

Siebert, Horst

**Book Part — Digitized Version**

## Praktische Schwierigkeiten bei der Steuerung der Umweltnutzung über Preise

**Provided in Cooperation with:**

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

*Suggested Citation:* Siebert, Horst (1981) : Praktische Schwierigkeiten bei der Steuerung der Umweltnutzung über Preise, In: Wegehenkel, Lothar Binswanger, Hans Christoph (Ed.): Marktwirtschaft und Umwelt: Symposion vom 26. bis 28. März 1980, veranst. vom Walter-Eucken-Inst. in Freiburg i. Br., ISBN 3-16-343372-3, Mohr, Tübingen, pp. 28-53

This Version is available at:

<https://hdl.handle.net/10419/3581>

**Standard-Nutzungsbedingungen:**

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

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

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

**Terms of use:**

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

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

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

# Praktische Schwierigkeiten bei der Steuerung der Umweltnutzung über Preise

HORST SIEBERT\*, Mannheim

## Referat

### Inhalt

I. Bestimmung der anzustrebenden Umweltqualität .....	30
II. Die Notwendigkeit einer Preislösung .....	32
III. Messung der Emissionen .....	34
IV. Meßansätze in der Wasserwirtschaft .....	36
1. Emschergenossenschaft .....	37
2. Ruhrverband .....	38
3. Abwasserabgabengesetz .....	40
V. Die Umsetzung von Immissionsnormen in Preise durch Emissionslizenzen ..	42
VI. Organisatorische Aspekte einer Emissionssteuerlösung .....	46
VII. Ein praktisches Beispiel der Luftgütewirtschaft: Die Navajo-Lösung .....	49
Anhang: Beschlußfassung der Navajo-Stammeskonferenz .....	49
Bibliographie .....	51

1. Die Steuerung der Umweltnutzung über Preise und die Anwendung des Verursacherprinzips werden sowohl in der ökonomischen Theorie als auch in der wirtschaftspolitischen Praxis als Grundposition der Umweltpolitik herausgestellt. In der praktischen Durchsetzung der Umweltpolitik setzen sich jedoch oft nicht-preisliche Lösungen durch. Auch der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen wendet sich in seinem Jahresgutachten 1978<sup>1</sup> teilweise von einer Preislösung ab. Diese Tendenz mag auf zwei Ursachen zurückzuführen sein: Den Wirtschaftswissenschaftlern ist es nicht gelungen, der Öffentlichkeit den Allokationsgedanken allgemein und insbesondere in seiner Bedeutung für die Umweltpolitik deutlich zu machen. Es treten Schwierigkeiten bei der Durchsetzung von Preislösungen auf, mit denen sich Ökonomen auseinandersetzen müssen. In diesem Beitrag soll diesen Schwierigkeiten nachgegangen werden.

2. Für den Wirtschaftswissenschaftler stellt sich die Umweltfrage als ein

\* Dieser Beitrag ist im Rahmen des Sonderforschungsbereichs 5 „Staatliche Allokations- und Stabilisierungspolitik im marktwirtschaftlichen System“ erstellt. Für eine kritische Durchsicht des Manuskripts danke ich F. Dudenhöffer und W. Vogt.

<sup>1</sup> Vgl. Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1978), S. 534 f.

Allokationsproblem dar. Die Umwelt kann für konkurrierende Verwendungen genutzt werden, und zwar als öffentliches Konsumgut, als Aufnahmemedium für Schadstoffe, als Lieferant von Rohstoffen und als Standortfaktor<sup>2</sup>. Ist das Angebot an Umwelt begrenzt, so entsteht Verwendungskonkurrenz zwischen diesen verschiedenen Umweltnutzungen, d. h. bei einem Nulltarif der Umweltnutzung kann die Ressource Umwelt nicht allen Verwendungen gerecht werden. Der Nulltarif der Umweltnutzung bedingt eine Diskrepanz von einzelwirtschaftlichen und volkswirtschaftlichen Kosten (bei Haushalten und Unternehmen) und damit eine Fehlallokation: Die Allmende-Ressource Umwelt (common-property resource) wird übernutzt; Sektorstruktur und Faktorallokation sind zugunsten der verschmutzungsintensiven Wirtschaftszweige verzerrt.

3. Drei eng miteinander zusammenhängende Erklärungsversuche werden von der ökonomischen Theorie für die Existenz des Umweltproblems angeboten:

– Die Theorie der externen Effekte<sup>3</sup> betont, daß negative Externalitäten eine Diskrepanz von einzelwirtschaftlichen und volkswirtschaftlichen Kosten begründen und die damit einhergehende Verzerrung der Allokation durch eine Korrektur der Preise beseitigt werden muß. Dazu bedarf es einer Änderung der Rahmenordnung des marktwirtschaftlichen Systems.

– Der (mit der Theorie der externen Effekte vereinbare) Ansatz des öffentlichen Gutes betrachtet Umwelt (in ihrer Eigenschaft als Konsumgut) als öffentliches Gut, dessen Qualitätsfixierung nicht ausschließlich dem Markt, sondern der „Allokationsbranche“ des Staates überlassen bleiben muß. Dem Staat obliegt nicht notwendigerweise die „Produktion“ der Umweltqualität, sondern die Institutionalisierung einer Lösung, die die anzustrebende Umweltqualität in einem geänderten Marktrahmen sicherstellt.

– Der Ansatz der Nutzungsrechte<sup>4</sup> sieht die Ursache des Umweltproblems letztlich in der Tatsache, daß Nutzungsrechte an dem Medium Umwelt bisher nicht zugewiesen worden sind (oder werden können). Auch nach diesem Ansatz ist eine Rahmenordnung mit der Zuweisung (privater) Nutzungsrechte erforderlich, die eine Lösung des Umweltproblems gestattet.

Die Gemeinsamkeit dieser Erklärungsversuche besteht darin, daß ein Nulltarif der Umweltnutzung das Allokationsproblem nicht löst und daß die Opportunitätskosten der Umweltnutzung in den ökonomischen Kalkülen erscheinen müssen. Alle drei Ansätze scheinen mit einem Optimierungskalkül vereinbar, bei dem die verschiedenen Nutzungen des Mediums Umwelt mit Schattenpreisen belegt werden. Die Frage lautet, wie man solche Schattenpreise in der Realität durchsetzen kann.

4. Ausgangspunkt für die Lösung des Umweltproblems muß eine solche

<sup>2</sup> Vgl. Siebert (1978 a).

<sup>3</sup> Vgl. Pigou (1920).

<sup>4</sup> Vgl. Coase (1960); Dales (1968), Furubotn/Pejovich (1972).

Änderung der Rahmenbedingungen einzelwirtschaftlicher Entscheidungen sein, daß volkswirtschaftliche Kosten einzelwirtschaftlicher Aktivitäten den Subsystemen einer Volkswirtschaft zugewiesen werden. Es bedarf – wie es Eucken<sup>5</sup> nennt – der „regulierenden Prinzipien“, hier der Korrektur der Wirtschaftsrechnung.

Die für die Änderung der Rahmenordnung privater Entscheidungen möglichen umweltpolitischen Instrumente lassen sich auf einem Kontinuum abnehmender Eingriffsintensität anordnen:

- Der Staat übernimmt die Entsorgung als Staatsaufgabe und finanziert diese Aufgabe aus allgemeinen Steuermitteln.
- Der Staat erläßt Gebote und Verbote, spezifiziert Emissionsnormen für einzelne Anlagen oder steuert Emissionen durch Genehmigungsverfahren.
- Der Staat setzt eine neue Rahmenordnung für private Entscheidungen, indem er die Knappheit der Umwelt als Aufnahme- und Abgabe- medium von Schadstoffen durch Preise zum Ausdruck bringt. Dies geschieht entweder über Preise für Verschmutzungsrechte oder über Emissionssteuern.
- Der Staat versucht, über Subventionen auf die Verschmutzer einzuwirken. Die Subventionen werden aus Steuermitteln finanziert.
- Der Staat nimmt eine solche Zuweisung von Nutzungsrechten (in Form von Privaten zugesprochenen Verschmutzungsrechten) vor, daß Marktprozesse eine akzeptable Umweltqualität erreichen.
- Der Staat wirkt durch moralische Suasion auf die Wirtschaftssubjekte ein.

#### *1. Bestimmung der anzustrebenden Umweltqualität*

5. In den oben skizzierten Ansätzen der Umweltpolitik brauchen wirtschaftspolitische Instanzen eine Vorstellung über die anzustrebende Umweltqualität. Dies gilt selbst dann, wenn das Umweltziel über die Zuweisung von Nutzungsrechten erreicht werden soll, da in diesem Fall die Zuweisung von Nutzungsrechten instrumental für das Erreichen des Umweltziels ist. Im ökonomischen Kalkül muß die anzustrebende Umweltqualität durch eine Gegenüberstellung von Nutzen und Kosten ermittelt werden. Bei der Bestimmung dieser anzustrebenden Umweltqualität treten für die praktische Wirtschaftspolitik erhebliche Informationsprobleme auf.

6. Neben den Kosten der Schadstoffbeseitigung in Form von entgangener Ressourcennutzung und in Form von Einbußen in den Erfüllungsgraden wirtschaftspolitischer Ziele muß die Wirtschaftspolitik über die Nutzen der Umweltpolitik informiert sein, also über die verhinderten Schäden, und zwar einmal über die technologische Dimension der Schäden (Schadensfunktion) und zum anderen über deren Bewertung. Die Lösung dieses Informationsproblems bedingt oft recht heroische Annahmen wie die Existenz einer sozialen

<sup>5</sup> Vgl. Eucken (1952), S. 301.

Wohlfahrtsfunktion – „the economist's most favorable fiction“<sup>6</sup> bzw. die Informiertheit des staatlichen Planers über die individuellen Präferenzen. Dieser paternalistische Ansatz unterstellt also Informationserfordernisse, die in der Realität nicht erfüllt sind.

