

Michaelis, Peter

Working Paper — Digitized Version

Effiziente Klimapolitik im Mehrschadstofffall

Kiel Working Paper, No. 456

Provided in Cooperation with:

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

Suggested Citation: Michaelis, Peter (1990) : Effiziente Klimapolitik im Mehrschadstofffall, Kiel Working Paper, No. 456, Kiel Institute of World Economics (IfW), Kiel

This Version is available at:

<https://hdl.handle.net/10419/46978>

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.

Kieler Arbeitspapiere Kiel Working Papers

Kieler Arbeitspapier Nr.456

Effiziente Klimapolitik im Mehrschadstofffall

von Peter Michaelis
Januar 1991

Institut für Weltwirtschaft an der Universität Kiel

The Kiel Institute of World Economics

ISSN 0342 - 0787

Institut für Weltwirtschaft
Düsternbrooker Weg 120
2300 Kiel 1

Kieler Arbeitspapier Nr.456

Effiziente Klimapolitik im Mehrschadstoffall

von Peter Michaelis
Januar 1991

AG 456 / 91 / Weltwirtschaft
Kiel

Für Inhalt und Verteilung der Kieler Arbeitspapiere ist der jeweilige Autor allein verantwortlich, nicht das Institut. Da es sich um Manuskripte in einer vorläufigen Fassung handelt, wird gebeten, sich mit Anregung und Kritik direkt an den Autor zu wenden und etwaige Zitate vorher mit ihm abzustimmen.

Einleitung*

Zur Vermeidung der als 'Treibhauseffekt' bekannten Klimaveränderung werden zur Zeit fast ausschließlich Maßnahmen der Kohlendioxid-Reduzierung diskutiert, obwohl neben CO₂ noch eine Reihe weiterer Luftschadstoffe für den Treibhauseffekt verantwortlich sind¹. Im folgenden wird in Abschnitt 1 anhand eines statischen Modells gezeigt, daß eine solche Beschränkung auf die alleinige Reduktion von CO₂ nur unter sehr restriktiven Bedingungen ökonomisch effizient sein kann. Ausgehend von dieser Feststellung werden dann in den Abschnitten 2 und 3 die Eigenschaften effizienter intertemporaler Reduktionspfade für den Mehrschadstofffall untersucht. Neben den unterschiedlichen Treibhauspotentialen der betreffenden Schadstoffe werden hierbei auch deren natürliche Abbauraten berücksichtigt. Danach wird in Abschnitt 4 gezeigt, wie die effiziente Lösung durch ein System von Emissionsabgaben dezentralisiert werden kann. Schließlich wird in Abschnitt 5 anhand einer Quantifizierung dieses Abgabensystems diskutiert, welche empirischen Schlußfolgerungen sich aus den vorliegenden Ergebnissen ziehen lassen.

1. Effiziente Klimapolitik im statischen Fall

Angenommen sei, es existieren n klimarelevante Luftschadstoffe S^i ($i = 1, 2, \dots, n$), deren jeweiliges Treibhauspotential durch einen Gewichtungsfaktor α_i ausgedrückt werden kann (vgl. hierzu ENQUETE 1990:132). Ohne Einschränkung der Allgemeinheit kann davon ausgegangen werden, daß es sich bei Schadstoff S^1 um Kohlendioxid handelt und daß gilt: $\alpha_1 = 1$. Unter dieser Voraussetzung können alle emittierten Schadstoffmengen in Kohlendioxid-Äquivalente umgerechnet werden. Bezeichnet e_i die von Schadstoff S^i emittierte Menge und e die insgesamt emittierte Menge an Kohlendioxid-Äquivalenten, so gilt folglich:

$$(1) \quad e = \sum_{i=1}^n \alpha_i e_i.$$

Betrachtet wird eine Situation, in der ohne Vermeidungsmaßnahmen von jedem Schadstoff S^i die Menge $\hat{e}_i > 0$ emittiert würde. Die durch Vermeidungsmaßnahmen verhinderten Schadstoffemissionen seien mit v_i bezeichnet, so daß für die verbleibenden (Netto-)Emissionen gilt: $e_i = \hat{e}_i - v_i$. Die gesamtwirtschaftlichen Kosten zur Verringerung des Schadstoffausstoßes seien durch n Vermeidungskostenfunktionen $c_i(v_i)$ dargestellt², welche die folgenden Eigenschaften aufweisen mögen:

$$(2) \quad c'_i(v_i) > 0, \quad c''_i(v_i) > 0 \quad \text{sowie} \quad \lim_{v_i \rightarrow 0} c'_i(v_i) = \infty \quad i=1, 2, \dots, n.$$

Zur Vereinfachung der Notation seien darüber hinaus die jeweiligen Kosten zur Vermeidung der ersten (marginalen) Schadstoffeinheit - also die Kosten für den 'Einstieg' in die Schadstoffreduktion - bezeichnet mit b_i :

* Für Hinweise danke ich Ernst Mohr, Andreas Peppenhorst, Michael Rauscher und Armin Schmutzler.

1 Hierbei handelt es sich im wesentlichen um Methan (CH₄), Distickstoffoxid (N₂O), troposphärisches Ozon (O₃) und die Fluorchlorkohlenwasserstoffe FCKW 11 (CFCl₃) und FCKW 12 (CF₂Cl₂) (Vgl. Enquete 1990:132ff).

