umweltbeanspruchung. Von einer solchen Strategie der Umweltpolitik kann daher schwerlich mehr erwartet werden als eine unter dem Gesichtspunkt optimaler Allokation unzureichende Begrenzung politisch und gesellschaftlich unerwünschter Umweltschädigungen.

Dieser dem sog. „Gemeinlastprinzip“ zuzuordnenden Variante einer Umweltpolitik steht eine dem Verursacherprinzip folgende Internalisierungsstrategie gegenüber, die zu einer umweltfreundlichen Steuerung

⁸ Vgl. hierzu auch *J. Kumm*: Wirtschaftswachstum-Umweltschutz-Lebensqualität, Stuttgart 1975, S. 21 f.

⁹ s. zu den folgenden Ausführungen insbesondere Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Umweltgutachten 1974, Stuttgart/Mainz 1974, S. 10 f. und S. 155 ff.; im weiteren als Umweltgutachten 1974 zitiert.

privater Verhaltensweisen insbesondere ordnungspolitische Instrumente einsetzt. Auf diese Weise lastet sie den Verschmutzern die gesamten sozialen Zusatzkosten ihrer umweltspezifischen Aktivitäten in Abhängigkeit vom jeweiligen individuellen Beitrag zur Kostenentstehung an, um so das weitere Auftreten negativer externer Effekte zu verhindern. Diese Strategie ist jedoch nur dann im paretianischen Sinne effizient, wenn sämtliche sozialen Zusatzkosten erfaßt und den umweltbelastenden Aktivitäten verursachungsgerecht zugerechnet werden können. Die sich daraus ergebenden Informationsprobleme erfahren in der Modellbetrachtung meist eine „Scheinlösung“ über zusätzliche Prämissen, beispielsweise über konjekturale Schadensfunktionen¹⁰.

Hier zeigt sich deutlich die Grenze der unmittelbaren Anwendung der reinen Theorie der Umweltpolitik. Dennoch ermöglicht der Effizienzgedanke der Wohlfahrtstheorie eine auch politisch vertretbare Beweisführung zugunsten der prinzipiellen Überlegenheit einer an den marktwirtschaftlichen Gesetzmäßigkeiten bzw. an den Prinzipien einzelwirtschaftlicher Allokationsentscheidungen orientierten Umweltpolitik. Eine schrittweise Auflösung der Modellprämissen verdeutlicht allerdings die zunehmende Komplexität der gesamtwirtschaftlichen bzw. -gesellschaftlichen Wirkungsinterdependenzen umweltwirksamer ökonomischer Aktivitäten. Als zentrale Probleme einer der wohlfahrtstheoretischen Grundforderung entsprechenden verursachungsorientierten Umweltpolitik erweisen sich hier insbesondere die mit der Kostendefinition deutlich gewordenen Quantifizierungsschwierigkeiten, die exakt verursachungsgerechte Zurechnung sozialer Zusatzkosten, also vor allem die Entwicklung von Schadensfunktionen, sowie die mit dem öffentlichen-Guts-Charakter des Umweltnutzungspotentials verbundene Problematik der Herbeiführung von Abstimmungsprozessen über das gesellschaftlich erwünschte Ausmaß an Umweltqualität. Nach dem gegenwärtigen Stande wissenschaftlicher Erkenntnisse dürften allenfalls partielle Lösungen dieser informationellen Probleme zu erwarten sein, und dies vornehmlich dort, wo ohnehin der Schritt zur privaten Nutzung sauberer Umwelt klein ist, bzw. wo die Informations- und Konsenskosten überschaubar und beherrschbar bleiben. Damit wird klar, daß Umweltpolitik, soweit sie verursachungsorientiert betrieben wird, lediglich Näherungslösungen bieten kann; diese können nicht nach ihrer Entfernung von einem Optimalpunkt, vielmehr lediglich in Form von Tendenzaussagen in Anlehnung an im Einzelfall abzuleitende Effizienzkriterien beurteilt werden.

¹⁰ s. zu ökonomischen Versuchen einer Ermittlung von Schadensfunktionen B. Krüger, *Externe Effekte ...*, a.a.O., S. 144 ff.

II. Die Konzeption des Verursacherprinzips im einzelnen

Greift man zur Verdeutlichung der damit notwendig werdenden Näherungslösungen noch einmal auf den wohlfahrtstheoretischen Erklärungsansatz zurück, so wurde bereits allgemein festgestellt, daß aus einer theoretisch exakt verursachungsorientierten Umweltpolitik die Forderung nach totaler Anlastung sozialer Zusatzkosten auf die im ökologisch-ökonomischen Sinne verantwortlichen Aktivitäten folgen muß; diese Grundsatzforderung entspricht dem Verursacherprinzip in idealtypischer Form. Legt man die Kostenkonzeption des CEQ¹¹ zugrunde, so verbindet sich mit der Entscheidung für *das* Verursacherprinzip zugleich die Forderung nach Zurechnung auch sämtlicher „Schadenskosten“ und „Ausweichkosten“. Unter den Begriff des so verstandenen Verursacherprinzips läßt sich daher zunächst nur eine Politik fassen, die sämtliche bereits angeführten methodischen Probleme und zusätzlich auch die Erfassung, Zurechnung und Bewertung aller Langfristwirkungen der Umweltbeanspruchungen gelöst und in Politik umgesetzt hätte. Die mit diesem Anspruch angesichts des derzeitigen Wissensstandes verbundene Überforderung politischer Instanzen zwingt jedoch bei der Notwendigkeit und Dringlichkeit umweltpolitischer Maßnahmen dazu, das hohe Anspruchsniveau der strengen Version des Verursacherprinzips zu reduzieren und eine politisch praktikable, dem jeweiligen Informationsstand angepaßte Interpretation des Verursacherprinzips vorzunehmen. Geht man dazu von dem allgemeinen, einer verursachungsorientierten Umweltpolitik zugrunde liegenden Ziel aus, negative externe Effekte mit Hilfe geeigneter Knappheitssignale zu vermeiden, so läßt sich das Verursacherprinzip in Unkenntnis der effektiven Schadenskosten näherungsweise auch dadurch realisieren, daß als Ansatzpunkt der Umweltpolitik die Vermeidungskosten¹² der verursachenden Wirtschaftssubjekte herangezogen werden; damit wird für Umweltnutzungen ein Preis gesetzt, der den Kosten für einen Verzicht auf diese Nutzungen entspricht. Ebenfalls mit dem o. g. Ziel vereinbar ist eine Begrenzung des Angebots an Umweltnutzungsmöglichkeiten in Form von Emissionsstandards, Verboten und begrenzten Lizenzierungen sowie Kontingentierungen, über die letzten Endes den Verursachern auch Vermeidungskosten angelastet werden können. Beiden Typen (Preise oder Ge- und Verbote) verursachungsorientierter Umweltstrategien ist gemeinsam, daß sie mehr oder weniger ausgeprägt staatliche Rahmenseetzungen zur Imitation marktwirtschaftlicher Allokationsmechanismen darstellen, jedoch wegen der Beschränkung des Kostenkonzepts nicht zwangsläufig zu einer vollständigen Inter-

¹¹ The Fourth Annual Report of the Council on Environmental Quality, U. S. Government Printing Office, Washington 1973, Ch. 3, S. 74 ff.

¹² Vgl. ebenda, S. 84 ff.

nalisation der sozialen Zusatzkosten führen. Letzteres deutet darauf hin, daß Umweltpolitik nach einem durch die Orientierung an den Vermeidungskosten definierten Verursacherprinzip in dem Maße die Notwendigkeit zur Anwendung des Gemeinlastprinzips einschließt, in dem durch die Internalisierung der individuellen Vermeidungskosten nicht die gesamten sozialen Zusatzkosten erfaßt werden und damit beispielsweise dynamische Probleme der Schadensentstehung¹³ ungelöst bleiben. Unter Berücksichtigung dieser Einschränkungen sollen mit dem Verursacherprinzip im engeren und praktikablen Sinne solche Maßnahmen des Umweltschutzes vereinbar sein, die in Anlehnung an marktwirtschaftliche Grundprinzipien eine Privatisierung des Gutes Umwelt insoweit anstreben, als umweltgefährdende ökonomische Aktivitäten mit Hilfe administrativ ausgelöster Knappheitssignale beeinflußt werden. Diese handhabbare Auslegung des Verursacherprinzips erlaubt zwar Hinweise auf die Notwendigkeit einer bestimmten umweltpolitischen Generalstrategie, aus ihr kann jedoch keine konkrete Schlußfolgerung über die im Einzelfall zu beachtende instrumentelle Feinabstimmung abgeleitet werden. Es kommt hinzu, daß der öffentliche-Guts-Charakter der Umwelt als Nutzungspotential die Aufstellung einer Funktion des marginalen Nutzens für alternative Reinheitsgrade der Umwelt verhindert (auf die grundsätzliche Problematik der Aufstellung und Aggregation intersubjektiv vergleichbarer Nutzenfunktionen soll hier nicht eingegangen werden). Folglich wird die Fixierung von Umweltqualitätszielen Aufgabe der umweltpolitischen Entscheidungsträger¹⁴, die sich vornehmlich an den marginalen Beseitigungs- bzw. Vermeidungskosten umweltentlastender Maßnahmen der Privaten orientieren. Umweltpolitik ist insofern ein gutes Beispiel für Entscheidungen unter Unsicherheit.

Trotz dieser Schwierigkeiten ist das Verursacherprinzip jedoch noch nicht konturenlos geworden; eine Umweltpolitik kann vielmehr nur dann im Sinne eines noch so weit interpretierten Verursacherprinzips als rational bezeichnet werden, wenn folgende qualitative Forderungen erfüllt werden:

(1) Vor der Formulierung bestimmter Umweltqualitätsziele sollten zumindest in Ansätzen Abhängigkeiten zwischen Schadstoffemissionen und -immissionen sowie zwischen Immissionen und Gefährdungen in-

¹³ s. hierzu auch *H. Jürgensen* und *K.-P. Jaeschke*, Operationale Verfahren zur Anwendung des Social-Costs-Prinzips im Umweltschutz, Gutachten erstellt dem Bundesminister des Innern, Hamburg 1971, S. 28.

¹⁴ Siehe zu der besonderen Problematik der Bestimmung von Umweltqualitätszielen im Rahmen dynamischer Prozesse wachsender ökologischer Instabilität *D. Pearce*, *The Limits of Cost-Benefit Analysis as a Guide to Environmental Policy*, in: *KYKLOS*, Vol. 29, 1976, Fasc. 1, S. 97 ff.

dividueller sowie gesellschaftlicher Wohlfahrt ermittelt werden können. Diese Forderung wird sowohl unter dem Gesichtspunkt erhoben, durch Anbindung der umweltpolitischen Ziele an das gesamtgesellschaftliche Zielspektrum ein Eigenleben dieser Politik mit der Gefahr ihrer Entartung zum ökologischen Selbstzweck zu verhindern, als auch über sachliche, nachprüfbare Begründungen umweltpolitischer Entscheidungen die politische Durchsetzungsfähigkeit der erforderlichen Maßnahmen gegenüber den Betroffenen bzw. den Verursachern zu erhöhen.

(2) Es ist zu fordern, daß den umweltpolitischen Entscheidungen Informationen über die Kosten der Vermeidung bzw. Beseitigung, also der Kosten des Umweltschutzes, zugrunde liegen. Dies ist für die individuellen Kosten, soweit sie pagatorischer Art sind, grundsätzlich mit einiger Exaktheit möglich; bei der Ermittlung gesamtwirtschaftlicher Auswirkungen der einzelwirtschaftlichen Kostenanlastungen stellen sich die bereits bekannten Quantifizierungsprobleme. Dennoch gebietet die aus dem Verursacherprinzip zu fordernde Rationalität bzw. Ausgewogenheit der Entscheidungen eine Erfassung auch dieser Größen, zumindest in groben Umrissen. Insbesondere sollte hier Gewicht auf die Ermittlung der Netto-Effekte, also auch auf Einbeziehung der positiven (ökonomischen) Effekte individueller Kostenanlastungen und -entlastungen gelegt werden. Kosten-Nutzen-Analysen könnten hier zumindest als Frageschema hilfreich sein. Erst nach dieser Überprüfung dürfte zumindest näherungsweise verhindert werden können, daß aus der Unsicherheit über die Wirkungen konkreter umweltpolitischer Entscheidungen die Gefahr umweltpolitischer Unter- oder Übersteuerungen erwächst.

(3) Die Erfüllung der informationellen Anforderungen an eine verursacherorientierte Umweltpolitik kann nicht losgelöst von den Problemen gesehen werden, die mit der instrumentellen Auswahl verbunden sind. So ist es durchaus denkbar, daß ein an sich rational begründbares Umweltqualitätsziel¹⁵ mit alternativen Instrumenten und instrumentell bedingten Wirkungsunterschieden zu unterschiedlich hohen Kosten realisiert wird. Daher muß zur Beurteilung umweltpolitischer Maßnahmen auch die Frage gestellt werden, ob bei der Instrumentenwahl und -gestaltung das Rationalprinzip im Umgang mit relativ knappen Ressourcen beachtet wurde. Da im Bereich der Umweltpolitik in der Regel Qualitätsziele politisch vorgegeben werden, d. h. sich vorwiegend die Aufgabe der Kostenminimierung stellt, sind besonders diejenigen Maßnahmen der Umweltpolitik im Sinne des

¹⁵ Als rational begründbar soll hier ein Umweltqualitätsziel bezeichnet werden, das den unter (1) und (2) genannten qualitativen Anforderungen Rechnung trägt.

Rationalprinzips entsorgungswirtschaftlich effizient, die zur kostenminimalen Realisierung dieser Umweltqualitätsziele führen; hierbei werden folgende Kostenarten von besonderer Bedeutung sein:

- (a) Politisch-administrative Kosten
 - (aa) Informationskosten
 - (ab) Kontrollkosten
 - (ac) Kosten des reinen Verwaltungshandelns
- (b) Wirkungsbedingte Kosten
 - (ba) pagatorische Kosten des Verursachers
 - (bb) soziale Zusatzkosten der Vermeidung bzw. Beseitigung.

Damit steht im Rahmen des Verursacherprinzips direkt der instrumentelle Aspekt zur Diskussion, genauer der Effizienzvergleich einer Abgabe mit einer Auflage, dem neben der Abgabe politisch wohl wichtigsten Instrument. Diese Beschränkung der Betrachtung dürfte zulässig sein, da die Einrichtung eines Handels mit Verschmutzungslizenzen auch im Sinne der politischen Durchsetzbarkeit kaum praktikabel erscheint und zudem keine grundsätzlichen Wirkungsunterschiede im Vergleich mit einer Abgabenerlösung bestehen. Bargaining-Lösungen nach dem Coase-Theorem sind kaum als spezifisch umweltpolitische Instrumente anzusehen und hinsichtlich der Prämissen wohl irrelevant (Informationskostenproblem)¹⁶.

Ausgehend von den genannten allgemeinen Kriterien ist zunächst festzustellen, daß der Anwendung beider Instrumente die politische Festlegung eines rational begründbaren Umweltqualitätszieles vorausgehen hat, so daß insoweit keine Unterschiede bestehen. Bereits bei Informations- und Kontrollkosten können sich jedoch Differenzen ergeben, obwohl die Wirksamkeit der Abgabe wie auch der Auflage von der Möglichkeit einer Identifikation und Gewichtung verursachender Aktivitäten in Verbots- oder Gebotskatalogen bzw. in Bemessungsgrundlagen und Abgabesätzen abhängt. Dabei wird sich jedoch eine Abgabe in der Regel an Emissionswerten orientieren können und daher relativ wenige Meßwerte benötigen, während Auflagen stärker in das innerbetriebliche Geschehen eingreifen und entsprechend mehr Daten erfordern. In beiden Fällen sind Kontrollen der umweltbelastenden Aktivitäten hinsichtlich der Einhaltung von Normen nötig. In der Gruppe der politisch-administrativen Kosten weisen lediglich ggf. zusätzliche Kosten der Verwaltung des Abgabenaufkommens auf einen kleinen Kostenvorteil der Auflagenlösung hin.

¹⁶ Vgl. hierzu Umweltgutachten 1974, S. 157 ff.

Nehmen wir nun die im Thema vorgegebene Konkretisierung auf die Abwasserabgabe vor¹⁷, so treten Gemeinden und Unternehmen als Verursacher¹⁸ von Umweltgefährdungen auf. Es wird weiter unterstellt, daß Abgabepflicht und Auflage aus Gründen der Vermeidung von Ausweichreaktionen nicht an bestimmte Verfahrenstechnologien oder input-Bestandteile anknüpfen, vielmehr direkt bei Umfang und Struktur der Schadstoffemissionen ansetzen. Lassen sich nun, und dies gilt generell für den Abwasserbereich, differierende Grenzkostenverläufe unterschiedlicher Reinigungstechnologien und Anlagegrößen feststellen, so führt eine Abwasserabgabe prinzipiell zu einer volkswirtschaftlich kostengünstigeren Realisierung eines vorgegebenen Qualitätszieles¹⁹. Dies ist darin begründet, daß eine Abgabe Anreizwirkungen zu weitergehenden Reinigungsleistungen bei denjenigen Einleitern hervorruft, die zu relativ niedrigen spezifischen Kosten Reinigungsmaßnahmen durchführen können; kleineren Einleitern mit entsprechend hohen spezifischen Vermeidungs- und Beseitigungskosten bleibt es dagegen in der Regel freigestellt, zu reinigen oder die Abgabe zu zahlen. Im Falle einer Auflage werden demgegenüber auch diesen Einleitern Reinigungsmaßnahmen aufgezwungen, während sich für die größeren Einleiter keine incentives zu Reinigungsmaßnahmen über die Emissionsnorm hinaus ergeben, wobei praktisch unterstellt werden kann, daß Reinigungsziele primär mit Rücksicht auf Großeinleiter festgesetzt werden. Eine theoretisch mögliche Differenzierung der Auflage in Anlehnung an die individuellen Vermeidungs- und Beseitigungskosten scheitert an dem Gebot der Gleichbehandlung gleicher Sachverhalte. Daher kann der entscheidende Vorteil einer Abgabenslösung zusammenfassend in der kostenoptimalen Strukturierung der Reinigungsaktivitäten gesehen werden²⁰. Dies ist letztlich eine Folge des den

¹⁷ Vgl. zu den folgenden Ausführungen Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Die Abwasserabgabe, 2. Sondergutachten, Stuttgart und Mainz 1974, S. 10 ff.

¹⁸ Die Auswahl der Stelle in der Verursacherkette, an welcher die Internalisierung der Kosten vorzunehmen sein wird, „sollte jeweils von der Überlegung abhängig gemacht werden, welche Maßnahmen dem Schutz einer möglichst hohen Umweltqualität dienen und welche Stelle in der Verursacherkette für die wirtschaftlich und verwaltungstechnisch beste Lösung geeignet erscheint; ...“ Papier des Ständigen Abteilungsleiterausschusses der Bundesressorts für Umweltfragen v. 10. 1. 1973, Das Verursacherprinzip . . . , TZ 5.

¹⁹ s. hierzu insbesondere den in diesem Band veröffentlichten Beitrag von G. Rincke, Die Abwasserabgabe als mögliches Optimierungsinstrument aus der Sicht der Wassergüterwirtschaft.

²⁰ Vgl. u. a. D. Cansier, Ökonomische Grundprobleme der Umweltpolitik, in: Beiträge zur Umweltgestaltung, H. A 43, Berlin, Bielefeld, München 1975, S. 90; E. Nowotny, Wirtschaftspolitik und Umweltschutz, in: Beiträge zur Wirtschaftspolitik, Bd. 22, Freiburg 1974, S. 201 ff.

marktlichen Grundprinzipien eher entsprechenden Charakters der Abgabe, die eine Verhaltenssteuerung über „pretiale Lenkung“ vornimmt und damit den wirtschaftenden Einheiten einen größeren dispositiven Spielraum einräumt.

Diese Aussagen über die grundsätzliche Überlegenheit der Abgabensatzung werden durch die Erfahrungen der Praxis erhärtet; die bisher angewandte Auflagenlösung hat die Beweislast der Lösungsmöglichkeit reinigungstechnischer Probleme meist den Behörden zugeschoben. Bevor eine Auflage ‚greift‘, vergehen in der Regel viele Jahre mühseliger Durchsetzungskämpfe. Eine Abgabe kehrt dies automatisch um: die Zahlungspflicht beginnt und es bleibt dem Einleiter überlassen, wie schnell er sich ihr durch Vermeidungs- oder Beseitigungsmaßnahmen entzieht. Allerdings kann der Vorteil eines größeren individuellen Freiheitsrahmens bei zu niedriger Bemessung der Abgabensätze in die Gefahr zu geringer Entsorgungsaktivitäten seitens der Abgabepflichtigen und/oder allzu geringer Merklichkeit der Abgabe im Rahmen der marktlichen Interaktionen der Wirtschaftssubjekte und damit zu geringer entsorgungswirtschaftlicher Effizienz umschlagen. Unter Beachtung des Informationsdefizits politischer Entscheidungsträger erscheint daher in jedem Falle die *Flankierung* durch Minimalstandards empfehlenswert. Dabei bleibt allerdings zu beachten, daß die Überlegenheit einer Abgabe hinsichtlich ihrer Effizienz nur dann zur Geltung kommt, wenn dieses Instrument im Rahmen der umweltpolitischen Aktivitäten dominiert²¹.

Ist grundsätzlich die Entscheidung für eine Abgabe gefallen, so sind weitere Schritte zur Effizienzsteigerung möglich. Die Zielsetzung der Abgabe ergibt sich aus dem politisch fixierten Umweltqualitätsziel; mit Hilfe der Abgabe sollen Anreize auf die Schadstoffeinleiter ausgehen, Reinigungsmaßnahmen durchzuführen, wie auch die Struktur der relativen Preise über mittelbare und unmittelbare monetäre Belastungswirkungen der Abgabenerhebung dahingehend verändert werden soll, daß eine wirtschaftliche Verwendung der knappen Umweltressourcen erfolgt. Dies setzt zunächst voraus, daß sich unter die Formulierungen der abgabepflichtigen Tatbestände sämtliche für das Umweltqualitätsziel bedeutsamen Aktivitäten bzw. Emissionen fassen lassen, und daß die Höhe der Abgabensätze ausreicht, den gewünschten Entsorgungserfolg herbeizuführen. Bestehen nun regional unterschiedliche Assimilationskapazitäten des betreffenden Umweltbereichs, so bietet sich im Interesse einer Minimierung der volkswirtschaftlichen Kosten der Um-

²¹ Vgl. Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Die Abwasserabgabe, a.a.O., S. 43 f.

weltpolitik eine entsprechende Differenzierung der Abgabensätze an, zumal dem ökologischen Ziele einer hohen Wasserqualität in bestimmten Regionen wirtschaftspolitische Überlegungen entgegenstehen können²². Nicht gerechtfertigt erscheint dagegen der Hinweis auf volkswirtschaftlich kostengünstige Wirkungen der Abwasserabgabe, sofern die Ausgestaltung dieses Instrumentes der Existenz von economies of scale bei Entsorgungstechnologien nicht ausdrücklich Rechnung trägt. Entweder ist in diesem Fall der Abgabensatz falsch gewählt, so daß auf die abgabepflichtigen Einleiter keine Impulse zur Ausnutzung entsorgungsspezifischer Anlagengrößendegressionen beispielsweise in Form von Gemeinschaftskläranlagen ausgehen oder es liegt diesbezüglich ein nicht rationales Verhalten der Einleiter vor. Auch kann die mangelnde Bereitschaft zur Ausnutzung der economies of scale bei einzelnen Einleitern lediglich zum Ausdruck bringen, daß zur Erreichung des vorgegebenen Qualitätszieles mit entsprechenden Abgabensätzen Reinigungsaktivitäten dieser Einleiter nicht erforderlich sind.

Ein anderes Problem der Fixierung von Abgabensätzen kann in partiellen Informationsdefiziten bei den umweltpolitischen Instanzen hinsichtlich der zukünftigen Grenzvermeidungskosten der einzelnen Einleiter gesehen werden. Hier bietet sich als Näherungslösung eine versuchsweise Variation der Abgabensätze an, die jedoch vorab angekündigt werden sollte, um u. U. langfristige Fehlallokationen von Entsorgungskapazitäten zu vermeiden, die aufgrund fehlender Informationen der Wirtschaftssubjekte entstehen könnten²³.

Diesen aus dem pragmatisch interpretierten Verursacherprinzip abgeleiteten Effizienzkriterien sind fiskalische Zielsetzungen prinzipiell fremd; dennoch ist mit dem Eintreten der Abgabepflicht ein mehr oder minder hohes Abgabeaufkommen zu erwarten. Dem Verursacherprinzip in idealtypischer Form entspräche nun am ehesten eine Umverteilung des Abgabeaufkommens von Verursachern der Umweltschädigungen auf die Geschädigten entsprechend dem jeweiligen Ausmaß des individuellen Schadens²⁴. Einem solchen Vorhaben stehen jedoch die (bereits geschilderten) Erfassungs-, Bewertungs- und Zurechnungsprobleme gegenüber, so daß eine Weiterverfolgung dieses Ansatzes zur

²² s. hierzu Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Die Abwasserabgabe, a.a.O., S. 37 ff.

²³ Vgl. auch *H. Siebert*: Erfolgsbedingungen einer Abgabensatzlösung (Steuern/Gebühren) in der Umweltpolitik, in: Veröffentlichungen des Instituts für Volkswirtschaftslehre und Statistik der Universität Mannheim, Discussion Paper No. 66/75, S. 14 f.

²⁴ Baumol weist allerdings darauf hin, daß derartige Zahlungen ihrerseits zu Fehlallokationen führen können; vgl. *W. J. Baumol*, On Taxation and Control of Externalities, in: *American Economic Review* 62 (1972), S. 311.

Lösung des Verwendungsproblems kaum etwas beiträgt. Aus der zugrundegelegten Konzeption des Verursacherprinzips ergibt sich dagegen die Forderung, ein zu erwartendes Abgabeaufkommen als umweltpolitische Manövriermasse zur Steigerung der entsorgungswirtschaftlichen Effizienz der Abgabensätze einzusetzen²⁵. Daraus folgt, daß entweder zur Realisierung eines vorgegebenen Umweltqualitätszieles unter Einbeziehung des Abgabeaufkommens geringere Abgabensätze ausreichen oder aber mit gegebenen Abgabensätzen durch Verausgabung des Abgabeaufkommens ein höheres als das ursprünglich geplante Ziel realisiert werden kann. Diese Wirkungen werden sich aber insgesamt nur dann ergeben, wenn das Abgabenaufkommen an ausgesuchte Einleiter zurückfließt, wobei die Auswahl nach dem Kriterium der niedrigsten Grenzkostenrelationen erfolgen müßte. Nur im Falle einer Förderung derjenigen Einleiter mit den relativ niedrigsten spezifischen Grenzkosten jenseits der abgabenspezifischen Anreizschwelle verspricht der Einsatz des Abgabenaufkommens eine größtmögliche Steigerung der entsorgungswirtschaftlichen Effizienz. Knüpfen wir an die bereits genannte Problematik der economies of scale bei Entsorgungsanlagen an, so fallen unter die zu fördernden Projekte insbesondere auch Förderungen kostengünstiger Gemeinschaftsanlagen, denen vor allem im Umweltbereich Wasser eine nicht zu überschätzende Bedeutung zukommt. Die Vereinbarkeit dieses Vorgehens mit dem Verursacherprinzip mag zunächst zweifelhaft erscheinen, doch ist zu bedenken, daß die hier zur Disposition stehenden finanziellen Mitteln nicht aus allgemeinen Steuerquellen entstammen, daß ihre Verwendung unmittelbar der Effizienzsteigerung der verursachergerechten Instrumentes Emissionsabgabe dient und daß letztlich diese kostensenkenden Subventionen nur zeitlich begrenzt anfallen, da das Abgabenaufkommen bei unterstellter entsorgungswirtschaftlicher Effizienz im Zeitablauf gegen Null tendieren wird.

Abschließend sei auf die Vereinbarkeit temporärer Aussetzungen der Abgabepflicht mit den Grundsätzen des Verursacherprinzips eingegangen. Derartige Aussetzungen sind denkbar in Form von Härteklauseln wie auch als Freistellungen während der Durchführung abgabenrelevanter Vermeidungs- oder Beseitigungsinvestitionen. — Härteklauseln entsprechen nur dann dem Gedanken des Verursacherprinzips, wenn die Heranziehung der unter diese Klausel fallenden Einleiter erkennbar zu derartig hohen volkswirtschaftlichen Kosten führte, daß dies den Nutzen aus evtl. Entsorgungsmaßnahmen, Abgabenzahlungen bzw. Betriebsstillegungen bei weitem übersteigt.

²⁵ Vgl. zu den folgenden Ausführungen Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Die Abwasserabgabe, a.a.O., S. 31 ff.

Allerdings muß von einer rationalen Umweltpolitik verlangt werden, daß über beide Dimensionen einer Härteklausele, über Nutzen wie Kosten, im möglichen Umfange Klarheit besteht und die zur Diskussion stehenden Relationen evident sind. Diese Schlußfolgerung verdeutlicht die bereits ausgeführte wohlfahrtstheoretische Erkenntnis, daß im Rahmen einer verursacherorientierten Umweltpolitik Umweltschutz nicht um jeden Preis gerechtfertigt werden kann.

In gleicher Weise deuten Aussetzungen der Abgabepflicht während des Zeitraums der Durchführung abgabenrelevanter Vermeidungs- oder Beseitigungsinvestitionen vordergründig auf eine Durchbrechung des Verursacherprinzips hin. Allerdings zeigt sich eine Vereinbarkeit dieser Maßnahmen mit dem Verursacherprinzip, wenn derartige Maßnahmen unmittelbar zu höheren Anreizwirkungen und damit zu einer höheren entsorgungswirtschaftlichen Effizienz der Abgabe beitragen. Eine Steigerung der Anreizwirkung kann in zweierlei Hinsicht unterstellt werden. Einmal stehen dem Einleiter infolge der Abgabesparsnis während der Bauzeit *ceteris paribus* mehr finanzielle Mittel für die Vermeidungs- oder Beseitigungsinvestitionen zur Verfügung, womit er in die Lage versetzt werden kann, einen höheren Reinigungsgrad zu erreichen. Zum anderen besteht die Möglichkeit, daß die mit der Reinigungsinvestition bereits im Baustadium verbundene Abgabesparsnis auch solche Einleiter zu Entsorgungsmaßnahmen anreizt, die sonst wegen der Höhe und Struktur ihrer spezifischen Grenzkosten keine Reinigungsanstrengungen unternommen hätten. Unter Beachtung dieser entsorgungswirtschaftlichen Effizienz einer temporären Abgabefreistellung ist auch die Möglichkeit eines dadurch zwangsläufig verminderten Abgabenaufkommens nicht als Gegenargument zu werten²⁶. Es kommt hinzu, daß eine so geartete Freistellung keine Steigerung der Umweltgefährdungen bewirkt, da sie nur für die Zeit gilt, in der die betreffenden Entsorgungsanlagen auch im Falle unbeschränkter Abgabepflicht noch nicht in Betrieb sind, und daher in dem entsprechenden Ausmaß ohnehin unvermindert eingeleitet würde.

Insgesamt ergibt sich damit, daß die in der Realität notwendig werdenden Anpassungsprobleme eine „Aufweichung“ des theoretisch exakten Verursacherprinzips erfordern; aus den theoretisch ableitbaren Effizienzkriterien können allerdings selbst solche Maßnahmen mit

²⁶ Vgl. Finanzwissenschaftliches Forschungsinstitut an der Universität zu Köln, Vergleichende Analyse unterschiedlicher Regelungen über Stundung und Erlaß einer Abwasserabgabe hinsichtlich ihrer Anreiz- und Verzögerungswirkungen zum Bau von Abwasserbehandlungsanlagen, Teilgutachten erstellt dem Bundesminister des Innern, Köln 1975.

diesem Prinzip vereinbart werden, die für sich genommen gegenüber dem Anspruch der reinen Theorie grundsätzlich abzulehnen wären²⁷. Dies weist sicherlich auf den mangelnden Realitätsbezug einer reinen Theorie der Umweltpolitik hin, verdeutlicht aber auch die Notwendigkeit der Entwicklung politisch handhabbarer Strategien zur Lösung umweltpolitischer Probleme.

B. Schwierigkeiten bei der Verwirklichung des Verursacherprinzips

Die Abwasserabgabe

Die Abwasserabgabe wird seit dem Umweltprogramm (1971) der Bundesregierung diskutiert; sie ist am 20. 5. 1976 verabschiedet worden. Wie kontrovers diese Diskussion geführt wurde, zeigt sich nicht zuletzt daran, daß gerade im letzten Stadium der Beratungen laufende Änderungen grundsätzlicher Bestandteile der Abgabe vorgenommen wurden. Daher erscheint es sinnvoll, nicht den Versuch einer Gesamtwürdigung zu unternehmen, zumal bis zum Wirksamwerden noch Jahre vergehen, vielmehr die Entwicklungen des Gesetzeswerkes vor dem Hintergrund der vorgestellten Effizienzkriterien daraufhin zu untersuchen, ob die Änderungen wesentlicher Gestaltungselemente der Abgabe Grundtendenzen der Umweltpolitik und der Veränderung des Stellenwertes des Verursacherprinzips sichtbar machen.