7. Teilt man die Bedenken gegen diesen Ansatz, so stellt sich die Frage, ob es möglich ist, die Bewertung des öffentlichen Gutes Umweltqualität aus individuellen Präferenzen abzuleiten. Dabei ist das Problem des Freiverfaherverhaltens bei der Finanzierung öffentlicher Güter und der damit einhergehenden Fehlangelegenheiten privater Präferenzen zu lösen<sup>7</sup>. Kann man sich institutionelle Mechanismen wie Wahlen, Referenden oder andere Verfahren (*Clarke-Steuer*, *Groves-Ledyard-Mechanismus*) vorstellen, die eine Aufdeckung individueller Präferenzen und ihre Aggregation leisten können, wenn gleichzeitig bestimmte Eigenschaften dieser Mechanismen wie Transitivität und Optimalität der durch den Mechanismus bewirkten Resultate gegeben sein sollen? Die Analyse der institutionellen Mechanismen hat dabei auch die politischen Prozesse der Willensbildung (Parteien, Verbände, Föderalismus) zu berücksichtigen. Es ist unbestritten, daß diese institutionellen Mechanismen praktische Bedeutung für die Umweltpolitik haben, wie Referenden in der Schweiz oder auch institutionelle Vorschriften in den Wassergenossenschaften der Ruhr zeigen (z. B. Sperrvorschriften für die Anzahl der Stimmen der Oberlieger). Derzeit ist aber die Theorie der sozialen Wahl noch nicht so weit entwickelt, daß ein pragmatisch realisierbarer Vorschlag für institutionelle Verfahren zur Ermittlung einer optimalen Umweltqualität geliefert werden kann.

8. Folgt man dieser Einschätzung, so kann praktische Umweltpolitik nur von der These ausgehen, daß die anzustrebende Umweltqualität durch eine politische Entscheidung festgelegt wird, bei der Informationen aus den verschiedensten Bereichen (Medizin, Biologie) eingehen. Umweltqualität wird nach diesem Verständnis als „fixed target“ in die Wirtschafts- und Sozialpolitik eingeführt; falls neue Informationen auftreten, wird das Ziel in einem trial-and-error Prozeß revidiert. Es ist offensichtlich, daß die auf diese Weise angestrebte Umweltqualität nicht zwingend ein Optimum darstellt. Folglich reduziert sich die Fragestellung der praktischen Umweltpolitik darauf, a) durch welche Maßnahmen dieses Umweltqualitätsziel erreicht werden kann (ökologische Effizienz), b) inwieweit diese Maßnahmen wirtschaftlich sind (ökonomische Effizienz).

Da Umweltqualität nur für spezifische Umweltmedien bestimmt werden kann, muß das „fixed target“ als Qualitätsmaß für ein spezifisches Umweltmedium festgelegt werden, und zwar entweder – als Konzentrationsmaß an einem bestimmten Raumpunkt oder als Gesamtmenge der tolerierbaren Emissionen für ein räumlich begrenztes Umweltmedium.

<sup>6</sup> Tumlir (1978), S. 10.

<sup>7</sup> Vgl. Pethig (1979); Siebert (1979 b).

Die Probleme dieser beiden Ansätze werden von *Tietenberg*<sup>8</sup> diskutiert. Im folgenden abstrahieren wir vom Diffusionsaspekt und gehen davon aus, daß die Gesamtmenge der tolerierbaren Emissionen für ein in aller Regel räumlich abgegrenztes Umweltsystem als Ziel definiert werden kann.

9. Ist ein Umweltziel vorgegeben, so lautet die entscheidende Frage der Umweltpolitik, durch welche Mechanismen dieser Zielwert in individuelle Verhaltensweisen der Emittenten umgesetzt werden kann. Folgende Ansätze stehen für diese Transformation zur Verfügung

- Gebote und Verbote
- Emissionssteuern
- Emissionsrechte
- Kostenzuteilung wie in den Wassergenossenschaften der Ruhr.

Die Standardfixierung durch die Umweltpolitik würde dann überflüssig werden, wenn es der Umweltpolitik gelingen würde, in der Weise Nutzungsrechte an die Subsysteme der Volkswirtschaft zuzuweisen, daß die anzustrebende Umweltqualität nicht formal durch den Staat bestimmt werden muß, sondern den Subsystemen überlassen werden kann. Folgt man beispielsweise dem *Coase*-Theorem, so kann sich der Staat darauf beschränken, das Recht auf Umweltnutzung einer der Parteien in geeigneter Form zuzuweisen, ohne selbst Emissionsnormen oder Emissionssteuern setzen zu müssen.

## *II. Die Notwendigkeit einer Preislösung*

10. Aus der Palette der möglichen umweltpolitischen Instrumente sollten staatliche Investitionen und Subventionen ausscheiden. Denn: Übernimmt der Staat z. B. in der Wasserwirtschaft selbst die Entsorgung und finanziert er diese Aufgabe aus allgemeinen Steuermitteln, so werden die volkswirtschaftlichen Kosten dem Verursacher nicht zugewiesen, und die bisherige Fehlallokation wird verewigt. Gleichzeitig werden keine Anreize zur Entsorgung in das System eingebaut. Regt der Staat die Entsorgung über Subventionen an, so wird – allerdings abhängig von der Form der Subventionierung – die Umweltqualität verbessert; aber die umweltschädigend produzierenden Aktivitäten erfahren weiterhin keine Zuweisung aller volkswirtschaftlichen Kosten; die Fehlallokation bleibt erhalten. Zudem wird das Staatsbudget erheblich belastet. Da in diesem Fall keine soziale Begründung der Subvention gegeben ist, vermag man nicht einzusehen, daß hier mit Subventionen gearbeitet werden soll.

11. Eine Gebots- oder Verbotslösung vermeidet die Belastung des staatlichen Budgets und stellt ökologische Wirksamkeit sicher. Dieser Ansatz hat jedoch eine Reihe gravierender Mängel. Als Beispiel beschränke ich mich auf

---

<sup>8</sup> Vgl. Tietenberg (1980).

das Bundesimmissionsschutz-Gesetz und die „Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft“ (TA-Luft).

Nach diesem Ansatz setzt die Umweltpolitik eine Qualitätsnorm für das Umweltmedium Luft einer Region fest. Über Genehmigungsverfahren wird die Einhaltung dieser Qualitätsnormen sichergestellt. In der Regel ist die Genehmigung dann zu erteilen, wenn „durch den Betrieb der Anlage die Immissionswerte . . . im Einwirkungsbereich der Anlage nicht überschritten werden . . .“<sup>9</sup> (2.2.1.b TA-Luft). Ein wesentliches Entscheidungskriterium für die Genehmigung ist, daß die Entsorgung dem „Stand der Technik“ entspricht, der in der revidierten TA-Luft sogar in einer Verordnung festgehalten werden soll<sup>10</sup>. Nach diesem Konzept kümmern sich staatliche Instanzen, wie auch die Luftgütewirtschaft des in diesem Bereich federführenden Bundeslandes Nordrhein-Westfalen zeigt, um jede einzelne Emissionsquelle<sup>11</sup>.

Nach dieser „Politik des individuellen Schornsteins“ wird so lange genehmigt, bis die Immissionsnorm verletzt ist. Dann können sich neue Unternehmen in der Region nicht mehr ansiedeln, auch wenn der Neuansiedler umweltfreundlich produzieren sollte. Die TA-Luft stellt eine künstliche Protektion für die Alteinsitzer dar: sie verhindert Neuansiedlungen, beeinträchtigt die Mobilität des Kapitals und verkrustet die regionale Wirtschaftsstruktur. Voerde ist ein sichtbares Symbol dieser Politik. Regionales Wachstum wird in belastenden Räumen gestoppt.

Unternehmen können, falls der Immissionsdeckel in einer Region erreicht wird, nur dann expandieren, wenn sie entsprechend der Neubelastung selbst Schadstoffe vermeiden. Andere Alteinsitzer können jedoch gemäß der ausgesprochenen Genehmigung mit ihren Emissionen fortfahren, selbst wenn sie wesentlich kostengünstiger beseitigen können. Die Entsorgung erfolgt damit volkswirtschaftlich ineffizient.

Da die TA-Luft den Alteinsitzern faktisch ein Recht auf Verschmutzung per Genehmigung zuweist und diese gegen expandierende und neuansiedelnde Betriebe schützt, also in der Regel gegen dynamische Betriebe, schreibt sie auch die Sektorstruktur fest. Gleichzeitig erleiden die Arbeitnehmer in einer Region den Nachteil, daß sich für sie interessantere Arbeitsplätze, etwa mit höheren Löhnen oder günstigeren Arbeitsbedingungen, durch Neuansiedlungen nicht einstellen.

Die Genehmigung nach dem „Stand der Technik“ impliziert eine Änderung der Wirtschaftsordnung: Es wird Aufgabe staatlicher Instanzen, den neuesten Stand des technischen Wissens zu dokumentieren und dieses auch zu entwickeln, Unternehmer dagegen verzehren sich darin nachzuweisen, daß dieser Stand der Technologie nicht praktikabel oder nicht wirtschaftlich ist. Folgt man

<sup>9</sup> TA-Luft, Nr. 2.2.1.b.

<sup>10</sup> Vgl. Nummer 2.3.1. der geplanten Neufassung der Verwaltungsvorschrift der TA-Luft, Deutscher Bundestag, 8. Wahlperiode, Drucksache 8/2771, S. 19.

<sup>11</sup> Zur Kritik vgl. Siebert (1978 b) und (1979 c).

*Schumpeter*, so ist es Aufgabe des Unternehmers, neue technische Kombinationen durchzusetzen. Nach der TA-Luft gelangt er in die Rolle, die Nicht-Realisierbarkeit neuer technischer Lösungen zu beweisen.

Es spricht einiges dafür, daß technischer Fortschritt dezentral gefunden und realisiert werden muß, etwa weil sich dezentrale Lösungen durch Problemnähe auszeichnen. Man darf bezweifeln, ob Genehmigungsbehörden und staatliche Instanzen über ein hinreichendes Ausmaß an Phantasie verfügen, um neue Lösungen zu finden.

Das Genehmigungsverfahren ist in die Verwaltungsgerichtsbarkeit eingebettet und impliziert, daß Gerichte zwangsläufig eine große Rolle bei Allokationsentscheidungen spielen. Verzögerungen bei Standortentscheidungen sind vorprogrammiert.

Der zentrale Mangel der TA-Luft liegt darin, daß Umwelt als Aufnahmemedium für Schadstoffe nicht als ein knappes Gut begriffen wird, dessen Knappheit sich in verschiedenen Regionen über die Zeit verschieben kann. Mit der aufwendigen und starren Steuerung des Allokationsprozesses über Genehmigungsverfahren und Gerichte wird man schwerlich erreichen, daß das knappe Gut Umwelt „zum besten Wirt“ geht. Insbesondere die Tatsache, daß die Bundesrepublik industrialisiert und dicht besiedelt ist, weist darauf hin, daß die Umweltproblematik nicht nur zu einem Stichtag gelöst werden muß, sondern daß eine institutionelle Regelung zu finden ist, die auf Dauer eine effiziente Verwendung der knappen Ressource Umwelt sicherstellt.