I. Die Abwasserabgabe im umweltpolitischen Instrumentarium

In ihrem Umweltprogramm von 1971 bekennt sich die Bundesregierung klar zum Verursacherprinzip und fordert, daß „derjenige die Kosten einer Umweltbelastung tragen (muß), der für ihre Entstehung verantwortlich ist“²⁸. Diese Definition deutet darauf hin, daß mit dem Verursacherprinzip vornehmlich diejenigen Maßnahmen gemeint sind, die Minderungen der Umweltgefährdungen über nachträgliche Schadenskostenzurechnungen bzw. Preissetzungen anstreben; Angebotsbegrenzungen über Auflagen treten demgegenüber in den Hintergrund. Interessant ist nun aber, daß im gleichen Umweltprogramm einige Seiten später bereits bei der Aufzählung geplanter Maßnahmen eindeutig Auflagenlösungen dominieren, während die Abwasserabgabe nur in einem recht „verschämten“ Satz zu finden ist²⁹. Da ein solches

²⁷ s. auch H. Jürgensen, Das Verursacherprinzip im Umweltschutz, in Volkswirtschaftliche Korrespondenz der Adolf-Weber-Stiftung, hrsg. v. R. Gunzert, H. Jürgensen und A. Kruse, 11. Jahrg. Nr. 6/1972.

²⁸ Umweltschutz — Das Umweltprogramm der Bundesregierung, Stuttgart—Berlin—Köln—Mainz 1972, S. 46.

²⁹ Ebenda, S. 114 ff.

Programm immer auch (oder nur) den zu jener Zeit herrschenden Bewußtseinsstand wiedergibt, zeigt sich bereits hier deutlich, daß die vorwiegend umwelt-technisch bestimmte Diskussion von ökonomischen Instrumenten nur zögernd und im Grunde widerwillig Notiz nahm. Dies hat sich bis heute nicht geändert; die Abwasserabgabe gehört nicht zu den essentials der Politik. Das Dominieren der technischen Argumentation findet auch im Materialienband zum Umweltprogramm seinen Niederschlag, wenn unter „Verursachungsprinzip“ nun insbesondere die „Verpflichtung verstanden (wird), anfallende Abwässer zu reinigen“³⁰. Sicherlich wird auch dort betont, daß „die Pflicht zur Kostentragung mehr eigene Initiativen zur Vermeidung und Verminderung von Verunreinigungen auslösen (wird) als bisher“ und diese Wirkungen „durch die Erhebung einer Abwasserabgabe verstärkt werden können ...“³¹, in den Vordergrund der Argumentation rückt jedoch nicht die Anreizwirkung einer Abwasserabgabe, vielmehr der wohl mehr wettbewerbspolitisch motivierte Randaspekt ihrer Eignung, einen Ausgleich zu erreichen, „zwischen denen, die ihr Abwasser vor der Einleitung in ein Gewässer ordnungsgemäß reinigen, und denen, die ihr Abwasser nicht oder nicht ausreichend reinigen“³². Sieht man in diesem Zusammenhang die kürzlich erfolgte Verabschiedung der 4. Novelle zum Wasserhaushaltsgesetz mit der Möglichkeit weitreichender Reinigungsaufgaben³³, so verdeutlicht sich die bereits genannte Tendenz, Auflagenlösungen im instrumentellen Bereich generell zu bevorzugen, so daß der aus den Effizienzkriterien des Verursacherprinzips abgeleitete Grundsatz der Flankensicherung einer Abgabe durch Minimalstandards in der politischen Praxis bisher zumindest eine Umkehrung erfährt. Daher zeigt sich bereits am Anfang insoweit eine falsche politische Einstufung des Instruments der Abwasserabgabe, als sie offenbar niemals als zentrales wassergütewirtschaftliches Instrument allgemein akzeptiert worden ist.

II. Zielsetzung und Abgabenhöhe

Sehen wir einmal von diesen mehr unterschwelligem Abneigungen ab, so war zunächst das Ziel klar: Bis zum Jahre 1985 sollte im gesamten Bundesgebiet das Abwasser zu 90 % vollbiologisch gereinigt und damit etwa die Gewässergüte 2 realisiert werden³⁴. Das bedeutet für die

³⁰ Materialien zum Umweltprogramm der Bundesregierung, BT Drs. 553/71, Bonn—Bad Godesberg 1971, S. 129.

³¹ Ebenda, S. 129.

³² Ebenda, S. 143.

³³ s. hierzu Bundesratsdrucksache 42/76 und Bundesgesetzblatt, Teil I, Nr. 48, Bonn 30. 4. 1976, S. 1109 ff.

³⁴ Vgl. Deutscher Bundestag, Gesetzentwurf der Bundesregierung, BT Drs 7/2272, Bonn—Bad Godesberg 1974, S. 36 und S. 43.

Abgabe, „die Kostenlast für die Vermeidung, die Beseitigung und den Ausgleich von Gewässerschädigungen gerechter zu verteilen“³⁵, um auf diese Weise zielgerechte Reaktionen der Verursacher herbeizuführen. Diese Zielsetzungen blieben auch in den Diskussionen im Anschluß an den Regierungsentwurf von 1974 bestehen, so daß auf der Zielebene eine weitgehende Orientierung an dem Verursacherprinzip festzustellen ist. Bereits in der Begründung des Regierungsentwurfs stellte die Bundesregierung jedoch fest, daß „die Abgabe etwa 80,— DM betragen (müßte), um das Ziel allein durch die Anreizwirkung der Abgabe zu erreichen“³⁶, während sie selbst in diesem Regierungsentwurf die Abgabenhöhe auf 25,— DM bzw. 40,— DM pro Schadeneinheit (SE) festlegte. Dies erfolgte mit der Erklärung, daß (1) „zu starke Friktionen des deutschen Wirtschaftsgefüges zu vermeiden (seien)“, und daß (2) die Abgabe „ergänzt“ werde durch Auflagen und Subventionen³⁷. Der erste Hinweis muß so interpretiert werden, daß mit einer Abgabe von DM 80,—/SE nicht vertretbare volkswirtschaftliche Kosten im Sinne der genannten Zielverzicht verursacht werden; konkret heißt dies, daß bereits im ersten Stadium das Niveau des Umweltqualitätszieles nicht mehr rational begründbar ist und die Politik insofern einer Grundanforderung des Verursacherprinzips widerspricht. Auch die zweite Begründung ist nicht einleuchtend, da eine Abgabe allemal ineffizient bzw. sinnlos ist, wenn die Auflagenhöhe das Niveau ihrer Anreizwirkungen übersteigt, wie umgekehrt dem am Anfang postulierten Qualitätsziel entsprechende Reinigungsanforderungen mittels Auflagen mit dem gleichen Argument abzulehnen wären wie entsprechend hohe Abgabensätze. Subventionen an Einleiter versprechen ebenfalls keine überzeugenden Lösungen, da dieses dem Gemeinlastprinzip zuzuordnende Instrument — wie bereits ausgeführt — eine wesentlich geringere entsorgungswirtschaftliche Effizienz besitzt als die Instrumente des Verursacherprinzips. Nun wissen wir allerdings heute in der Theorie der Umweltpolitik, daß in der Tat ein Instrumente-„Set“ erfolgreich sein kann, wenn Auflagen als Abfangnetz dienen und Subventionen zur Schwerpunktfinanzierung benutzt werden. Vor dem Hintergrund der damaligen Situation muß die dargestellte Argumentation jedoch mehr als traditionelle Rückzugsposition erscheinen.

Diese Tendenz zur Abwendung von der Abgabenlösung und damit auch vom Verursacherprinzip verstärkt sich im Verlaufe der nachfolgenden Gesetzesdiskussion. Ursächlich dafür sind viele Gründe. Am

³⁵ Deutscher Bundestag, Gesetzentwurf der Bundesregierung, a.a.O., S. 8 (§ 1).

³⁶ Ebenda, S. 36.

³⁷ Ebenda, S. 36.

Anfang steht sicherlich die bis heute anhaltende generelle Gegnerschaft der Industrie. Zwar gelang es im Gymnicher Umweltgespräch vom Juli 1975, einen grundsätzlichen Kurswechsel zu verhindern. Die Argumentation „grundsätzlich ja, aber nicht so“, die von der Industrie vorgetragen wurde, hat sich jedoch nicht geändert, ja sogar mit dem sachlich nicht allgemein gerechtfertigten Hinweis auf die Gefahr weiterer Arbeitslosigkeit infolge umweltschützender Maßnahmen an Schärfe gewonnen. Im Bereich von Administrative und Legislative wurde dem wenig entgegengesetzt; die breite Mehrheit des Parlaments hat von der Abwasserabgabe einschließlich der reibungslosen Verabschiedungsprozedur wenig Kenntnis genommen. Auch die federführende Exekutive hat im Verlauf der langanhaltenden Ausschubarbeiten wenig getan, die politische Bedeutung der Abwasserabgabe zu betonen.

Nach dem jetzt verabschiedeten Abwasserabgabengesetz wird der Zeitpunkt des Inkrafttretens der Abgabepflicht weiter hinausgezögert³⁸. Zusätzlich ist eine Veranlagung der Restverschmutzung nur noch in dem Maße vorzunehmen, in dem auflagenbedingte Reinigungstechnologien *nicht* eingesetzt werden³⁹; außerdem könnte gerade eine Einleitergruppe unter eine Härteklausel fallen⁴⁰, auf die in Anlehnung an die spezifischen marginalen Vermeidungskosten die Abgabe auch in geringer Höhe noch eine Anreizwirkung ausüben könnte (Zellstoffindustrie)⁴¹ und die in einem nicht unerheblichen Umfang zur Wasserverschmutzung beiträgt⁴². Diese Entwicklung kann dazu führen, daß die Abwasserabgabe schließlich auch kaum über die Reinigungsaufgaben hinausgehende Anreizwirkungen zur Entwicklung weitergehender Vermeidungstechnologien besitzt. Demgegenüber befindet sich die Regelung über Freistellungen von der Abgabepflicht während der jeweiligen Bauzeit durchaus im Einklang mit den Effizienzkriterien des Verursacherprinzips⁴³. Insgesamt entsteht der Eindruck, daß dieses zunächst am Verursacherprinzip orientierte Instrument einer Abwasserabgabe allenfalls als Finanzierungsquelle öffentlicher Maßnahmen begriffen werden kann. Anreizwirkungen gehen von ihr nur noch in Extremfällen aus, so daß sie zur Rationalität der

³⁸ s. hierzu die synoptische Darstellung in Anlage 1.

³⁹ Ebenda, Punkt B. (C.) 8.

⁴⁰ Ebenda, Punkt B. (C.) 9.

⁴¹ Vgl. auch G. Rincke, L. Götsching, H. Irmer, H.-L. v. Dalpke, Gutachten über einzel- und gesamtwirtschaftliche Auswirkungen des geplanten Abwasserabgabengesetzes auf die Papier- und Zellstoffindustrie, Darmstadt 1975.

⁴² Vgl. hierzu das 3. Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen, Umweltprobleme des Rheins, BT Drs. 7/5014, Bonn-Bad Godesberg, 9. 4. 76 und BT Drs. 7/5088, a.a./., S. 6, § 10, Abs. 3.

⁴³ s. S. 16 f. und BT Drs. 7/5088, a.a.O., S. 6, § 10, Abs. 3.

Umweltpolitik zunächst allenfalls über Signalwirkungen etwas beizutragen vermag. Von einer Anwendung des Verursacherprinzips darf daher lediglich in peripheren Bereichen gesprochen werden.

III. Die Verwendung des Abgabeaufkommens

Neben dieser wenig glücklichen Entwicklung der Abgabenhöhe stehen Bestimmung und Gewichtung umweltrelevanter Schadstoffe sowie die Verwendung des Abgabeaufkommens zur Diskussion. Zur Lösung des ersten Problemkreises vermag der Ökonom außer grundsätzlichen Erwägungen, wie sie bereits dargestellt wurden, wenig beizutragen, da hier in technischen Dimensionen gedacht wird. Er ist sich gleichwohl der Tatsache bewußt, daß mit technischen Formeln der Abgabebemessung Politik gemacht wird. Dabei bestehen vor allem zwei Gefahren, auf die er aufmerksam machen kann. Zum einen können Interessenvertreter Formelelemente durchsetzen, die bedeutsam klingen, jedoch in der Praxis wenig Relevanz besitzen. Zum anderen kann die Formel dadurch überfrachtet werden, als Einleitungen ‚bestraft‘ werden, die sich auf absehbare Zeit nach dem Stand der Technik nicht reduzieren lassen. Die Anreizwirkung ginge auf diese Weise verloren⁴⁴.

Der ökonomischen Fragestellung zugänglich sind jedoch Überlegungen hinsichtlich der Verwendung des Abgabeaufkommens zur Förderung kostengünstiger Reinigungsanlagen und damit zur Effizienzsteigerung des Abgabensystems. Zwar sehen sämtliche bisherigen Entwürfe des Abwasserabgabengesetzes und die verabschiedete Fassung auf Bundesebene⁴⁵ eine Bindung des Aufkommens für Zwecke der Gewässerreinhaltung vor, doch umfaßt der gesteckte Rahmen nicht zwingend nur Förderungen kostengünstiger Maßnahmen der Einleiter. Vielmehr lassen sich unter den von der Gesetzgebungskompetenz des Bundes gedeckten Maßnahmenkatalog auch nicht verursacherbezogene Maßnahmen fassen, beispielsweise Forschungsförderung, so daß lediglich die Hoffnung besteht, daß die Länder auf ihrer Ebene eine verursacher- bzw. effizienzorientierte Verwendung des Abgabeaufkommens vorsehen werden. Eine abschließende Würdigung läßt sich erst nach Abschluß der länderspezifischen Verfahren vornehmen; allerdings ist unbestreitbar, daß bei einer niedrig angesetzten Abgabe und bei mangelnder Beachtung von Effizienzkriterien hinsichtlich der Verwendung des Abgabeaufkommens der Versuch einer Anwendung des Verursacherprinzips mittels der Abwasserabgabe als nahezu gescheitert gelten muß. Es bliebe lediglich der Sachverhalt, daß Kommunen und

⁴⁴ s. hierzu insbesondere Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Die Abwasserabgabe, a.a.O., S. 26 ff.

⁴⁵ Vgl. Synopsis in Anlage 1, Punkte A., B., C. 11.

Unternehmen, die bestimmte Schadstoffe emittieren, einer Wasser-verbrauchsabgabe unterliegen, die entweder mit umweltpolitisch insgesamt unzureichenden Maßnahmen umgangen werden kann oder mittels derer bei unterstellter Mercklichkeit umweltpolitisch insgesamt unzureichende Knappheitssignale gegeben werden, die die Fehlallokationen der Umweltressourcen im Bereich Wasser nicht entscheidend vermindern können.

IV. Mögliche Erklärungen dieser Entwicklung

Eine erste Erklärung dieser Entwicklung wurde bereits genannt: die konjunkturelle Situation zum Zeitpunkt der Beschlußfassung, die zusätzliche Kostenbelastungen nicht zuläßt. In diesem Zusammenhang wird besonders von der Industrie das Argument ins Feld geführt, die deutsche Wirtschaft müsse international konkurrenzfähig bleiben und dürfe deshalb nicht belastet werden. Eine solche Argumentation übersieht und verschweigt, daß in anderen Ländern bereits Abgaberegulungen bestehen (Frankreich, Niederlande), und daß der Stand der Umweltgefährdungen in der Bundesrepublik Deutschland nicht zuletzt eine Folge des auch im internationalen Vergleich hohen binnenländischen Produktivitätsniveaus ist. Sie ist eines der am stärksten belasteten Gebiete der Erde und muß daher höhere umweltpolitische Anstrengungen unternehmen. Andererseits hat sie auch wichtige Standortvorteile (sozialer Friede etc.) aufzuweisen. Insgesamt ließen sich aus der konjunkturpolitischen Perspektive lediglich temporäre Aussetzungen der Abgabepflicht oder allmählich beginnende Abgabenstaffelungen ableiten, nicht jedoch eine langfristig wirkende Minderung der entsorgungswirtschaftlichen Effizienz der Abgabepflicht. Der beschlossene Zeitpunkt des Inkrafttretens der Abgabepflicht (1981) liegt so weit in der Zukunft und die nachfolgende Abgabenstaffelung erreicht so spät den höchsten Abgabensatz⁴⁶, daß die Erwartung nicht ganz unberechtigt ist, das Einsetzen der höchsten Abgabenstufe könne mit dem nächsten konjunkturellen Tief zusammenfallen, so daß schon jetzt die nächste Senkung der Abgabesätze vorprogrammiert würde.

Eine zweite, generelle Argumentation wurde bereits im Regierungsentwurf vorweggenommen, der auf die mit dem vorgegebenen Umweltqualitätsziel und entsprechend hohen Abgabensätzen verbundenen „unerträglichen“ volkswirtschaftlichen Kosten hinwies. Derartige Bedenken werden insbesondere von einzelnen Gebietskörperschaften erhoben⁴⁷, sei es, daß sie wegen der bei ihnen besonders schwierigen

⁴⁶ Vgl. Synopsis in Anlage 1, Punkt B. (C.) 6.

wasserwirtschaftlichen Situation mit besonders hohen Abgaben rechnen müßten und daher sogleich zu Härteklauseln greifen, sei es, daß sie den noch guten Zustand ihrer Gewässer als Standortvorteil zu nutzen wünschen. In beiden Fällen böten sich hier Lösungen über regionalpolitische Kompensationsmaßnahmen an. Es ist jedoch nicht einzusehen, warum wegen solcher möglichen Konfliktfälle die Effizienz des gesamten Abgabesystems herabgemindert oder gar beseitigt wird.

Hinzu kommt die Einflußnahme der Einleiter oder ihrer Verbände im politischen Raum. Diese Einflußnahmen bezwecken nach den Kriterien kurzfristiger Kostenminimierung eine Minderung der auf das Unternehmen oder die Gemeinde bezogenen monetären Belastungen aus der Abgabe⁴⁸. Diese Haltung erreichte im Sommer 1975 ihren Höhepunkt; das vor allem in der chemischen Industrie nicht zutreffende Arbeitsplatzargument wurde rücksichtslos ausgespielt. Dabei wurde auch auf die Bedrohung des Mittelstandes abgehoben, eine kaum haltbare Argumentation deshalb, weil beispielsweise am Rhein 80 % der Schmutzfracht von wenigen Großeinleitern stammen⁴⁹. Gleichzeitig zeigte insbesondere die Gruppe der einleitenden Großunternehmen überraschend starke Präferenzen für Auflagenlösungen, denen sie allerdings im gleichen Atemzug mit der Beteuerung tödlicher Wirkungen der Abwasserabgabe — wohl zur Abwendung allzu konsequenten Vollzuges — eine ähnliche Bedeutung zumißt. Begründen läßt sich diese Haltung durch mehrere Überlegungen. Zunächst dürften sich die Großunternehmen aufgrund ihrer regionalen bzw. lokalen Bedeutung eine gewisse Konzessionsbereitschaft der Vollzugsbehörden versprechen⁵⁰. Sie können ferner in aller Regel davon ausgehen, daß ihnen die Erfüllung von Standards mit meist geringerem Niveau als die Anreizschwelle einer Abgabe aufgrund ihrer meist günstigeren Grenzvermeidungskostenstruktur geringere Kosten verursachen wird, nicht zuletzt auch geringere als den Kleineinleitern, womit ggf. die Hoffnung auf eine Verbesserung ihrer Marktposition verbunden sein kann.

⁴⁷ Vgl. die Stellungnahmen des Bundesrates zum Gesetzentwurf der Bundesregierung, in: Der Deutsche Bundestag, Gesetzentwurf der Bundesregierung, a.a.O., S. 43 ff.

⁴⁸ Siehe hierzu auch *J. M. Buchanan* and *G. Tullock*, *Polluter's Profits and Political Response: Direct Controls Versus Taxes*, in: *The American Economic Review*, Vol. 65, No. 1, 1975, S. 139 ff.

⁴⁹ Vgl. hierzu das 3. Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen, Umweltprobleme des Rheins, a.a.O., vgl. zu der umweltschutzspezifischen Problematik kleiner und mittlerer Unternehmen, *K.-H. Hansmeyer*, *Die umweltpolitische Bedeutung kleiner und mittlerer Unternehmen*, in: *Die gesamtwirtschaftliche Funktion kleiner und mittlerer Unternehmen*, Ifo-Institut für Wirtschaftsforschung, München 1976, S. 227 - 244.

⁵⁰ Dies wird u. a. auch in der Begründung für die Einführung der Abwasserabgabe im Regierungsentwurf angesprochen; *BtDrs. 7/2272*, Gesetzentwurf der Bundesregierung, a.a.O., S. 22.

Außerdem muß eine Vollzugsbehörde den Nachweis führen, daß diese Auflage nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik erreichbar ist. Dies bringt endlose Debatten und Verzögerungen mit sich und verschiebt in jedem Falle die Beweislast⁵¹. Vollends verwirrend wird in diesem Zusammenhang die Argumentation der Industrie, wenn sie die unerträglichen Einzelkontrollen der Gewerbeaufsicht beklagt, gleichzeitig aber die Kontrollen im Gegensatz zur Abgabe fordert. Gerade die Abgabe hätte den ordnungspolitisch guten Zweck, nicht direkt in das innerbetriebliche Geschehen einzugreifen; es muß lediglich gezahlt werden, die Reaktion bleibt dem Unternehmen überlassen. Dieser Prozeß der Internalisierung wird politisch unterlaufen, die Unternehmen scheinen es vielmehr anzustreben, die Öffentlichkeit an der Schadensbeseitigung zu beteiligen. Bei der allgemeinen Subventionsmentalität verwundert dies eigentlich nicht. Gleichwohl muß dem Verteidiger unserer Wirtschaftsordnung diese Entwicklung als verhängnisvoll erscheinen; ein Beweis mehr, daß Unternehmen und Verbände nicht zwangsläufig die Hüter des marktwirtschaftlichen Systems sind. In diesem Zusammenhang sei noch darauf hingewiesen, daß die existentielle Bedrohung bestimmter Unternehmen infolge der Abgabenerhebung auch auf der Tatsache beruhen kann, daß es sich um Grenzanbieter handelt, deren Ausscheiden strukturelle Verbesserungen ermöglichen könnte.

Abschließend ist zu erwähnen, daß auch von der EG-Kommission Einfußnahmen auf die Abgabengestaltung ausgehen. Strittig ist hier die EG-Konformität eines möglichen Abgaben-Erlasses, eine nicht unwichtige Tatsache, da ein Erlaß der Abgabe in bestimmten Fällen zur Effizienzsteigerung des Abgabensystems beitragen kann.

C. Überlegungen zu einer zweitbesten Lösung

Angesichts der Aushöhlung der Abgabenlösung könnte man durchaus den Standpunkt vertreten, diesen Weg nicht weiter zu verfolgen, zumal eine unwirksame Abgabe mit Sicherheit von den Gegnern als Argument gegen Abgabenlösungen schlechthin benutzt werden wird. Demgegenüber ist mit der gleichen Plausibilität auch einer unzulänglichen Abwasserabgabe ein „Ersterschritt-Charakter“ zuzubilligen, wenn sich mit dem Einsetzen der Abgabellösung die Erwartung schrittweiser Verbesserungen des Instruments verbindet. Dies ist im wesentlichen die Hoffnung auf gewisse Signalwirkungen: Wenn sich aus dem Einleiten von Abwässern nunmehr, wenn auch zunächst gewiß nicht ausreichend, liquiditäts- bzw. haushaltswirksame Zahlungsverpflichtungen ergeben, so verbleibt auf

⁵¹ Vgl. auch ebenda, S. 22.

die Dauer die Kompetenz zur Lösung wasserwirtschaftlicher Fragen nicht mehr in den untergeordneten technischen Abteilungen, sie rückt vielmehr auch in die Sphäre der Kämmerer und Finanzvorstände bei Kommunen und Unternehmen. Dieser positive Aspekt wird allerdings dadurch eingeschränkt werden, daß infolge einer inflationären Entwicklung die ohnehin schon dürftigen Abgabensätze vollends an Bedeutung verlieren können. Daher ist die Forderung nach einer Anpassung des Abwasserabgabengesetzes an die monetären Entwicklungen von grundlegender Bedeutung für die Erhaltung der noch vorhandenen Rest-Effizienz. Diese Anpassungsmöglichkeit ist derzeit nicht vorgegeben. Vielmehr spricht das Gesetz⁵² in nahezu rührender Weise von einer Abgabenhöhe von DM 12,— im Jahre 1981, ohne davon Notiz zu nehmen, daß selbst bei günstigster Geldentwertungsrates dieser Betrag wesentlich geschrumpft sein wird. Immerhin läßt sich aus dem Gesetz eine gewisse Flexibilität in der weiteren Gesetzesgestaltung erhoffen, die es ermöglicht, neue naturwissenschaftliche und medizinische Erkenntnisse hinsichtlich der Schädlichkeit bestimmter Substanzen über Variationen der Bemessungsgrundlage einzuarbeiten.

Die Anpassung der Bemessungsgrundlage an den Fortschritt wissenschaftlicher Erkenntnisse wie auch die Orientierung der Abgabensätze an inflationäre Prozesse dient gleichzeitig auch der Sicherung des Abgabensystems als Finanzierungsinstrument. Diese Funktion muß sich zwangsläufig angesichts der sonstigen konzeptionellen Mängel in den Vordergrund schieben. Eine abschließende Würdigung der zu den Verwendungsformen vorgesehenen Bestimmungen kann noch nicht vorgenommen werden, da hier der Bund gem. Art. 75 GG nur eine gesetzgeberische Rahmenkompetenz besitzt. Nach Meinung von Verfassungsjuristen ließen sich unter die Rahmenkompetenz zwar konkrete Verwendungsauflagen fassen, wie etwa die im folgenden vorzustellende Fondslösung; allerdings war nach den derzeitigen Machtverhältnissen nicht zu erwarten, daß die Bundesregierung ihren verfassungsrechtlichen Interpretationsspielraum voll nutzt und damit die Verabschiedung des Gesetzes u. U. in Frage stellte. Daher ist es Aufgabe der Länder, die angesichts der geschilderten Mängel notwendigen bzw. möglichen Effizienzsteigerungen des Abgabekonzepts mit Hilfe verursachungsgerechter Verwendungen des Aufkommens zu realisieren. Diejenige Verwendung kann als effizient gelten, die den kostengünstig reinigenden Einleitern oder kostengünstigen Gemeinschaftsanlagen als Schwerpunktinvestitionen Mittel aus der Abgabenerhebung zuführt. Dies könnte auf Länderebene im Rahmen des Haushaltsplans vorgenommen werden, wie es alle bisherigen Entwürfe implizit vorsehen,

⁵² Synopsis in Anlage 1, Punkt B. (C.) 6.

doch dürfte es nicht ungerechtfertigt sein, wenn bei dieser Lösung Zweifel an der konsequenten Beachtung des Verursacherprinzips aufkommen. Einmal besteht die Gefahr, daß haushaltspolitische Engpässe Anlaß geben könnten, einer verursachergerechten Verausgabung geringere Priorität einzuräumen; auch könnten Eigengesetzlichkeiten der Verwaltungsapparate und festgefahrene Einflußstrukturen beispielsweise zu einer größeren Beachtung kommunaler Reinigungsprobleme führen, die nicht immer auch den Effizienzkriterien des Verursacherprinzips Rechnung trägt. Beide Gefahren haben offenbar für die ablehnende Haltung der Industrie eine nicht unbedeutende Rolle gespielt. Einmal wurde befürchtet, daß der Ertrag der Abgabe nach dem Nonaffektationsprinzip in den allgemeinen Deckungsmitteln aufgeht. Zum anderen gibt gerade die derzeitige Zuschußpraxis an Gemeinden zur Frage nach der Effizienz Anlaß, da vornehmlich die teuren Reinigungsanlagen kleiner Gemeinden bezuschußt werden.

Demgegenüber ist eine Lösung anzustreben, die bei der Verteilung der Mittel eine Berücksichtigung regionaler Besonderheiten gewährleistet und wirksame Kontrollmechanismen hinsichtlich der entsorgungswirtschaftlichen Effizienz der Mittelverausgabung schafft. Diese Bedingungen sind grundsätzlich am ehesten mit regionalen Fonds gegeben, die die Mittelbewirtschaftung mit der Verantwortlichkeit von Selbstverwaltungsorganen durchführen. Diese könnten sich aus einer repräsentativen Auswahl der Einleiter(-gruppen), aus Vertretern fachspezifischer Länder- und Bundesressorts wie auch aus unabhängigen wasserwirtschaftlichen Sachverständigen zusammensetzen. Mit gewissen Einschränkungen können hier bereits bestehende Wasserverbände als Vorbild dienen. Während der sogenannten „Karenzzeit“ zwischen Inkrafttreten des Abgabengesetzes und Einsetzen der Zahlungsphase bietet eine solche Lösung zudem die Möglichkeit, die Fonds mit einem Emissionsrecht auszustatten, d. h. ihnen eine Verschuldung am Kapitalmarkt und damit eine Vorfinanzierung zu ermöglichen. Diese Mittel könnten auch aus den öffentlichen Haushalten bereitgestellt werden. Mit Beginn der Abgabebzahlungen erfolgte dann die allmähliche Rückzahlung der Fremdmittel und eine Aufstockung des Fondsvermögens mit eigenen Mitteln, so daß eine Art revolvingendes System entsteht. Dieses System entspricht zunächst nicht dem Verursacherprinzip, wird jedoch der ‚revolving‘-Gedanke verwirklicht, so wird damit gewissermaßen schrittweise das Gemeinlastprinzip vom Verursacherprinzip abgelöst. Immerhin bleibt festzuhalten, daß besonders auch aus der Vorfinanzierung eine nicht unerhebliche Steigerung der entsorgungswirtschaftlichen Effizienz erwartet werden kann. Denn während der Karenzzeit werden einige Einleiter in Erwartung der bevorstehenden Abgabenerhebung Reinigungsmaßnahmen durchführen

bzw. planen, so daß in diesem Zeitraum über Finanzierungshilfen für kostengünstig arbeitende Anlagen oder Schwerpunktinvestitionen bereits entweder höhere Reinigungsgrade angestrebt — oder überhaupt erst Anreize zur Durchführung von Reinigungsmaßnahmen ausgeübt werden.

D. Ein Valet dem Verursacherprinzip?

Verursacherprinzip und Umweltpolitik werden bisher fast synonym verwandt. Dies ist unmittelbar einsichtig (*polluter pays*) und obendrein politisch nützlich, da das Verursacherprinzip dem Politiker suggeriert, er brauche zugunsten des Umweltschutzes auf keine anderen öffentlichen Ziele zu verzichten, da keine Haushaltsmittel beansprucht werden. Die Ausführungen sollten demgegenüber zeigen, daß ein Verursacherprinzip in idealtypischer Form keine politische Relevanz besitzt, weil der theoretische Ansatz sich auf einem Niveau bewegt, das nicht operabel ist. Auch das weiter interpretierte Verursacherprinzip setzt einen außerordentlich hohen Informationsstand voraus, der allenfalls partiell als ausfüllbar angesehen werden kann. Für die politische Verwirklichung verbleiben hingegen gewisse allgemeine Kriterien, die im Kern die Forderung enthalten, eine Internalisierung bisher externer Kosten mit Hilfe der durch staatliche Rahmensetzung „simulierten“ Allokationsmechanismen durchzusetzen und nicht umweltspezifische Kosten über Zuschüsse und Subventionen nach dem Gemeinlastprinzip auszugleichen. Die näheren Bestimmungen der Umweltqualitätsziele und der konkreten instrumentellen Gestaltungen sind dagegen Fragen politischer Zweckmäßigkeit, wobei einer Beurteilung des Ausmaßes der Vereinbarkeit politischer Entscheidungen mit dem Verursacherprinzip ein breiter Spielraum bleibt, so daß die Möglichkeit besteht, im Grundsatz nahezu jede umweltpolitische Strategie dem Verursacherprinzip zuzuordnen, die nur irgendwie auch bestimmte „Verursacher“ belastet. Das Verursacherprinzip weist daher einige Ähnlichkeiten mit dem Leistungsfähigkeitsprinzip der Besteuerung auf, beide sind unumstritten und äußerst unscharf. Während es jedoch niemandem mehr einfällt, konkrete Steuerreformforderungen direkt aus dem Leistungsfähigkeitsprinzip abzuleiten, erfolgt die Argumentationsweise nach dem Verursacherprinzip immer noch recht kritiklos. Mithin könnte es naheliegen, angesichts der ähnlichen Problematik bei der Konzeption des Leistungsfähigkeitsprinzips, in Anlehnung an K. Littmann, von einem „Valet dem Verursacherprinzip“⁵³ zu sprechen. Dieser Schritt

⁵³ s. K. Littmann: Ein Valet dem Leistungsfähigkeitsprinzip, in: Theorie und Praxis des finanzpolitischen Interventionismus, Hrsg. H. Haller, L. Kullmer, C. S. Shoup, H. Timm, Tübingen 1970, S. 113 ff.

wäre jedoch zumindest voreilig, da der theoretische Erklärungsansatz der verursacherorientierten Umweltpolitik nachweist, daß auch eine nur partielle Durchsetzung des Verursacherprinzips gegenüber einem ausschließlichen Handeln nach dem Gemeinlastprinzip zu einer Steigerung der entsorgungswirtschaftlichen Effizienz und damit auch der gesamtgesellschaftlichen Wohlfahrt führen kann. Damit verspricht die politische Entscheidung für das Verursacherprinzip und für das vergleichsweise effizientere Abgabensystem⁵⁴ trotz aller notwendigen Einschränkungen eine höhere Rationalität der Umweltpolitik. Die Hoffnung auf eine leichtere Durchsetzbarkeit des Verursacherprinzips hat freilich getrogen, wie das Beispiel der Abwasserabgabe zeigt.