Vor dem Hintergrund dieser Mängel muß der Ökonom nach Lösungen suchen, die solche Fehler vermeiden. Dies kann nur bedeuten, daß der Versuch unternommen werden muß, Umweltnutzung über Preise zu steuern. Grundsätzlich werden die Vorteile einer solchen Lösung in der Literatur und in der Wirtschaftspolitik gesehen. Die Frage lautet, welche praktischen Schwierigkeiten sich bei einer solchen Politik einstellen.

### *III. Messung der Emissionen.*

12. Die Steuerung der Umweltnutzung über Preise setzt voraus, daß Emissionen mit vertretbaren Kosten meßbar sind. Denn nur dadurch, daß man unerwünschte Schadstoffe mit einem Preis belegt, wird ein Anreiz in das System gegeben, Emissionen zu vermeiden und neue Entsorgungstechnologien zu entwickeln. Die Frage der Messung stellt sich im übrigen auch bei einer Gebots- oder Verbotsregelung, wie bei Verpflichtungen zur Reduzierung von Emissionen, und zwar insbesondere bei der Kontrolle, ob Gebote eingehalten werden. So wird z. B. bei einer wasserrechtlichen Genehmigung die Menge und die Qualität des Abwassers spezifiziert.<sup>12</sup>

<sup>12</sup> Ein Detailproblem sind „Leckagen“ (z. B. bei Ventilen). Bei Raffinerien können diese aus Leckagen herrührenden Emissionen etwa die aus den normalen Emissionsquellen (Schornstein) stammende Emissionsmenge erreichen. Ferner stellt sich die Frage, ob

13. Wird statt Emissionen eine Ersatz-Bemessungsgrundlage gewählt wie etwa ein Emissionsindikator, der Input schadstoffintensiver Produktionsmittel wie schwefelhaltiges Heizöl, der Output, der Kapitaleinsatz oder der Umsatz, so werden falsche Signale gesetzt, die zu Verzerrungen führen<sup>13</sup>. Hierbei handelt es sich wirtschaftspolitisch um ein Problem des second-best. Eine erstbeste Lösung wie die Preissetzung kann ihre Vorzüge verlieren, wenn eine ihrer Voraussetzungen wie hier die Messung der Emissionen nicht sichergestellt ist. Angenommen, die Umweltpolitik belegt nicht Emissionen mit einer Steuer, sondern umwelt-intensiv produzierte Güter. Dann besteht die entscheidende Anreizwirkung dieser Bemessungsgrundlage in einer Verteuerung der Produkte, damit in einer Nachfrageverschiebung und schließlich in einer Produktionsumstellung. Ein Anreiz zur Entsorgung ist dadurch nicht gegeben, es sei denn, die Klassifikation der Güter wird laufend revidiert. Bei Emissionsindikatoren, die mit konstanten Gewichten verschiedene Schadstoffe erfassen, ergibt sich das Problem, daß die historisch bestimmten Gewichte laufend revidiert werden müßten.

14. Für pragmatische Lösungen kommt auch eine Selbstmessung (self reporting) mit gelegentlichen Überprüfungen sowohl der Meßtechnologie als auch der gemessenen Emissionen in Frage. Auf diese Weise können die Meßkosten teilweise dem Verursacher zugewiesen werden.

15. Die Meßgenauigkeit wird die Meßkosten beeinflussen, so daß die Frage auftritt, ob man sich mit ungenaueren Meßresultaten zufrieden geben kann, wenn dadurch Meßkosten eingespart werden. Das Problem einer ungenauen Messung besteht darin, daß man sich von der richtigen Bemessungsgrundlage entfernt und damit die falschen Preissignale setzt. Die falsche Preissetzung bezieht sich nicht nur auf die Anreizwirkung wegen unterschiedlicher Höhe der Abgaben für eine Unternehmung<sup>14</sup>, sondern auf die Stimulierung sinnloser Anpassungsprozesse. So weist *Ewringmann*<sup>15</sup> darauf hin, daß kommunale Abwasserverbände, die als Direkteinleiter abwasserabgabepflichtig sind, die Preissignale falsch setzen, wenn sie die von ihnen zu zahlenden Emissionssteuern nach dem Brauchwasserverbrauch auf die Verursacher aufschlüsseln. Allerdings erkennt der Sachverständigenrat an, daß das Abwasserabgabengesetz die finanzielle Belastung an kommunale Verbände weitergibt und damit langfristig einen Druck zur Setzung der richtigen Preissignale ausübt<sup>16</sup>.

16. Man darf erwarten, daß die Höhe der Meßkosten es erschwert, den Haushalts- und Verkehrsbereich durch eine Preislösung zu erfassen. Theorie-

---

die Meßinstrumente temporäre Spitzenemissionen adäquat erfassen („Durchpusten von Sieben“).

<sup>13</sup> Vgl. Siebert (1976 b), S. 34/35.

<sup>14</sup> So kann bei der BASF die Abgabenhöhe je nach Meßart pro Jahr zwischen 30 Mio und 140 Mio DM schwanken. Vgl. Lühr (1977), S. 356.

<sup>15</sup> Ewringmann (1978).

<sup>16</sup> Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1978), S. 563.

tisch wäre es möglich, die Schadstoffe eines Autos zu messen und die TÜV-Inspektion zum Ablesen der emittierten Schadstoffe einzusetzen. Wäre ein praktikables Verfahren zu einem vertretbaren Preis verfügbar, so wäre dieses sogar die ideale Lösung. Derzeit ist aber eine solche Meßtechnologie nicht vorhanden. Möglicherweise reicht unsere Phantasie nicht aus, sich entsprechende Meßtechnologien vorzustellen.

Die Nichterfassung des Haushalts- und Verkehrsbereichs durch eine Preislösung ist problematisch, weil die Wirtschaft befürchtet, allein die Entsorgung übernehmen zu müssen. Damit beeinflußt die Meßbarkeit auch in diesem Sinn die Durchsetzungschance einer Preislösung. In der Regel wird man davon ausgehen müssen, daß der Verkehrs- und Haushaltsbereich durch andere Instrumente wie Produktionsnormen erfaßt wird.

17. Sind Umweltmedien, die von Privaten verwendet werden, bereits stark belastet, so kann diese bereits vorhandene Belastung nicht mit einer Steuer belegt werden. In diesen Fällen, etwa bei der Entnahme von Wasser aus Flüssen, müssen die bereits im Umweltmedium enthaltenen Schadstoffe von den gemessenen Emissionen eines Unternehmens abgezogen werden, um die Nettoemissionen zu ermitteln.

18. Die Frage nach der Messung von Emissionen läuft also darauf hinaus, ob Emissionen technisch überhaupt meßbar sind, ob dies mit vertretbaren Kosten möglich ist und ob solche Indikatoren der Emissionen entwickelt werden können, die geeignete Anreize zur Entsorgung und zur Entwicklung günstigerer Entsorgungstechnologien darstellen. Für das Umweltmedium Luft wird berichtet, daß die fünf wichtigsten Schadstoffe der Luft CO, SO<sub>2</sub>, NO, CH und Partikel heute in Unternehmen bereits gemessen werden. Es werden Kosten von 40 000 DM pro Schadstoff und Emissionsquelle (Schornstein) pro Jahr genannt<sup>17</sup>. Einige Unternehmen, die emissionsintensiv produzieren wie Aluminiumhütten, verfügen bereits über Meßanlagen<sup>18</sup>.

#### IV. Meßansätze in der Wasserwirtschaft

19. In der Wasserwirtschaft liegen Meßerfahrungen seit längerer Zeit vor. Die in der Wasserwirtschaft üblichen Einleitungsbedingungen, die mit der Genehmigung z. B. durch den Regierungspräsidenten ausgesprochen werden, spezifizieren bestimmte Qualitätsbedingungen wie etwa den pH-Wert des Abwassers, die absetzbaren Partikel als cm<sup>3</sup>/l in x Stunden und die zulässige Höchsttemperatur. Ein für den Ökonomen recht instruktives Beispiel einer Genehmigung wird von Kühner<sup>19</sup> gegeben. Die Messung wird dabei auch dem Betreiber der Anlage auferlegt, der die Meßresultate festzuhalten hat. Bei-

<sup>17</sup> Angaben aus der Wirtschaft nach Preisen von 1976.

<sup>18</sup> Eine Übersicht über bisherige Meßtechniken findet sich bei Anderson (1977), S. 90–106. Vgl. ferner Staff of Research and Education Association (1978).

<sup>19</sup> Kühner (1979), S. 34 f.

spielsweise nimmt das Hygiene-Institut des Ruhrgebiets, ein staatlich gegründetes und finanziertes Institut, Zufallsmessungen an den Emissionsstellen vor. Auch der Ruhrverband führt Messungen durch, um die betriebspezifischen Schadenskoeffizienten für die Berechnung der Gebühren zu ermitteln. Die von diesen Institutionen gemessenen Wasserwerte sind: Temperatur, Transparenz, Farbe, Trübung, Absetzstoffe, Geruch, pH-Wert, Leitfähigkeit,  $\text{KMnO}_4$  (Kaliumpermanganat),  $\text{NO}_3$  (Nitrat),  $\text{NO}_2$  (Nitrit),  $\text{NH}_4$  (Ammonium), Cl (Chlor),  $\text{SO}_4$  (Sulfat), Härte,  $\text{O}_2$  (Dioxid), Fe (mg/l; Eisen), Mn (mg/l; Mangan), Cu (mg/l; Kupfer), Ni (mg/l; Nickel), Zn (mg/l; Zink) und Cr (mg/l; Chrom)<sup>20</sup>.

### 1. Emschergenossenschaft

20. Bei den Wasserverbänden in Nordrhein-Westfalen ist die Erteilung von Einleitungsgenehmigungen durch die zuständige Wasserbehörde (z. B. Regierungspräsident) eine Voraussetzung für die Erhebung von Gebühren durch die Wassergenossenschaften der verschiedenen Flußsysteme<sup>21</sup>. In der Regel besteht die Grundidee des Ansatzes zur Messung der Emissionen darin, ein einheitliches Maß für die Schädlichkeit der unterschiedlichen Emissionen zu finden. Durch einen Maßstab dieser Art gelingt es nämlich, das Qualitätsziel zu fixieren und es zugleich auf seine Bestimmungsfaktoren (unterschiedliche Schadensfaktoren) umzurechnen. So hat die Emschergenossenschaft einen Index konstruiert, der die Reinwassermenge beschreibt, die zur Verdünnung notwendig ist, um einen Schaden für einen bestimmten Testfisch zu vermeiden<sup>22</sup>. Die Schädlichkeit der Abwasser wird über folgende Formel angenähert<sup>23</sup>:

$$V = \frac{A}{A^Z} + \frac{1}{2} \frac{B}{B^Z} + \frac{K-30}{2K^Z} - 1$$

In dieser Formel<sup>24</sup> kennzeichnen

V: Verdünnungszahl

A: Absetzbare Stoffe im  $\text{cm}^3/\text{l}$

$A^Z$ : Zulässige absetzbare Stoffe im  $\text{cm}^3/\text{l}$

<sup>20</sup> Kühner (1979), S. 30.