⁵⁴ s. auch *E. Nowotny*, *Wirtschaftspolitik und Umweltschutz*, a.a.O., S. 211.

Synopsis

Entwürfe und endgültige Fassung des AbwAG

	A Entwurf der Bundesregierung (BTDrS 7/2272)																			
1. Zweck des Gesetzes	§ 1: — wirksamere Reinhaltung der Gewässer — gerechtere Verteilung der Kostenlast für die Vermeidung, Beseitigung und Ausgleich von Gewässerschädigungen																			
2. Abgabetatbestand (Abgabeobjekt)	§ 2: Abgabepflicht bei Einleiten von Abwässern in Gewässer (§ 1, I. WHG) nach Maßgabe der Schädlichkeit																			
3. Bemessungsgrundlage	<p>a) § 4: Die Schädlichkeit des Abwassers wird in Schadinheiten (SE) gemessen. Die Umrechnung der Schädlichkeit bestimmter Elemente des Abwassers in SE erfolgt nach der Formel in BTDrS 7/2272, S. 15 (Anlage 1)</p> <p>b) § 10: — Bei Einleitung über die öffentliche Kanalisation wird die Zahl der SE pauschal durch Multiplikation der Zahl der Einwohner der einleitenden Gemeinde mit folgenden Faktoren ermittelt:</p> <table style="margin-left: 20px;"> <tr> <td>1,2 — bei Gemeinden bis zu</td> <td>10 000 Einw.</td> <td></td> </tr> <tr> <td>1,5 — bei Gemeinden über 10 000 —</td> <td>50 000 Einw.</td> <td></td> </tr> <tr> <td>1,9 — bei Gemeinden über</td> <td>50 000 Einw.</td> <td></td> </tr> </table> <p>— Wird das Abwasser in einer Abwasserbehandlungsanlage behandelt, so sind die oben ermittelten SE zu multiplizieren mit dem Faktor:</p> <table style="margin-left: 20px;"> <tr> <td>0,6 — bei Abbau des biochemischen Sauerstoffbed.</td> <td>v. 20 %</td> </tr> <tr> <td>0,3 — bei Abbau des biochemischen Sauerstoffbed.</td> <td>v. 40 %</td> </tr> <tr> <td>0,1 — bei Abbau des biochemischen Sauerstoffbed.</td> <td>v. 70 %</td> </tr> <tr> <td>0,03 — bei Abbau des biochemischen Sauerstoffbed.</td> <td>v. 90 %</td> </tr> <tr> <td>0 — bei Abbau des biochemischen Sauerstoffbed.</td> <td>v. 97 %</td> </tr> </table>	1,2 — bei Gemeinden bis zu	10 000 Einw.		1,5 — bei Gemeinden über 10 000 —	50 000 Einw.		1,9 — bei Gemeinden über	50 000 Einw.		0,6 — bei Abbau des biochemischen Sauerstoffbed.	v. 20 %	0,3 — bei Abbau des biochemischen Sauerstoffbed.	v. 40 %	0,1 — bei Abbau des biochemischen Sauerstoffbed.	v. 70 %	0,03 — bei Abbau des biochemischen Sauerstoffbed.	v. 90 %	0 — bei Abbau des biochemischen Sauerstoffbed.	v. 97 %
1,2 — bei Gemeinden bis zu	10 000 Einw.																			
1,5 — bei Gemeinden über 10 000 —	50 000 Einw.																			
1,9 — bei Gemeinden über	50 000 Einw.																			
0,6 — bei Abbau des biochemischen Sauerstoffbed.	v. 20 %																			
0,3 — bei Abbau des biochemischen Sauerstoffbed.	v. 40 %																			
0,1 — bei Abbau des biochemischen Sauerstoffbed.	v. 70 %																			
0,03 — bei Abbau des biochemischen Sauerstoffbed.	v. 90 %																			
0 — bei Abbau des biochemischen Sauerstoffbed.	v. 97 %																			
4. Abgabepflichtiger (Abgabesubjekt)	<p>a) § 14, I: Abgabepflichtig ist, wer Abwasser einleitet (Einleiter)</p> <p>b) § 14, II: Gemeinden sind anstelle der Einleiter von Abwasser aus Haushaltungen abgabepflichtig, die im Jahresdurchschnitt weniger als 8 m³ Abwasser täglich einleiten</p> <p>c) § 14, IV: Gemeinden resp. Abwasserverbände können Abgabe auf Einleiter abwälzen</p>																			
5. Veranlagungszeitraum	§ 19: Kalenderjahr																			

<p style="text-align: center;">B</p> <p style="text-align: center;">Formulierungshilfe zum Entwurf eines AbwAG; Stand 6. 3. 1976</p>	<p style="text-align: center;">C</p> <p style="text-align: center;">Antrag des Innenausschusses (4. Ausschuß); verabschiedete Fassung des AbwAG (BTDrs 7/5088 v. 28. 4. 1976)</p>
<p>§ 1: s. A.1.</p>	<p>entfallen</p>
<p>§ 2: Abgabepflicht bei Einleiten von Abwässern in Gewässer (§ 1, I WHG)</p>	<p>§ 1: Für das Einleiten von Abwasser in ein Gewässer (I. S. d. § 1, I WHG) ist eine Abgabe zu entrichten. Sie wird durch die Länder erhoben</p>
<p>a) § 4: Die Zahl der Schadeinheiten ergibt sich aus folgender Tabelle:</p> <p>(1) m³ Jahresmenge absetzbarer Stoffe bei</p> <ul style="list-style-type: none"> — organischem Anteil von mindestens 10 % = 1 SE — organischem Anteil von weniger als 10 % = 0,1 SE <p>(2) 100 kg Jahresmenge CSB = 1,9 SE</p> <p>(3) 100 g Jahresmenge Quecksilber = 5 SE</p> <p>(4) 100 g Jahresmenge Cadmium = 1 SE</p> <p>(5) 1 000 m³ Jahresabwassermenge Giftigkeit gegenüber Fischen = 0,3 GF</p> <p>b) § 7: — Bei Schmutzwassereinleitungen aus öffentlichen Kanalisationen ergibt sich die Zahl der SE durch Multiplikation der angeschlossenen Einwohner mit dem Faktor:</p> <ul style="list-style-type: none"> 1,2 — bei weniger als 5 000 EW 1,4 — bei 5 000 - 15 000 EW 1,7 — bei 15 000 - 50 000 EW 1,9 — bei mehr als 50 000 EW <p>— Soweit das Schmutzwasser in einer Abwasserbehandlungsanlage behandelt wird, ist die oben ermittelte Zahl der SE zu multiplizieren mit dem Faktor:</p> <ul style="list-style-type: none"> 0,7 — bei Abbau des biochem. SB v. m. 20 % 0,5 — bei Abbau des biochem. SB v. m. 40 % 0,1 — bei Abbau des biochem. SB v. m. 80 % 0,03 — bei Abbau des biochem. SB v. m. 80 % und Phosphatverminderung v. m. 70 % 	<p>a) Tabelle zu § 3 entspricht bis auf Punkt (2) der Tabelle in B.3.a; 100 kg Jahresmenge oxydierbarer Stoffe im Chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) entsprechen nunmehr 2,2 SE</p> <p>b) Pauschalierungen für Einleitungen aus öffentlichen Kanalisationen nicht mehr vorgesehen</p>
<p>a) § 10, I: s. A.4.a.</p> <p>b) § 10, II: s. A.4.b.: statt „Gemeinden“ — „Körperschaften des öffentlichen Rechts“</p> <p>c) § 10, II: Die Länder regeln die Abwälbbarkeit der Abgabe</p>	<p>a) § 9, I: s. B.4.a.</p> <p>b) § 9, II: s. B.4.b.</p> <p>c) § 9, II, 3: s. B.4.c.</p>
<p>§ 12: Kalenderjahr</p>	<p>§ 11, I: Kalenderjahr</p>

Fortsetzung nächste Seite

Fortsetzung

Entwürfe und endgültige Fassung des AbwAG

	A Entwurf der Bundesregierung (BT Drs 7/2272)
6. Abgabesatz	a) § 18: Abgabes./SE = 25,— DM b) § 18: Abgabes./SE ab 1. 1. 1980 = 40,— DM
7. Freistellung von der Abgabepflicht während der Bauzeit einer Abwasserbehandlungsanlage	§§ 27, 28: Stundung während der Bauzeit und Erlaß der Abgabe aus den drei der Inbetriebnahme vorausgehenden Kalenderjahren in der Höhe, die der Reinigungsleistung der Anlage entspricht
8. Abgabesatz auf die trotz Reinigung verbleibenden SE (Restverschmutzung)	§ 18: Abgabesatz ohne Ermäßigung
9. Härteklauseln (Verminderungen oder Befreiungen von der Abgabepflicht)	§ 36: Verminderung des Wertes für den chemischen Sauerstoffbedarf in der Formel — wenn in einer Abwasserbehandlungsanlage der biochemische Sauerstoffbedarf vermindert wird — während einer Übergangszeit
10. Abgabegläubiger	§ 31: Länder
11. Verwendung des Abgabebaufkommens	a) § 32 I: Zweckbindung zwingend für Maßnahmen des Gewässerschutzes b) Maßnahmenkatalog § 32 II c) § 32 III: Beteiligung der Abgabepflichtigen d) Durchführung nach Länderrecht

<p style="text-align: center;">B</p> <p style="text-align: center;">Formulierungshilfe zum Entwurf eines AbwAG; Stand 6. 3. 1976</p>	<p style="text-align: center;">C</p> <p style="text-align: center;">Antrag des Innenausschusses (4. Ausschuß); verabschiedete Fassung des AbwAG (BTDrs 7/5088 v. 28. 4. 1976)</p>
<p>a) § 10, IV: Keine Abgabepflicht bis zum 31. 12. 1980</p> <p>b) Abgabesatz/SE: ab 1. 1. 81 = 12,— DM ab 1. 1. 82 = 18,— DM ab 1. 1. 83 = 24,— DM ab 1. 1. 84 = 30,— DM ab 1. 1. 85 = 36,— DM ab 1. 1. 86 = 40,— DM</p>	<p>a) § 9, IV: s. B.6.a.</p> <p>b) § 9, IV: s. B.6.b.</p>
<p>§ 11, III: Die Abgabepflicht entsteht nicht für die Dauer von 3 Jahren vor Inbetriebnahme in der Höhe, die der durch Betrieb der Anlage zu erwartenden Minderung der SE entspricht</p>	<p>§ 10, III: s. B.7., allerdings muß die Minderung mind. 20 % betragen, um in Ansatz zu kommen</p>
<p>§ 10, V: Hälfte des Abgabesatzes, wenn ein Verfahren nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik i. S. d. § 7 a I WHG angewandt wird. Existieren „praktisch erprobte Verfahren“, deren Reinigungsleistung über den der Anlagen i. S. d. Satzes 1 hinausgeht, so ist dieser „Stand der Technik“ maßgebend</p>	<p>§ 9 V: Der Abgabesatz ermäßigt sich um die Hälfte für die Schadeinheiten, die nicht vermieden werden, obwohl die Mindestanforderungen nach § 7 a, I, S. 3 WHG erfüllt werden</p>
<p>a) § 10, VI: Die Bundesregierung wird ermächtigt, zur Abwehr nachteiliger wirtschaftlicher Entwicklungen durch Rechtsverordnung mit Zustimmung des Bundesrates für bestimmte Einleiter oder regionale oder sektorale Gruppen von Einleitern, die Maßnahmen zur Verringerung der Schädlichkeit durchführen, das Entstehen der Abgabepflicht hinauszuschieben oder einen niedrigeren Abgabesatz festzusetzen</p> <p>b) § 17 a: Während einer Übergangszeit werden Reinigungsleistungen von Abwasserbehandlungsanlagen erhöht berücksichtigt (s. A.9.)</p>	<p>§ 9, VI: s. B.9.a., allerdings kann die vollständige oder teilweise Freistellung von der Abgabepflicht längstens bis zum 31. 12. 1989 erfolgen</p>
<p>Länder</p>	<p>Länder</p>
<p>a) § 15, I: Zweckbindung für Maßnahmen des Gewässerschutzes und Deckung des Verwaltungsaufwandes der Länder</p> <p>b) § 15, II: Maßnahmenkatalog nahezu identisch mit A.11.b.</p> <p>c) § 15, III: Beteiligung der Abgabepflichtigen</p> <p>d) Durchführung nach Länderrecht</p>	<p>a) § 13, I: s. B.11.a.</p> <p>b) § 13, II: s. B.11.b.</p> <p>c) entfallen</p> <p>d) Durchführung nach Länderrecht</p>

Literatur

- Baumol, W. J.*, On Taxation and Control of Externalities, in: *American Economic Review*, 62, 1972, S. 307 - 322.
- Buchanan, J. M.* und *Tullock, G.*, Polluter's Profits and Political Response: Direct Controls Versus Taxes, in: *The American Economic Review*, Vol. 65, No. 1, 1975.
- Bundratsdrucksache 42/76.
- Bundratsdrucksache 553/71, Materialien zum Umweltprogramm der Bundesregierung, Bonn—Bad Godesberg 1971.
- Bundestagsdrucksache 7/2272, Entwurf eines Gesetzes über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer, Bonn—Bad Godesberg 1974.
- Cansier, D.*, Ökonomische Grundprobleme des Umweltschutzes, in: *Beiträge zur Umweltgestaltung*, H. A 43, Berlin, Bielefeld, München 1975.
- Council of Environmental Quality, *The Fourth Annual Report of the Council of Environmental Quality*, U. S. Government Printing Office, Washington 1973.
- Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, *Umweltgutachten 1974*, Stuttgart/Mainz 1974.
- Die Abwasserabgabe, 2. Sondergutachten, Stuttgart/Mainz 1974.
- Umweltprobleme des Rheins, 3. Sondergutachten, BT Drs. 7/5014 v. 9. 4. 76.
- Finanzwissenschaftliches Forschungsinstitut an der Universität zu Köln, Vergleichende Analyse unterschiedlicher Regelungen über Stundung und Erlaß einer Abwasserabgabe hinsichtlich ihrer Anreiz- und Verzögerungswirkungen zum Bau von Abwasserbehandlungsanlagen, *Teilgutachten* erstellt dem Bundesminister des Innern, Köln 1975.
- Giersch, H.*, *Allgemeine Wirtschaftspolitik — Grundlagen —*, Wiesbaden 1961, S. 97 ff.
- Hansmeyer, K.-H.*, Volkswirtschaftliche Kosten des Umweltschutzes, in: *Giersch, H.* (Hrsg.), *Das Umweltproblem in ökonomischer Sicht*, Veröffentlichungen des Instituts für Weltwirtschaft an der Universität Kiel, Tübingen 1974.
- Die umweltpolitische Bedeutung kleiner und mittlerer Unternehmen, in: *Die gesamtwirtschaftliche Funktion kleiner und mittlerer Unternehmen*, Ifo-Institut für Wirtschaftsforschung, München 1976, S. 227 - 244.
- Jürgensen, H.* und *Jaeschke, K.-P.*, Operationale Verfahren zur Anwendung des Social-Costs-Prinzips im Umweltschutz, *Gutachten* erstellt dem Bundesminister des Innern, Hamburg 1971.
- Jürgensen, H.*, Das Verursacherprinzip im Umweltschutz, in: *Volkswirtschaftliche Korrespondenz der Adolf-Weber-Stiftung*, hrsg. von Gunzert, R., Jürgensen, H. und Kruse, A., 11. Jg., Nr. 6/1972.
- Kirsch, G.*, Die Cost-Benefit-Analyse: Ein Katalog von Fragen, in: *Hansmeyer, K.-H.* (Hrsg.), *Das rationale Budget*, Köln 1971.
- Kneese, A. V.*, *Ayres, R. V.*, *d'Arge, R. C.*, *Economics and the Environment: A Materials Balance Approach*, Baltimore 1970.
- Krüger, B.*, Externe Effekte der Produktion als Problem der Wirtschaftspolitik, in: *Schriftenreihe des Sozialökonomischen Seminars der Universität Hamburg*, Bd. 1, Frankfurt/M. 1975.

- Kumm, J.*, Wirtschaftswachstum — Umweltschutz — Lebensqualität, Stuttgart 1975.
- Littmann, K.*, Ein Valet dem Leistungsfähigkeitsprinzip, in: Theorie und Praxis des finanzpolitischen Interventionismus, Hrsg. Haller, H., Kullmer, L., Shoup, C. S., Timm, H., Tübingen 1970, S. 113 ff.
- Musgrave, R. A.*, The Theory of Public Finance, New York—Toronto—London 1959.
- Nowotny, E.*, Wirtschaftspolitik und Umweltschutz, in: Beiträge zur Wirtschaftspolitik, Bd. 22, Freiburg 1974.
- Pearce, D.*, The Limits of Cost-Benefit Analysis as a Guide to Environmental Policy, in: KYKLOS, Vol. 29-1976-Fasc. 1, S. 97 ff.
- Rincke, G., Göttsching, L., Irmer, H. und Dalpke, H.-L.*, Gutachten über einzel- und gesamtwirtschaftliche Auswirkungen des geplanten Abwasserabgabengesetzes auf Papier- und Zellstoffindustrie, Darmstadt 1975.
- Schürmann, H. J.*, Ökonomische Ansätze zu einer rationalen Umweltpolitik und wirtschaftspolitische Konsequenzen mit besonderer Berücksichtigung der Energiewirtschaft, Diss. Köln 1973.
- Siebert, H.*, Erfolgsbedingungen einer Abgabensenkung (Steuern/Gebühren) in der Umweltpolitik, in: Veröffentlichungen des Instituts für Volkswirtschaftslehre und Statistik der Universität Mannheim, Discussion Paper, No. 66/75.
- Ständiger Abteilungsleiterausschuß der Bundesressorts für Umweltfragen, Papier vom 10. 10. 1973, Das Verursacherprinzip . . .
- Umweltschutz — Das Umweltprogramm der Bundesregierung, Stuttgart, Berlin, Köln, Mainz 1972.
- Winch, D. M.*, Analytical Welfare Economics, Harmondsworth 1971.
- Windisch, R.*, Coase-Paradigma versus Pigou-Paradigma: Über Information und Motivation als Grundfragen dezentralisierter Umweltkontrolle, in: Zeitschrift für Nationalökonomie 35 (1975), S. 345 - 390.

Die Abwasserabgabe als mögliches Optimierungsinstrument aus der Sicht der Wassergütwirtschaft

Von Günther Rincke, Darmstadt

1. Anforderungen und Instrumente der Wassergütwirtschaft

Gemeinden und Industrieunternehmen haben an einer ausreichenden Wasserversorgung wie auch an der schadlosen Ableitung des Abwassers und Niederschlagswassers aus ihrem Bereich ein unmittelbares *Eigeninteresse*. Da jedoch die Schadwirkungen von Abwassereinleitungen in Gewässer normalerweise nur die Unterlieger und nicht den Einleiter selbst treffen, steht für diesen den Kosten einer Abwasserreinigung kein entsprechender Nutzen gegenüber.

Die nachteiligen Folgen unterlassener Abwasserreinigung und die zur Schadensvermeidung erforderlichen Reinhaltelanforderungen wachsen überproportional mit der *Belastungsdichte* einer Region (1). Die Notwendigkeit, die Abwassereinleiter zu ggf. weitgehenden Abwasserreinigungsmaßnahmen zu veranlassen, d. h. die fehlende Motivation zu schaffen, besteht für dicht besiedelte Industrieländer wie die Bundesrepublik in höherem Maße als für Länder mit geringerer Belastungsdichte¹.

International erreichbare Emissionsstandards, die sich normalerweise am niedrigsten gemeinschaftlichen Nenner ausrichten, können für die Sicherung angemessener Existenzgrundlagen in der Bundesrepublik nicht genügen.

Die Abwassereinleiter trotz fehlenden Eigeninteresses zur Durchführung der erforderlichen Vermeidungsmaßnahmen zu veranlassen, bestehen theoretisch folgende Möglichkeiten:

1. Ge- und Verbote
2. Moralischer und politischer Druck
3. Finanzierungshilfen und Subventionen
4. Schadenshaftung
5. Abwasserverbände
6. Wirtschaftlicher Anreiz durch Abgaben.

¹ So liegt z. B. die durchschnittliche Belastungsdichte der Bundesrepublik Deutschland 2,8fach höher als in Frankreich (2).

Sie unterscheiden sich in praktischer Wirksamkeit und wirtschaftlicher Verwendung der insgesamt eingesetzten Geldmittel wesentlich:

Zu 1: Einleitungsbedingungen, ggf. gekoppelt mit Straf- und Bußgeldandrohungen, haben bisher, vor allem gegenüber den „alten Rechten“, die notwendige Gewässersanierung nicht durchsetzen können. Die Gewässeraufsichtsbehörden geraten vielfach gegenüber geltend gemachten Durchführungshindernissen und Verzögerungsgründen in eine schwierige Beweislage. Sie können in der Praxis bei nicht eingehaltenen Anforderungen weder die Abwasserableitung einer Gemeinde unterbrechen, noch die Produktion eines Industriebetriebes stilllegen. Ohne Reinhalteordnungen (§ 27 WHG)² oder Bewirtschaftungspläne ist eine Anpassung an die jeweiligen Reinhaltelerfordernisse der Gewässer schwierig. Die Verwaltungspraxis führt zu Emissionsstandards, z. B. den „Normalwerten“ der LAWA (3).

Der bisherige Einsatz dieser ordnungsrechtlichen Instrumente hat mit nur lückenhaftem Erfolg den erheblichen Rückstand im Gewässerschutz nicht verhindern können. Wie noch zu zeigen bleibt, lassen Emissionsstandards eine wirtschaftlich günstige Verwendung der insgesamt eingesetzten Mittel nicht zu.

Zu 2: Mit dem seit mehreren Jahren in der Öffentlichkeit verstärkten Umweltbewußtsein haben moralische und politische Gesichtspunkte für die kommunalen und industriellen Abwassereinleiter zwar an Gewicht gewonnen. Gerade neuerdings zeigt sich jedoch in wesentlichen Bereichen der Industrie das Bemühen, mit Alarmrufen über eine Gefährdung der Wettbewerbssituation und damit der Arbeitsplätze weitere Anforderungen zum Gewässerschutz zu disqualifizieren. Hierbei liegen offenbar Erwartungen vor, der Umweltschutz könne im öffentlichen Bewußtsein auf eine nachrangige Bedeutung zurückgedrängt werden. Vermutlich ist künftig vom Druck der öffentlichen Meinung kein wesentlicher Beitrag zu Entscheidungen für Vermeidungsmaßnahmen im Bereich der gewerblichen Wirtschaft zu erwarten.

Zu 3: Finanzierungshilfen im öffentlichen Bereich und Subventionen an Wirtschaftsunternehmen, z. B. steuerliche Erleichterungen, können in ihrer Wirkung von völliger Bedeutungslosigkeit bis zur ausschlaggebenden Entscheidungsgrundlage reichen. Die von mehreren Bundesländern geübte Praxis, gemeindliche Kläranlagen-Neubauten bei hohen Durchschnittskosten je angeschlossenem Einwohner („Pro-Kopf-Belastung“) mit Zuschüssen bis zu 90 % der Investitionskosten zu fördern, hat bei zahlreichen kleinen Gemeinden zum Ausbau biologischer Kläranlagen

² Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz) vom 27. Juli 1957, Bundesgesetzblatt, Jahrgg. 1957, Teil I, S. 1110 - 1118.

geführt, während kommunale Schwerpunktanlagen nicht unter die Förderung fielen und daraufhin in Rückstand gerieten.

Die Wirkung solcher Finanzierungshilfen ist gesamtwirtschaftlich ungünstig. Bei der Förderung von innerbetrieblichen Maßnahmen der Industrie ergeben sich Abgrenzungsprobleme zwischen Produktions- und Gewässerschutzmaßnahmen.

Zu 4: Die in § 22 Wasserhaushaltsgesetz eingeführte Gefährdungshaftung spielt als Anreiz zu Vermeidungsmaßnahmen in der Praxis kaum eine Rolle (4).

Zu 5: Abwasserverbände, die als regionale Selbstverwaltungskörperschaften seit Jahrzehnten vorwiegend im nordrhein-westfälischen Industriegebiet die Wassergütwirtschaft jeweils eines ganzen Flußgebietes (Ruhr, Emscher, Lippe, Wupper, Niers etc.) betreiben, können ein wirkungsvolles und wirtschaftlich günstiges Instrument des Gewässerschutzes sein. Sie arbeiten vorwiegend nach Schwerpunktprogrammen. Soweit die Mitglieder für die von ihnen abgeleitete Verschmutzung und nicht allein nach den für „ihre“ Anlage aufgewandten Kosten zu Reinhaltebeiträgen veranlagt werden, findet ein Ausgleich unterschiedlicher Belastungen über den Verband statt. Damit der Verband insgesamt im erforderlichen Umfang für den Gewässerschutz tätig wird, sollten die „Betroffenen“, z. B. die Wasserwerke, bzw. die Allgemeinheit, vertreten durch den Staat, an den Entscheidungen über das Gesamtvolumen der Investitionen angemessen beteiligt sein.

Die Gründung weiterer Flußgebietsverbände hat sich in der heutigen politischen und administrativen Situation der Bundesrepublik als nicht durchführbar erwiesen. Abwasserverbände können deshalb als regional begrenzte Sonderregelung aus der weiteren, auf die Gesamtheit des Bundesgebietes bezogenen Betrachtung ausgeklammert werden.

Zu 6: Eine wirksam gestaltete Abwasserabgabe bietet den Abwasser-einleitern einen unmittelbaren Anreiz, durch Vermeidungsmaßnahmen die Abgabenbelastung zu verringern, dabei Hinderungs- und Verzögerungsgründe selbst auszuräumen. Sie läßt insoweit eine höhere Wirksamkeit für die Durchsetzung bisher unterlassener Vermeidungsmaßnahmen erwarten.

Wirtschaftlich kann sie in drei Ebenen zu einem Optimierungsinstrument werden:

- a) Gewerbliche Abwassereinleiter erhalten die Möglichkeit, sich für die insgesamt günstigsten technischen Mittel zur Verminderung der Abwasserschädlichkeit zu entscheiden, z. B. auch für wassersparende

und schmutzfrachtvermindernde Kreisläufe, die durch konzentrationsbezogene Einleitungsbedingungen nicht veranlaßt würden.

- b) Der Anreiz einer Abgabe zur Durchführung von Vermeidungsmaßnahmen wirkt sich auf Abwassereinleiter mit niedrigen Kosten verstärkt aus. Seine kostenminimierende Steuerungswirkung tritt nach der einheitlichen Schädlichkeitsbewertung für alle gemeindlichen und industriellen Einleiter gemeinsam auf. Die Abgabe wirkt als ökonomisch koordinierender „Effizienzstandard“ für die Gesamtheit der Abwassereinleiter (5).
- c) Für die einzelnen Gewässer ergeben sich aus den jeweiligen Nutzungsansprüchen, der Belastungsdichte und dem „Immissionskoeffizienten“ (6) unterschiedliche Reinhalteanforderungen. Da der Abgaben-Anreiz den Reinigungsgrad der Abwasserbehandlung steuert, lassen sich mit regional differenzierter Abgabenhöhe die erforderlichen mittleren Reinigungsgrade herbeiführen, ggf. auch in einem „dynamischen Modell“ entsprechend der Ausbaukapazität und den erreichten Zwischenzielen stetig steigern, bis die notwendige Gewässergüte gesichert ist³.

Eine sachgerecht gestaltete Abgabe kann grundsätzlich die beiden Hauptziele, d. h. *Wirksamkeit* für den Gewässerschutz und *wirtschaftlich* günstige Mittelverwendung erreichen. Demgegenüber haben die bisherigen Instrumente (Pkt. 1 - 4) einen kritischen Rückstand der Gewässerschutzmaßnahmen nicht verhindert und zu einer vom optimalen Einsatz erheblich abweichenden Verwendung der insgesamt in Anspruch genommenen Mittel geführt. Da die Gewässersanierung einen Zeitraum von mehr als zehn Jahren beansprucht, kommt auch den Zwischenzielen, d. h. der zweckmäßigen Reihenfolge der Investitionen, wesentliche Bedeutung zu.

Die theoretisch günstigeren Möglichkeiten einer Abgabenslösung, einschließlich der Variante eines Lizenzsystems, sind in zahlreichen fachwissenschaftlichen Beiträgen behandelt (4) (6) (8) (9) (10) (11) (12). Als Grundlagen für ihre Umsetzung in die Gesetzgebung und eine Anwendung unter den Verhältnissen der Bundesrepublik erschienen folgende zusätzliche Arbeiten notwendig, über deren Ergebnisse im weiteren zu berichten ist:

1. Aufbereitung und Weiterentwicklung der theoretischen Ansätze in einer für die Wassergütewirtschaft unmittelbar verwertbaren Form mit einem Vergleich zwischen Auflagen- und Abgabenslösung.

³ Beide Gesichtspunkte der regionalen Differenzierung und der zeitlichen Steigerung sind im französischen Abgabensystem verwirklicht. Eine absolut niedrige Abgabenhöhe, deren jährliche Anhebung kaum die Geldentwertung kompensieren kann, macht jedoch zusätzliche Maßnahmen notwendig (7).

2. Quantifizierung der Anreizwirkung verschiedener Abgabenhöhen im öffentlichen und industriellen Bereich.
3. Untersuchung der wirtschaftlichen Auswirkungen auf abwasserintensive Produktionszweige.
4. Folgerungen für die zweckmäßige Gestaltung einer Abwasserabgabe.

Neuerdings wäre noch ein fünfter Gesichtspunkt hinzuzufügen: Abweichungen der vorgesehenen Abgabenregelung von der aufgrund der Untersuchungen zweckmäßigen.

2. Kostenstruktur der Abwasserbehandlung⁴

Soweit in einem gemeindlichen Entwässerungssystem die Abwässer aus Haushalten und Kleingewerbe dominieren, d. h. das gesamte Kommunalabwasser in seiner Beschaffenheit durch industrielle Einflüsse nicht erheblich verändert wird, ist für die Gestaltung der Kläranlage von der üblichen mechanisch-biologischen Verfahrensfolge auszugehen. Dabei können sich aus örtlichen Gegebenheiten, z. B. Höhen- und Baugrundverhältnissen, Möglichkeiten der Klärschlammunterbringung, auch für Anlagen mit derselben Ausbaugröße in Einwohnern und Einwohnergleichwerten⁵ ($E + EWG$) und gleichem Wirkungsgrad η der Reinigung erhebliche Abweichungen gegenüber den mittleren Kosten ergeben. Soweit es sich jedoch um die Berücksichtigung systematischer Kosteneinflüsse der Kläranlagengröße oder aus unterschiedlichen Reinigungsgraden handelt, erscheint die Verwendung von mittleren Kostenkurven grundsätzlich zulässig, wie sie sich aus mehreren gründlichen Untersuchungen ergeben haben, z. B. Seyfried 1975 (13).

Sie führen übereinstimmend zu einem steilen Kostenanstieg mit abnehmender Kläranlagengröße. So verhalten sich die mittleren Reinigungskosten pro angeschlossenem Einwohner in einer Kläranlage für 2 000, 30 000 und 400 000 $E + EWG$ wie 4 : 2 : 1⁶.

Eine ebenfalls wesentliche Kostenprogression ergibt sich für kommunale Abwässer, wenn die Reinigungsleistung über $\eta_{BSB} = 90\%$ hinaus gesteigert werden soll. Dagegen verläuft die Kostenkurve unterhalb $\eta = 85\%$ verhältnismäßig flach.

⁴ Da zu Orts- und Werkskanalisationen weitgehend ein Eigeninteresse besteht, beschränken sich die weiteren Betrachtungen auf die Abwasserbehandlung und ihre Kosten.

⁵ Umrechnung der industriellen Abwasserbelastung, meist auf der Grundlage des biochemischen Sauerstoffbedarfs „ BSB_5 “.

⁶ Als „Kosten“ sind grundsätzlich die Jahreskosten aus Kapitaldienst, Betrieb und Unterhaltung eingesetzt.

Eine zusammengefaßte Darstellung beider Kosteneinflüsse wurde in einer früheren Veröffentlichung (14) mit den „Linien gleicher Wirtschaftlichkeit“ versucht (s. Abb. 1).

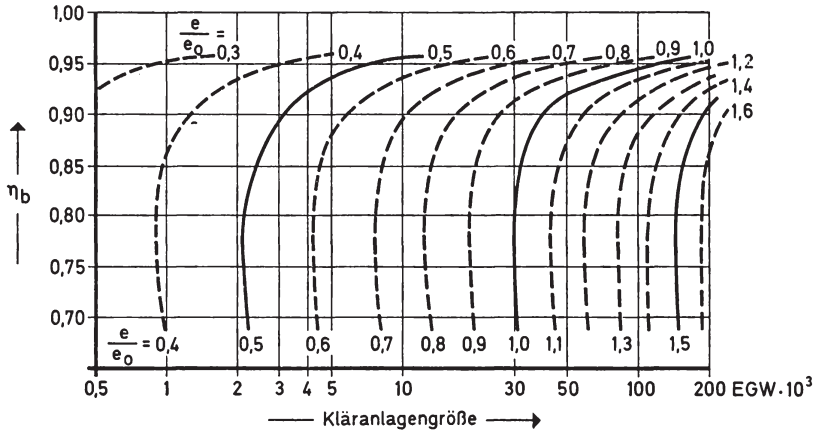


Abb. 1. Linien gleicher Wirtschaftlichkeit bei unterschiedlicher Reinigungsleistung und Kläranlagengröße (14).

In *Abbildung 1* gibt der „Ertrag e “ die eliminierte Schmutzfracht pro Geldeinheit (z. B. kg BSB_5 /DM) wieder. Dabei ist eine dimensionslose Unabhängigkeit vom veränderlichen Geldwert durch den Quotienten $\frac{e}{e_o}$ hergestellt mit $\frac{e}{e_o} = 1$ für 30 000 EWG und $\eta_b = 0,78$ (η_b = Wirkungsgrad der biologischen Stufe). Soweit in einem planmäßigen Schwerpunktprogramm auch die jeweiligen Zwischenziele mit minimalem Aufwand erreicht werden sollen, wären in einem Flußgebiet zunächst die Projekte mit den höchsten Quotienten $\frac{e}{e_o}$ zu verwirklichen, z. B. alle über 1,1. Bei fortschreitender Sanierung oder steigenden Anforderungen ist dann der Begrenzungswert $\frac{e}{e_o}$ schrittweise auf 0,8; 0,6 etc. zu senken.

Anstelle der BSB_5 -Berücksichtigung, die bisher als Belastungs- und Bemessungsgröße der Kläranlagen und in Hinblick auf die Beanspruchung des Sauerstoffhaushalts der Gewässer bevorzugt wurde, lassen sich auch andere Sammelparameter für die Schädlichkeit des Abwassers heranziehen. So gingen die Entwürfe zum Abwasserabgabengesetz 1973 und 1974 von EGW bzw. Schadeinheiten (SE) als Ergebnis von Bemessungsformeln aus. Dabei sollte eine SE ebenfalls der Schädlichkeit des

von einem Einwohner abgeleiteten Abwassers entsprechen. In neueren Versionen zum AbwAG sind Tabellenwerte an die Stelle der Bemessungsformel getreten. Die damit zu errechnenden Schadeinheiten entsprechen näherungsweise aber weiterhin dem Abwasser, das von einem Einwohner pro Jahr anfällt. Zusätzliche Kennwerte für Quecksilber, Cadmium und zur Giftigkeit gegenüber Fischen sollen dabei besonders kritische Schadwirkungen verschiedener Industrieabwässer erfassen.

Die außerordentliche Vielseitigkeit in der Beschaffenheit und damit auch in der Vermeidungstechnologie von *Industrieabwässern* läßt allgemeingültige Kostenkurven wie beim kommunalen Abwasser nicht zu. Bei der schwer übersehbaren Kostensituation, aber auch der bisher vorrangig administrativ bzw. technisch orientierten Wasserwirtschaftsverwaltung darf es deshalb nicht verwundern, daß ökonomische Überlegungen für die Gesamtheit der kommunalen und industriellen Abwasserbehandlungsanlagen kaum Eingang in die Praxis der Wassergütwirtschaft gefunden haben.

Zu den für die Bundesregierung durchgeführten *Untersuchungen* waren deshalb vorab für die analysierten Produktionsbereiche Kostendaten zu beschaffen und zu Grenzkostenkurven auszuwerten. Da diese Untersuchungen (15) (16) im Zusammenhang mit dem Abwasserabgabengesetz standen, boten die im Gesetzentwurf definierten Schadeinheiten die geeignete Bezugsgrundlage sowohl für die Grenzkosten [DM/SE] als auch für den Reinigungsgrad η_{SE} in Prozent der ursprünglichen Gesamtschädlichkeit⁷.

In *Abb. 2* sind für die Gesamtheit des öffentlichen Bereichs und einige repräsentative Industrieabwässer die mittleren Grenzkosten in Abhängigkeit vom Wirkungsgrad aufgetragen. Die unter $\eta_{SE} = 85\%$ verhältnismäßig geringen Vermeidungskosten in der Zellstoff-, Papier- und Konservenindustrie, die ähnlich für die übrige Lebensmittel- und Getränkeverarbeitung gelten, sind in den günstigen Möglichkeiten begründet, die anfallenden Konzentrate innerbetrieblich getrennt zu erfassen und teilweise einer Verwertung zuzuführen. Bei der Lebensmittelindustrie wirkt sich außerdem die biologisch leichte Abbaubarkeit der Abwasserinhaltsstoffe kostenmindernd aus. Demgegenüber erfordern die Abwässer der chemischen Industrie vielfach eine Vorbehandlung, z. B. Neutralisation, Entgiftung, bevor sie zentralen Kläranlagen zugeführt werden können. Der Anteil der biologisch schwer abbaubaren Inhaltsstoffe ist verhältnismäßig groß. Daraus resultieren hohe Ver-

⁷ Hierbei hat der chemische Sauerstoffbedarf (*CSB*), der auch die nicht abbaubaren organischen Verschmutzungen erfaßt, einen ausschlaggebenden Einfluß. Die erreichbaren Wirkungsgrade liegen dadurch niedriger als die auf den *BSB₅*-bezogenen, von denen *Abb. 1* ausgeht.

meidungskosten. Im Mittelbereich „M“ liegen u. a. die Kostenkurven für Textilabwässer, Wäschereien etc.

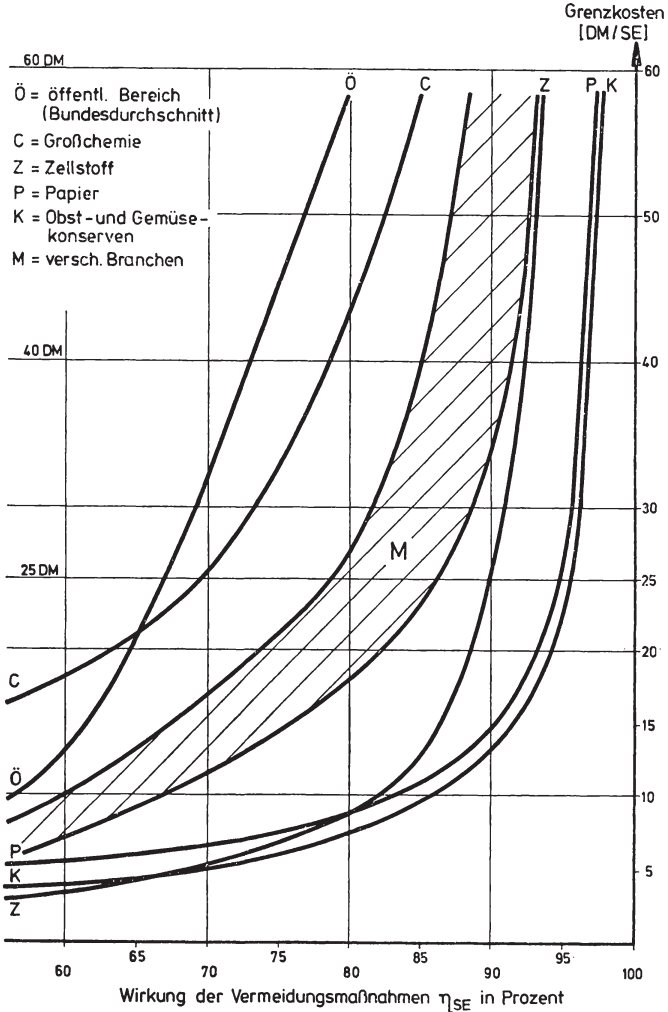


Abb. 2. Grenzkostenkurve für die Vermeidung einer Schadeinheit bei verschiedenen Gruppen von Abwassereinleitern (16).

Im öffentlichen Bereich ist nach der Abwasserstatistik die Gesamtheit kommunaler Abwassereinleitungen erfasst, wie sie für eine quantifizierte Untersuchung im Sondergutachten des Sachverständigenrates (5) ausgewertet wurde. Eine Anhebung des durchschnittlichen Reinigungs-

grades über $\eta_{SE} = 65\%$ hinaus erfordert die Einbeziehung auch kleinerer Kläranlagen in das Ausbauprogramm bzw. die mehrstufige Erweiterung größerer Anlagen mit dann steiler Kostenprogression. Unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Schädlichkeitsparameter, d. h. Schadinheiten des Gesetzentwurfes statt BSB_5 , entspricht der Steigerung des Wirkungsgrades für das Gesamtsystem in Abb. 2 ein Übergang zu Werten geringerer Wirtschaftlichkeit in Abb. 1. Da für wesentliche Industriebereiche der mittlere Wirkungsgrad im *Ist-Zustand* noch bei sehr niedrigen Grenzkosten liegt, ist dort eine Verringerung der emittierten Schädlichkeit mit erheblich geringeren Kosten möglich, als sie für zahlreiche öffentliche Kläranlagenbauten bereits aufgewandt worden sind. Hierzu einen gesamtwirtschaftlich günstigen Ausgleich herbeizuführen, d. h. über alle Gruppen von Abwassereinleitern hinweg eine kostenminimierende Steuerung der Investitionen zu bewirken, wäre eine sachgerecht gestaltete Abgabe grundsätzlich in der Lage.

3. Vergleich zwischen Auflagen- und Abgabenlösung

Die kostenverringende Wirkung einer Abwasserabgabe als „Effizienzstandard“ ist im Sondergutachten des Sachverständigenrates (5) wie auch in einer vorhergehenden interdisziplinären Untersuchung (4) ausführlich dargestellt. Sie läßt sich mit Abb. 3 veranschaulichen:

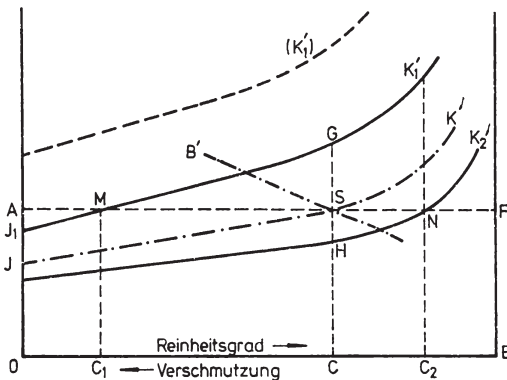


Abb. 3. Berücksichtigung unterschiedlicher Grenzkosten (5).

Für ein Staats- oder Flußgebiet sei K' die mittlere Grenzkostenkurve der Vermeidungsmaßnahmen. Kostenunterschiede sind durch die Bandbreite zwischen K_1' und K_2' erfaßt. Dem Gewässergüteziel entspricht ein von O bis C reichender mittlerer Reinigungsgrad⁸.

⁸ Dabei kennzeichnet S den theoretischen Optimalpunkt als Schnittpunkt der mittleren Grenzkosten K' mit den nach dem jeweiligen Vermeidungsgrad

Eine Auflagenlösung führt mit einer gewissen Zwangsläufigkeit zur Anwendung von *Emissionsstandards*, z. B. biologische Abwasserreinigung für alle Gemeinden, Grenzwerte wie $BSB_5 = 25 \text{ mg/l}$. Sie würde in Abb. 3 bedeuten, daß einheitlich bis zum Pkt. C zu reinigen ist (vertikale Begrenzung C - G).

Bei einer *Abgabenslösung* wäre der Anreiz der Abgabe auf der Höhe A - F anzusetzen⁹.

Dann werden Einleiter mit niedrigen Vermeidungskosten entsprechend K_2 veranlaßt, bis zu $C_2 - N$ auszubauen, Einleiter mit hohen Grenzkosten (Kurve K'_1) würden dagegen nur bis $C_1 - M$ reinigen und für die darüber hinausgehende Verschmutzung Abgaben zahlen. In der Alternative mit noch höheren Kosten (gestrichelte Kurve für K'_1) würde sogar jeder Ausbau unterbleiben.

Bei gleichem mittleren Reinigungsgrad C sind die *Gesamtkosten* für die Abgabenslösung gegenüber der Anwendung eines Emissionsstandards um die Summe der Kosten niedriger, die den beiden Flächen MGS und SNH entsprechen¹⁰.

In der bisherigen Praxis haben Emissionsstandards sogar zu einer Verschiebung der Vermeidungsinvestitionen im gesamtwirtschaftlich noch ungünstigeren Sinne geführt:

Da insbesondere für kleine Gemeinden erhebliche Kosten pro Einwohner anfallen, wurden Finanzierungshilfen bevorzugt bei hohen „Pro-Kopf-Belastungen“ gewährt, d. h. der Ausbau der insgesamt am wenigsten lohnenden Kläranlagen verstärkt gefördert (vgl. S. 100, Zu 3). Diese Wirkung wird durch die Abwasserstatistik 1969 (17) insofern bestätigt, als bei kleinen Städten der Prozentsatz der an vollbiologische Kläranlagen angeschlossenen Einwohner wesentlich höher als in den Großstädten liegt.

Auf der Grundlage der Abwasserstatistik hat der *Sachverständigenrat* dem Sondergutachten zur Abwasserabgabe (5) eine vergleichende Berechnung für die Anwendung von Emissionsstandards und Abwasserabgaben, entsprechend dem 1973/74 vorliegenden Regierungsentwurf, als Anlage beigelegt.

verbleibenden Grenzbelastungen B' . Diese sind jedoch nicht vollständig quantifizierbar. Insoweit bleibt eine solche „Optimierung“ eine fiktive Zielvorstellung.

⁹ Wenn der Anreiz durch Zuwendungen aus dem Abgabenaufkommen und andere an Vermeidungsmaßnahmen gekoppelte Erleichterungen „aufgestockt“ wird, kann die eigentliche Abgabe niedriger sein (vgl. S. 109).

¹⁰ Dabei ist zu berücksichtigen, daß K' ein gewogenes Mittel aller Kosten wiedergibt, die Fläche zwischen K' und K_2 also gleiches Gewicht wie die Fläche zwischen K' und K_1 besitzt.

Wie Abb. 4 zeigt, ist vor allem bei der Abdeckung des größten Nachholbedarfs mit einer Abgabenregelung für jeweils den gleichen mittleren Reinigungsgrad eine erhebliche Ersparnis gegenüber einer Auflagenlösung (Emissionsstandard) erreichbar. Sie wurde unter Einbeziehung der Industrie vom Sachverständigenrat auf 0,8 - 1 Mrd. DM/a eingeschätzt¹¹.

Wenn mit steigenden Wirkungsgraden der hier betrachteten biologischen Abwasserreinigung die Kostendifferenz schrumpft, werden Maßnahmen der weitergehenden Abwasserreinigung (z. B. Phosphatfällung, Nachfiltration etc.) in größerem Umfang notwendig. Bei ihnen wäre durch ein von einer Abgabe gesteuertes Schwerpunktsystem wiederum mit ähnlich bedeutenden Einsparungen zu rechnen.

Aus Abb. 4 geht ebenfalls hervor, daß die im Regierungsentwurf zum AbwAG vorgesehenen Sätze von 25,— bzw. 40,— DM/SE. a, die inzwischen in der politischen Beratung noch abgeschwächt worden sind, nicht als alleiniger Anreiz für eine Gewässersanierung ausreichen. Hierfür kommt den Finanzierungshilfen, z. B. den zweckgebundenen Zuwendungen aus dem Abgaben-Aufkommen, eine Schlüsselrolle zu. Für den öffentlichen Bereich wurde errechnet (5), daß mit solchen finanziellen Entlastungen eine „Aufstockung“ aus einer Abgabe von 25,— DM/SE. a auf einen Anreiz von 60,— DM/SE. a, aus 40,— DM/SE. a auf einen Anreiz von 70,— DM/SE. a zu entwickeln ist. Dabei wurde von der Annahme ausgegangen, daß hierfür 75 % des Aufkommens zur Verfügung stehen, die übrigen 25 % für allgemeine Aufgaben des Gewässerschutzes und die Behebung besonderer örtlicher Notstände einzusetzen sind.

Damit wäre auch im öffentlichen Bereich ein erster Sanierungsabschnitt bis etwa $\eta_{ges} = 80\%$ „selbstgängig“ zu verwirklichen. Bei der Industrie ließe sich entsprechend Abb. 2 ein sogar noch weitergehender Erfolg erzielen, so daß geringer belastete Flußgebiete damit nach heutigen Maßstäben bereits zu sanieren sind.

In überdurchschnittlich belasteten Bereichen, für die diese Wirkungsgrade nicht genügen, müßten dann in einem 2. Abschnitt Abgabe und Anreiz erhöht werden, soweit nicht in überregionaler Lenkung Abgabemittel auch aus anderen Regionen dort konzentriert werden.

Eine solche Anhebung des Abgabeanreizes würde mit der zu Abb. 1 erläuterten stufenweisen Herabsetzung der $\frac{e}{e_0}$ -Werte, ggf. bis unter 0,5, gleichbedeutend sein.

¹¹ Die Einsparung entspricht der Summe aus MGS + SNH in Abb. 3, die sich bei einer Anhebung des mittleren Reinigungsgrades bis in den Bereich der steilen Kostenprogression ebenfalls stetig verkleinern würde.

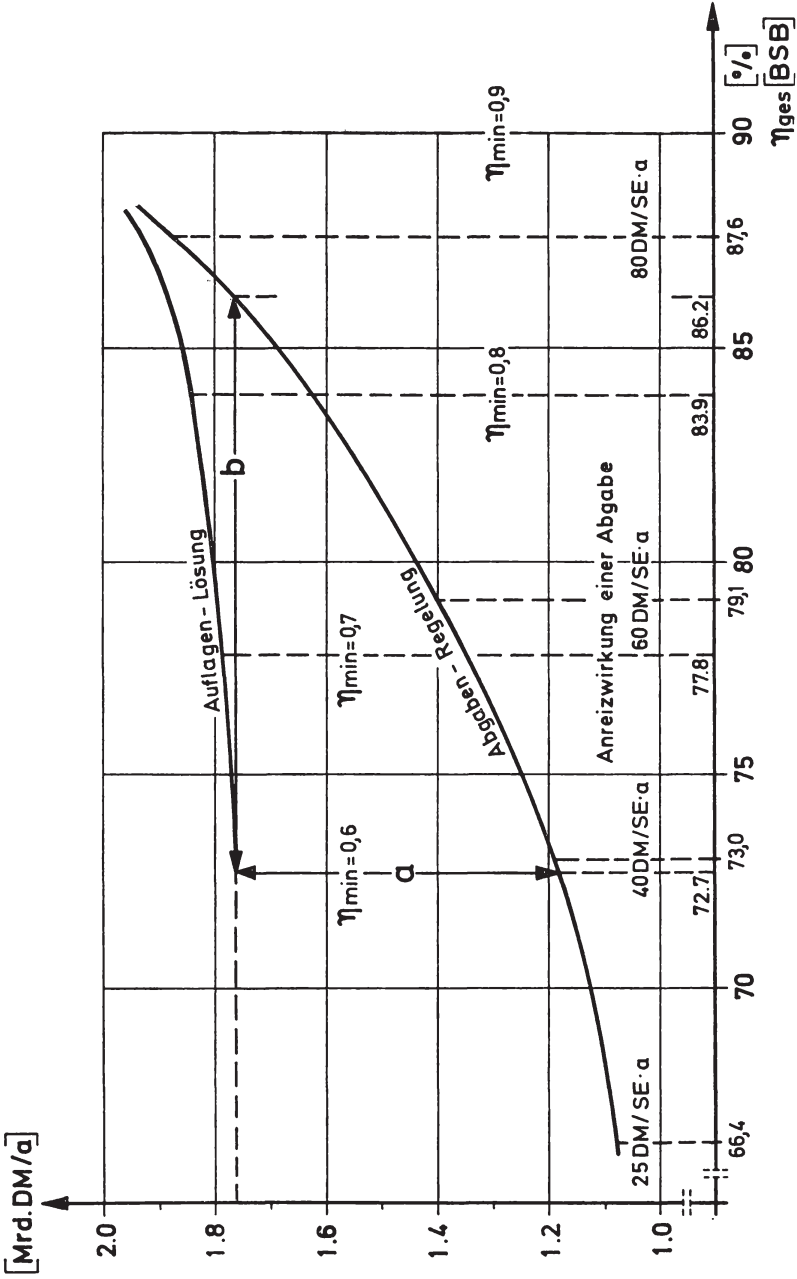


Abb. 4. Erreichbarer mittlerer Reinigungsgrad und zugeordnete Kosten (Stand 1973) im öffentlichen Bereich der Bundesrepublik (5).

Die Abgabe ist somit in der Lage, kostengünstige Investitionsprogramme nahezu automatisch zu verwirklichen. Dabei besteht der Vorteil des effizienzgesteuerten Systems in der mit gleichem Mitteleinsatz schneller zu verbessernden Gewässergüte. Er kann sich, vor allem bei insgesamt geringeren Anforderungen, z. B. $\eta_{ges} = 80\%$ in Abb. 4, als zeitlich unbegrenzt fortdauernde Einsparung auswirken.

Ohne eine wirksame Abgabenregelung könnte ein derartiges, ökonomisch günstiges System nur im Rahmen eines Verbandes (vgl. S. 101, Zu 5). realisiert werden. Ein solches Programm gegenüber Einzeleingleitern durchzusetzen, würde unvermeidlich Ausgleichszahlungen zwischen denjenigen, die zunächst wegen zu geringer „Ertragswerte“ (Abb. 1) nicht zu bauen brauchen, und denjenigen erfordern, die mit weitergehendem Ausbau die Verschmutzung der anderen kompensieren. Dies müßte — wenn auch auf logischen Umwegen — wiederum zu einer Abgabensenkung führen.

4. Erreichbare Anreizwirkung unterschiedlich hoher Abwasserabgaben

Entsprechend dem im Regierungsentwurf zum AbwAG vorgesehenen baldigen Inkrafttreten der Abgabenregelung wurde in den durchgeführten Untersuchungen (5) (15) (16) überprüft, ob damit die notwendige Gewässersanierung etwa im Sinne der zeitlichen Vorstellungen des Umweltprogramms der Bundesregierung erreicht werden könnte. Bei Einbeziehung der Zuwendungen aus dem Abgabenaufkommen zur Aufstockung des Anreizes auf 60,— bzw. 70,— DM/SE. a erschien dies grundsätzlich möglich¹².

Es war jedoch ergänzend darauf hinzuweisen (15, S. 133), daß eine fortdauernde Geldentwertung ohne entsprechende Anpassung der Abgabenhöhe über einen verminderten Anreiz zu geringeren Reinigungsleistungen und damit zu einer größeren Restbelastung der Gewässer führen würde¹³. Ein um mehrere Jahre verzögertes Inkrafttreten der Abgabe verstärkt diese *Abschwächung* des Anreizes mit den für den Gewässerschutz nachteiligen Wirkungen wesentlich. Dem wäre nur mit Hilfe einer Fondslösung unter Vorfinanzierung entsprechend den Vorschlägen von Prof. Dr. Hansmeyer zu begegnen.

Der politischen Diskussion zum AbwAG und den daraus hervorgegangenen *Kompromißvorschlägen* hat vermutlich die Erwartung zu-

¹² Am Beispiel der Zellstoffindustrie (15) war daraus ein Sanierungsprogramm mit einer Steigerung des Gesamtwirkungsgrades von 65 auf 98 % innerhalb von 10 Jahren zu entwickeln.

¹³ Für die Zellstoffindustrie würde eine durchschnittliche Geldentwertungsrate von 5 % pro Jahr die Restverschmutzung um 50 %, bei 7 % pro Jahr um rd. 80 % vergrößern (15, S. 133).

grunde gelegen, eine geringere Abgabenhöhe würde sich proportional auf die erreichbaren Maßnahmen auswirken, insgesamt lediglich zu einer zeitlichen Dehnung des Sanierungsprogramms führen. Diese Auffassung ist sachlich nicht haltbar.

Eine Abgabenhöhe von z. B. 12,— DM/SE. a und das daraufhin auch in geringerem Umfang verfügbare Abgabenaufkommen¹⁴ würden bereits nach heutigem Kostenstand im öffentlichen Bereich nur noch für wenige größere, bisher unterlassene Maßnahmen eine Anreizwirkung ausüben. Wie Abb. 2 zeigt, würde der Anreiz der Abgabe allein lediglich in Produktionsbereichen mit sehr günstiger Kostenstruktur den noch vorhandenen Rückstand beseitigen helfen. Für die Mehrheit der Betriebe auch in diesen Branchen und nahezu die Gesamtheit der übrigen, insbesondere für die chemische Industrie, wird kein wirksamer Anreiz mehr erzeugt. Die Abgabe würde insoweit zur Steuer oder „Ablaßzahlung“ zweckentfremdet.

Ob sich bei der rahmengesetzlichen Beschränkung der Abgabenregelung eine im Bundesgebiet übereinstimmende Aufstockung des Abgaben-Anreizes aus dem geringeren Aufkommen erreichen lassen wird, muß bezweifelt werden. Doch würde ein solcher, u. U. auf 25,— bis 30,— DM erhöhter Anreiz, vor allem wenn er erst in 5 bis 10 Jahren wirksam wird¹⁵, sogar unabhängig von der wohl kaum zu vermeidenden Geldentwertung hinter den zeitlichen Notwendigkeiten der Gewässersanierung nachhinken.

Aufgrund des Hinausschiebens der Abwasserabgabe ist zwar mit einer wesentlich verminderten Investitionstätigkeit für den Gewässerschutz in den nächsten Jahren zu rechnen. Um einen weitgehenden Stillstand zu vermeiden, werden inzwischen, gestützt auf die mit der 4. Novelle teilweise verschärften Bestimmungen des Wasserhaushaltsgesetzes, die ordnungsrechtlichen Instrumente, ggf. durch Zuwendungen öffentlicher Mittel gefördert, intensiver eingesetzt werden müssen. Mit ihnen ist jedoch eine ökonomisch günstige Steuerungswirkung nicht oder z. mind. wesentlich schwieriger als mit einer Abgabe zu erreichen. Im Gegenteil zerstört ein Emissionsstandard der auch gegenüber Einleitern mit hohen Kosten durchgesetzt wird, die Möglichkeit einer insgesamt effizienten Mittelverwendung.

Daraus könnte sich die paradoxe Entwicklung ergeben, daß gerade in der ersten Phase eines längerfristigen Sanierungsprogramms die dafür

¹⁴ d. h. eine maximale Aufstockung auf 25,— bis 30,— DM/SE. a, vorausgesetzt, daß das Aufkommen von den darüber verfügungsberechtigten Ländern überhaupt für eine solche schwerpunktmäßige Verstärkung des Anreizes eingesetzt wird.

¹⁵ In heutiger Sicht ist mit dem Inkrafttreten der Abgabenregelung, beginnend mit 12,— DM/SE. a, nicht vor 1981 zu rechnen.

besonders günstige Abgabenregelung nicht zur Verfügung steht. Sie würde erst dann — und das vermutlich in unzulänglichem Maße — eingesetzt, wenn ihre besonderen Vorteile kaum noch zu nutzen sind (vgl. Abb. 4).

Mit einer solchen Entwicklung würde die Gelegenheit zum wirkungsvollen und ökologisch sinnvollen Vorgehen im Gewässerschutz verpaßt. Darüber hinaus wäre das „Versagen“ der Abwasserabgabe als Instrument des Gewässerschutzes „in praktischer Anwendung“ vorprogrammiert, so daß es den interessenbedingten Gegnern des Verursacherprinzips dann nicht schwerfallen dürfte, dessen Nichteignung für den Umweltschutz auf der politischen Ebene „überzeugend“ und lautstark darzulegen. Eine solche „Gegenoffensive“ zum Verursacherprinzip zeichnet sich bereits jetzt ab.

5. Wirtschaftliche Auswirkungen der Abwasserabgabe auf abwasserintensive Produktionsbereiche

Bedenken gegenüber der im Regierungsentwurf zum AbwAG vorgesehenen Höhe und Gestaltung der Abwasserabgabe wurden vor allem auf die Belastung der abwasserintensiven Industriebereiche durch die Abgabe gestützt¹⁶. Soweit dazu überhaupt Zahlenwerte vorgelegt werden konnten, gingen sie von der Abwasser-Urbelastung, d. h. dem Zustand ohne alle Vermeidungsmaßnahmen, oder vom Ist-Zustand aus. Das eigentliche Ziel der Abgabe, die Einleiter zu Vermeidungsmaßnahmen zu veranlassen, deren Kosten niedriger als die Abgabe liegen, blieb dabei unberücksichtigt.

Der Sachverständigenrat hat deshalb seinem Sondergutachten (5) eine Übersicht zu den Auswirkungen auf verschiedene Branchen hinzugefügt, die jedoch aus Zeitgründen weitgehend auf Schätzungen gestützt werden mußte. Sie führte zu der Aussage, daß eine „spürbare“ Abgabenbelastung, d. h. mit mehr als 1 % des Umsatzes, nur für rd. 10 % der deutschen Industrie zu erwarten sei.

Auf der Grundlage einer gründlichen Datenerhebung wurde für die besonders stark betroffene *Zellstoffindustrie* und die mit ihr verbundene Papierherstellung im Darmstädter Gutachten für das BMI (15) eine gründlichere Untersuchung durchgeführt. Sie ergab, daß bei einer Abgabenhöhe von 40,— DM/SE. a gegenüber einer Belastung von 65 % des Umsatzes im Ist-Zustand durch Vermeidungsmaßnahmen eine erhebliche Entlastung zu erreichen ist. So würde der alleinige Anreiz der

¹⁶ So hat der Bundesrat in seine Stellungnahme zum Regierungsentwurf eine Angabe des Verbandes der Papierindustrie übernommen, wonach die Abgabenbelastung der Zellstoffindustrie rund 80 % des Umsatzes erreichen würde.

Abgabe die Abwasserkosten, d. h. Vermeidungskosten und restliche Abgabe, auf 26,6 % v. Umsatz reduzieren („theoretischer“ Anreiz). Unter Berücksichtigung der finanziellen Hilfen durch Stundung und Erlaß während der Bauzeit sowie der Zuwendungen aus dem Aufkommen würde sich die Belastung auf 13 - 16 % vom Umsatz verringern lassen („effektiver“ Anreiz).

Auf derselben Methodik aufbauend, wurden weitere Produktionsbereiche in die Untersuchung einbezogen (16). Da bei teilweise nicht verfügbaren Daten auf Annahmen und Analogieschlüsse zurückgegriffen werden mußte, können die Ergebnisse lediglich einen größenordnungsmäßigen *Orientierungsrahmen* bieten, der jedoch als politische Entscheidungsgrundlage ausreichen müßte. Die Ergebnisse sind in der beigefügten *Tabelle* zusammengestellt. Sie zeigt, daß im *Ist-Zustand*, d. h. ohne jede kostenvermindernde Reaktion der Abwassereinleiter, für einige Bereiche tatsächlich hohe Abgabenbelastungen entstehen. Außer den hier untersuchten Branchen Zellstoffindustrie mit rd. 65 % vom Umsatz bei 40,—DM/SE. a Abgabenhöhe, Hefeindustrie (2,7 - 5,7 %), Stärkeindustrie (3,7 %) und Lederindustrie (3,3 %) sind z. B. auch die Leimfabriken zu den stärker belasteten Bereichen zu rechnen. Zusammen mit der chemischen Industrie handelt es sich dabei aber auch um die Abwassereinleitungen, die insbesondere in Fällen mit noch größerem Nachholbedarf zu erheblichen Schwierigkeiten in der Wassergütwirtschaft führen. Andererseits zeigt die Zusammenstellung, daß in mehreren Produktionsbereichen, bei denen bisher kritische Auswirkungen der Abwasserabgabe erwartet wurden, die Belastungen unter einer wirtschaftlich noch wesentlichen Schwelle gehalten werden können. Dabei spielt die Möglichkeit eine entscheidende Rolle, durch Vermeidungsmaßnahmen und die mit ihnen gekoppelten Finanzierungshilfen erhebliche *Belastungsvermindierungen* zu erreichen (Spalte i).

Soweit in einer Verarbeitungsstufe *Vorprodukte* mit ebenfalls wesentlichen Abwasserkosten verwendet werden, ist diese Vorbelastung eingerechnet. In mehrstufigen Herstellungsprozessen klingen die relativen Belastungen mit Annäherung an den Endverbraucher stark ab. Selbst bei einer vollen Kostenüberwälzung dürften keine spürbaren Auswirkungen auf die *Verbraucherpreise* auftreten. Dies gilt auch für Produkte, die auf hochbelasteten Vorstufen beruhen, wie z. B. Papierwaren, wenn man berücksichtigt, daß sich die errechneten Mehrkosten in einem Zeitraum von 6 bis 8 Jahren entwickeln. Demgegenüber werden Kostenänderungen allgemein als Jahresraten angegeben.

Zum internationalen *Wettbewerb* ist zu beachten, daß in nahezu allen Industrieländern verschärfte Reinigungsanforderungen gestellt und auch allmählich durchgesetzt werden. Da in den Wettbewerbsländern

meist ein noch größerer Nachholbedarf besteht, ist international selbst dann mit einer vergleichbaren Mehrbelastung zu rechnen, wenn für den Gewässerschutz in der Bundesrepublik höhere Wirkungsgrade gefordert werden. Von einem graduellen „Voreilen“ der hiesigen Anforderungen, wie es sich aus der größeren Belastungsdichte eigentlich zwingend ergeben muß, gehen außerdem technologische Entwicklungsimpulse aus, die mittelfristig dem deutschen *Export* zugute kommen.

Der Belastung durch Abwasserkosten steht gerade bei wasserintensiven Produktionen der allgemeine *Vorteil* gegenüber, daß mit verbesserter Gewässergüte die Wasserbeschaffung erleichtert und verbilligt, ggf. auch Schäden durch unzureichende Wasserqualität vermieden werden. Darüber hinaus können die am Anlagenbau beteiligten Branchen erwarten — z. B. Bauwirtschaft, Maschinenbau, elektrotechnische Industrie —, daß die durch die Abgabe bewirkte Geschäftsbelebung ihre Belastung aus Abwasserkosten überkompensiert.