<sup>21</sup> Vgl. Johnson/Brown (1976), S. 123.

<sup>22</sup> Vgl. Kneese/Bower (1972), S. 250 sowie Siebert (1976), S. 92.

<sup>23</sup> Vgl. Kneese/Bower (1972), S. 250; Johnson/Brown (1976), S. 123; Salzwedel (1972), S. 59/60.

<sup>24</sup> Nach Kneese/Bower kann diese Formel umgerechnet werden in  $40 V = \frac{1}{2} BOD + \frac{1}{2} COD + \frac{1}{10} A + 40 F - 55$ , wenn man für  $\text{KMnO}_4$  den chemischen Sauerstoffbedarf COD setzt und  $A^Z = 0,4$ ;  $B^Z = 40$ ;  $K^Z = 42$  und  $1 \text{ cm}^3 = 1 \text{ g}$ . Vgl. Johnson/Brown (1976), S. 123.

- B*: Biochemischer Sauerstoffbedarf in mg/l  
*B<sup>Z</sup>*: Zulässiger biochemischer Sauerstoffbedarf in mg/l  
*K*: Kaliumpermanganatverbrauch in mg/l  
*K<sup>Z</sup>*: zulässiger Kaliumpermanganatverbrauch in mg/l  
*F*: Faktor der Fischschädlichkeit nach der Verdünnungsmethode

Kennzeichnet  $V_i$  den Verdünnungsfaktor der Einleitungen eines Einleiters  $i$  und  $E_i$  die Abwassereinleitungsmenge eines Einleiters  $i$ , so ist  $\alpha_i$  der Kostenanteil des Einleiters  $i$  an den Gesamtkosten für die Entsorgung:

$$\alpha_i = \frac{V_i E_i}{\sum_{i=1}^n V_i E_i} \quad \text{mit} \quad \sum_{i=1}^n \alpha_i = 1$$

Ergeben sich in einer Genossenschaft Kosten der Entsorgung in Höhe eines Beitrags  $K$ , so belaufen sich die Gebühren  $K_i$  für den Einleiter  $i$  auf  $K_i = \alpha_i K$ .

Der Verschmutzer kann  $\alpha_i$  beeinflussen, indem er  $V_i$  und  $E_i$  reduziert; auf diese Weise wird ein Anreiz ausgeübt zu entsorgen. Bei der Festlegung des Kostenanteils werden Zusatzberechnungen vorgenommen; so wird ein Zuschlag für Abwässer mit höherer Temperatur erhoben. Bei der Ermittlung der Einleitungsgebühren für Kommunen wird eine Pro-Kopf-Zahl von 90 m<sup>3</sup> Abwasser pro Jahr unterstellt<sup>25</sup>.

## 2. Ruhrverband

21. Der Ruhrverband rechnet analog zur Emschergenossenschaft die unterschiedlichen Emissionen ebenfalls in einen „gemeinsamen Nenner“ um, und zwar in Einwohnergleichwerte des biochemischen Sauerstoffbedarfs<sup>26</sup>.

Ist die anzustrebende Wasserqualität festgelegt, so sind unter Berücksichtigung staatlicher Zuschüsse, die der Ruhrverband empfängt, auch die von den Genossen aufzubringenden Kosten  $C$  bestimmt. Diese Kosten werden auf die Genossen umgelegt. Dazu wird ein Einwohnergleichwert  $BE$  definiert, der den Sauerstoffbedarf beschreibt, der durchschnittlich aus dem ungereinigten täglichen Abwasserbedarf einer Person resultiert. Industrielle Abwässer werden in  $BE$ -Einheiten umgerechnet.  $\Sigma BE$  kennzeichnet die Gesamtmenge der bei allen Verschmutzern anfallenden  $BE$ -Einheiten.

$$p = \frac{C}{\Sigma BE}$$

Die Kosten  $C_i$  für den einzelnen Genossen ergeben sich als

$$C_i = p B E_i$$

<sup>25</sup> Vgl. Johnson/Brown (1976), S. 12.

<sup>26</sup> Vgl. Johnson/Brown (1976), S. 124; Kühner (1979), S. 37f.; Kneese/Bower (1972), S. 60f.

22. Die Gesamtzahl der *BE*'s pro Jahr ergibt sich aus den *BE*'s der industriellen und kommunalen Abwässer. Die *BE*-Werte für die industriellen Verschmutzer werden wie folgt berechnet:

- a) Pro Beschäftigten wird ein Koeffizient von 0,5 *BE* veranschlagt.
- b) Für die Produktions- bzw. Inputmengen einer Unternehmung werden sektorbezogene Koeffizienten angesetzt, beispielsweise <sup>27</sup>

Papier-Sulfat	0,85 <i>BE</i> /Tonne Papier
Metallverarbeitung	31 <i>BE</i> /Tonne eingesetzter Schwefelsäure
Sauerkraut	0,36 <i>BE</i> /Tonne Weißmehl
Molkereien (Yoghurt)	0,44 <i>BE</i> /Hektoliter

Im einzelnen werden folgende Gruppen gebildet: Steinkohlenbergwerke und Kokereien, metallverarbeitende Betriebe, Ausbesserungswerke, Generatorenanlagen, Kolbendampfmaschinen mit Einspritzkondensation, Textilindustrie, Papierindustrie, Lederindustrie, Farben- und Lackfabriken, Kalk- und Steinwerke, Tankstellen, Nahrungsmittelindustrie (Molkereien, Brauereien etc.) und Krankenhäuser<sup>28</sup>. Wenn ein Verschmutzer keiner Gruppe zugerechnet werden kann, wird sein Koeffizient durch eigene Tests ermittelt.

- c) Menge des Abwassers, das mit 0,1 *BE*/m<sup>3</sup> bewertet wird.

Ein Anreiz zur Entsorgung kann dadurch entstehen, daß der Ruhrverband die sektorspezifischen Koeffizienten dann reduziert, wenn ein Unternehmen durch günstigere Verfahren entsorgt. Dies geschieht dadurch, daß für die sektorspezifischen Koeffizienten Maximumwerte (schlechte Entsorgungstechnologie) und Minimumwerte (günstigste Entsorgungstechnologie) festgelegt werden. So bewegt sich der Koeffizient für die metallverarbeitende Industrie zwischen 31 *BE*/Tonne und 6 *BE*/Tonne Schwefelsäure<sup>29</sup>. Durch diese Revision der sektorspezifischen Koeffizienten infolge besserer Entsorgungstechnologie wird letztlich ein Anreiz zur Entsorgung in das Wirtschaftssystem eingeführt<sup>30</sup>.

23. Tabelle 1 beschreibt die Entwicklung der Gebühr per *BE*.

Durch Multiplikation der Gebühr mit den sektorspezifischen Koeffizienten erhält man die Gebühr pro Outputeinheit oder pro Einheit eingesetzter Input (z. B. in der Metallverarbeitung 31 *BE*/Tonne  $\times$  11,92 DM/*BE* = 369,52 DM/Tonne Schwefelsäure).

24. Neben der Korrektur der sektorspezifischen Koeffizienten übernimmt der Ruhrverband auch die von den Genossen in der Entsorgung rückgewonnenen Materialien (z. B. Schwefelsäure), verkauft diese auf dem Markt und räumt den Genossen eine entsprechende Gutschrift ein<sup>31</sup>. Damit hat der Ruhrverband

<sup>27</sup> Vgl. Kühner (1979), S. 41.

<sup>28</sup> Vgl. Salzwedel (1972), S. 60/61.

<sup>29</sup> Kühner (1979), S. 58.

<sup>30</sup> Kühner beurteilt die Anreizwirkung skeptisch. Vgl. Kühner (1979), S. 60.

<sup>31</sup> Vgl. Kühner (1979), S. 59.

Tabelle 1: Gebühr in DM pro BE, 1974–1977, Ruhrverband<sup>32</sup>

1964	3,28
1965	3,66
1966	4,29
1967	4,75
1968	5,76
1969	4,90
1970	5,08
1971	5,82
1972	6,98
1973	7,98
1974	9,03
1975	10,02
1976	11,21
1977	11,92

das Prinzip des Recycling angewandt, bevor dessen Notwendigkeit Ende der siebziger Jahre allgemein anerkannt wurde. Auch in diesem Bereich werden offenbar richtige Preissignale gesetzt.

25. Die Berechnung der Einwohnergleichwerte des biochemischen Sauerstoffbedarfs für kommunale Abwässer erfolgt nach folgender Formel

$$\Sigma BE = B \left[ 1 + 0,1 \sqrt{\frac{o_b}{B}} \left( n - \frac{B}{o_b} \right) + a \right]$$

Dabei kennzeichnen  $B$  die Bevölkerungszahl einer Gemeinde,  $o_b$  die Mindestgröße für eine ökonomisch effiziente Entsorgung (z. Z. 30 000 Einwohner),  $n$  ist die Anzahl der Transferpunkte (Entsorgungsanlagen), die der Ruhrverband für die Stadt betreibt und  $a$  ein Umweltfaktor, z. B. für übermäßige Verschmutzung, für zusätzliche Entsorgungen (des Ruhrverbandes)<sup>33</sup>.

### 3. Abwasserabgabengesetz

26. Im Abwasserabgabengesetz vom 13. September 1976, nach dem ab 1. 1. 1981 erstmalig Abgaben erhoben werden, wird eine Emissionssteuer mit einem Genehmigungssystem gekoppelt. Die laufende Messung der Emissionen zur Ermittlung der Abgaben dient zugleich als Kontrolle des Genehmigungsbescheids. Dieser (die Abwassereinleitung zulassende) Bescheid enthält Angaben über die in das Flußsystem abgegebenen Arten von Abwasser (oder Arten von

<sup>32</sup> Quelle: Kühner (1979), S. 48. Für den Zeitraum 1964–1968, in dem die Gebühren für Kommunen und Nicht-Kommunen gespalten waren, Angaben für Nicht-Kommunen.

<sup>33</sup> Vgl. Johnson/Brown (1976), S. 125.

Schadstoffen), wie Schmutzwassermenge, oxydierbare Stoffe und giftige Stoffe wie Quecksilber oder Cadmium. Die Angaben unterscheiden zwischen „im Mittel einzuhaltenden Werten (Regelwerte) und Werten, die in keinem Fall überschritten werden dürfen (Höchstwerte)“ (§ 4, [1] AbwAG). Bei der Berechnung der verschiedenen Abwasserarten werden die Regelwerte als „fiktive“ Einleitungswerte eingesetzt, mindestens aber die halben Werte der Höchstwerte (§ 4 [1]). Ferner ist dafür Sorge getragen, daß bei Überschreiten des Höchstwertes die Abwassermenge korrigiert wird. „Ergibt die Überwachung, daß einer der im Bescheid festgelegten Höchstwerte mehr als einmal im Jahr überschritten wird, so ist bei der Ermittlung der Schadeinheiten insoweit ein erhöhter Bezugswert zugrunde zu legen . . .“ (§ 4 [4]).

27. Die Errechnung der Bemessungsgrundlage „Schadeinheit“ geschieht in der Weise, daß verschiedene Arten des Abwassers mit einer Schadenskennziffer multipliziert werden, und zwar nach Tabelle 2.

Tabelle 2: Berechnung der Schadeinheiten (Abwasserabgabengesetz)

Bewertete Schadstoffe und Schadstoffgruppen	Zahl der Schadeinheiten je volle Meßeinheit	
	Schadeinheit	Meßeinheit
1. Absetzbare Stoffe bei einem organischen Anteil von mindestens zehn vom Hundert	1	Kubikmeter Jahresmenge, im Fall des § 3 Abs. 4, Tonne Jahresmenge
2. Absetzbare Stoffe bei einem organischen Anteil von weniger als zehn v. Hundert	0,1	Kubikmeter Jahresmenge, im Fall des § 3 Abs. 4, Tonne Jahresmenge
3. Oxydierbare Stoffe in chemischem Sauerstoffbedarf (CSB)	2,2	100 Kilogramm Jahresmenge
4. Quecksilber und seine Verbindungen	5	100 Gramm Quecksilber Jahresmenge
5. Cadmium und seine Verbindungen	1	100 Gramm Cadmium Jahresmenge
6. Giftigkeit gegenüber Fischen	0,3 $G_F$ *)	1000 Kubikmeter Jahresabwassermenge

\*)  $G_F$  ist der Verdünnungsfaktor, bei dem Abwasser im Fischttest nicht mehr giftig wirkt, bei  $G_F = 2$  wird Null eingesetzt.

28. Werden die Mindestanforderungen nach § 7 a Wasserhaushaltsgesetz erfüllt, wird also nach den anerkannten Regeln der Technik entsorgt, so

reduzieren sich die Abgabesätze um die Hälfte (§ 9 [5]). Damit ist zwar ein Anreiz in dem System, die anerkannten Regeln der Technik anzuwenden; aber das Gesetz bringt dem Wirtschaftssystem keinen Anreiz, die Entsorgungstechnologie voranzutreiben<sup>34</sup>. Vielmehr enthält die derzeitige Regelung sogar einen Anreiz, die Einführung neuer Technologien zurückzustellen. Denn wenn ein Unternehmen eine günstigere Entsorgungstechnologie einsetzt, so ändert es langfristig die anerkannten Regeln der Technik. Das Unternehmen muß damit rechnen, daß bei der nächsten Genehmigung geringere zulässige Emissionsmengen festgesetzt werden.

29. Die hier beschriebenen Meßverfahren in der Wasserwirtschaft belegen, daß Schadstoffe für diesen Bereich praktikabel meßbar sind. Diese Aussage wird auch von den vorhandenen Meßansätzen in anderen Ländern wie in den Agence de Bassins Frankreichs und in den Waterschoppen der Niederlande<sup>35</sup> bestätigt. Damit ist eine Grundvoraussetzung für die Anwendung einer Preislösung, nämlich die Messung der Emission, erfüllt. Inwieweit die hier angesprochenen Indikatoren die richtigen Anreize setzen oder verbesserungsfähig sind, wird hier nicht weiter untersucht.

#### V. Die Umsetzung von Immissionsnormen in Preise durch Emissionslizenzen

30. Mit der Meßbarkeit der Emissionen ist *eine* Bedingung einer Umweltlösung über Preise erfüllt. Eine solche preisliche Steuerung kann über Emissionssteuern (Abgaben) oder über Emissionsrechte erfolgen. Der Ansatz der Emissionsrechte erreicht eine Steuerung der Umweltnutzung über Preise dadurch, daß ein Qualitätsstandard politisch gesetzt wird und damit ein Angebot an Emissionslizenzen bestimmt ist und daß Preise, die für den Erwerb des Emissionsrechts gezahlt werden, nicht zahlungswillige Emittenten ausschalten.

31. Eine Vorstellung der institutionellen Durchsetzung von Emissionsrechten besteht darin, daß ein solches Recht auf einer Auktion für eine Umweltregion und für die nächste Periode versteigert wird und gegebenenfalls in dieser Periode auf einer Emissionsbörse gehandelt wird (auf jeden Fall: transferierbar bleibt). Dieser Vorschlag hat den erheblichen Vorteil, daß umweltpolitische Ziele mit Sicherheit erreicht werden und daß zugleich ein Anreizsystem zur Entsorgung installiert wird. Die Umweltpolitik (z. B. Legislative) hat lediglich die „richtige“ Struktur des Standards zu setzen. Der Markt löst das Problem der Relativpreise für verschiedene Schadstoffe und verschiedene Umweltmedien und entlastet damit die Behörde, welche die Lizenzlösung verwaltet. Die Verursacher substituieren bei dieser Lösung so lange, bis sie die günstigste Möglichkeit, Schadstoffe an die Umwelt abzugeben, gefunden haben.

32. Die Lösung der Emissionsrechte kann sowohl im Fall regional uniformer

<sup>34</sup> Vgl. Lühr (1977), S. 355.

<sup>35</sup> Vgl. Potier (1979), S. 226f.

als auch regional unterschiedlicher Qualitätsstandards durchgeführt werden. Sind Regionen abgegrenzt und die Qualitätsnormen festgelegt, so wird *ceteris paribus* bei uniformen Umweltqualitätszielen Standort-Substitution so lange stattfinden, bis die (in der Ausgangslage unterschiedliche) Umweltqualität in allen Regionen gleich ist. Bei einer regionalen Differenzierung der Qualitätsnormen müssen sich langfristig in der Region mit der schärferen Norm höhere Preise für Emissionsrechte einstellen. In beiden Fällen muß die Frage der interregionalen Diffusion als gelöst betrachtet werden.

33. Emissionsrechte über eine Auktion zu versteigern, hat jedoch für Unternehmen den Nachteil der Unsicherheit. Das einzelne Unternehmen ist mit dem Risiko konfrontiert, kein Emissionsrecht ersteigern zu können. Dann ist es in seiner Existenz bedroht. Möglicherweise wird diese Unsicherheit mit Gewöhnung an das Auktionsverfahren abgebaut, da es im Prinzip ja nur darum geht, einen knappen Produktionsfaktor auf der Auktion zu erwerben, ähnlich wie die knappen Faktoren Arbeit und Kapital ebenfalls auf dem Markt erworben werden müssen. Man darf jedoch erwarten, daß eine Auktionslösung von der Wirtschaft auch aus dem Grunde der Unsicherheit nicht akzeptiert werden wird. Wirtschaftswissenschaftler sollten darüber nachdenken, wie diese Erwartung der Unsicherheit bei Auktionslösungen behoben werden kann.

34. Das Problem der Unsicherheit für die Unternehmen kann man offenbar umgehen, indem man pragmatisch den Alteinsitzern ein Emissionsrecht zuweist, dieses Recht aber transferierbar macht. In diesem Fall kann ein expandierendes Unternehmen oder ein Neuansiedler dem Alteinsitzer ein Emissionsrecht abkaufen oder ihn für die Beseitigung von Schadstoffen übernehmen<sup>36</sup>. Die Knappheit der Umwelt als Aufnahmemedium von Schadstoffen wird also durch Preise ausgedrückt.

35. Die Zuweisung von transferierbaren Emissionsrechten erkaufte man zwar mit einer in der Regel nicht gewollten Verteilungswirkung, da die Preise für den Verkauf der Emissionsrechte den Alteinsitzern zufallen. Gegen eine zu starke Verknüpfung der Verteilungsfrage mit dem Umweltproblem läßt sich aber einwenden, daß jede umweltpolitische Maßnahme Verteilungseffekte hat (z. B. Subventionen) und daß Verteilungsfragen bei dem Auffinden von Allokationslösungen in den Hintergrund treten müssen.

Die Frage der Ansiedlung neuer Unternehmen ließe sich dadurch lösen, daß man eine Menge von noch zuweisbaren Emissionsrechten für Neusiedler bereithält. Es ist auch vorstellbar, die in der Ausgangslage zugeteilten Emissionsrechte über einen Zeitraum prozentual zurückzuführen und die dadurch bedingte Ineffizienz in Kauf zu nehmen, um eine langfristig effiziente Lösung zu erhalten.

---

<sup>36</sup> In Los Angeles konnte sich Ende der siebziger Jahre eine Erdölraffinerie nur ansiedeln, weil sie sich bereit erklärte, für ein bereits ansässiges Unternehmen die Entsorgung zu übernehmen.

Die Transferierbarkeit der Emissionsrechte kann nur langfristige Preissignale setzen. Denn in der Ausgangslage werden Emissionsrechte gemäß Industriebesatz oder nach anderen Kriterien zugewiesen, und Preise stellen sich nicht ein. Eine Verbesserung der Umweltqualität kann kurzfristig nur erreicht werden, wenn die Zuweisung der Emissionsrechte mit Geboten wie der TA-Luft kombiniert wird. Die Anreizwirkung wird also zeitlich hinausgeschoben.

36. Die Zuweisung von transferierbaren Nutzungsrechten wirft die Frage auf, daß in aller Regel die Ist-Emission als Schlüsselgröße für die Zuweisung der Nutzungsrechte eingeht. Der Ankündigungseffekt der Zuweisung von Nutzungsrechten wird also sein, gerade keine Emissionen zu beseitigen, sondern ein hohes Emissionsniveau der Ausgangslage vorzuweisen. Ferner ist die Zuweisung dieser Nutzungsrechte ein Verwaltungsakt, der durch Gerichtsverfahren überprüft werden kann. Auch verfassungsrechtliche Klagen gegen die Zuweisung von Nutzungsrechten sind denkbar; die dadurch bedingte Verzögerung um Jahre würde den Ankündigungseffekt so verschärfen, daß auch diese Lösung nicht praktikabel erscheint.