Die insbesondere bei der Zellstoffindustrie entsprechend der Abwasserschädlichkeit verbleibenden Belastungen könnten dazu führen, als „Härteregelung“ eine teil- oder zeitweise Befreiung von der Abgabepflicht zuzubilligen¹⁷. Wie Abb. 2 zeigt, würden dann aber gerade die ökonomisch besonders günstigen Vermeidungsmaßnahmen unterbleiben. Daraufhin müßte die entsprechende Abwasserschädlichkeit in anderen Bereichen mit einem Vielfachen der Kosten beseitigt werden. Soweit für ganze Produktionsbereiche oder erhaltenswerte Einzelunternehmen als Folge der Abgabe wirtschaftlich kritische Belastungen entstehen, sollte ihnen deshalb nicht durch Freistellungen von der Abgabe, sondern durch wirtschaftliche Hilfen in anderen Gebieten begegnet werden.

Zusammenfassend ist festzustellen, daß eine Abwasserabgabe ein sehr wirksames und ökonomisches Instrument des Gewässerschutzes sein könnte. Diese Wirkungen hängen jedoch von der sinnvollen Gestaltung der Abgabe im entscheidendem Maße ab. Sie sind von der inzwischen veränderten Form der Gesetzesvorlage nicht mehr zu erwarten. Daraufhin muß mit einem unter das gesamtwirtschaftlich erforderliche Mindestmaß verringerten Gewässerschutz zu erhöhten Kosten gerechnet werden.

¹⁷ Eine solche Regelung ist im AbwAG, § 9 (6), vorgesehen.

Zusammenstellung
der umsatzbezogenen Belastungen infolge der Abwasserabgabe gem. Reg. Entw. 1974

Lfd. Nr.	Textf. Abschn.	Produktionsbereich	Umsatz 1974 in Mio. DM ^{a)}	Belastung in Mio. DM Ist-Zustand bei		Mittlere Belastung in % v. U. bei 40,— DM/SE. a				Verhältnis Sp. g : Sp. i (mögl. Belastungs- vermin- derung)
				25 DM/SE. a (m. § 36)	40 DM/SE. a (o. § 36)	Abgabe im Ist-Zustand	Abgabe + Vermeidungskosten theoret. Anreiz	Abgabe + Vermeidungskosten effektiv. Anreiz	h	
a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	
1	3.1.2.	Holzverwertung	670	215	423	64,7	26,6	14,5	4,5 : 1	
2	3.1.3.	Zellstoffindustrie	7 054	112,6	185	2,6	1,7	0,7	3,7 : 1	
3	3.2.1.	Papierindustrie	10 292	9	28	0,3	0,2	0,1	3 : 1	
4	3.2.2.	Energiewirtschaft	33 927	1,1	3	0,01	0,008	0,005	2 : 1	
5	3.3.1.	Steinkohlenbergbau	86 929	450	1 120	1,3	1,07	0,72	1,8 : 1	
6	3.3.2.	Raffinerien	7 566	32	60	0,8	0,6	0,5	1,6 : 1	
7	3.3.3.	Chemische Industrie	9 990	70	146	1,5	1,0	0,7	2,2 : 1	
8	3.3.4.	Chemie insgesamt	1 731	13	30	1,8	1,2	0,8	2,3 : 1	
9	3.3.5.	Farbstoffe	2 866	5	11	0,4	0,3	0,21	2 : 1	
10	3.4.1.	Pharmazeutika	rd. 25 000	14	32	0,13	0,056	0,04	3,2 : 1	
		Kunstfasern ^{b)}								
		Körperpflegemittel ^{b)}								
		Lebensmittel								
		Fleischverarbeitung ohne Geflügel								

11	3.4.2.	Obst- und Gemüse- konserven	484	1,7	4	0,8	0,3	0,2	4 : 1
12	3.4.3.	Zuckerfabriken	2 206	2,8	6,4	0,29	0,18	0,12	2,3 : 1
13	3.4.4.	Hefefabriken ^{e)}	106	2,1/0,95	6,0/2,9	5,7/2,7	2,25/1,5	1,65/0,9	3,5/3 : 1
14	3.4.5.	Spirituosenherstel- lung ^{b)}	1 971	5,5	12	0,6	0,3	0,2	3 : 1
15	3.4.6.	Brauereien ^{b)}	7 622	17	39	0,5	0,22	0,15	3,3 : 1
16	3.4.7.	Milchverarbeitung	14 449	10	25	0,2	0,1	0,6	3,3 : 1
17	3.4.8.	Margarinefabriken	1 467	0,6	0,9	0,062	0,03	0,023	2,7 : 1
18	3.4.9.	Stärkeindustrie	151	2,4	5,6	3,7	1,7	1,2	3,1 : 1
19	3.5.1.	<i>Bekleidung</i> Textilindustrie	28 661	63	148	0,51	0,33	0,27	1,9 : 1
20	3.5.2.	Wäschereien	932	2,2	5	0,54	0,34	0,27	2 : 1
21	3.5.3.	Ledererzeugung	733	12	24	3,3	2,2	1,7	1,9 : 1
22	3.6.1.	<i>Metalle</i> Eisen und Stahler- zeugung ^{d)}	47 075	20	40	0,085	0,053	0,044	1,9 : 1
23	3.6.2.	Maschinenbau ^{b)}	76 394	8	17	0,022	0,020	0,014	1,6 : 1
24	3.6.3.	Straßenfahrzeugbau ^{b)}	51 707	6,5	15	0,029	0,027	0,021	1,4 : 1
25	3.6.4.	Elektroindustrie ohne Datenverarbeitung ^{b)}	73 478	6	14,4	0,0196	0,017	0,013	1,5 : 1
26	3.7.	Deutsche Bundesbahn	1973: 11 687	1,6	3,2	0,028	0,02	0,016	1,75 : 1

a) In näherungsweise Gleichsetzung von Wert der Produktion und Umsatz. — b) Einschließlich Vorprodukte. — c) Alternativ vom Ist-Zustand 1974 ausgehend und mit Maßnahmen bis 1976. — d) Einschließlich Belastung der Kokereien, die in lfd. Nr. 3 bereits enthalten sind.

Literatur

1. Zur Sache 3/71, Themen parlamentarischer Beratung: Umweltschutz (I). Wasserhaushalt, Binnengewässer, Hohe See und Küstengewässer. Hrsg.: Presse- und Informationszentrum des Deutschen Bundestages, 1971. Hier S. 38.
2. *Böhnke, B.*: Wassergüterwirtschaft im Rahmen unserer Gesellschaft und weiterer Entwicklungstrend, Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, Bd. 10, S. 23 - 42. Ges. z. Förderung d. Inst. f. Siedlungswasserwirtschaft der TH Aachen, 1973.
3. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser — LAWA: Normalwerte für Abwasserreinigungsverfahren. Verlag Wasser und Boden, Hamburg 1970.
4. *Bullinger, M., Oberhauser, A., Rincke, G., Schmidt, R.-B.*: Das Verursacherprinzip und seine Instrumente. Eine interdisziplinäre Untersuchung. Heft A 24 der Beiträge zur Umweltgestaltung. E. Schmidt-Verlag, Berlin 1974.
5. Der Sachverständigenrat für Umweltfragen: Die Abwasserabgabe. Wassergüterwirtschaftliche und gesamtökonomische Wirkungen. 2. Sondergutachten vom Februar 1974. Verlag W. Kohlhammer, Stuttgart und Mainz.
6. *Jürgensen, H., Jaeschke, K.-P.*: Operationale Verfahren zur Anwendung des Social-Costs-Prinzips im Umweltschutz. Gutachten für das BMI, Dez. 1971.
7. *Bard, J.-Ph.*: Essai du principe pollueur-payeur à partir d'études de cas. Ges. f. Kernforschung, 2. internat. Expertengespräch, Nov. 1972, S. 83.
8. *Frey, B. S.*: Umweltökonomie; Kleine Vandenhoeck-Reihe. 369 S. Göttingen 1972.
9. *Schürmann, H. J.*: Ökonomische Ansätze zu einer rationalen Umweltpolitik und wirtschaftspolitische Konsequenzen mit besonderer Berücksichtigung der Energiewirtschaft. Diss. Univ. Köln, 1973.
10. *Kneese, A. V.*: Water pollution, economic aspects and research needs. Resources for the Future, Inc. Wash. D. C. 1962, Library of Congress, Catalog card. No. 62 - 12587.
11. Vermont Department of Water Resources: Development of a state effluent charge system. Water Pollution Research Series. 16 110 GNT 02/72 d. US Environmental Protection Agency, Washington, D. C., 1972.
12. *de Lucia, R. J.*: An evaluation of marketable effluent permit systems. EPA — 600/5-74-030, Washington D. C., Sept. 1974.
13. *Seyfried, C. F., Möhle, K.-A., Mönnich, K.-H., Forch, G.*: Untersuchung über die Investitions- und Betriebskosten von biologischen und entsprechendem wirksamen Kläranlagen. Teil I: Kommunale Abwasserreinigungsanlagen Maschinelle Schlammbehandlungsanlagen. Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Hannover, Juni 1975.
14. *Rincke, G.*: Wirtschaftliche Betrachtungen zu den Reinhaltanforderungen in einem Flußgebiet. gwf — wasser/abwasser 109 (1968) H. 44, S. 1229 - 1235.
15. *Rincke, G., Götsching, L., Irmer, H., Dalpke, H.-L.*: Gutachten über einzel- und gesamtwirtschaftliche Auswirkungen des geplanten Abwasserabgabengesetzes auf die Papier- und Zellstoffindustrie. Darmstadt, Mai 1975. Zu beziehen über die Abwassertechnische Vereinigung e. V., Bonn.
16. *Rincke, G.*: Untersuchung über wirtschaftliche Auswirkungen der vorgesehenen Abwasserabgabe auf abwasserintensive Produktionszweige. Dem BMI vorgelegt im Februar 1976.
17. BMI: Abwasserstatistik 1969, Umweltschutz Nr. 18, Bonn 3. 11. 1972.

Die optimale Nutzung erschöpfbarer Energieressourcen

Von Hans K. Schneider und Walter Schulz, Köln

1. Problemstellung und Aufbau

1.1. Nicht regenerierbare natürliche Ressourcen sind dadurch gekennzeichnet, daß jede Einheit, die produziert wird, die Produktionsmöglichkeiten in späteren Perioden verringert. Damit stellt sich bei allen natürlichen Ressourcen, für die eine Nachfrage existiert, die Frage, wie der naturgegebene Vorrat bestmöglich genutzt werden kann und soll. Die Frage ist vor allem dort aktuell, wo die Relation zwischen realisierter Produktion (pro Periode oder über alle früheren Produktionsperioden hinweg akkumuliert) und dem Umfang des Vorrats die „bald“ bevorstehende Erschöpfung der betreffenden Ressource signalisiert. Das wichtigste Beispiel im Energiebereich ist das Mineralöl. Die Weltölförderung erreichte 1973 ein Niveau, das etwa 1/40 der sog. sicheren Weltreserven und 1/80 der nach heutigen Schätzungen insgesamt förderbaren Vorräte ausmachte. Würde sich das exponentielle Wachstum des Ölverbrauchs im vergangenen Vierteljahrhundert auch künftig fortsetzen, so wären die sicheren Reserven schon um 1990 erschöpft und die insgesamt förderbaren um das Jahr 2000. Derartige Extrapolationen sind heute gang und gäbe, um die Öffentlichkeit „energiebewußter“ zu machen, insbesondere um Verständnis für Energiesparen zu wecken. Die optimale Nutzung des Öls wird hier als sparsamer Umgang mit Öl verstanden, im Grenzfalle als Verzicht auf seine Nutzung, wo immer dies technisch möglich ist.

Harald Hotelling schrieb vor einer Generation über die Frage der „Konservierung“ erschöpfbarer natürlicher Ressourcen: “Contemplation of the world’s disappearing supplies of minerals, forests, and other exhaustible assets has led to demands for regulation of their exploitation. The feeling that these products are now too cheap for the good of future generations, that they are being selfishly exploited at too rapid a rate, and that in consequence of their excessive cheapness they are being produced and consumed wastefully has given rise to the conservation movement.”¹

¹ H. Hotelling, The Economics of Exhaustible Ressources, Journal of Political Economy, Vol. 39, S. 137 - 175. S. 137.

1.2. Während die bisher vorliegenden Untersuchungen von Ingenieuren zur Minimierung des Einsatzes erschöpfbarer Ressourcen keine theoretische Grundlage besitzen, gibt es diese für den ökonomischen Aspekt der optimalen Nutzung seit Harald Hotelling. Hotelling entwickelt im zitierten Artikel das ökonomische Fundamentalprinzip für die Nutzung erschöpfbarer natürlicher Ressourcen mit den Mitteln der mikroökonomischen Analyse. Alle späteren Beiträge von Ökonomen bauen auf dieser Grundlage auf.

Der Eigentümer einer erschöpfbaren Ressource ist normalerweise daran interessiert, den erwarteten Gesamtgewinn (Gegenwartswert aller erwarteten Periodengewinne) zu maximieren. Die Produktion einer weiteren Einheit in der gegenwärtigen Periode erhöht den Gesamtgewinn offenbar nur dann, wenn der Gewinn aus der Produktion dieser letzten Einheit in der gegenwärtigen Periode höher ist als der höchste abdiskontierte Gewinn, der für die Produktion dieser Einheit in einer späteren Periode erwartet wird. Die Entscheidung über die gegenwärtige Produktion muß also neben den laufenden Kosten die Opportunitätskosten aus dem Verzicht auf den Verkauf heute produzierter Einheiten in späteren Perioden berücksichtigen. Die Förderung stellt die Nutzung des Kapitalguts „Vorrat der erschöpfbaren Ressource X“ dar und bewirkt eine nutzungsbedingte Wertminderung dieses Kapitalguts. Sie verursacht also user cost: "disinvestment involved in using the equipment."^{2,3}

Die Notwendigkeit, user cost bei der einzelwirtschaftlichen Entscheidung über die optimale Produktionsmenge pro Periode zu berücksichtigen, folgt nicht aus der Tatsache der physischen Erschöpfbarkeit des Vorrats als solcher, sondern allein aus der Erwartung, daß die Produktion in der Gegenwart die erzielbaren Gewinne in späteren Perioden verringern wird. Daß durch die Produktion in der Gegenwart die Produktionsmöglichkeiten in späteren Perioden verringert und/oder ihre Produktionskosten erhöht werden, ist eine notwendige, aber nicht zugleich hinreichende Bedingung für das Entstehen von user cost. Die immer wieder anzutreffende Behauptung „Whenever the total stock of resources is limited, greater sales today imply fewer sales in the future ...“⁴ gilt nur unter der Voraussetzung einer erwarteten Nachfrageentwicklung, nach der der gesamte Vorrat auch wirtschaftlich produktionswürdig ist. Andernfalls ist die natürliche

² J. M. Keynes, *The General Theory of Employment, Interest and Money*, Chapter 6, Appendix on user cost. Vgl. auch A. Scott, *Notes on User Cost*, *The Economic Journal*, Vol. 63, 1953, S. 365 - 384.

³ Die Begriffe „user cost“ und „Opportunitätskosten des Vorratsabbaus“ werden im weiteren gleichbedeutend verwendet.

⁴ O. S. Goldsmith, *Market allocation of exhaustive resources*, *Journal of Political Economy*, Vol. 82, S. 1036.

Ressource nicht knapp und ihre Nutzung verursacht folglich keine Opportunitätskosten. Die gleichgewichtige Förderentwicklung führt unter den Bedingungen der vollständigen Konkurrenz zur Maximierung der Rente der Ressource.

Formal unterscheidet sich der für die wohlfahrtsökonomische Zielsetzung relevante Maximierungsansatz nicht vom einzelwirtschaftlichen. Auch unter wohlfahrtsökonomischer Zielsetzung ist das Maximum des Gegenwartswertes der Periodenüberschüsse zu bestimmen, doch sind hier die Periodenüberschüsse nicht als Periodengewinne, sondern als die jeweilige Summe aus Konsumenten- und Produzentenrenten zu verstehen. Wie in der Wohlfahrtsökonomik begründet wird, wird ein Effizienzmaximum in der Produktion und im Tausch dann erzielt, wenn alle Märkte konkurrenzwirtschaft organisiert sind und somit überall Preise und Grenzkosten übereinstimmen. Externe Effekte existieren nicht oder sind derart internalisiert, daß die Transformations- und Substitutionsraten mit den entsprechenden Preisrelationen übereinstimmen. Der Unterschied des wohlfahrtsökonomischen Kalküls gegenüber dem einzelwirtschaftlichen besteht somit allein in der Wahl der Preisgrößen, die in den Kalkül eingehen.

1.3. Man muß unterscheiden zwischen dem physischen Begriff von Naturstoffen, dem ökonomischen Begriff „natürliche Ressourcen“ und als Teilmenge der letzteren die „erschöpfbaren natürlichen Ressourcen“.

Gerade die Geschichte der Energiewirtschaft hat uns gelehrt, diese Begriffe streng zu trennen. „Natürliche Ressourcen“ sind ein Produkt unserer Bedürfnisse und technischen Möglichkeiten. Nicht das stoffliche Substrat, sondern die Bedürfnisse und technischen Möglichkeiten machen einen Naturstoff zu einem Inputfaktor in produktiven Prozessen; und sie entziehen ihm diesen Status ggf. wieder, sobald überlegene Substitute auftauchen. Es ist sinnlos zu sagen, zu den natürlichen Ressourcen, über die die Indianer Nordamerikas verfügt hätten, hätten auch die Erdölvorräte des Kontinents gehört; ebensowenig zählte Uranerz vor der Entdeckung und Beherrschung der Kernenergietechniken zu den „natürlichen Ressourcen“.

Zur Kategorie der „erschöpfbaren natürlichen Ressourcen“ im ökonomischen Sinne zählen solche Ressourcen, bei denen eine Nutzung (positive Förderrate) in einer Periode den Knappheitsgrad in späteren Perioden verändert. Ist das nicht der Fall, so mag der Vorrat physisch begrenzt und damit erschöpfbar sein, er stellt aber ein freies Gut dar, dessen Nutzung keine Opportunitätskosten verursacht.

1.4. Eine andere Betrachtungsweise legt nicht ökonomische Kategorien, sondern physische zugrunde. Der vorhandene Vorrat ist absolut

begrenzt, jeder Verbrauch in der Gegenwart „nimmt zukünftigen Generationen etwas weg“. In seiner allgemeinen Form kann das Problem auf das Entropiegesetz zurückgeführt werden⁵. Wenn wir eine im Verhältnis zum Umfang der nicht regenerierbaren Ressourcen genügend große (kumulierte) Weltbevölkerung annehmen, ergibt sich notwendigerweise ein Konflikt zwischen „besser“ leben und mehr Leben. Die Entscheidung dieses ethischen Problems liegt jenseits der ökonomischen Fragestellung. Erst wenn eine Entscheidung getroffen ist, läßt sich ihr Ergebnis wiederum ökonomisch formulieren als die Wahl einer gesellschaftlichen Zeitpräferenzrate, was gleichbedeutend ist mit einer Entscheidung über die gesamtwirtschaftliche Investitionsquote und damit über die Wachstumsrate des gesamten Kapitalstocks. Die Vorräte erschöpfbarer Ressourcen stellen einen Teil des gesamten Kapitalstocks dar. Die Frage nach der optimalen Nutzung dieser Ressourcen ist dann eine Entscheidung über die Zusammensetzung des Kapitalstocks. Es geht nicht mehr um das ethische Problem der Höhe der „zulässigen“ Konsumquote in einer physisch begrenzten Welt, sondern um die Frage der optimalen Zusammensetzung des Kapitalstocks nach reproduzierbarem und natürlichem Sachkapital⁶. In diesem Rahmen sind die folgenden Überlegungen über die optimale Nutzung nicht vermehrbare natürlicher Ressourcen zu sehen.

1.5. Die Untersuchung erfolgt in drei Schritten. Zunächst (Kapitel 2) wird das gewinnmaximierende Förderprofil eines einzelnen Anbieters untersucht, der den Marktpreis der Ressource als gegeben hinnimmt (Mengenanpasser) und die Abbaugeschwindigkeit so wählt, daß der Wert des Vorrats (Gegenwartswert aller Periodengewinne bis zur Erschöpfung des Vorrats) ein Maximum erreicht. Dies zeigt die ökonomischen Überlegungen, die z. B. ein Förderland anstellt, dessen Marktanteil so gering ist, daß seine Förderentscheidungen die Ölpreisentwicklung nicht merklich beeinflussen. Die optimale Ausbeutepolitik erfordert den ständigen Ausgleich zwischen dem Grenzgewinn aus der laufenden Förderung und den marginalen user cost. Die Höhe der user cost wird bestimmt durch den Umfang des Vorrats, den Kalkulationszinssatz und die erwartete Preis- (und Kosten-)Entwicklung über die gesamte Lebensdauer des Vorrats. Die erwartete zukünftige Entwicklung geht also in die gegenwärtigen Förderentscheidungen ein, und

⁵ N. Georgescu-Roegen, *The Entropy Law and the Economic Process*, Cambridge, Mass., 1971.

⁶ Diese Betrachtungsweise ist anwendbar, wenn zwischen der betreffenden erschöpfbaren natürlichen Ressource und anderen Teilen des gesamten Kapitalstocks Substitutionsmöglichkeiten bestehen; sie ist nicht anwendbar für „environmental resources“. Vgl. A. C. Fisher, V. Krutilla, *Resource Conservation, Environmental Preservation, and the Rate of Discount*, in: *The Quarterly Journal of Economics*, Vol. 89, 1975, S. 358 - 370.

zwar um so stärker, je geringer der verbleibende Vorrat und je niedriger der Kalkulationszinssatz ist.

Im nächsten Schritt (Kapitel 3) wird die Betrachtung auf das Gesamtangebot einer erschöpfbaren Ressource ausgedehnt⁷. Dieses Kapitel baut auf dem grundlegenden Ansatz von Hotelling auf, der „pure theory of exhaustion“. Das Phänomen der Erschöpfbarkeit wird durch die Annahme eines homogenen, physisch begrenzten Vorrats erfaßt. Die Begrenztheit der Ressource läßt im Zeitablauf wachsende Knappheitsrenten entstehen, die von den Anbietern antizipiert werden und als Opportunitätskosten des Vorratsabbaus die Förderentscheidungen schon lange vor der tatsächlichen Erschöpfung des Gesamtvorrats beeinflussen. Der Markt ist nicht blind gegenüber zukünftigen Entwicklungen, allerdings ist der ökonomische Zeithorizont begrenzt und durch die Höhe des Zinssatzes bestimmt. Wenn die Produzenten einen hohen Kalkulationszinssatz verwenden, wird auch eine begrenzte Ressource lange Zeit als freies Gut behandelt; erst bei Annäherung an den Erschöpfungszeitpunkt gewinnen die antizipierten Knappheitsrenten einen merklichen Einfluß auf die Marktpreisentwicklung und bewirken eine Verbrauchseinschränkung. Es wird gezeigt, daß die dadurch erreichte Verlängerung der Lebensdauer des Gesamtvorrats bei dem heute vorherrschenden Zinsniveau gering ist.

Eine Monopolisierung des Angebots einer erschöpfbaren natürlichen Ressource bewirkt, daß über die Knappheitsrenten hinaus Monopolrenten die Preisentwicklung bestimmen. Da diese Monopolrenten weder vom Umfang des Gesamtvorrats noch vom Kalkulationszinssatz abhängig sind, bestimmen sie die Preisentwicklung nicht erst bei Annäherung an den Erschöpfungszeitpunkt, sondern über die gesamte Ausbeutedauer hinweg.

Der Konservierungseffekt ist deshalb bei einer Monopolisierung dieser Märkte wesentlich stärker als bei Ausbeutung unter Konkurrenzbedingungen. Es stellt sich also die Frage, ob die Monopolisierung von Rohstoffmärkten wegen der Erschöpfbarkeit dieser Ressourcen nicht eine andere Beurteilung erfahren muß als in anderen Produktionsbereichen. Es wird jedoch gezeigt, daß eine solche isolierte Betrachtung durch weitere Gesichtspunkte ergänzt werden muß.

Der Ansatz von Hotelling unterstellt einen begrenzten aber homogenen Gesamtvorrat der natürlichen Ressource. Die Gewinnungskosten sind also von der kumulierten Förderung unabhängig und bleiben bis zur Erschöpfung der Ressource konstant; der gesamte vorhandene

⁷ Die makroökonomischen Ansätze werden hier nicht behandelt. Vgl. dazu F. Gehrels, *Optimal Growth of an Open Economy*, Göttingen 1975, sowie die Beiträge in der *Review of Economic Studies*, 1974.

Vorrat ist förderwürdig. Es erscheint jedoch realistischer anzunehmen, daß sich die Qualität einer erschöpfbaren natürlichen Ressource mit wachsender kumulierter Förderung verschlechtert; daß auf immer ungünstigere Vorkommen zurückgegriffen werden muß, bis die Gewinnungskosten auf das Niveau des Marktpreises des Produktes angestiegen sind und damit die wirtschaftlich gewinnbaren Vorräte erschöpft sind.

In Kapitel 4 wird ein Modell auf dieser Grundlage entwickelt. Die Produzenten antizipieren die durch den Rückgriff auf immer ungünstigere Vorräte erzwungenen Preissteigerungen und berücksichtigen sie in Form von Opportunitätskosten des Vorratsabbaus bei ihren Förderentscheidungen. Die user cost sind nicht durch Knappheitsrenten, sondern durch Differentialrenten der qualitativ überlegeneren Vorräte bedingt.

In Kapitel 5 werden aus diesen modelltheoretischen Überlegungen einige wirtschaftspolitische Schlußfolgerungen gezogen. Zunächst wird das grundsätzliche Problem einer Politik der Konservierung erschöpfbarer natürlicher Ressourcen behandelt. Es wird gezeigt, daß eine Diskrepanz zwischen Marktzins und sozialer Diskontrate eine Sonderbehandlung (Konservierung) bestimmter Teile (erschöpfbare natürliche Ressourcen) des gesamten Kapitalstocks einer Volkswirtschaft nicht rechtfertigt.

Schließlich werden die hier entwickelten Überlegungen dazu benutzt, einige Aspekte der jüngsten Entwicklung auf dem Welterdölmarkt zu interpretieren.

2. Die optimale Förderpolitik eines einzelnen Anbieters

Wir untersuchen zunächst die gewinnmaximierende Förderpolitik eines Anbieters, der als Mengenanpasser handelt. Er verfügt über einen begrenzten Vorrat, dessen Umfang bekannt ist. Ebenso sind die Kosten- und Nachfrageverhältnisse über den gesamten relevanten Planungszeitraum bekannt. Die Kosten sind nur von der Förderrate (Höhe der Förderung je Periode) abhängig. Unterstellt wird eine U-förmige Durchschnittskostenkurve

$$(1) \quad DK_q = a_2 q^2 + a_1 q + a_0$$

mit der zugehörigen Grenzkostenkurve

$$(2) \quad K'_q = 3 a_2 q^2 + 2 a_1 q + a_0$$

Die Kostenfunktion ändert sich weder in Abhängigkeit von der Zeit noch in Abhängigkeit von der kumulierten Förderung.

Bei einem begrenzten Vorrat entstehen neben den laufenden Kosten Opportunitätskosten durch den Verzicht auf den Verkauf der produzierten Einheiten in späteren Perioden. Man erhält die user cost aus der Lösung der folgenden Maximierungsaufgabe.

$$(3) \quad W_0 = \sum_{t=0}^T G_t \cdot (1+r)^{-t} = \sum_{t=0}^T (E_t - K_t) \cdot (1+r)^{-t} = \text{Max!}$$

unter der Nebenbedingung

$$(4) \quad \sum_{t=0}^T q_t \leq R$$

W_0 = Wert des Vorrats in t_0

G_t = Gewinn in Periode t

E_t = Erlös in Periode t

K_t = Gesamtkosten in Periode t

P = konstanter Marktpreis

r = Zeitpräferenzrate bzw. Kalkulationszinsfuß

λ_t = user cost in Periode t

q_t = Fördermenge in t

R = Gesamtvorrat

T = Zeitpunkt der Erschöpfung des Vorrats

Als Lösung des Maximierungsproblems erhält man eine notwendige und eine hinreichende Bedingung für das Gewinnmaximum. Die *notwendige Bedingung* des Gewinnmaximums lautet:

$$(5) \quad \frac{\partial G_t}{\partial q_t} = p - K'_t = \lambda \cdot (1+r)^t$$

Diese Bedingung besagt, daß der Gegenwartswert des Gesamtgewinns aus der Nutzung des Vorrats, also der Wert des Vorrats für den Produzenten, nur dann ein Maximum erreicht, wenn der Grenzgewinn von Periode zu Periode mit der Rate r wächst. Die laufenden Grenzkosten liegen dabei in jeder Periode um den Betrag der marginalen Opportunitätskosten des Vorratsabbaus (= user cost λ) unter dem Grenzerlös, der beim Mengenanpasser identisch mit dem Marktpreis ist.

Die Steigerung des Grenzgewinns von Periode zu Periode mit der konstanten Rate r kann bei konstantem Marktpreis nur durch eine ständige Senkung der Grenzkosten erreicht werden. Dies impliziert bei dem unterstellten Grenzkostenverlauf die ständige Verringerung der Förderrate.

Die *Veränderung* der Förderrate in der Zeit (\dot{q}) ist also durch die Bedingung festgelegt, daß die diskontierten Grenzgewinne in allen

Perioden gleich hoch sind. Die *absolute Höhe* der Förderraten in allen Perioden ergibt sich aus der weiteren *hinreichenden Bedingung* für die gewinnmaximale Nutzung, nach der in der letzten Förderperiode Grenzgewinn und Durchschnittsgewinn übereinstimmen müssen. In der letzten Periode wird also im Betriebsoptimum gefördert.

$$(6) \quad G'_T = p - K'_{(q^*_T)} \quad (q^* = \text{Förderrate im Betriebsoptimum})$$

In allen vorhergehenden Perioden wird die Förderrate über das Betriebsoptimum hinaus ausgedehnt; der erzielte Stückgewinn ist zwar niedriger, fällt aber zeitlich früher an und ist deshalb dem maximalen Stückgewinn in der letzten Periode gleichwertig. Aus Gl. (6) leitet sich die absolute Höhe der marginalen user cost in jeder Förderperiode ab:

$$(7) \quad \lambda_t = (p - K'_{(q^*_T)}) (1 + r)^{-(T-t)} = \lambda_T (1 + r)^{-(T-t)}$$

Diese user cost muß der Anbieter zusätzlich zu den laufenden Kosten in seinem Maximierungskalkül berücksichtigen. Man erhält dann folgende Grenzkostenfunktion:

$$(8) \quad K'_{(q_t)} = 3 a_2 q_t^2 + 2 a_1 q_t + a_0 + \lambda_t$$

bzw.

$$(8 a) \quad K'_{(q_t)} = 3 a_2 q_t^2 + 2 a_1 q_t + a_0 + \lambda_T (1 + r)^{-(T-t)}$$

Mit Hilfe dieser verallgemeinerten Grenzkostenfunktion kann man nun die gewinnmaximierende Förderpolitik wie im traditionellen Fall durch die Gleichheit von Grenzkosten (einschl. marginalen user cost) und Grenzerlös bestimmen

Bei einem unbegrenzten Vorrat wird die Förderung bei der Zielsetzung der Gesamtgewinnmaximierung in jeder Periode bis zum Ausgleich der Grenzkosten mit dem Marktpreis ausgedehnt. Man erhält die Bestimmungsgleichung für das Förderprofil, indem man Gl. (2) nach q_t auflöst und die Bedingung $K'_t = p_t$ erfüllt:

$$(9) \quad q_t = - \frac{a_1}{3 a_2} + \left(\left(\frac{a_1}{3 a_2} \right)^2 + \frac{p - a_0}{3 a_2} \right)^{\frac{1}{2}}$$

Ist der Vorrat begrenzt, so entstehen zusätzlich zu den laufenden Kosten Opportunitätskosten des Vorratsabbaus. Man erhält das optimale Förderprofil, indem man Gl. (8 a) nach q_t auflöst und die Bedingung $K'_t = p_t$ erfüllt.

$$(10) \quad q_t = -\frac{a_1}{3 a_2} + \left(\left(\frac{a_1}{3 a_2} \right)^2 + \frac{p - a_0}{3 a_2} - \frac{\lambda_T (1 + r)^{-(T-t)}}{3 a_2} \right)^{\frac{1}{2}}$$

bzw.

$$(10 a) \quad q_t = -\frac{a_1}{3 a_2} + \left(\left(\frac{a_1}{3 a_2} \right)^2 + \frac{p - (a_0 + \lambda_t)}{3 a_2} \right)^{\frac{1}{2}}$$

Der Vergleich der Förderprofile bei begrenztem (Gl. (10 a)) und unbegrenztem Vorrat (Gl. (9)) zeigt:

- Eine begrenzte Ressource wird langsamer abgebaut als eine unbegrenzte.
- Je geringer der (Rest-)Vorrat ist (je geringer damit $T-t$), desto langsamer wird der Vorrat abgebaut.
- Je niedriger der Zinssatz r ist, desto langsamer wird der Vorrat abgebaut.

Schaubild 1 zeigt das optimale Förderprofil des Mengenanpassers bei gegebenem Vorrat R und konstantem Marktpreis p in Abhängigkeit vom Kalkulationszinssatz. Je niedriger der Zinssatz ist — je höher der Anbieter also künftig anfallende Gewinne bewertet — um so stärker wird die Förderung in die Zukunft hinein verlagert. Ein hoher Zinssatz schneidet demgegenüber die Zukunft ab und nähert die Förderpolitik derjenigen bei unbegrenztem Vorrat an.