37. Den Ankündigungseffekt kann man vermeiden, wenn man die Idee der Emissionsrechte mit Geböten wie der TA-Luft kombiniert, also für neue Anlagen ein Emissionsrecht nach dem Stand der Technik vergibt und dieses Recht transferierbar macht. *Bonus* schlägt vor, einen § 17a in das BImSchG einzufügen: „Das mit der Genehmigung verbundene Recht zur Schadstoffemission ist ganz oder teilweise übertragbar.“<sup>37</sup> Ferner soll eine Befristung dieses Rechts gemäß Zeitraum der Abschreibung vorgegeben werden. Allerdings erfaßt eine Genehmigung derzeit nur die neuen Anlagen, so daß auch die Altanlagen in eine Lösung einbezogen werden müßten. Daß Emissionslizenzen relativ leicht in eine Gebotslösung integriert werden können, wird auch von *Tietenberg* betont<sup>38</sup>.

38. In der öffentlichen Diskussion wird der Einwand vorgebracht, daß es ethisch nicht akzeptabel ist, daß den Emittenten ein Recht auf Verschmutzung zugewiesen wird. Hier muß der Wirtschaftswissenschaftler darauf hinweisen, daß es dem Staat obliegt, die Gesamtmenge der Emission (und damit die Umweltqualität für Konsumenten) festzulegen. Emissionsrechte sind lediglich ein Mechanismus, durch den dem knappen Gut Umwelt ein Preis zugeordnet wird.

39. Praktische Schwierigkeiten bei der Durchsetzung von Emissionslizenzen werden für die Luftgütewirtschaft systematisch in einem Übersichtsartikel von *Tietenberg*<sup>39</sup> diskutiert. Die Fragen beziehen sich auf

- die räumliche Abgrenzung der Umweltregionen und der räumlichen Definition der Emissionsrechte (z. B. in bezug auf Zonen in einer Umweltregion

<sup>37</sup> *Bonus* (1979), S. 146.

<sup>38</sup> Vgl. *Tietenberg* (1980).

<sup>39</sup> *Tietenberg* (1980).

- oder in bezug auf Konzentrationsmaße der Verschmutzung an ausgewählten Raumpunkten).
- die räumliche Angrenzung der Emittenten, die außerhalb einer bestimmten Umweltregion angesiedelt sind, aber deren Qualität beeinflussen (interregionale Diffusion).
  - Die Zuteilungsmodalitäten der Verschmutzungsrechte in der Ausgangslage (z. B. Verschmutzer muß die Lizenz vom Staat erwerben; Lizenz wird ohne Kosten zugeteilt, ist aber transferierbar; eine staatliche Instanz kauft den Emittenten aus Steuermitteln die Nichtverschmutzung ab).
  - die Einbettung eines Systems von Emissionsrechten in ein gegebenes Rechtssystem.
  - die zeitliche Ausgestaltung der Emissionslizenzen (kurzfristige oder langfristige Rechte; saisonale Variation; Berücksichtigung der zeitlichen Veränderung des Emissionsverhaltens, sowie der Nachfrage bei unvollkommener Zukunfts-Information).
  - die Ausgestaltung der Emissionslizenzen (z. B. Differenzierung nach Zonen in einer Region).
  - die verwaltungsmäßige Praktikabilität der Lösung und die empirischen Erfahrungen<sup>40</sup>.

40. Emissionsrechte zuzuweisen, wirft noch ein anderes Problem auf, und zwar unabhängig davon, ob die Zuweisung über Auktionen oder über transferierbare Rechte erfolgt. In einer Umweltregion konkurrieren die ansässigen Unternehmen nicht nur um die Emissionsrechte, sondern um die knappen Produktionsfaktoren. In der Regel kann man davon ausgehen, daß Arbeit interregional immobil ist. Existiert in einer Region ein relativ großes Unternehmen, was durchaus nicht unrealistisch ist (z. B. Rhein-Neckar-Raum), so kann dieses Unternehmen durch den Kauf von Emissionsrechten das für dieses Unternehmen verfügbare Arbeitsangebot beeinflussen. Das Unternehmen kauft Emissionsrechte auf, reduziert damit die Produktion anderer Unternehmen und deren Beschäftigung, so daß sich das für das Unternehmen relevante Arbeitsangebot günstiger gestaltet.

Das Emissionsrecht hat für ein solches Unternehmen nicht nur deshalb einen Wert, weil der Erwerb der Emissionslizenz billiger ist als die eigene Entsorgung. Vielmehr besteht zusätzlich der Wert des Verschmutzungsrechts darin, mehr Arbeitsangebot für das Unternehmen bereitzustellen. Im Extremfall gelingt es dem Unternehmen, andere Unternehmen vom regionalen Arbeitsmarkt abzuschotten, also z. B. die Ansiedlung neuer Unternehmen zu vermeiden oder die Expansion anderer Unternehmen negativ zu beeinflussen. Die Umweltpolitik schafft also mit den transferierbaren Emissionslizenzen einen Hebel, mit dem Wettbewerb auf dem Faktormarkt beseitigt wird und der Konzentrationsprozeß begünstigt wird.

---

<sup>40</sup> Vgl. De Lucia (1974); David u. a. (1980); Macintosh (1973).

Ein analoges Argument gilt dann, wenn die in einer Region ansässigen Unternehmen auf dem Gütermarkt konkurrieren, also der gleichen Branche angehören. Auch dann können die Emissionsrechte ein Instrument sein, den Konkurrenten aus dem Markt zu drängen. Man beachte, daß Konkurrenz zwischen den Unternehmen hier sich nicht nur auf den regionalen, sondern auch auf den nationalen oder internationalen Markt des betrachteten Gutes bezieht.

Man kann sich zwar eine Kontrolle darüber vorstellen, daß Emissionsrechte nicht nur gehortet werden, sondern auch genutzt werden. Aber einmal besteht in einer wachsenden Wirtschaft Unsicherheit über die Menge der anfallenden Emissionen, so daß eine Vorratshaltung von ungenutzten Emissionsrechten vertretbar erscheint. Zum anderen impliziert eine solche Kontrolle lediglich, daß Emissionsrechte deshalb genutzt werden, weil das Emissionsrecht vom Unternehmen wegen seiner positiven Effekte auf das verfügbare Arbeitsangebot nachgefragt wird. Die Kontrolle bewirkt also ineffiziente Entsorgung. Die von *Tietenberg*<sup>41</sup> vorgeschlagene Subventionierung nicht genutzter Emissionsrechte verstärkt den hier diskutierten negativen Wettbewerbseffekt.

Dieser wettbewerbspolitische Nachteil muß durch geeignete Maßnahmen vermieden werden. Beispielsweise wird der Effekt teilweise reduziert, wenn die Emissionsrechte innerhalb einer Umweltregion nach Zonen gebildet oder in bezug auf Meßpunkte der Umweltqualität (Schadstoffkonzentrationen) ausgerichtet werden. Allerdings wird dann auch der Markt für diese Rechte kleiner. Eine andere Maßnahme wäre, eine Höchstmenge von Lizenzen für eine dominierende Unternehmung festzusetzen.

#### VI. Organisatorische Aspekte einer Emissionssteuerlösung

41. Der Vorschlag, Emissionssteuern zu erheben, setzt ebenfalls voraus, daß Umweltpolitik die anzustrebende Qualitätsnorm fixiert. Die Umweltpolitik legt Steuern pro Emissionsmenge fest. Selbst wenn die Kostenkurven der Schadstoffbeseitigung nicht bekannt sind, kann die Umweltpolitik sich an die „richtigen“ Preise herantasten. Aber wer ist die Umweltpolitik. Wer setzt die Steuern? Wie kann eine Emissionssteuerlösung institutionell verankert werden? Folgende institutionelle Regelungen sind möglich<sup>42</sup>:

42. *Fall 1*: Emissionssteuern werden in nationalen Gesetzen festgeschrieben (Abwasserabgabengesetz). Eine Umweltbehörde hat lediglich die Aufgabe, die Menge der Emissionen zu messen und die Emissionssteuern zu erheben. Da auch bei einem Genehmigungsverfahren eine Überwachung der Emissionen

<sup>41</sup> Vgl. Tietenberg (1980).

<sup>42</sup> Man beachte föderalistische Bedingungen wie in der Wasserwirtschaft. Oder: Die EG-Zuständigkeit für den Verkehr entzieht einen Teil des Lärmproblems der nationalen Kompetenz.

erforderlich ist, scheint hier keine im Vergleich zu anderen Instrumenten zusätzliche Organisationsstruktur erforderlich zu sein.

Diese Regelung hat den Nachteil, daß die Emissionssteuern politische Preise sind<sup>43</sup>, während sie Knappheitspreise sein sollten. Preise müssen sich an geänderte Bedingungen anpassen; sie müssen korrigiert werden<sup>44</sup>, wenn z. B. die anzustrebende Umweltqualität nicht erreicht wird oder wenn „zu viel“ entsorgt wird. Auch muß die richtige relative Struktur zwischen den Steuern für verschiedene Schadstoffe und verschiedene Medien getroffen werden, da Emittenten das durch die Preissignale geschaffene Substitutionspotential voll ausschöpfen.

National einheitliche Steuern streben eine generelle Verbesserung der Umweltqualität in einer Volkswirtschaft an, differenzieren also nicht zwischen verschiedenen Regionen. Dieser Vorteil der Einfachheit wird mit einer Ineffizienz erkauft, da es im Prinzip erforderlich wäre, in besonders gefährdeten Regionen höhere Emissionssteuern zu erheben.

43. *Fall 2:* Nationale Gesetze definieren allgemeine Qualitätsnormen, die nicht zwischen Regionen differenzieren. Eine nationale Umweltbehörde erhebt Steuern in einer solchen Weise, daß die Qualitätsnormen erfüllt werden. Die Umweltbehörde ist in diesem Fall in ihrem Verhalten an die Qualitätsnormen gebunden und übernimmt in dem Sinn eine Auktionatorfunktion, daß sie Preise für Emissionen ex ante festlegt und diese Preise anpaßt, wenn die angestrebte Umweltqualität sich nicht einstellt. Durch diese Konstruktion wird die Preissetzung selbst der Legislative entzogen und „entpolitisiert“. Man kann sich eine solche „regelgebundene“ Umweltpolitik mit national einheitlichen Emissionssteuern vorstellen.