Aufschlußreich sind die Grenzwerte, denen die optimale Förderrate bei sehr hohen und niedrigen Zinssätzen zustrebt.

Die obere Grenze der Förderrate wird bei $r = \infty$ erreicht. Dann werden (nach Gl. (7)) die user cost der Förderung in jeder Periode Null; G. (10) geht in Gl. (9) über, d. h. der Mengenanpasser fördert — ohne Rücksicht auf den Umfang des Vorrats — in jeder Periode die periodengewinnmaximierende Menge. In diesem Grenzfall schlägt sich der Begrenztheit des Vorrats in der Förderpolitik nicht nieder.

Die untere Grenze der Förderrate wird bei $r = 0$ erreicht. Dann sind (nach Gl. (7)) die user cost in allen Förderperioden gleich hoch und entsprechen dem maximalen Stückgewinn. Der Mengenanpasser fördert — ohne Rücksicht auf den Umfang des Vorrats — in jeder Periode im Betriebsoptimum.

Die Spanne zwischen der höchsten und niedrigsten optimalen Förderrate — und damit zwischen der kürzestmöglichen und längstmöglichen Ausbeutezeit des Vorrats — ist durch die Kostenfunktion des Mengenanpassers und die Höhe des Marktpreises bestimmt. Denn diese Größen bestimmen die Differenz zwischen der Förderrate im Perioden-Gewinn-

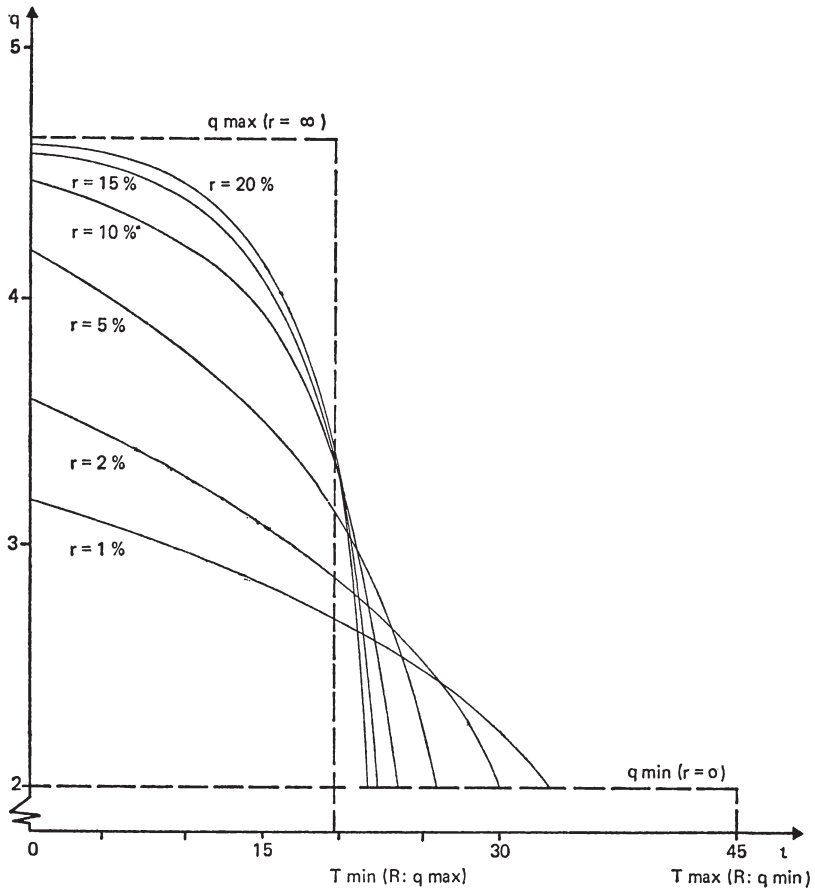


Schaubild 1

maximum und im Betriebsoptimum. Wo die optimale Förderrate innerhalb dieses Bereichs für einen bestimmten Produzenten liegt, hängt vom Umfang seines Vorrats und von der Höhe seines Kalkulationszinssatzes ab.

Neben dem Umfang des Vorrats und dem Kalkulationszinssfuß bestimmt vor allem die erwartete Marktpreisentwicklung die Höhe und zeitliche Entwicklung der user cost der Anbieter und damit deren optimale Förderpolitik. Die Bestimmungsgleichung für die Höhe der user cost (Gl. (7)) muß entsprechend erweitert werden⁸:

⁸ Analog kann man den Einfluß erwarteter Kostenänderungen auf die user cost der Förderung erfassen.

$$(11) \quad \lambda_t = (p_0 - K'_{(q^*T)}) (1 + (r - \dot{p}))^{-(T-t)}$$

Je höher die Preissteigerungsrate \dot{p} , desto stärker wird die Förderung in die Zukunft hinein verlagert, da bei stärker ansteigenden Preisen die Opportunitätskosten der Gegenwartsförderung höher sind. Die Erwartung stark steigender Preise wirkt also auf die optimale Förderpolitik in der gleichen Richtung wie die Anwendung eines niedrigen Zinssatzes. In beiden Fällen werden die Opportunitätskosten der Förderung erhöht, wenn auch aus ganz unterschiedlichen Gründen. Im ersten Falle werden höhere Gewinne in der Zukunft erwartet, im zweiten Fall werden zukünftige Gewinne höher bewertet.

Wenn die Rate des Preisanstiegs (\dot{p}) mit dem Zinssatz übereinstimmt, sind die user cost in allen Perioden gleich hoch und entsprechen dem maximal erzielbaren Stückgewinn in der letzten Förderperiode. Der Anbieter wird in jeder Periode im Betriebsoptimum fördern. Diese Förderpolitik ist identisch mit derjenigen bei konstantem Marktpreis und einem Zinssatz von Null.

Steigt der Marktpreis mit einer Rate, die über dem Zinssatz liegt, dann übersteigen die user cost den maximal erzielbaren Stückgewinn. Bei jeder positiven Förderrate übersteigen die Opportunitätskosten des Vorratsabbaus den heutigen Gewinn aus der Förderung dieser Einheiten. Anders ausgedrückt, der Wert des Vorrats steigt mit einer Rate, die größer ist als der Kalkulationszinsfuß. Das Halten des Vorrats ist also allen dem Produzenten offenstehenden alternativen Kapitalanlagemöglichkeiten vorzuziehen⁹.

Unterstellen wir umgekehrt, daß der Marktpreis vor der Erschöpfung des Vorrats des Mengenanpassers auf das Niveau des Durchschnittskostenminimums sinkt, dann entstehen durch die laufende Förderung keine user cost ($\lambda_T = 0$; vgl. Gl. (7)). Eine solche Situation kann z. B. durch die Entwicklung überlegener Substitute eintreten, die den betreffenden Energieträger vom Markt verdrängen, bevor der Gesamtvorrat erschöpft ist. Eine Verringerung der Förderung in der Gegenwart würde also den Wert des Vorrats nicht vergrößern und kann deshalb den Gegenstandswert des Gesamtgewinns nicht erhöhen. Obwohl der Vorrat physisch begrenzt ist, wird die Ressource vom Produzenten wie ein freies Gut behandelt.

⁹ Hier gilt: "Oil in the ground appreciates faster than money in the bank." M. A. Adelman, Politics, Economics, and World Oil, The American Economic Review, LXIV, 1974, S. 58 - 67, S. 160. Ein derartiger Preisanstieg hat denselben Einfluß auf die Opportunitätskosten der Förderung wie ein negativer Kalkulationszinsfuß bei konstantem Marktpreis.

3. Die optimale Ausbeutung des Gesamtvorrats einer erschöpfbaren Ressource

3.1. Das Knappheitsrentenmodell

3.1.1. Wir haben bisher eine einzelwirtschaftliche Betrachtung durchgeführt. Es wurde dargestellt, wie ein einzelner Anbieter sein Förderprofil einer vorgegebenen Preisentwicklung der erschöpfbaren Ressource anpaßt. Jetzt fragen wir nach den Bestimmungsgründen für diese Marktpreisentwicklung selbst. Grundlage ist die von Gray und Hotelling entwickelte Theorie der optimalen Nutzung erschöpfbarer Ressourcen (pure theory of exhaustion)¹⁰. Diese Theorie bestimmt die gleichgewichtigen Zeitpfade des Marktpreises und der Förderung einer homogenen, begrenzten Ressource unter den Bedingungen allseitiger vollständiger Konkurrenz. Alle Anbieter handeln als Gewinnmaximierer und besitzen vollkommene Information.

Die Annahme der Homogenität des Gesamtvorrats bedeutet, daß die laufenden Gewinnungskosten sich weder in Abhängigkeit von der Zeit noch in Abhängigkeit von der kumulierten Förderung ändern. Es gibt also keinen technischen Fortschritt in der Gewinnungstechnik und die wachsende kumulierte Förderung erzwingt auch nicht den Rückgriff auf immer ungünstigere Vorkommen. Physisch vorhandener und wirtschaftlich gewinnbarer (förderwürdiger) Gesamtvorrat fallen zusammen.

Die Annahme allseitiger vollständiger Konkurrenz bedeutet, daß der Marktpreis in jeder Periode der Summe aus laufenden Grenzkosten des Gesamtangebots und marginalen user cost entspricht. Weiter folgt daraus, daß die Opportunitätskosten des Kapitals und damit der Kalkulationszinssatz für alle Anbieter gleich sind.

Für die weiteren Überlegungen unterstellen wir, daß sich die Nachfrageverhältnisse im Zeitablauf nicht ändern. Es wird eine lineare Nachfragefunktion unterstellt. Die Angebotskurve des Marktes erhält man durch Aggregation aller individuellen Angebotskurven (Gl. (10)). Unterstellt man zur Vereinfachung der Aggregation, daß die Kostenfunktionen (laufende Kosten) aller Anbieter identisch sind, so erhält man die folgende Angebotskurve des Marktes.

$$(12) \quad Q_t = -n \left(\frac{a_1}{3 a_2} \right) + \left(\left(\frac{n a_1}{3 a_2} \right)^2 + \frac{n^2 (p_t - a_0 - \lambda_t)}{3 a_2} \right)^{\frac{1}{2}}$$

¹⁰ L. C. Gray, Rent under the assumption of exhaustibility, *The Quarterly Journal of Economics*, Vol. 28, 1914, S. 66 - 89. H. Hotelling, op.cit. Vgl. auch R. Gordon, A Reinterpretation of the Pure Theory of Exhaustion. *Journal of Political Economy*, Vol. 75. 1967, S. 274 - 286. O. S. Goldsmith, op.cit.

Da wir gewinnmaximierendes Unternehmerverhalten und vollständige Konkurrenz unterstellen, ist die Angebotskurve des Marktes mit der Grenzkostenkurve des Gesamtangebots identisch, wobei die Grenzkosten wegen der Begrenztheit des Vorrats die marginalen user cost einschließen. Letztere stellen in Gl. (12) noch eine unbekannte Größe dar. Die user cost eines einzelnen Anbieters hängen von der Entwicklung des Gesamtangebots und der Gesamtnachfrage des Marktes ab. Die Angebotsfunktionen der einzelnen Anbieter sind also über die user cost voneinander abhängig. Die individuellen Angebotsfunktionen können nur simultan bestimmt werden.

Setzt man Gl. (12) in die Nachfragefunktion ein, so erhöht man das gleichgewichtige Förderprofil, d. h. den Zeitpfad der Förderrate, der die Rente der Ressource maximiert^{11, 12}.

Da der Vorrat der Ressource begrenzt ist, entstehen Knappheitsrenten. Die marginalen user cost in Periode t entsprechen der auf t zurückdiskontierten marginalen Knappheitsrente im Zeitpunkt der Erschöpfung des Gesamtvorrats. Da die marginale Knappheitsrente im Zeitpunkt der Erschöpfung des Vorrats (T) gleich der Differenz zwischen dem maximalen Nachfragepreis (a) und den laufenden Grenzkosten der Gewinnung (K'_{QT}) ist, nehmen die user cost entlang dem Gleichgewichtspfad folgende Werte an:

$$(13) \quad \lambda_t = (a - K'_{QT}) (1 + r)^{-(T-t)}$$

Für den gleichgewichtigen Preispfad bei vollständiger Konkurrenz gilt dann:

$$(14) \quad p_t = K'_{Qt} + \lambda_t = K'_{Qt} + (a - K'_{QT}) (1 + r)^{-(T-t)}$$

¹¹ Vgl. zur kontrolltheoretischen Formulierung dieses dynamischen Maximierungsproblems K. Dorfman, An Economic Interpretation of Optimal Control Theory, The American Economic Review, Vol. LIX, 1969, S. 817 - 831 und F. E. Banks, A Note on Some Theoretical Issues of Resource Depletion, Journal of Economic Theory, Vol. 9, 1974, S. 238 - 243.

¹² Alle Schaubilder beruhen auf Berechnungen der gleichgewichtigen Zeitpfade. Vorgegeben wurden die Parameter der Kosten- und Nachfragefunktion, der Umfang des Gesamtvorrats und der Kalkulationszinssatz. Aus diesen Daten lassen sich der gleichgewichtige Preispfad und das optimale Förderprofil bestimmen. Die Optimierung erfolgt durch den Ausgleich des Grenzgewinns (= Marktpreis minus laufende Grenzkosten des Gesamtangebots) in jeder Periode mit den marginalen Opportunitätskosten des Vorratsabbaus. Letztere sind durch den Grenzgewinn der letzten Förderperiode und den Umfang des Restvorrats bestimmt, der die zeitliche Entfernung bis zum Erschöpfungszeitpunkt — bei optimaler Förderentwicklung — und damit den Diskontierungszeitraum festlegt. Gibt man die Situation in der letzten Förderperiode vor, so läßt sich das optimale Förderprofil rückwärts schreitend berechnen.

Die zunehmende Verknappung der begrenzten Ressource führt zu einem monotonen Anstieg des Marktpreises. Im Zeitpunkt der Erschöpfung des Vorrats erreicht der Marktpreis seinen höchsten Stand, den maximalen Nachfragepreis. Entsprechend diesem gleichgewichtigen Preispfad liegt die gleichgewichtige Förderrate in den gegenwartsnahen Perioden niedriger als bei der Nutzung eines unbegrenzten Vorrats. Es kommt zu einer Umschichtung des Verbrauchs von der Gegenwart in die Zukunft. Verwendungen mit einem niedrigen Nachfragepreis werden heute von der Versorgung ausgeschlossen; die so freigesetzten Mengen werden in späteren Perioden Verwendungen mit einem höheren Nachfragepreis zugeführt.

Das einfache Modell zeigt, daß die Begrenztheit und Unvermehrbarkeit bestimmter natürlicher Ressourcen die Wirksamkeit des Marktmechanismus bei der Verteilung des Verbrauchs auf die verschiedenen Verwendungsrichtungen und Zeitperioden nicht lahmlegt. Der Konkurrenzmarkt ist nicht notwendigerweise kurzfristig — ein Argument, das immer wieder für staatliche Eingriffe in diesen Bereichen vorgebracht wird — sondern berücksichtigt über die *user cost* auch die zukünftigen Entwicklungen auf der Kosten- und Nachfrageseite. Ein Blick auf Gleichung (14) zeigt jedoch, daß das Ausmaß, in dem der gegenwärtige Verbrauch durch eine Erhöhung des Preises über die laufenden Grenzgewinnungskosten des Gesamtangebots hinaus eingeschränkt wird, von der Höhe des Zinssatzes und — über T — vom Umfang des Restvorrats abhängt. Übersteigt der Marktzinssatz die soziale Zeitpräferenzrate, dann sind die unternehmerischen Opportunitätskosten des Abbaus des Vorrats geringer als die sozialen Opportunitätskosten der Vorratsverringerung, und die Allokation über den Markt führt zu einem zu hohen Verbrauch in den gegenwartsnahen Perioden. Die Frage, ob eine Lösung des intertemporären Allokationsproblems über den Markt zu einer „ausreichenden“ Vorsorge für die Zukunft führt, wird weiter unten verfolgt.

3.1.2. Zunächst wird die Stabilität der Preisentwicklung im vorliegenden Modell untersucht. Ein Gleichgewichtspreispfad, wie er oben abgeleitet wurde, schließt Erwartungstäuschungen aus, impliziert also vollständige Information. Dennoch kann ein solches Modell für die Interpretation empirischer Abläufe nützlich sein, wenn sich nämlich zeigen läßt, daß auch unter weniger restriktiven Annahmen eine Entwicklung zu erwarten ist, die sich der gleichgewichtigen annähert. In der Wirklichkeit sind die Erwartungen über den tatsächlichen Umfang der Vorräte unsicher, bestehen unterschiedliche Erwartungen bei den einzelnen Produzenten und herrscht Ungewißheit über die künftige Entwicklung der Nachfrage und der Produktionsbedingungen. Daher wird es immer Abweichungen der tatsächlichen Preis- und Förderentwicklung

von der gleichgewichtigen geben, die der sicheren Kenntnis der Zukunftsgrößen entspricht. Im folgenden wird der Frage nachgegangen, ob die Anpassungsprozesse bei Erwartungstäuschungen zu einer Wiederannäherung an die gleichgewichtige Entwicklung führen oder nicht.

Nehmen wir an, ein Teil der Produzenten ändere seine Erwartungen über die zukünftige Preisentwicklung. Wenn sie einen geringeren Preisanstieg als vorher erwarten, werden sie die Förderrate erhöhen. Dadurch wird ein Druck auf den Marktpreis ausgeübt, der sich bei elastischen Preiserwartungen verstärkt und so das System immer weiter vom Gleichgewichtspfad wegführt. Entsprechendes gilt für eine Änderung der Preiserwartungen nach oben. Somit scheint eine Änderung der Preiserwartungen zu Marktergebnissen zu führen, durch die sie bestätigt werden. Entsprach die Preisentwicklung in der Ausgangslage der des langfristigen Gleichgewichts, so scheint somit jede Abweichung von Gleichgewichtspfad Kräfte auszulösen, die die tatsächliche Preisentwicklung immer weiter von diesem entfernen. Diese Schlußfolgerung ist jedoch unzulässig. Vielmehr führen Änderungen der Preiserwartungen gleichzeitig über Änderungen in der Bewertung von Vorräten zu stabilisierenden Gegenwirkungen. Die geschätzten wirtschaftlich gewinnbaren Gesamtvorräte sind in den extraktiven Industrien nur zu einem geringen Teil erschlossen und förderbereit. Neben der Förderung läuft ein ständiger Prozeß der Exploration und Entwicklung neuer Reserven. Eine Änderung der Preiserwartungen nach unten verringert den Wert der schon erschlossenen und der noch zu erschließenden Vorkommen, führt zu einer verringerten Explorations- und Entwicklungstätigkeit und auf diesem Wege mittelfristig zu einer Verringerung der Förderraten¹³. Hinzu kommt, daß die Stärke sowohl der destabilisierenden wie der stabilisierenden Effekte geänderter Preiserwartungen von der Höhe der user cost (ihrer Relation zu den laufenden Gewinnungskosten) abhängt. Die Wirkungen von geänderten Preiserwartungen auf die Förderrate und den Wert der Vorräte sind um so größer, je höher die user cost sind, das heißt *ceteris paribus*, je geringer der Restvorrat ist und je näher damit der Erschöpfungszeitpunkt heranrückt. Bei einem relativ nahen Erschöpfungszeitpunkt sind jedoch starke Änderungen in den Erwartungen über die weitere Preisentwicklung weniger wahrscheinlich. Eine solche Stabilisierung der Preiserwartungen durch den hohen Knappheitsgrad dürfte heute z. B. bei Mineralöl erreicht sein¹⁴.

¹³ Vgl. R. M. Solow, *The Economics of Resources or the Resources of Economics*, *The American Economic Review*, *Papers and Proceedings*, LXIV, 1974, S. 1 - 14, S. 6 f. Solow legt das Schwergewicht auf die Anpassung durch Kapitalverluste auf „existing stocks“. In den extraktiven Industrien mit großem Explorations- und Entwicklungsaufwand dürfte jedoch der geänderten Bewertung neuer Vorkommen die größere Bedeutung zukommen.

Aus diesen Überlegungen folgt, daß Fehlallokationen aufgrund von Fehleinschätzungen mit der Zeit durch korrigierende Erwartungen und entsprechende Änderungen der realisierten Fördermengen zumindest gemildert werden. Das System ist im Zeitablauf gesehen auch bei konkurrenzwirtschaftlicher Organisation des Marktes im ganzen stabil.

3.1.3. Im folgenden wird der Einfluß des Zinssatzes auf die gleichgewichtige Förder- und Preisentwicklung bei der Ausbeutung einer erschöpfbaren Ressource unter Konkurrenzbedingungen untersucht. Es gelten die oben genannten Annahmen: die laufenden Kosten ändern sich nur in Abhängigkeit von der Förderrate (= Förderung je Periode), sie ändern sich nicht in Abhängigkeit von der Zeit oder der kumulierten Förderung. Die (lineare) Nachfragefunktion ändert sich im Zeitablauf nicht. Schaubild 2 zeigt die Abhängigkeit des gleichgewichtigen Förderprofils vom Zinssatz.

Der Vorrat würde innerhalb von 50 Perioden (Jahren) ausgebeutet werden, wenn die Unternehmen die Begrenztheit der Ressource in ihrem Kalkül nicht berücksichtigen würden; in jeder Periode würde die Förderrate der Industrie bis zur Gleichheit von laufenden Grenzkosten und Marktpreis ausgedehnt werden. Eine solche Förderpolitik impliziert bei allen Anbietern einen Kalkulationszinssatz $r = \infty$. Das Schaubild zeigt, daß eine solche Förderungspolitik auch bei einem Zinssatz von z. B. 20 v.H. solange durchgehalten wird, bis man sich dem Erschöpfungszeitpunkt auf etwa 25 Jahre genähert hat. Erst von diesem Zeitpunkt ab gewinnen die Opportunitätskosten des Vorratsabbaus einen merklichen Einfluß auf den Marktpreis und führen zu einer Einschränkung des Verbrauchs. Es gelingt dann allerdings nur noch, die Ausbeutedauer um 5 Jahre auf 55 Jahre zu verlängern.

Bei einem Zinssatz von 10 v.H. würde die Ausbeutedauer ebenfalls nur geringfügig um 9 Jahre verlängert werden. Eine starke Verlängerung der Ausbeutedauer erfolgt nur bei einem sehr niedrigen Kalkulationszinssatz.

Daraus folgt, daß die Effizienz eines konkurrenzwirtschaftlich organisierten Angebots hinsichtlich der intertemporären Allokation begrenzter Ressourcen entscheidend davon abhängt, daß die von den einzelnen Produzenten gewählten Zinssätze den jeweils maßgeblichen sozialen Zeitpräferenzraten entsprechen, die freilich von Land zu Land beträchtliche Unterschiede aufweisen mögen.

¹⁴ Dies bezieht sich auf den Knappheitspreis des Öls, nicht den heute durch das Kartell der OPEC durchgesetzten Preis.

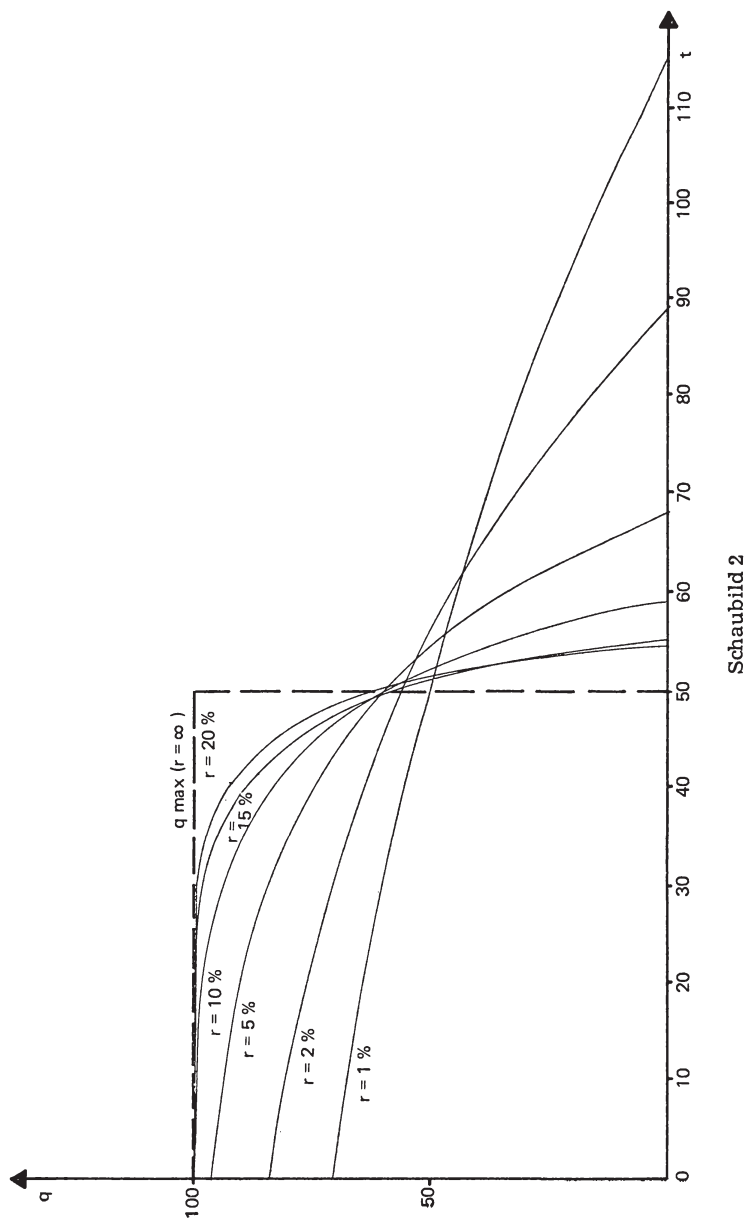


Schaubild 2

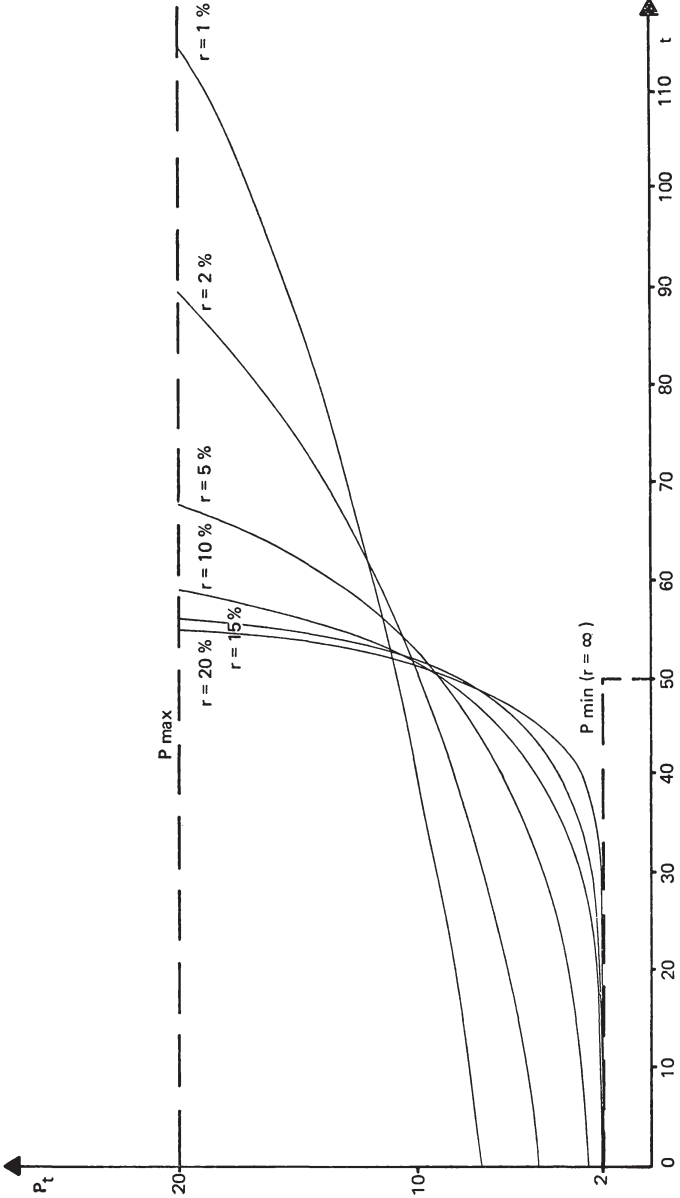


Schaubild 3

Schaubild 3 zeigt die Zeitpfade des Gleichgewichtspreises in Abhängigkeit vom Zinssatz. Nur bei einem niedrigen Kalkulationszinssatz führt die Begrenztheit der Ressource frühzeitig zu einer Erhöhung des Marktpreises über die laufenden Grenzkosten des Gesamtangebots. Je höher der von den Produzenten zugrundegelegte Zinssatz ist, desto länger wird die Ressource wie ein freies Gut behandelt.

Die Tatsache, daß der Vorrat einer Ressource begrenzt und unvermehrbar ist, wird im Konkurrenzfall also erst bei einer bestimmten Annäherung an den Erschöpfungszeitpunkt im unternehmerischen Kalkül berücksichtigt. Wir bezeichnen mit T^* den Zeitpunkt (genauer: den zeitlichen Abstand von T bei gewinnmaximierender Nutzung der Ressource), in dem die user cost einen Anteil von 1 v.H. am Marktpreis erreichen. Erst von T^* ab wirkt sich die Knappheit des Vorrats merklich im Marktpreis der Ressource aus; bis zu diesem Zeitpunkt wird sie von den Produzenten als freies Gut behandelt.

Unsere Festlegung für T^* lautet:

$$(15) \quad \lambda_T (1+r) T^* = \frac{p_{T^*}^{**}}{100} \left(p_{T^*}^{**} = \text{Marktpreis in } T^* \text{ bei user cost von Null}; P_{T^*}^{**} = K'_{Q_{T^*}} \right)$$

bzw. aufgelöst nach T^* :

$$(15 \text{ a}) \quad T^* = \frac{\lg \left(\frac{\lambda_T \cdot 100}{p_{T^*}^{**}} \right)}{\lg (1+r)}$$

T^* hängt also ab von der Höhe des Zinssatzes (r) und vom Verhältnis zwischen der marginalen Knappheitsrente im Erschöpfungszeitpunkt und dem Marktpreis, der bei user cost von Null gelten würde. Dieses Verhältnis $\lambda_T : P_{T^*}^{**}$ bzw. $\lambda_T : K'$ ist ein Maß für den wirtschaftlichen Wert des Vorrats. Je größer dieses Verhältnis ist, desto höher ist der erzielbare Überschuß aus der Nutzung der Ressource. Für die heutige Situation in der Weltmineralölwirtschaft dürfte ein hohes Verhältnis realistisch sein. Die folgende Tabelle zeigt jedoch, daß unterschiedliche Annahmen über dieses Verhältnis die Ergebnisse nicht wesentlich verändern. Der Zinssatz ist die für das Zeitprofil der Nutzung entscheidende Größe.

Das Zahlenbeispiel illustriert das in jüngerer Zeit oft vorgebrachte Argument, der Marktmechanismus sei ein ungeeignetes Mittel zur Erreichung einer gesamtwirtschaftlich bzw. weltwirtschaftlich optimalen Nutzung begrenzter und unvermehrbarer natürlicher Ressourcen, weil der Markt „kurzsichtig“ sei, zukünftige Generationen auf ihm keine

Stimme hätten. Das Argument ist nur haltbar, wenn sich unter markt-wirtschaftlichen Bedingungen allgemein ein Zinssatz durchsetzt, der die soziale Diskontrate merklich übersteigt. Tatsächlich bedeutet ein Zinssatz von 20 v.H., daß der Markt nur eine Generation weit in die Zukunft hineinschaut.

Tabelle 1

Restlebensdauer (in Jahren) bis zu der eine begrenzte Ressource als freies Gut behandelt wird — in Abhängigkeit vom Zinssatz und dem wirtschaftlichen Wert der Ressource

r (v. H.)	$\frac{\lambda_T}{P_{T^*}^{**}}$			
	12,5	10	7,5	5
20	39	38	36	34
15	51	49	47	44
10	75	72	69	65
5	146	141	135	127
2	360	348	334	313
1	716	693	664	622

Tabelle 2 zeigt die durch die Berücksichtigung der user cost in den unternehmerischen Entscheidungen bewirkte Verlängerung der Ausbeutezeit. Bei $r = 20$ v.H. und $\lambda_T : P_{T^*}^{**} = 10$ beispielsweise führt die Berücksichtigung der Begrenztheit der Ressource durch die Produzenten zu einer Verlängerung der Ausbeutezeit um 6 Jahre verglichen mit einer Förderpolitik, welche die Ressource bis zu ihrer Erschöpfung als freies Gut behandelt.

Tabelle 2

Verlängerung der Ausbeutezeit (in Jahren) durch die Berücksichtigung von user cost — in Abhängigkeit vom Zinssatz und dem wirtschaftlichen Wert der Ressource

r (v. H.)	$\frac{\lambda_T}{P_{T^*}^{**}}$		
	10	7,5	5
20	6	14	20
15	7	18	26
10	9	25	36
5	19	48	72
2	49	116	176
1		228	348

3.1.4. Bei allen bisherigen Überlegungen wurde unterstellt, daß die Nachfragefunktion im Zeitablauf unverändert bleibt. Diese Annahme wird jetzt aufgegeben. Es wird gezeigt, welchen Einfluß unterschiedlich hohe Wachstumsraten der Nachfrage auf das Zeitprofil der Nutzung erschöpfbarer Ressourcen unter Wettbewerbsbedingungen haben.

Das Wachstum der Nachfrage wird durch eine Verringerung des Parameters b in der unterstellten Nachfragefunktion ($p = a - bq$) und damit durch eine Drehung der Nachfragekurve nach außen erfaßt:

$$(16) \quad p_t = a - q_t \cdot b (1 + z)^{-t} \quad (z = \text{jährliche Wachstumsrate der Nachfrage in v. H.})$$

Wir arbeiten weiter mit der Annahme, daß die Kostenfunktion unabhängig von der Zeit und der kumulierten Förderung ist¹⁵.

Gl. (13) zeigt, daß die Höhe der user cost (λ_t) durch die Höhe der Knappheitsrente im Erschöpfungszeitpunkt und die zeitliche Entfernung bis zum Erschöpfungszeitpunkt bestimmt. Aus diesem Grunde ist auch der Zeitpunkt T^* , bis zu dem die erschöpfbare Ressource als freies Gut behandelt wird, von der Wachstumsrate der Nachfrage unabhängig.

Dagegen ist der Umfang des Restvorrats, bei dessen Erreichen positive user cost auftreten, von der Wachstumsrate der Nachfrage abhängig. Je höher die Wachstumsrate der Nachfrage ist, desto größer ist der Restvorrat (R^*), bei dessen Erreichen die Ressource nicht mehr als freies Gut behandelt wird. Bei höheren Wachstumsraten der Nachfrage wird auch ein größerer Anteil dieses Restvorrats in die Zukunft verlagert.

Tabelle 3

Einfluß der Wachstumsrate der Nachfrage auf die Ausbeutepolitik

z (v. H.)	T^*	R^* a)	Anteil an R^* , der in die Zukunft verlagert wird (v. H.)
0	72	6 263	6
1	72	8 080	12
3	72	11 730	30
7	72	15 564	54

Annahmen: $r = 10$ v. H.; $\frac{\lambda_T}{P_{T^*}^{**}} = 10$.

a) Hier interessiert nur die Veränderung dieser Werte in Abhängigkeit von z ; die absolute Höhe der Werte ist durch die angenommenen Parameter der Nachfrage- und Kostenfunktion bestimmt.

¹⁵ Diese Annahme wird unten im Differentialrentenmodell aufgehoben.

3.1.5. Für den Vergleich der optimalen (= gewinnmaximierenden) Ausbeutepolitik des Monopolisten mit dem Fall der polypolistischen Konkurrenz unterstellen wir, daß die Marktform keinen Einfluß auf die Kostenfunktion hat. Die für den Wettbewerbsfall angenommene Kostenfunktion des Gesamtangebots gilt auch für den Monopolisten.

Im Wettbewerbsfall entstehen Differentialrenten für die intramarginalen Anbieter und — von T^* ab — Knappheitsrenten für alle Anbieter. Der Monopolist erzielt über die Differential- und Knappheitsrenten hinaus noch eine Monopolrente. Da die marginalen user cost bei optimaler Förderpolitik mit der Rate des Kalkulationszinsfußes r steigen, nimmt die Monopolrente bei unveränderter Nachfragefunktion mit der Annäherung an den Erschöpfungszeitpunkt ständig ab. Einer ständig sinkenden marginalen Monopolrente steht also eine ständig steigende marginale Knappheitsrente gegenüber. Im Erschöpfungszeitpunkt ist die marginale Monopolrente auf Null gesunken und hat die marginale Knappheitsrente ihren höchsten Wert erreicht: die Differenz zwischen dem maximalen Nachfragepreis (a_T) und den laufenden Grenzkosten der Gewinnung (K'_T). Da die marginale Knappheitsrente im Erschöpfungszeitpunkt nur durch die Nachfrage- und die Kostenfunktion bestimmt ist, ist sie im Wettbewerbs- und Monopolfall gleich hoch.

Der Preis, den der Monopolist in jeder Förderperiode setzt, entspricht der Summe aus laufenden Grenzkosten, marginalen user cost und marginaler Monopolrente:

$$(17) \quad p_t = K'_t + b q_t + (a_T - K'_t) (1 + r)^{-(T-t)}$$

Im Erschöpfungszeitpunkt stimmt der Monopolpreis mit dem Wettbewerbspreis überein, da er dem maximalen Nachfragepreis entspricht. Die Erschöpfung der wirtschaftlich gewinnbaren Vorkommen wird im Monopolfall jedoch später erreicht, da der Preis in allen vorherigen Perioden über dem Wettbewerbspreis liegt, denn er umfaßt neben den Grenzkosten und marginalen user costs noch die marginale Monopolrente bq_t . Wenn mit der Annäherung an die Erschöpfung der Ressource die Förderraten unter dem Einfluß ständig steigender user cost sinken, verringert sich auch die Spanne zwischen dem Durchschnittserlös und dem Grenzerlös, und die Zeitprofile der Förderung im Wettbewerbs- und Monopolfall nähern sich einander stetig an. Je näher der Erschöpfungszeitpunkt rückt, je höher also der Knappheitsgrad der Ressource, desto geringer ist der Unterschied in der Förderrate (und damit auch im Preis) zwischen der Monopol- und der Wettbewerbssituation. Mit zunehmender Verknappung der Ressource wird die Monopolrente immer geringer und die Knappheitsrente, die den Produzenten im Wettbewerb ebenso zufließt wie dem Monopolisten, wächst ständig.

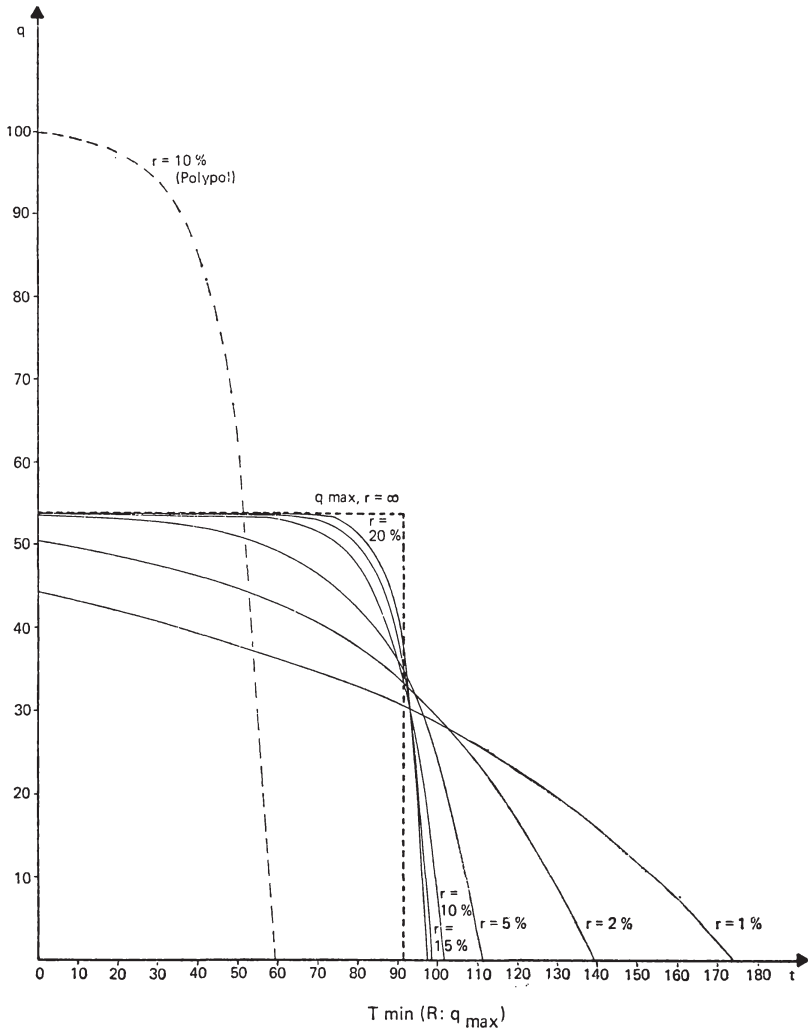


Schaubild 4

Schaubild 4 zeigt das Zeitprofil der Förderung des Monopolisten in Abhängigkeit vom Zinssatz. Die Förderkurven sind direkt vergleichbar mit denen, die unter gleichen Bedingungen im Konkurrenzfall realisiert würden (vgl. Schaubild 2). Zur Erleichterung des Vergleichs ist für einen Zinssatz von 10 v.H. die optimale Förderkurve des Konkurrenzfalles mit eingezeichnet. Schaubild 4 zeigt, daß die Monopolisierung des Marktes

einer erschöpfbaren natürlichen Ressource zu einer „schonenderen“ Nutzung der Ressource führt. Vergleicht man hiermit den geringen Konservierungseffekt der user cost bei der Ausbeutung einer Ressource im Wettbewerb, dann stellt sich die Frage, ob die Monopolisierung dieser Märkte nicht langfristig positive Wirkungen hat. Es läge dann auch kein Dilemma der Art vor, daß die Monopolisierung konservierungspolitisch positiv, verteilungspolitisch aber negativ bewertet werden könnte. Wenn das Monopol nämlich wegen der schonenderen Nutzung der Ressource positiv bewertet wird, dann bedeutet dies, daß die im Vergleich zur Ausbeutung in Konkurrenz höheren Preise nur scheinbar Monopolrenten enthalten, die in Wirklichkeit aber Knappheitsrenten sind. Sie würden im Wettbewerbsfall ebenso entstehen, wenn die Produzenten die Knappheit der Ressource richtig einschätzen und deshalb auch höhere user cost berücksichtigen würden.

Eine solche Situation kann eintreten, wenn der von den Unternehmen verwendete Zinssatz über der sozialen Diskontrate liegt. Dann wird der (soziale) Nutzen der Ressource in zukünftigen Perioden im unternehmerischen Kalkül unterbewertet und die Förderung deshalb zu stark zur Gegenwart hin verlagert.

Eine monopolistische Preispolitik kann der „verschwenderischen“ Nutzung erschöpfbarer Ressourcen entgegenwirken. Dies darf jedoch nicht über den grundsätzlichen Unterschied zwischen Monopolrenten und Knappheitsrenten hinwegtäuschen. Eine genaue Kompensation zu niedriger Opportunitätskosten des Vorratsabbaus durch Monopolpreise tritt nur zufällig ein. Je nach dem Umfang des Vorrats und der Divergenz zwischen sozialer Diskontrate und Marktzins führt eine monopolistische Preispolitik auf den Märkten für erschöpfbare natürliche Ressourcen zu Über- oder Unterkonservierung.

Das folgende Schaubild 5 verdeutlicht diese Zusammenhänge an mehreren Fällen. Es zeigt den „sozialen Wert“ eines Vorrats, definiert als Summe der Gegenwartswert aller aus seiner Nutzung erwachsenden sozialen Überschüsse (= Summe aus Konsumenten- und Produzentenrenten), abdiskontiert mit der sozialen Zeitpräferenzrate. Alternativ wurden Zeitpräferenzraten von 2 v.H. und 5 v.H. angenommen.

Kurve *B* zeigt den sozialen Wert des Gesamtvorrats der Ressource (bei einer sozialen Zeitpräferenzrate von $u = 2$ v.H.) wenn die Ressource bei unterschiedlichen Marktzinssätzen unter Konkurrenzbedingungen ausgebeutet wird. Der soziale Wert des Vorrats errichtet ein Maximum, wenn soziale Zeitpräferenzrate und Marktzins übereinstimmen ($u = v = 2$ v.H.). Weicht der Marktzins von der sozialen Zeitpräferenzrate ab, so wird bei der Ausbeutung der Ressource unter Konkurrenzbedingungen ein Teil des sozialen Überschusses vergeudet. Es findet eine verschwen-

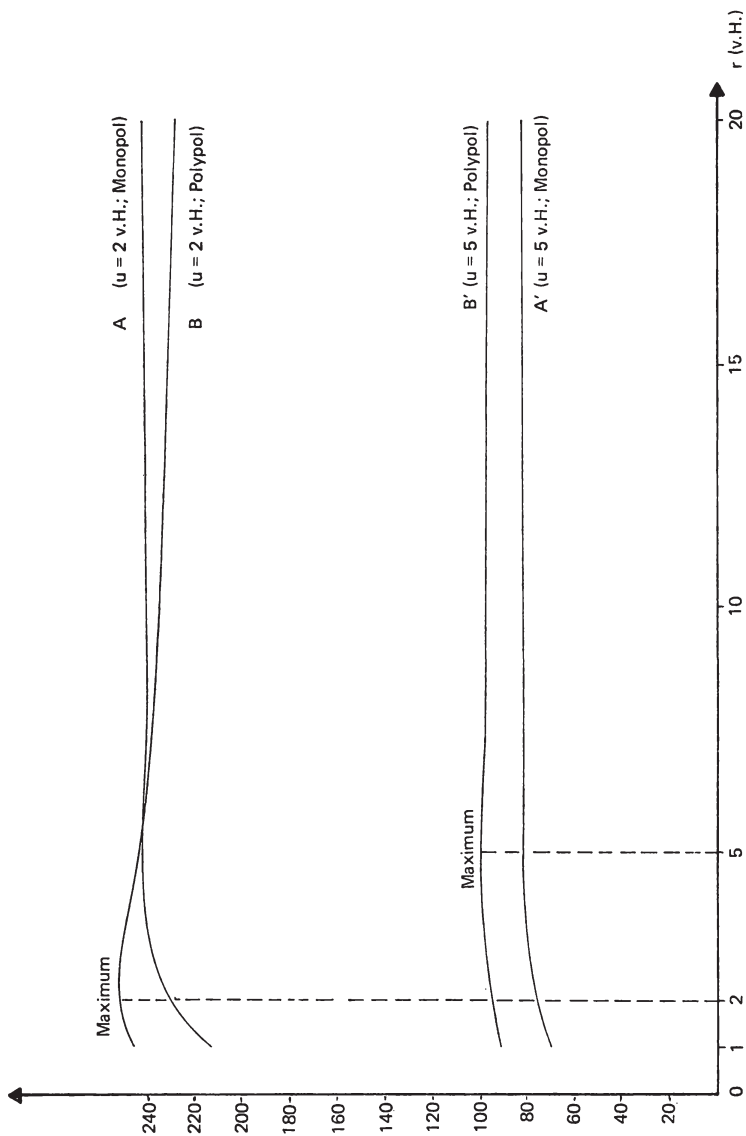


Schaubild 5

derische Nutzung durch eine falsche zeitliche Verteilung der Nutzung statt. Liegt der Marktzins unter der sozialen Diskontrate, so wird der begrenzte Vorrat der Ressource zu langsam abgebaut. Wegen des zu niedrigen Marktzinses sind die einzelwirtschaftlichen Opportunitätskosten des Vorratsabbaus höher als die gesamtwirtschaftlichen. Infolgedessen werden in den gegenwartsnahen Perioden Verwendungen vom Verbrauch ausgeschlossen, in denen der Wert der Ressourcennutzung die sozialen Opportunitätskosten übersteigt. Eine Situation, in der der Marktzins in einer Volkswirtschaft unterhalb der sozialen Zeitpräferenzrate liegt, dürfte unwahrscheinlich sein. Die wichtigsten Produzenten und Verbraucher der erschöpfbaren natürlichen Ressourcen gehören in vielen Fällen jedoch Volkswirtschaften mit sehr unterschiedlichem Entwicklungsstand und gleichfalls unterschiedlichen Entwicklungspotentialen an. Nehmen wir das Beispiel eines Ölproduzenten mit außerordentlich großen Vorräten und beschränkten Kapitalanlagemöglichkeiten im eigenen Land. Der marginale Ertragssatz auf Kapitalinvestitionen eines solchen Produzenten dürfte — unter Berücksichtigung des Risikos von Auslandsanlagen — niedrig sein, u. U. niedriger als die soziale Diskonrate in hochentwickelten Ländern.

Übersteigt der Marktzins die soziale Zeitpräferenzrate, so wird ebenfalls ein Teil der Rente des Vorrats durch eine falsche zeitliche Verteilung der Nutzung des begrenzten Vorrats vergeudet, da der Verbrauch zu stark zur Gegenwart hin verlagert wird. Die knappe Ressource wird in den gegenwartsnahen Perioden in Verwendungen eingesetzt, deren gesamtwirtschaftlicher Nutzen geringer ist als die sozialen Opportunitätskosten des Vorratsabbaus. In einer solchen Situation führt also der Konkurrenzmechanismus nicht zu dem gesellschaftlich erwünschten Zeitprofil der Nutzung des begrenzten und unvermehrten Vorrats. Das Schaubild zeigt, daß eine monopolistische Preispolitik auf den Märkten für erschöpfbare Ressourcen deren Wert in einer solchen Situation erhöhen kann (vgl. Kurve A). Unter den gesetzten Annahmen ist dies der Fall, wenn der Marktzins — bei einer sozialen Zeitpräferenzrate von 2 v.H. — mehr als 7 v.H. beträgt. Diese positive Nebenwirkung einer monopolistischen Preispolitik auf den Märkten erschöpfbarer natürlicher Ressourcen ist jedoch nur bei einer bestimmten Divergenz zwischen Marktzins und sozialer Zeitpräferenzrate und einer bestimmten Höhe des monopolistischen Preisspielraums gegeben (vgl. die Kurven A' und B' in Schaubild 5, die bei einem geringeren monopolistischen Preisspielraum gelten). Bei einer höheren sozialen Zeitpräferenzrate führt eine monopolistische Preispolitik bei allen hier durchgespielten Fällen zu einer Verringerung des sozialen Werts des Vorrats der begrenzten Ressource.

3.2. Das Differentialrentenmodell

Das Phänomen der Erschöpfbarkeit einer natürlichen Ressource wurde bei dem oben dargestellten Ansatz allein unter dem Aspekt der mengenmäßigen Begrenzung des vorhandenen homogenen Vorrats gesehen. Diese Begrenztheit des Vorrats läßt Knappheitsrenten¹⁶ entstehen, deren Gegenwartswerte den Verlauf des gleichgewichtigen Preispfades bestimmen. Die Annahme eines homogenen Vorrats wird jetzt aufgehoben, da der Gesamtvorrat einer natürlichen Ressource immer einen Fächer von qualitativ unterschiedlichen Vorkommen darstellt. Das Ende der Nutzung natürlicher Ressourcen wird erreicht, wenn nur noch unwirtschaftliche Vorkommen vorhanden sind, Vorkommen, deren Grenzkosten den Marktwert übersteigen.

Die Erfahrung lehrt, daß man nicht mit einer monoton und zudem gleichmäßigen Veränderung der Kostenfunktion in Abhängigkeit von der kumulierten Förderung rechnen kann. So hat z. B. die Entwicklung des Mittelostöls die Gesamtangebotskurve für Rohöl in den 50er Jahren sprunghaft und kräftig nach unten verschoben. In der Tendenz ist jedoch bei den besonders knappen Ressourcen, bei denen die Exploration auch besonders intensiv gewesen war, mit einer praktisch monotonen Verschlechterung der realen Produktionsbedingungen zu rechnen, die auch durch die Fortschritte in der Gewinnungstechnik nicht abgefangen werden kann. Die sich anbahnende Erschöpfung des Gesamtvorrats kündigt sich durch eine ständige Verschlechterung der Qualität der neu hinzukommenden Vorkommen an.

Wir legen deshalb den weiteren Überlegungen eine U-förmige Durchschnittskostenkurve der Industrie zugrunde, die sich in Abhängigkeit von der kumulierten Förderung nach oben verschiebt. Damit werden die typischen Kostenmerkmale extraktiver Industrien erfaßt.

Schaubild 6 zeigt die im weiteren verwendeten Annahmen über die Kostenentwicklung (abgetragen ist das Durchschnittskostenminimum) in Abhängigkeit von der kumulierten Förderung. Im ersten Fall ($c = 0,003$) wird die Begrenztheit der wirtschaftlich gewinnbaren Vorkommen schon frühzeitig durch eine Verschiebung der Kostenkurve in Abhängigkeit von der kumulierten Förderung signalisiert. In den anderen Fällen setzt die Kostenerhöhung später ein, der Kostenverlauf ist jedoch steiler. Die Begrenztheit der wirtschaftlich gewinnbaren Vorkommen zeigt sich in der Kostenentwicklung erst, wenn der wirtschaftlich gewinnbare Rest-

¹⁶ Die Unterscheidung zwischen einem Knappheitsrentenmodell und einem Differentialrentenmodell dient lediglich der Verdeutlichung der Darstellung. Schon Marshall hat sich gegen Versuche gewandt, einen grundsätzlichen Unterschied zwischen Knappheits- und Differentialrenten herzustellen. "In a sense all rents are scarcity rents, and all rents are differential rents." A. Marshall, Principles of Economics, Book V, Chapt. IX, § 5.

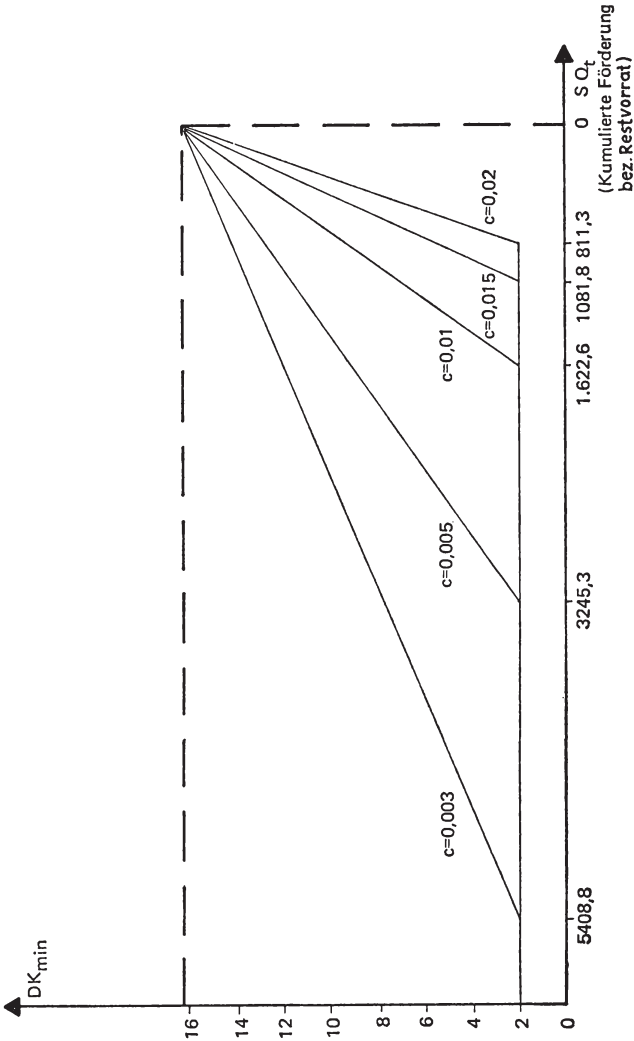


Schaubild 6

vorrat schon relativ gering ist, äußert sich dann aber in einer umso drastischeren Verschlechterung der neu erschlossenen Vorkommen. Im Grenzfall ($c = \infty$) erhalten wir einen rechtwinkligen Kostenverlauf. Dieser Grenzfall stellt den Übergang vom Differentialrentenmodell zum reinen Knappheitsrentenmodell dar. Das oben dargestellte Knappheitsrentenmodell stellt also einen Grenzfall des allgemeinen Differentialrentenmodells dar.

Alle oben entwickelten Schlußfolgerungen aus dem reinen Knappheitsrentenmodell, das in der Literatur im Vordergrund steht, betreffen also nur einen ganz bestimmten Grenzfall (begrenzter aber qualitativ homogener Vorrat einer Ressource). Es muß geprüft werden, ob sie bei einer Erweiterung des Annahmehereiches ihre Gültigkeit behalten.

Bei der unterstellten Kostenentwicklung der Industrie entstehen keine Knappheitsrenten. Dennoch entstehen durch die Förderung user cost, die jetzt aber die Folge erwarteter Differentialrenten der noch verfügbaren günstigeren Vorkommen sind. Die Höhe der user cost ist nicht mehr durch den maximalen Nachfragepreis und die Nähe zum Erschöpfungszeitpunkt bestimmt, sondern durch die Steilheit des Kostenanstiegs bis zum Ende der Nutzung der Ressource.

Im einfachsten Fall, an dem die Entstehung von user cost als Folge von Differentialrenten demonstriert werden kann, besteht der in Umfang und Qualität als bekannt angenommene Gesamtvorrat aus Vorkommen zweier Qualitätsstufen mit unterschiedlichen Gewinnungskosten K'_1 und K'_2 ¹⁷. Der Umfang des kostengünstigeren Vorkommens sei so groß, daß die Einheiten dieser Vorkommen als freie Güter behandelt werden. Wenn also der Marktpreis die Höhe K'_2 erreicht hat, verharret er auf diesem Niveau; es entstehen von diesem Zeitpunkt ab weder Differential- noch Knappheitsrenten.

Den gleichgewichtigen Zeitpfad (bei vollständiger Konkurrenz auf der Angebotsseite) bis zu diesem Zeitpunkt erhält man, indem man in Gl. (14) die marginale Knappheitsrente ($a_T - K'_{QT}$) durch die marginale Differentialrente ($\underline{K}'_2 - K'_1$) ersetzt:

$$(18) \quad p_t = K'_1 + (K'_2 - K'_1) (1 + r)^{-t} - (T_1 - t)$$

(T_1 = Zeitpunkt der Erschöpfung der kostengünstigeren Vorkommen)

Es entstehen also in einer Übergangsperiode user cost als Folge der Differentialrente der kostengünstigeren Vorkommen. Im allgemeinen Fall von n Vorkommen unterschiedlicher Qualität wird der folgende gleichgewichtige Preispfad erhalten:

$$(19) \quad p_t = K'_1 + (K'_2 - K'_1) (1 + r)^{-t} + (K'_3 - K'_2) (1 + r)^{-(T_2 - t)} + \dots \\ + (K'_n - K'_{n-1}) (1 + r)^{-(T_{n-1} - t)} \quad (i = 1, \dots, n \\ \text{Qualitätsstufen})$$

¹⁷ Vgl. N. Georgescu-Roegen, Energy and Economic Myths, Southern Economic Journal, Vol. 41, 1975, S. 347 - 381, S. 375.

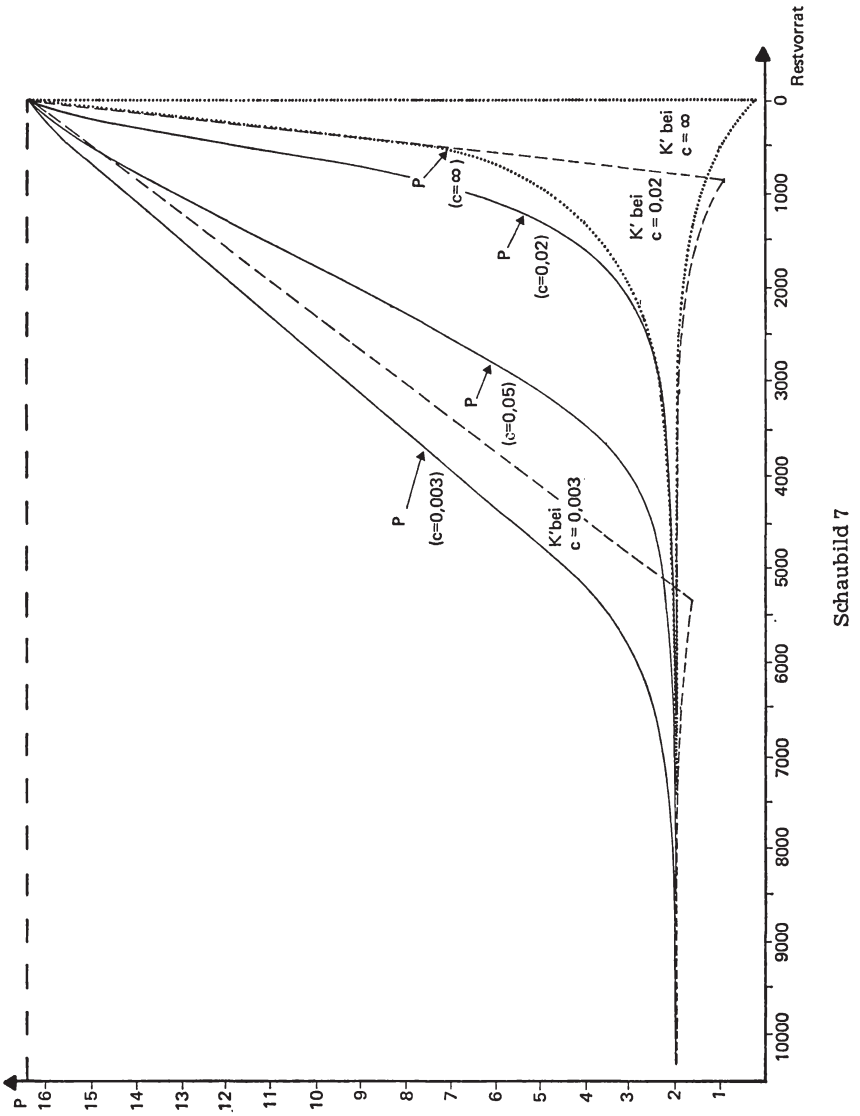


Schaubild 7

Die Höhe der user cost ist bestimmt durch den Zinssatz r sowie die Breite ($T_i - T_{i-1}$) und Höhe ($K_i - K_{i-1}$) der einzelnen „Qualitätsstufen“. Bei einem regelmäßigen treppenförmigen Verlauf sind die user cost am Beginn der Ausbeutezeit am höchsten und verschwinden am Ende der Ausbeutezeit, wenn die Grenzkosten den maximalen Nachfragepreis erreichen. Die user cost entwickeln sich im Zeitablauf also umgekehrt wie im reinen Knappheitsrenten-Modell, wo sie im Zeitablauf mit der Rate des Zinssatzes anwachsen und im Zeitpunkt der Erschöpfung ihren höchsten Wert erreichen. Trotz dieser gegenläufigen Entwicklung der user cost können die gleichgewichtigen Zeitpfade der beiden Modelle ähnlich verlaufen, da im Differentialrentenmodell steigende (laufende) Gewinnungskosten unterstellt werden.

Schaubild 7 zeigt die gleichgewichtigen Preispfade bei unterschiedlichen Kostenverläufen und einem Zinssatz von 10 v.H. Zum Vergleich ist auch der Preispfad für den Grenzfall $c = \infty$ eingezeichnet, in dem die Differentialrenten in Knappheitsrenten übergehen. Das Schaubild zeigt weiterhin die Entwicklung der laufenden Grenzkosten bei den unterschiedlichen Werten für den Parameter c . (Der fallende Ast dieser Grenzkostenkurve ist durch die Verringerung der Förderrate bedingt.) Bei $c = 0,003$ beginnt die Verschlechterung der laufend hinzu kommenden Vorkommen bei einem wirtschaftlich gewinnbaren Restvorrat von etwa 5 400 EH, erkennbar an dem Knick in der betreffenden Grenzkostenkurve. Von diesem Punkt ab verschiebt sich die Grenzkostenfunktion der Industrie in Abhängigkeit von der weiteren kumulierten Förderung stetig nach oben. Diese Verschlechterung der neu hinzukommenden Vorkommen wird von den Unternehmen antizipiert und in ihrem Gewinnmaximierungskalkül als Opportunitätskosten (diskontierte Differentialrenten) des Abbaus der günstigeren Vorkommen berücksichtigt. Der Marktpreis steigt also im Falle der vollständigen Konkurrenz schon über die laufenden Grenzkosten der Industrie hinaus an, bevor die Kostenfunktion der Industrie sich nach oben verschiebt.