44. *Fall 3:* Qualitätsnormen werden nicht allgemein für jedes Umweltmedium (Luft/Wasser) definiert, sondern auf konkrete Umweltregionen bezogen. Auf diese Weise wird die Voraussetzung für eine Regionalisierung der Emissionssteuern geschaffen. Die Qualitätsnormen können national uniform fixiert oder regional differenziert werden. Auch bei national uniformen Normen ergeben sich in den verschiedenen Umweltregionen in der Regel unterschiedliche Steuersätze. Eine nationale Umweltbehörde hätte in diesem Fall die Emissionssteuern regional zu differenzieren<sup>45</sup>. Man kann sich vorstellen, daß die Preissetzungsfunktion auch regionalen Behörden übertragen wird.

---

<sup>43</sup> Im Abwasserabgabengesetz, das am 13. 9. 1978 verabschiedet wurde, wurden die Preise bis 1986 fixiert, also – unter Berücksichtigung der Vorlaufzeit eines Gesetzes – für einen Zeitraum von mehr als zehn Jahren.

<sup>44</sup> Vgl. auch zu den Durchsetzungsfragen Buchanan/Tullock (1975) sowie Cansier (1978).

<sup>45</sup> Auch in diesem Fall kann sich das Resultat einstellen, daß eine große Unternehmung sich gegenüber der Behörde strategisch verhält und einen höheren Preis für Emissionen in Kauf nimmt, um einen besseren Zugriff auf den regionalen Arbeitsmarkt zu haben.

Ein Beispiel für diese Regelungen sind die Wassergemeinschaften des Ruhrgebiets und die Agence de Bassins in Frankreich. In der Wasserwirtschaft kann man sich entsprechend den Wasserbecken der Flüsse (z. B. Nebenflüsse des Rheins) Wassergenossenschaften vorstellen, denen die Wassergütepolitik übertragen wird, wobei sie an national gesetzte Qualitätsnormen gebunden sind. Dabei ist insbesondere sicherzustellen, daß Qualitätsnormen an der Grenze der Region eingehalten werden (Probleme der interregionalen Diffusion, Wasserqualität an der Mündung eines Flußsystems).

Die hier dargestellte Konstruktion der Umweltpolitik ist für die Wasserwirtschaft – wie die Erfahrung zeigt – praktikabel. Für die Bundesrepublik ergibt sich jedoch das spezifische Problem, ob Wassergenossenschaften an der Elbe und am Rhein durch zwischenstaatliche Vereinbarungen realisiert werden können.

45. *Fall 4:* Die Fixierung der Qualitätsnormen bleibt der regionalen Legislative überlassen. Regionale Behörden setzen gemäß den regionalen Qualitätsnormen die Emissionssteuern.

Eine solche institutionelle Regelung kann nur dann in Betracht kommen, wenn „interregionale Diffusionsnormen“ (durch nationale Gesetze) binden, da ansonsten Umweltpolitik in eine „Politik des hohen Schornsteins“ degeneriert, die „Oberlieger“ (bei Luft die „Westleute“) dazu verleitet, Schadstoffe an andere Regionen („Unterlieger“, „Ostleute“) abzugeben.

46. Die Gemeinsamkeit der hier diskutierten Lösungsansätze der Umweltfrage (Gebote, Emissionslizenzen, Emissionssteuern) besteht darin, daß in allen Fällen die Wirtschafts- und Gesellschaftspolitik die anzustrebende Umweltqualität fixiert. Die entscheidende Frage lautet, durch welche Mechanismen das Qualitätsziel für eine Umweltregion auf Emittenten umgesetzt wird. Der Umsetzungsmechanismus „Gebote“ ist ökonomisch ineffizient; die Auktionierung von Emissionsrechten schafft Unsicherheit und ist wettbewerbspolitisch bedenklich. Bei Emissionssteuern dokumentiert sich die Umsetzungsproblematik in der organisatorischen Struktur der Umweltpolitik und der Art und Weise der Erhebung der Steuer.

Die Lösung der Emissionsrechte hat den Vorzug, daß sich die staatliche Funktion auf die Qualitätsfixierung für die einzelnen Umweltmedien beschränken kann. Damit sind implizit Preise gesetzt, die der Markt findet, z. B. findet der Markt die richtigen Preisrelationen für einen Schadstoff, der in verschiedenen Umweltmedien (Luft, Wasser) abgegeben werden kann. Oder der Markt findet die richtige Preisrelation zwischen verschiedenen Schadstoffarten, die etwa in der Entsorgung ineinander transformiert werden können. Der Markt denkt also für die Behörde. Im Fall einer Emissionssteuerlösung muß diese Aufgabe (entweder vom Gesetzgeber oder) von der preissetzenden Behörde geleistet werden. Bei einer Regionalisierung des Qualitätsstandards ist es

Aufgabe der regional zuständigen Behörden, die Preise so zu setzen, daß die regionalen Qualitätsstandards langfristig nicht verletzt werden<sup>46</sup>.

### *VII. Ein praktisches Beispiel der Luftgütewirtschaft: Die Navajo-Lösung*

47. Ein einfaches Beispiel einer Abgabenlösung ist eine Abgabe für Schwefelemissionen, die die Navajos von den Verursachern auf der Navajo-Reservation erheben. Die Navajo-Indianer verwalten selbst ein Gebiet, das kleine Teile von New Mexico und Utah und einen beachtlichen Teil von Arizona umfaßt und ungefähr 60 000 km<sup>2</sup> hat (zum Vergleich: das Bundesland Hessen hat ca. 21 000 km<sup>2</sup>).

Schwefelemissionen entstehen aus Kohlekraftwerken, die die auf dem Navajo-Territorium befindliche Kohle zur Stromerzeugung verwenden, und aus Kupferhütten. Eine Kontrolle der Emissionen wäre über Standardauflagen möglich, es wurde jedoch eine Steuer gewählt<sup>47</sup>. Die Messung der Schadstoffe wurde den Verursachern übertragen.

48. Die Navajo-Gebühr stellt einen relativ einfachen Lösungsansatz dar. Die gesetzliche Regelung ist mit allem Beiwerk im Anhang wiedergegeben. In diesem Beispiel liegen einige Bedingungen vor, die eine Steuerlösung (oder überhaupt eine umweltpolitische Maßnahme) erleichtern, nämlich die administrativ vorgegebene Abgrenzung einer Region, die Konzentration auf nur wenige Verschmutzer, die Beschränkung auf eine Schadstoffart und die leichte Meßbarkeit der Schadstoffe. Vielleicht können die Industrienationen von den Navajos ein wenig lernen.

#### *Anhang:*

##### *Beschlußfassung der Navajo – Stammeskonferenz*

Notwendigkeit einer Erlaubniserteilung für die Freisetzung von Schwefel oder Schwefelverbindungen in die Atmosphäre ausgehend vom Gebiet der Navajo-Nation.

*Es wird festgestellt:*

1. Es obliegt der Verantwortung einer jeden souveränen Regierung, die Erhaltung der natürlichen Umwelt, die Gesundheit und das Wohlergehen des Volkes zu gewährleisten.

---

<sup>46</sup> Würde etwa die Umweltbehörde den Preis für an das Umweltmedium Luft abgegebene Schadstoffe relativ hoch setzen, so kann es lohnend sein, Schadstoffe aufzubereiten und dem Abwasser beizumischen. Die für das Wassersystem zuständige Behörde muß also reagieren und quasi in der Setzung der Emissionssteuern im Idealfall einen Markt simulieren.

Dabei wird vorausgesetzt, daß eine Behörde nicht in der Zeit oszillierende Preise setzt, die Fehlallokationen bewirken können.

<sup>47</sup> Vgl. Kneese/Williams (1979).

2. Die Freisetzung von Schwefel oder Schwefelverbindungen in die Atmosphäre über dem Stammesgebiet der Navajo-Nation ausgehend von Orten innerhalb dieses Gebietes kann die Gesundheit und Sicherheit der dort ansässigen Menschen beeinträchtigen.
3. Als Regierungsorgan der Navajo-Nation ist es die Pflicht der Navajo-Stammeskonferenz, alles nur denkbare zu unternehmen, um jene, welche derzeit Schwefel und Schwefelverbindungen vom Gebiet der Navajo-Nation aus in die Atmosphäre freisetzen, dazu zu bringen, dieses zu unterlassen oder einzuschränken.
4. Der Umweltschutz-Ausschuß der Navajos unterstützt dieses Vorhaben und ist bereit, gemeinsam mit dem Steuer-Ausschuß der Navajos auf die Durchführung dieses Anliegens hinzuwirken.

*Aus diesen Gründen ergehen folgende Beschlüsse:*

1. Ohne eine vom Umweltschutz-Ausschuß der Navajos erteilte Erlaubnis darf vom Tage dieser Beschlußfassung an keine Person, Körperschaft, Gesellschaft, Regierung, Behörde oder eine andere Organisationsform Schwefel oder Schwefelverbindungen in die Atmosphäre freisetzen.
2. Dieser Beschluß wird neunzig (90) Tage nach der Zustimmung der Navajo-Stammeskonferenz zu dieser Eingabe wirksam.
3. Gemäß ihrer eigenen Bestimmungen und der Bestimmungen und Satzungen der Umweltschutz- und Steuerausschüsse haben die Gerichte der Navajo-Nation das Recht, alle Angelegenheiten, die im Zusammenhang mit der Einführung, Verwaltung und Eintreibung dieser Gebühr stehen, zu untersuchen und über sie zu befinden. Diese Befugnis schließt das Recht ein, alle Angelegenheiten zu prüfen und zu regeln, ohne Rücksicht darauf, welcher Art (indianisch oder nicht-indianisch, natürliche oder juristische Person, Regierung, Körperschaft oder Gesellschaft etc.) die Parteien sind, die sich in einem eventuellen Gerichtsverfahren gegenüberstehen. Die Gerichte der Navajo-Nation sind darüber hinaus ermächtigt, gegen jedwede Bestrebungen vorzugehen, die die Freisetzung von Schwefel oder seiner Verbindungen unter Verletzung dieses Beschlusses oder der – von Umweltschutz- und Steuerausschüssen erlassenen – Vorschriften und Bestimmungen zum Ziel haben.
4. Parteien, die jährlich weniger als 100 Pfund Schwefel in die Atmosphäre freisetzen, brauchen keine Emissionserlaubnis einzuholen.
5. Ein jeder Inhaber einer Erlaubnis muß dem Steuerausschuß der Navajos Rechenschaft über die in jedem Quartal in die Atmosphäre abgegebene Schwefelmenge ablegen, beginnend mit dem Quartal nach dem Wirksamwerden dieses Beschlusses. Zusammen mit einem solchen Rechenschaftsbericht muß der Erlaubnisinhaber eine Emissionsgebühr gemäß folgender Tabelle zahlen:
 

Quartal (Anfangszeitpunkt)	Gebühr (pro Pfund) in Dollar
01. Juli 1977	0.10
01. Juli 1978	0.20
01. Juli 1979	0.30
01. Juli 1980	0.40
01. Juli 1981	0.50

 Der Rechenschaftsbericht und die Zahlung an das Volk der Navajos soll vor oder am 45. Tag nach dem Ende des Quartals, auf den sich Bericht und Zahlung beziehen, erfolgen.
6. Die Umweltschutz- und Steuerausschüsse des Navajovolkes haben die Befugnis, dieses Erlaubnis-System über geeignete Vorschriften und Bestimmungen durchzusetzen. Die Ausschüsse können diese Befugnis nach gegenseitiger Übereinkunft so auf sie aufteilen, wie sie es für richtig halten.
7. Alle Beschlüsse oder Beschlußbestandteile (einschließlich eventueller Nachträge

dazu), die mit den Verfügungen dieser Beschlußfassung unvereinbar sind, werden hiermit aufgehoben, insbesondere jene Bestimmungen, welche dazu geeignet sind, das Recht der Navajo-Nation, kommerzielle Betätigungen innerhalb der Nation zu regeln, abzuschaffen oder zu beschneiden.