Schaubild 8 zeigt, daß der Anteil der Opportunitätskosten des Vorratsabbaus an den Gesamtkosten der Gewinnung im Differentialrentenmodell zunächst ansteigt, ein Maximum erreicht und dann bis zur Erschöpfung der wirtschaftlich gewinnbaren Vorkommen stetig abnimmt. Der ansteigende Ast der Opportunitätskostenkurve erklärt sich daraus, daß die mit der Annäherung an die Erschöpfung der Ressource eintretende Verschlechterung der noch auffindbaren Vorkommen antizipiert wird und Opportunitätskosten in Form von diskontierten Differentialrenten entstehen läßt. Da es sich um diskontierte Werte handelt, sind sie um so höher, je näher der Zeitpunkt liegt, an dem die qualitative Verschlechterung der Ressource eintritt. In diesem Zeitpunkt

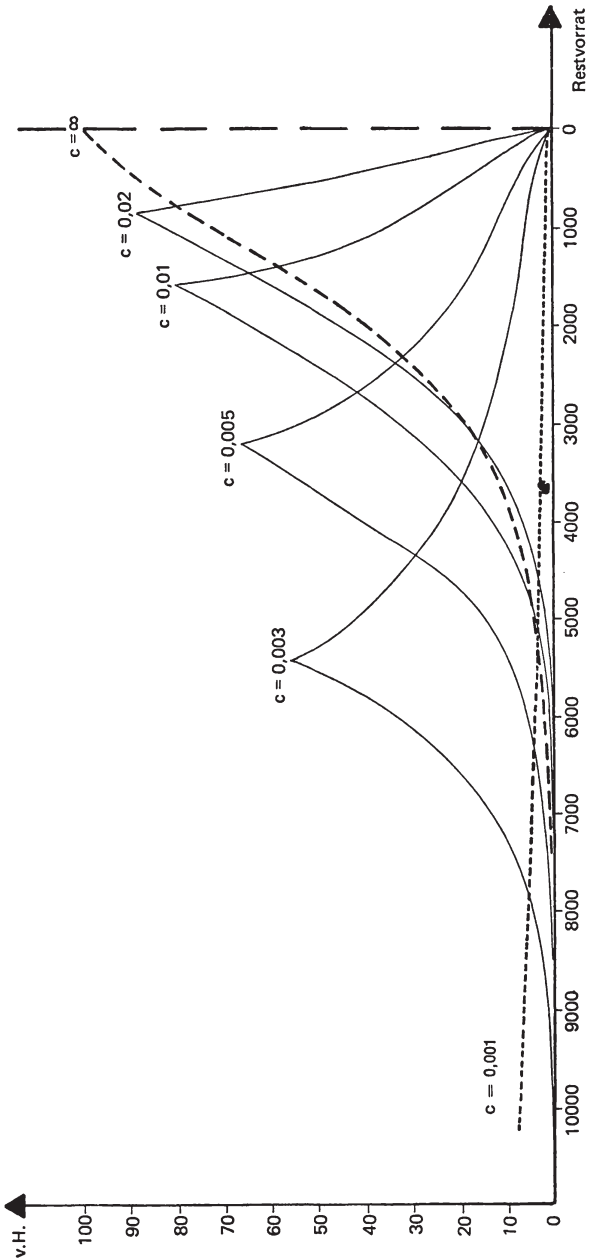


Schaubild 8

erreichen sie ihr Maximum und werden dann durch den monotonen Kostenanstieg zunehmend aufgezehrt. Auch hier wird der Zusammenhang durch die Betrachtung der möglichen Grenzfälle verdeutlicht. In dem Grenzfall, in dem die Verschiebung der Kostenfunktion sofort bei Beginn der Ausbeutung der Ressource einsetzt, entfällt der ansteigende Ast der Opportunitätskostenkurve (vgl. $c = 0,001$). Die Opportunitätskosten des Vorratsabbaus sind am Beginn der Ausbeutezeit am höchsten und nehmen bis zur Erschöpfung der wirtschaftlich gewinnbaren Vorkommen monoton und stetig ab. In dem anderen Grenzfall, in dem die Kostenfunktion über die gesamte Ausbeutedauer konstant bleibt (homogener Gesamtvorrat) und erst im Erschöpfungszeitpunkt in einem Sprung auf (bzw. über) das Niveau des maximalen Nachfragepreises gehoben wird, entfällt der abfallende Ast der Opportunitätskostenkurve (vgl. $c = \infty$). Wir erhalten den im Knappheitsrentenmodell entwickelten Verlauf: die marginalen Opportunitätskosten des Vorratsabbaus steigen im Gleichgewicht mit der Rate des Zinssatzes an.

In allen Fällen gilt, daß die Opportunitätskosten des Vorratsabbaus um so höher sind, je niedriger der von den Produzenten verwendete Diskontierungsfaktor ist. Übersteigt der Marktzins die soziale Diskont-rate, dann sind die einzelwirtschaftlichen niedriger als die sozialen Opportunitätskosten des Vorratsabbaus und die gleichgewichtige Ausbeute-politik, die den Wert des Vorrats für die Produzenten maximiert, weicht von der gesamtwirtschaftlich optimalen Ausbeutepolitik ab, die den gesamtwirtschaftlichen Überschuß aus der Nutzung der Ressource maximiert.

Das Verhältnis der user cost zu den laufenden Gewinnungskosten entscheidet darüber, in welchem Ausmaß zukünftige Entwicklungen den heutigen Marktpreis einer erschöpfbaren natürlichen Ressource bestimmen. Bei einem qualitativ homogenen Gesamtvorrat (Knappheitsrentenmodell) nimmt der Anteil der user cost am Marktpreis mit zunehmender Annäherung an den Erschöpfungszeitpunkt monoton und stetig zu; der Marktpreis löst sich mehr und mehr von den laufenden Gewinnungskosten.

Dies ist im Differentialrentenmodell nicht der Fall. Wenn die Qualität der neu hinzukommenden Vorkommen sich kontinuierlich verschlechtert, nimmt der Anteil der user cost am Preis mit zunehmender Annäherung an den Erschöpfungszeitpunkt laufend ab; der Marktpreis nähert sich mehr und mehr den laufenden Gewinnungskosten. Folgt die Verschlechterung der neu hinzukommenden Vorkommen erst nach einer Periode konstanter Kosten, dann steigt der Anteil der user cost am Marktpreis zunächst an, erreicht ein Maximum und nimmt dann monoton und stetig ab.

Diese Ergebnisse zeigen, daß die aus dem traditionellen Knappheitsrentenmodell abgeleiteten Schlußfolgerungen über den Einfluß des Zinssatzes auf die Förderpolitik stärker differenziert werden müssen. Allgemeine Aussagen sind nur über die Richtung, nicht dagegen über die Stärke des Einflusses des Zinssatzes auf die Preis- und Förderentwicklung möglich. Schaubild 8 zeigt, daß die user cost nur dann einen dominierenden Einfluß auf den Preis ausüben, wenn die laufenden Gewinnungskosten in Abhängigkeit von der kumulierten Förderung sehr stark ansteigen. Der empirisch beobachtete Verlauf der Kostenentwicklung bei den meisten natürlichen Ressourcen zeigt jedoch ein anderes Bild. Typisch ist ein nur sehr langsamer Anstieg der laufenden Gewinnungskosten in Abhängigkeit von der kumulierten Förderung. In allen Fällen, in denen dieser Verlauf auftritt, spielen die Opportunitätskosten des Vorratsabbaus nur eine untergeordnete Rolle. Werden derartige Ressourcen unter Konkurrenzbedingungen ausgebeutet, dann ist die Preisentwicklung über die gesamte Ausbeutezeit durch die laufenden Gewinnungskosten dominiert. Die von den Produzenten berücksichtigten Opportunitätskosten des Vorratsabbaus sind verhältnismäßig niedrig, und entsprechend gering ist auch der Konservierungseffekt. Unter diesen Bedingungen hat auch die Höhe des von den Produzenten verwendeten Zinssatzes nur einen geringen Einfluß auf die Förderpolitik. Dann verliert auch die Frage nach den Auswirkungen einer möglichen Diskrepanz zwischen dem Marktzinssatz und der sozialen Diskontrate auf die Ausbeutung erschöpfbarer natürlicher Ressourcen an Gewicht.

4. Einige wirtschaftspolitische Schlußfolgerungen

4.1. Konservierung erschöpfbarer natürlicher Ressourcen?

Die Verläufe der gleichgewichtigen Zeitpfade der Förderung und des Marktpreises einer erschöpfbaren natürlichen Ressource sind durch die Entwicklung der laufenden Gewinnungskosten und der Opportunitätskosten des Vorratsabbaus bestimmt, wenn die Ausbeutung unter Konkurrenzbedingungen erfolgt. Durch die Berücksichtigung dieser Opportunitätskosten (user cost) im unternehmerischen Kalkül wird die Förderpolitik von der Einschätzung der zukünftigen Entwicklung der Nachfrage- und Angebotsbedingungen abhängig. Wie stark diese Erwartungsgrößen die Abbaugeschwindigkeit einer erschöpfbaren natürlichen Ressource beeinflussen, hängt vom Anteil der Opportunitätskosten an den Gesamtkosten ab. Hier ist eine generelle Aussage möglich: die Opportunitätskosten des Vorratsabbaus sind um so höher, je niedriger der verwendete Kalkulationszinssatz ist. Eine Senkung des Zinssatzes führt aber nur dann zu einer starken Erhöhung der Opportunitätskosten, wenn sie im Bereich niedriger Zinsen (etwa unter 5 v.H.)

erfolgt; eine Senkung des Zinssatzes beispielsweise von 20 auf 15 oder 10 v.H. erhöht die Opportunitätskosten dagegen nur unwesentlich.

Bei der ökonomischen Beurteilung der Nutzung einer erschöpfbaren natürlichen Ressource unter Konkurrenzbedingungen kommt es entscheidend darauf an, ob der von den Produzenten verwendete Kalkulationszinssatz¹⁸ der sozialen Diskontrate entspricht oder höher liegt. Übersteigt der Marktzins die soziale Diskontrate, dann wird der laufende Ertrag des Bestandes erschöpfbarer natürlicher Ressourcen überbewertet. Die Umschichtung von nicht reproduzierbarem Ressourcenkapital zu reproduzierbarem Sachkapital erfolgt zu rasch, anders ausgedrückt, die begrenzten Vorräte der natürlichen Ressourcen werden zu schnell ausgebeutet. Eine gesamtwirtschaftlich optimale Nutzungspolitik müsste den gegenwärtigen Verbrauch dieser Ressource durch eine stärkere Anhebung des Preises über die laufenden Gewinnungskosten hinaus stärker einschränken. Dies führt zu der naheliegenden Frage, ob nicht eine monopolistische Preispolitik auf diesen Märkten ein Korrektiv gegen eine zu rasche Ausbeutung erschöpfbarer natürlicher Ressourcen darstellt. Teile der Monopolrente oder auch die gesamte Monopolrente würden in Wirklichkeit Knappheitsrenten darstellen. Nur die fehlerhafte Bewertung des begrenzten Vorrats der natürlichen Ressource gäbe den tatsächlich entstehenden Opportunitätskosten den Anschein von Monopolrenten. Es kann also eine Situation vorliegen, in der bei einer Abweichung des Marktzinses von der sozialen Diskontrate die vom Monopolisten gesetzten Preise genau die tatsächliche gesellschaftliche Knappheit der natürlichen Ressource ausdrücken. Dennoch stellt diese Situation keine Optimallösung dar. Denn die fehlerhafte Bewertung von Kapitalgütern als Folge der Diskrepanz zwischen Marktzins und sozialer Diskontrate ist dann nur bei einem Teil des gesamtwirtschaftlichen Kapitalstocks beseitigt, nämlich bei den Vorräten der erschöpfbaren natürlichen Ressourcen. Die übrigen Teile sind überbewertet, und die Zusammensetzung des gesamten Kapitalstocks ist nach wie vor unteroptimal. Dies ist der fundamentale Einwand, der gegen alle Formen der „Konservierung“ bestimmter Teile des gesamten Kapitalstocks erhoben werden kann. Derartige einseitige Maßnahmen erreichen nicht das angestrebte Ziel, zukünftigen Generationen eine bessere Ausgangsbasis zu hinterlassen. Sie erhöhen nicht den gesamten Kapitalstock, sondern führen lediglich zu einer Umschichtung (und Verzerrung) in seiner Zusammensetzung¹⁹. Eine umfassende Konservierungsbewegung müsste die gesamtwirtschaftliche Investitionsquote erhöhen.

¹⁸ Zusätzlich zu einer möglichen Diskrepanz zwischen Marktzins und sozialer Diskontrate spielen hier „Risikozuschläge“ wegen der speziellen Unsicherheiten über die Entwicklung der Nachfrage und alternativer Energieträger eine Rolle.

Konservierungsmaßnahmen, die sich auf den Teil des gesamten Kapitalstocks beschränken, der durch die Vorräte erschöpfbarer natürlicher Ressourcen gebildet wird, erhöhen nur dann den Wert des gesamten Kapitalstocks, wenn die Möglichkeiten der Substitution von reproduzierbarem Kapital (einschl. nicht erschöpfbarer natürlicher Ressourcen) gegen erschöpfbare natürliche Ressourcen durch den Markt überschätzt werden. Diese Überschätzung der Substitutionsmöglichkeiten bedeutet, daß der Marktwert der Ressource durch zu niedrige Preis-erwartungen bestimmt ist, die Knappheit der Ressource also unterschätzt wird. Dieser Fall muß von dem oben dargestellten unterschieden werden. Eine Diskrepanz zwischen Marktzins und sozialer Diskontrate bedeutet, daß die gesellschaftliche Bewertung des *gesamten* Kapitalstocks von der Bewertung durch den Markt abweicht und damit die gesellschaftliche Investitionsquote nicht den gesellschaftlichen Bewertungen entspricht. Diese Situation wird durch einseitige Konservierungsmaßnahmen bei einem Teil des Kapitalstocks (den erschöpfbaren natürlichen Ressourcen) nicht verbessert.

Eine Überschätzung der Substitutionsmöglichkeiten von reproduzierbarem Kapital gegen erschöpfbare natürliche Ressourcen bedeutet dagegen, daß nur *ein Teil* des gesamten Kapitalstocks, nämlich die Vorräte der erschöpfbaren natürlichen Ressourcen, unterbewertet wird. In dieser Situation sind Konservierungsmaßnahmen, die nur die erschöpfbaren natürlichen Ressourcen betreffen, unter Effizienzgesichtspunkten gerechtfertigt.

In der Diskussion über die Konservierung erschöpfbarer natürlicher Ressourcen hat seit Pigou das Problem der Diskrepanz zwischen Marktzinssatz und sozialer Diskontrate im Vordergrund gestanden. Eine solche Diskrepanz rechtfertigt unter Effizienzgesichtspunkten keine isolierte Konservierung erschöpfbarer natürlicher Ressourcen. Wenn jedoch die Problematik der verschwenderischen Nutzung erschöpfbarer natürlicher Ressourcen in einer systematischen Überschätzung ihrer Substituierbarkeit besteht, dann sind wirtschaftspolitische Maßnahmen zur Konservierung erschöpfbarer natürlicher Ressourcen ökonomisch gerechtfertigt.

4.2. Verhindert die Monopolisierung von Rohstoffmärkten eine verschwenderische Nutzung erschöpfbarer natürlicher Ressourcen?

Die drastische Erhöhung der Rohölpreise seit Oktober 1973 ist häufig mit dem Argument begrüßt worden, daß sie die „unverantwortliche Verschwendung“ des Öls stoppe. Wo Öl durch andere, reichlicher vor-

¹⁹ Vgl. A. Scott, *Natural Resources: The Economics of Conservation*, Toronto 1955.

handene Energieträger substituiert oder der Verbrauch durch Energieeinsparungsmaßnahmen verringert werden könne, solle dies geschehen. Auf die grundsätzlichen Bedenken gegen eine einseitige Konservierung bestimmter Ressourcen ist oben hingewiesen worden.

Eine „verschwenderische“ Nutzung erschöpfbarer natürlicher Ressourcen liegt vor, wenn der Preis nicht die marginalen sozialen Opportunitätskosten des Vorratsabbaus (neben den laufenden Grenzkosten) deckt. Die tatsächliche Höhe der sozialen Opportunitätskosten des Vorratsabbaus kann nur dann einigermaßen genau geschätzt werden, wenn verlässliche Erwartungswerte über die Kosten- und Nachfrageentwicklung bei dieser Ressource bis zum relevanten Zeithorizont gebildet werden können. Dieser relevante Zeitraum ist um so größer, je niedriger die soziale Diskontrate ist. Sowohl die Kosten- wie die Nachfrageentwicklung wird bei der Mehrzahl der natürlichen Ressourcen wesentlich durch die Entwicklung des technischen Fortschritts bestimmt. Es besteht Einigkeit darüber, daß ein steigender Energieverbrauch langfristig nur durch den verstärkten Rückgriff auf sog. neue Energieträger gedeckt werden kann. Die Höhe der Opportunitätskosten des Vorratsabbaus beim Erdöl hängt also davon ab, wie schnell und zu welchen Bedingungen diese neuen Energieträger auf den Markt gebracht werden können. Die Situation wird dadurch kompliziert, daß die Entwicklung des Ölpreises selbst den erwarteten Ertrag auf Forschungs- und Entwicklungsinvestitionen in neue Energieträger beeinflusst.

Ein Kartell ölproduzierender Länder, das die Rente der Vorräte für die Produzenten maximieren will, muß diese Zusammenhänge berücksichtigen. Häufig wird eingewendet, daß derart langfristige Überlegungen die heutige Preisgestaltung nicht bestimmen. Dagegen spricht die Besonderheit der Preis- und Förderentscheidungen bei begrenzten natürlichen Ressourcen. Der Wert einer Einheit des Vorrats ist immer bestimmt durch den Wert der letzten Einheit des Vorrats, die bei einem großen Vorrat erst weit in der Zukunft gefördert wird. Die Entwicklung alternativer Energiequellen, die den Wert der *letzten* geförderten Tonne Öls beeinflussen, beeinflussen auf diesem Wege die Opportunitätskosten der *heute* geförderten Einheiten. Die Ölproduzenten werden versuchen, ihre gesamten Vorräte in dem Zeitraum abzusetzen, in dem das Öl einen hohen Marktwert hat. Wird dieser Zeitraum durch die Entwicklung alternativer Energiequellen verkürzt, so entsteht ein Anreiz zur Erhöhung des gesamten Zeitprofils der Förderung und damit zu einem Übergang auf einen niedrigeren Preispfad. Deshalb ist es möglich, mit einer Technologie, die erst in Zukunft verfügbar sein wird, durch einen Rückstauereffekt schon heute die Preisentscheidungen der Ölförderländer zu beeinflussen.

Für die folgenden Überlegungen interpretieren wir die OPEC als Kollektivmonopol, das den Gegenwartswert der Gewinne der Produzentenländer zu maximieren sucht. Die Untersuchung beschränkt sich damit bewußt auf einen Teil der Bestimmungsgründe des tatsächlichen Verhaltens der OPEC. Der Preis, den ein solcher Monopolist in jeder Förderperiode setzt, entspricht der Summe aus marginalen Grenzkosten, marginalen user cost und marginaler Monopolrente. Unterstellen wir einen linearen Nachfragezusammenhang, so gilt:

$$(20) \quad p_t = K'_t + (a_T - K'_t)(1 + r)^{-T-t} + b q_t$$

Der Ölpreis liegt heute bei 11,50 \$/bbl (Arabian light crude f.o.b. Pers. Golf). Die Summe aus laufenden realen Gewinnungskosten, welche die Förderkosten und die anteiligen Explorations- und Entwicklungskosten umfassen und Transportkosten frei Hafen dürfte im Mittleren Osten kaum mehr als 1 \$/bbl ausmachen; in Saudi-Arabien, dem größten Ölexportland, liegen sie weit darunter. Die Spanne von 10,50 \$/bbl zwischen Marktpreis und laufenden Gewinnungskosten entspricht der Summe aus marginaler Monopolrente und marginalen Opportunitätskosten des Vorratsabbaus. Die ökonomische Bewertung der heutigen Ölpreissituation ebenso wie die Abschätzung der Stabilität des Kartells der OPEC-Länder hängt davon ab, wie hoch die tatsächlichen Opportunitätskosten des Abbaus der Ölvorräte dieser Länder sind. Ihre Höhe wird bestimmt durch die Entwicklung bei konkurrierenden Energieangeboten, den Umfang der Ölvorräte der OPEC-Mitglieder und nicht zuletzt durch die Höhe des verwendeten Kalkulationszinssatzes.

Alle Maßnahmen, welche die user cost der Förderung dieser Länder senken, üben einen Druck auf den Ölpreis aus. Tabelle 4 zeigt an einem schematisierten Beispiel den Einfluß des Zinssatzes auf Höhe und Charakter des Ölpreises. Es wurde davon ausgegangen, daß man die Grundzüge der heutigen Situation auf dem Welterdölmarkt durch ein Differentialrentenmodell mit nur zwei Qualitätsstufen einer „Energieressource“ beschreiben kann. Der Teilvorrat, der zu (wesentlich) niedrigeren Kosten (K'_1) gewonnen werden kann, wird durch die Ölvorräte der OPEC-Länder repräsentiert. Es wird also unterstellt, daß ähnlich günstige Vorkommen außerhalb des OPEC-Raums nur in begrenztem Umfang aufgefunden werden. Die ungünstigere Qualitätsstufe (K'_2) wird durch die Kosten der übrigen Energieträger dargestellt, die neben dem OPEC-Öl zur Deckung des Energiebedarfs herangezogen werden. Unterstellen wir Vorräte des OPEC-Raums, die bei optimaler Förderpolitik des Kollektivmonopols nach rd. 30 Jahren erschöpft sind, und einen maximalen Nachfragepreis für OPEC-Öl (bestimmt durch K'_2), der doppelt so hoch liegt wie der Monopolpreis des Öls bei user cost von Null, so erhalten wir die in Tabelle 4 zusammengestellten Ergebnisse.

Tabelle 4

Zinssatz (v. H.)	Monopol- preis	Zusammensetzung des Preises		
		Grenz- kosten	marginale Monopol- rente	user cost
20	10,5	1	9,5	0
10	11,05	1	8,95	1,1
5	12,70	1	7,30	4,4
3	14,40	1	5,6	7,8
2	15,75	1	4,25	10,5

Annahmen: $T - t_0 = 30$; $K'_1 = 1$; $K'_1 = a_T = 20$.

Ein niedriger Zinssatz verursacht hohe Opportunitätskosten des Vorratsabbaus, erhöht damit die Gesamtkosten und verringert bei gegebenen Nachfrageverhältnissen die marginale Monopolrente. Daraus folgt, daß alle Maßnahmen, die zu einer Erhöhung des Ertrags der Öleinkünfte dieser Länder führen und damit deren Kalkulationszinssatz erhöhen, einen Druck auf den Ölpreis ausüben.

Die Ölvorräte eines Landes stellen in ökonomischer Betrachtung ein Kapitalgut dar, das durch die laufende Ölförderung genutzt wird und dessen Wert gleich dem Gegenwartswert aller Gewinne über die gesamte Zeitdauer der Förderung ist. Mit der Entscheidung über die Höhe des Ölpreises, welche die absetzbare Fördermenge festlegt, treffen die Ölförderländer eine Entscheidung über die Schnelligkeit ihrer Kapitalumschichtung von den Ölvorräten zu alternativen Anlageformen durch Realkapitalbildung im Inland oder Auslandsinvestitionen. Je attraktiver diese alternativen Anlagemöglichkeiten sind, desto höher ist die Zeitpräferenzrate der Förderländer und desto höher ist damit auch die für diese Länder optimale Förderung. Alle Maßnahmen der Industrieländer, die durch Unterstützung bei der wirtschaftlichen Entwicklung dieser Länder und durch die Schaffung sicherer Anlagemöglichkeiten für Auslandsinvestitionen den Ertrag derartiger alternativer Anlagemöglichkeiten erhöhen, stärken die Bereitschaft der Ölförderländer zur Fördersteigerung mit der impliziten Bereitschaft zur Senkung des realen Ölpreises.

Die höhere Förderung wird in diesem Falle hervorgehört durch die Erhöhung des Ertrags der alternativen Anlageformen. Neben dem Zuckerbrot gibt es die Peitsche: Eine höhere Förderung kann bewirkt werden durch eine Verschlechterung der Ertragsaussichten der Ölförde-

rung in der Zukunft. Dies kann insbesondere durch die forcierte Entwicklung alternativer Energiequellen geschehen, worauf oben hingewiesen wurde. Beide Maßnahmen — die Erhöhung der heutigen Erträge auf alternative Anlageformen und die Verringerung der Erträge des Ressourcenkapitals — führen bei gewinnmaximierender Förderpolitik zu einer stärkeren Verlagerung der Förderung zur Gegenwart hin. Der Grund für die Förderverlagerung ist in beiden Fällen die Verringerung der Opportunitätskosten des Vorratsabbaus.

Eine (drohende) Verringerung des Wertes der Ölvorräte der OPEC-Staaten dürfte eine stärkere Wirkung auf deren Preisverhalten haben als die Erhöhung des Ertragssatzes auf Öleinkünfte. Diese Überlegungen betreffen jedoch nur die Frage nach der Wirksamkeit verschiedener Maßnahmen zur Verringerung der Opportunitätskosten des Abbaus ihrer Ölvorräte für diese Länder. Offen geblieben ist die Frage nach der Höhe der „tatsächlich entstehenden“ („richtigen“) Opportunitätskosten des Abbaus dieser begrenzten Ölvorkommen.

Greifen wir zur Verdeutlichung auf das Beispiel der Tabelle 4 zurück und unterstellen, daß die Förderländer die Opportunitätskosten des Vorratsabbaus auf der Grundlage eines Zinssatzes von 5 v.H. bestimmen, der „richtige“ Zinssatz jedoch davon abweiche²⁰.

Die Förderländer setzen einen Preis $p = 12,7$ und erzielen scheinbar eine marginale Monopolrente von 7,3 GEH. Sie unterschätzen dabei die user cost, die bei einem „richtigen“ Zinssatz von 2 v.H. 10,5 GEH betragen. In Wirklichkeit beträgt ihre marginale Monopolrente also nur 1,2 GEH. Beträgt der „richtige“ Zinssatz 1,63 v.H., so fällt bei dem Preis $p = 12,7$ überhaupt keine Monopolrente an, der Preis entspricht genau der Summe aus laufenden Grenzkosten und marginalen Opportunitätskosten. (Liegt der „richtige“ Zinssatz dagegen über 5 v.H. so sind diese Auswirkungen geringfügig. Vgl. Tabelle 5.)

Die zugrundegelegte Zeitpräferenzrate bestimmt, ob der heutige Ölpreis als Monopolpreis oder als Knappheitspreis zu interpretieren ist²¹.

²⁰ Die folgenden Überlegungen gelten mutatis mutandis für den Fall, daß die user cost der Ölförderung wegen einer falschen Beurteilung der Entwicklung alternativer Energieträger über- oder unterschätzt werden.

²¹ Pindyck hat jüngst versucht, den Umfang der Monopolrenten aus der Kartellierung des Ölangebots der OPEC-Länder durch Gegenüberstellung der optimalen Preispfade im Monopol- und Konkurrenzfall abzuschätzen. Das Ergebnis läßt sich ausdrücken durch das Verhältnis

$$\frac{\text{Gesamtgewinn bei Kartellierung}}{\text{Gesamtgewinn bei Wettbewerb.}}$$

Dieses Verhältnis beträgt 2,42 bei einem Zinssatz von 5 % und 3,05 bei einem Zinssatz von 10 %. Bei dem höheren Zinssatz sind die user cost der Förderung

Tabelle 5

Zusammensetzung des Preises $p = 12,7$ bei unterschiedlichen Annahmen über den „richtigen“ Zinssatz

„richtiger“ Zinssatz (v. H.)	Preis	Zusammensetzung des Preises		
		Grenz- kosten	marginale Monopol- rente	user cost
10	12,7	1	10,6	1,1
2	12,7	1	1,2	10,5
1,63	12,7	1	0,0	11,7

Jeder gesellschaftlichen Zeitpräferenzrate läßt sich ein Preispfad zuordnen, der die Rente des Vorrats — bewertet mit eben dieser Zeitpräferenzrate — maximiert. Weichen die gesellschaftlichen Bewertungen gegenwärtigen und zukünftigen Verbrauchs in den Produzenten- und Verbraucherländern voneinander ab, so gibt es keinen Preispfad, der in beiden Bewertungssystemen zu optimalen Ergebnissen führt.

Wenn der heute durchgesetzte Ölpreis stark monopolistisch überhöht ist, dann ist das gegenwärtige System aus zwei Gründen ineffizient. Es führt zur Überkonservierung bestimmter Ressourcen und dadurch zu einer Verzerrung in der Zusammensetzung des gesamten Kapitalstocks. Hierunter fällt auch eine zu weitgehende Substitution von reproduzierbarem Kapital²² gegen Ressourcenkapital im Zuge sog. Energieeinsparungsprogramme. Weiterhin führt ein monopolistisch überhöhter Ölpreis dazu, daß die Förderung kostengünstiger Energieträger zu stark ausgedehnt wird, also die Substitution des Öls innerhalb des Energiebereichs zu weit getrieben wird. Beides führt zu realen Einbußen durch Fehlallokationen.

Die heutige Situation ist zudem instabil. Die Verbraucherländer können, solange die OPEC an einer einheitlichen Preissetzung festhält, nicht darauf verzichten, sich auf diesen Preis einzustellen. Sie müssen vielmehr, auch wenn dies unwirtschaftlich ist, ihre gesamte energie-

geringer und der Anteil der Monopolrente ist — wie oben gezeigt wurde — bei gegebenen Nachfrageverhältnissen höher. Die Frage nach der tatsächlichen Höhe der Opportunitätskosten des Abbaus der Ölvorkommen der OPEC-Länder läßt Pindyck offen.

R. S. Pindyck, Gains To Producers From The Cartelization Of Exhaustible Resources, Massachusetts Institute of Technology, MITEL76-012WP, May 1976.

²² Die Unterscheidung zwischen reproduzierbarem Kapital und erschöpfbarem Ressourcenkapital ist keine prinzipielle, sondern nur eine graduelle, da alle Kapitalformen ein physisches Substrat erfordern. Vgl. Georgescu-Roegen, Energy and Economic Myths, a.a.O.

wirtschaftliche Planung auf diesen Preis ausrichten. Es werden deshalb Investitionen eingeleitet werden, die bei einem Rückgang des Ölpreises unwirtschaftlich würden. Auf Seiten der Verbraucherländer sind bisher noch keine ausreichenden Sicherheiten für die Entscheidungen in den riskanten Bereichen getroffen worden — wodurch der Kreis derjenigen erweitert wird, die an einem hohen Ölpreis interessiert sind.

Aber auch die Stabilität des Kartells ist ständig bedroht. Ein grundlegendes Problem von Rohstoffkartellen liegt darin, daß die Bewertung einer eingeschlagenen Preisstrategie durch die einzelnen Mitgliedsländer sehr unterschiedlich ist, wenn die Opportunitätskosten des Vorratsabbaus für die einzelnen Mitglieder große Unterschiede aufweisen. Diese Unterschiede sind im Falle der OPEC beträchtlich, da die Ölvorräte und die Kapitalabsorptionsfähigkeit der Mitgliedsstaaten große Unterschiede aufweisen. Auf Saudi-Arabien entfällt der Löwenanteil der Reserven (23 v.H. der sicheren Welt-Rohölreserven [Stand Anfang 1975]), während die Kapitalabsorptionsfähigkeit dieses Landes sehr begrenzt ist. Der Iran dagegen verfügt bei einer vielfach größeren Kapitalabsorptionsfähigkeit über Reserven, die nur ein Drittel derjenigen Saudi-Arabiens ausmachen. Diese Unterschiede schlagen sich nicht nur in unterschiedlich hohen Opportunitätskosten des Vorratsabbaus nieder, da sie den marginalen Ertragsatz auf Öleinkünfte beeinflussen; sie führen auch zu Unterschieden in der Bewertung der Preisstrategien des Kartells. Eine aggressive Preispolitik, welche die zeitliche Verzögerung bei der Entwicklung alternativer Energiequellen rigoros ausnutzt, führt zu einer starken Erhöhung der Gewinne in den gegenwartsnahen Perioden, verschlechtert dadurch aber die Gewinn- und Absatzmöglichkeiten in den späteren Perioden, wenn die alternativen Energieträger, die als Antwort auf den hohen Ölpreis entwickelt werden, auf den Markt drängen. Länder mit vergleichsweise niedrigen Reserven und hohen Ertragsmöglichkeiten auf Öleinkünfte wegen hoher Kapitalabsorptionsfähigkeit werden eine solche rigorose Preispolitik wesentlich attraktiver finden als Länder mit vergleichsweise großen Ölvorräten und vergleichsweise geringer gegenwärtiger Kapitalabsorptionsfähigkeit.

Die Stabilität des Kartells der Ölanbieter hängt wesentlich davon ab, welche Preishöhe es durchgesetzt hat. Je erfolgreicher das Kartell kurz- und mittelfristig in der Erhöhung des Rohölpreises ist, desto mehr fördert es dadurch Kräfte, die seine Stabilität auf Dauer unterminieren. In der öffentlichen Diskussion wird immer wieder übersehen, daß es sich bei der OPEC-Gruppe nicht um eine homogene Gruppe von Ländern handelt, sondern daß ihre Ölvorräte und ihre Zeitpräferenzraten stark voneinander abweichen, und daß außerdem zum Teil starke politische Interessengegenstände bestehen. Selbst wenn es gelingt, alle diese

Unterschiede und Gegensätze in einer entsprechenden Kartellvereinbarung auszugleichen, bliebe immer noch das klassische Dilemma für die größten Anbieter im Kartell: Wenn sie sich streng an die Preis- und Mengenvereinbarung halten, müssen sie immer damit rechnen, daß kleine Anbieter ihnen durch versteckte oder offene Preisunterbietung Teile ihres Marktanteils abnehmen. Es ist das bekannte Problem, daß ein Vorteil für alle nur durch das Zusammenwirken vieler erreicht werden kann, für jeden einzelnen aber, vor allem wenn sein Anteil scheinbar nicht ins Gewicht fällt, die Überlegung zutrifft, daß er seine eigene Position durch Preisnachlässe und Nichtbeachtung der festgelegten Fördervereinbarung wesentlich verbessern kann. Es genügt also nicht, ein von allen akzeptiertes System der Förderrationierung einzuführen, sondern es muß außerdem noch ein wirksamer Sanktionsmechanismus bestehen, der die Beachtung der Kartellvereinbarung erzwingt.

Einem Ölkartell, das einen hohen realen Ölpreis durchgesetzt hat, droht auch die Gefährdung von außen. Je höher der Ölpreis, desto stärker wird die Suche nach Öl und Substitutionsenergien in anderen Ländern angeregt. Soweit es sich um Öl handelt, mögen diese Länder Mitglieder des Kartells werden; jede Vergrößerung der Anzahl der Mitglieder erhöht aber auch die Divergenz zwischen den Interessen der Mitglieder und reduziert dadurch die Schlagkraft des Kartells. Im Falle der OPEC kommt hinzu, daß weitere Mitglieder nicht aus den durch gemeinsame politische Interessen verbundenen arabischen Ländern kommen würden und somit diese Klammer im Kartell geschwächt würde. Soweit neue Ölproduzenten nicht Mitglied des Kartells werden, werden sie die bekannte Außenseiterposition von Kartellen übernehmen und dadurch das Kartell in dem Maße schwächen, in dem sie ihre Förderung schnell ausdehnen können. Ein gleiches gilt mit Einschränkungen auch für die verstärkte Förderung anderer Primärenergien, die das Öl ersetzen können.