8. Wird irgendeine Verfügung dieser Beschlußfassung oder ihre Anwendung auf irgendeine Person oder einen Tatbestand durch einen endgültigen Rechtspruch eines dafür zuständigen Gerichtshof für ungültig erklärt, so werden dadurch nicht andere Verfügungen oder Anwendungsbestimmungen des Beschlußvorschlages berührt. Diese treten auch ohne ungültige Verfügungen bzw. Anwendungsbestimmungen in Kraft. Die Verfügungen dieses Beschlusses sind also als voneinander trennbar zu betrachten.

#### Beglaubigung

Hiermit bezeuge ich, daß über die obige Beschlußfassung von der Navajo-Stammeskonferenz ordnungsgemäß auf einer ordentlichen Tagung in Window Rock, Navajo Nation (Arizona) beraten wurde. Es war eine beschlußfähige Anzahl von Delegierten anwesend, Bei der Abstimmung am 08. Juni 1977 standen fünfzig Ja-Stimmen gegen null Gegenstimmen.

Peter MacDonald  
(Vorsitzender der Navajo-Stammeskonferenz)

#### Bibliographie

- Anderson, F. R., u. a. (1977): *Environmental Improvement Through Economic Incentives*, Baltimore, London (Johns Hopkins University Press) 1977.
- Baumol, W. J., Oates, E. E. (1979): *Economics, Environmental Policy, and the Quality of Life*, New York (Prentice-Hall) 1979.
- Bonus, H. (1979): „Ein ökologischer Rahmen für die soziale Marktwirtschaft“, in: *Wirtschaftsdienst*, 59 (1979), S. 141–146.
- Buchanan, J.; Tullock, G. (1975): „Polluters' Profits and Political Response: Direct Controls Versus Taxes“, in: *American Economic Review*, 65 (1975), S. 139–147.
- Bucksteg, W. (1958): Verfahren zur Bestimmung des Einwohnergleichwertes beliebiger Abwässer, *Ruhrverband*, Essen 1958, vervielfältigt.
- Cansier, D. (1978): „Die Förderung des umweltfreundlichen technischen Fortschritts durch die Anwendung des Verursacherprinzips“, in: *Jahrbuch für Sozialwissenschaft*, 29 (1978), S. 145–163.
- Coase, R. H. (1960): „The Problem of Social Costs“, in: *Journal of Law and Economics*, 3 (1960), S. 1–44.
- Dales, J. H. (1968): *Pollution, Property and Prices*. Toronto (University of Toronto Press) 1968.
- David, M. H. u. a. (1980): *Marketable Effluent Permits for the Control of Phosphorus Influent into Lake Michigan*, Water Resources Research (in Vorbereitung).
- De Lucia, R. J. (1974): *Evaluation of Marketable Effluent Permit Systems, Office of Research and Development*. US Environmental Protection Agency, Washington 1974.
- Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: *Umweltgutachten 1978*, Stuttgart und Mainz 1978.
- Dreyhaupt, F. J. (1979): „Clean Air Plans in Air Quality Control Regions as an Instrument of Environmental Policy“, in: Siebert, H.; Walter, I.; Zimmermann K.; (Hrsg.), *Regional Environmental Policy*, New York 1979.
- Eucken, W. (1952): *Grundsätze der Wirtschaftspolitik*, hrsg. von E. Eucken und K. P. Hensel, Tübingen (J. C. B. Mohr [P. Siebeck]) 1952.

- Ewringmann, D. (1978): „Der Konflikt zwischen Umweltschutz und kommunaler Wirtschaftsförderung“, in: Institut für Umweltschutz der Universität Dortmund (Hrsg.), *Möglichkeiten und Grenzen kommunalen Umweltschutzes*, Berlin (E. Schmidt) 1978, S. 56–59.
- Freeman, III, A. M. (1978): „Air and Water Pollution Policy“, in: Portney P. R., (Hrsg.), *Current Issues in U.S. Environmental Policy*, Baltimore (Johns Hopkins University Press) 1978.
- Furubotn, E. G. und Pejovich, S. (1972): „Property Rights and Economic Theory: A Survey of Recent Literature“, in: *Journal of Economic Literature*, 10 (1972), S. 1137–1162.
- Hansmeyer, K.-H. (1976): „Die Abwasserabgabe als Versuch einer Anwendung des Verursacherprinzips“, in: O. Issing (Hrsg.), *Ökonomische Probleme der Umweltschutzpolitik, Schriften des Vereins für Socialpolitik*, N. F. Bd. 91, Berlin 1976.
- Johnson, R. W., Brown, G. M. (1976): *Cleaning up Europe's Waters: Economics, Management, and Policies*, New York (Praeger) 1976.
- Kneese, A. V., Bower, B. T. (1972): *Die Wassergüterwirtschaft. Wirtschaftstheoretische Grundlagen, Technologien, Institutionen*, München/Wien (Oldenbourg) 1972.
- Kneese, A. V., Williams, M. (1979): „Environmental Aspects of Resources Policy in a Regional Setting“, in: Siebert, H., et. al. (Hrsg.), *Regional Environmental Policy. The Economic Issues*, New York und London 1979, S. 187–206.
- Kühner, J. (1979): *Change Systems in the FRG's Ruhr Area*, Washington, vervielfältigt.
- Littmann, K. (1974): *Umweltbelastung – sozialökonomische Gegenkonzepte zur Internalisierung externer Nachteile*, Göttingen (Schwartz) 1974.
- Lühr, P. H. (1977): Abwasserabgabengesetz – Bewertungsgrundlagen und Abgabenermittlung, *Korrespondenz Abwasser*, Bd. II, 1977, S. 355–358.
- Macintosh, D. R. (1973): *The Economics of Airborne Emissions: The Case of an Air Rights Market*, New York 1973.
- Mayntz, R. (Hrsg.) (1978): *Vollzugsprobleme der Umweltpolitik*, Stuttgart, Berlin, Köln, Mainz (Kohlhammer) 1978.
- Mills, E. S. (1978): *The Economics of Environmental Quality*, New York (Norton) 1978.
- Montgomery, D. W. (1972): „Markets in Licences and Efficient Pollution Control Programs“, in: *Journal of Economic Theory*, 5 (1972), S. 395–418.
- Osterkamp, R. (1978): „Standards und Steuern als Instrumente gegen die Verschmutzung der Umwelt“, in: *Kyklos*, 31 (1978), S. 235–257.
- Pethig, R. (1979): *Umweltökonomische Allokation mit Emissionssteuern*, Tübingen (J. C. B. Mohr [P. Siebeck]) 1979.
- Pigou, A. C. (1920): *The Economics of Welfare*, London 1920.
- Portney, P. R. (Hrsg.) (1978): *Current Issues in U.S. Environmental Policy*, Baltimore (Johns Hopkins University Press) 1978.
- Potier, M. (1979): „Environmental Aspects of Industrial Policies in a Regional Setting“, in: H. Siebert et.al. (Hrsg.), *Regional Environmental Policy. The Economic Issues*, New York und London 1979, S. 221–240.
- Salzwedel, J. (1972): Studien zur Erhebung von Abwassergebühren, *Wasserrecht und Wasserwirtschaft*, 13 (1972).
- Siebert, H. (1976 a), „Erfolgsbedingungen einer Abgabensenkung (Steuern/Gebühren) in der Umweltpolitik“, in: Issing, O. (Hrsg.), *Ökonomische Probleme der Umweltschutzpolitik, Schriften des Vereins für Socialpolitik*, N.F. Bd. 91, Berlin 1976, S. 35–64.
- Siebert, H. (1976 b): *Analyse der Instrumente der Umweltpolitik*, Göttingen (Schwartz) 1976.
- Siebert, H. (1978 a): *Ökonomische Theorie der Umwelt*, Tübingen (J. C. B. Mohr [P. Siebeck]) 1978.

- Siebert, H. (1978 b): „Voerde und eine neue Umweltpolitik“, in: *Wirtschaftsdienst*, (1978), S. 36–40.
- Siebert, H., Walter, I., Zimmermann, K. (Hrsg.) (1979 a): *Regional Environmental Policy. The Economic Issues*, New York und London 1979.
- Siebert, H. (1979 b): *Neue Entwicklungen in der ökonomischen Analyse des Umweltschutzes*, in Vorbereitung.
- Siebert, H. (1979 c): *Instrumente der Umweltpolitik. Die Ökonomische Perspektive*. Discussion Paper No. 135/79, Mannheim 1979.
- Siebert, H. und Berthoin-Antal, A. (1979 d): *The Political Economy of Environmental Protection*, Greenwich, Conn. (JAI Press) 1979.
- Siebert, H. (Hrsg.), (1979 e): *Umwelt und wirtschaftliche Entwicklung*, Darmstadt (Wissenschaftliche Buchgesellschaft) 1979.
- Staff of Research and Education Association (1978): *Modern Pollution Control Technology: Vol. 1 Air Pollution Control*, New York 1978.
- Tietenberg, T. H. (1980): „Transferable Discharge Permits and the Control of Air Pollution: A Survey and Synthesis“, in: *Zeitschrift für Umweltpolitik* (1980) H. 1.
- Tumlrir, J. (1978): *National Interest and International Order*, Trade Policy Research Center 1978.