2 Diese Formulierung impliziert, daß die von den einzelnen Schadstoffen jeweils emittierten Mengen vollkommen unabhängig voneinander sind. Dies setzt insbesondere voraus, daß nicht zwei oder mehr Schadstoffe als Kuppelprodukt ein und desselben Produktionsprozesses entstehen.

$$(3) \quad b_i := c'_i(v_i) \Big|_{v_i=0}.$$

Anhand dieses Modelles wird im folgenden untersucht, wie sich die kostenminimale Kombination von Vermeidungsmaßnahmen zur Erreichung eines in CO_2 -Äquivalenten vorgegebenen Emissionsstandards bestimmt, und unter welchen Bedingungen zu erwarten ist, daß im Rahmen dieser kostenminimalen Lösung ausschließlich CO_2 -Emissionen reduziert werden. Bezeichnet e° den in CO_2 -Äquivalenten vorgegebenen Emissionsstandard, so besteht das vorliegende Optimierungsproblem darin, die Vermeidungskosten $c_1(v_1) + c_2(v_2) + \dots + c_n(v_n)$ zu minimieren unter Berücksichtigung der Nebenbedingungen $e \leq e^\circ$ und $v_i \geq 0$ ($i=1,2,\dots,n$). Als Lösung dieses Optimierungsproblems ergeben sich nach dem KUHN/TUCKER-Theorem³ (vgl. z.B. HADLEY 1964:Chap.6) die folgenden Optimalbedingungen:

$$(4) \quad c'_i(v_i^*) - \mu^* \alpha_i \begin{cases} \geq 0 & \text{falls } v_i^* = 0 \\ = 0 & \text{falls } v_i^* > 0 \end{cases} \quad i=1,2,\dots,n.$$

Hierbei bezeichnet μ den der Restriktion $e \leq e^\circ$ zugeordneten Lagrange-Multiplikator, und der Index '*' weist die Optimalwerte der Variablen μ bzw. v_i aus. Da zur Erreichung von e° mindestens ein Schadstoff S^i gegenüber seinem anfänglichen Emissionsniveau \hat{e}_i reduziert werden muß⁴, ist mindestens ein v_i^* strikt positiv, und damit ist μ^* gemäß (4) eindeutig bestimmbar. Ohne Einschränkung der Allgemeinheit sei im folgenden angenommen, bei dem betreffenden Schadstoff handele es sich um Kohlendioxid. Damit gilt $v_1 > 0$ und aus (4) folgt:

$$(5) \quad \mu^* = c'_1(v_1^*).$$

Zur Interpretation der Optimalbedingung (4) sei nun zunächst angenommen, die kostenminimale Lösung erfordere nicht nur die Reduktion von CO_2 , sondern darüber hinaus auch eine Reduktion *aller* anderen Schadstoffe. In diesem Fall gilt gemäß (4) und (5) für jeden beliebigen Schadstoff S^j :

$$(6) \quad [1/\alpha_j] c'_j(v_j^*) = c'_1(v_1^*) \quad j=2,3,\dots,n.$$

Sofern die Lösung des Optimierungsproblems im Innern der zulässigen Menge liegt, werden also die insgesamt erforderlichen Emissionsminderungen in einer solchen Weise auf die einzelnen Schadstoffe aufgeteilt, daß die mit dem Kehrwert des jeweiligen Treibhausfaktors gewichteten Grenzvermeidungskosten der Schadstoffe S^2 bis S^n übereinstimmen mit den Grenzvermeidungskosten der CO_2 -Reduktion.

Im nächsten Schritt ist zu fragen, unter welcher Bedingung die anfänglichen Emissionen eines Schadstoffes S^j ($j=2,3,\dots,n$) im Rahmen der kostenminimalen Lösung *nicht* reduziert werden. Gemäß (4) gilt $v_j^* = 0$ wenn $[1/\alpha_j] c'_j(v_j^*) > \mu^*$. Unter Berücksichtigung von (3) und (5) folgt hieraus die Bedingung:

$$(7) \quad [1/\alpha_j] b_j > c'_1(v_1^*) \quad j=2,3,\dots,n.$$

³ Da Randlösungen mit $v_i = 0$ explizit berücksichtigt werden sollen, ist das gewöhnliche Lagrange-Verfahren im vorliegenden Fall nicht anwendbar.

⁴ Damit ein sinnvolles Optimierungsproblem vorliegt, muß für den Emissionsstandard e° selbstverständlich gelten: $0 < e^\circ < \alpha_1 \hat{e}_1 + \alpha_2 \hat{e}_2 + \dots + \alpha_n \hat{e}_n$.

Folglich ist eine Reduktion des Schadstoffes S^j dann ineffizient, wenn die mit dem reziproken Treibhausfaktor gewichteten Einstiegskosten größer sind als die im Optimum realisierten Grenzvermeidungskosten der CO_2 -Reduktion. Hieraus folgt, daß eine Reduktionsstrategie, die *ausschließlich* auf die Verminderung der CO_2 -Emissionen abzielt, nur dann kosteneffizient ist, wenn für *alle* anderen Schadstoffe S^j gilt:

$$(8) \quad [1/\alpha_j]b_j > c'_1(v_1) \Big|_{v_1 = \alpha_1 \hat{e}_1 + \alpha_2 \hat{e}_2 + \dots + \alpha_n \hat{e}_n - e^0} \quad j=2,3,\dots,n.$$

Es muß also für *jeden* anderen treibhausrelevanten Schadstoff gelten, daß die mit dem jeweiligen reziproken Treibhausfaktor gewichteten Kosten des 'Einstiegs' in die Schadstoffreduktion größer sind als diejenigen Grenzvermeidungskosten, die entstehen, wenn die insgesamt erforderliche Emissionsminderung (hier: $\alpha_1 \hat{e}_1 + \alpha_2 \hat{e}_2 + \dots + \alpha_n \hat{e}_n - e^0$) *ausschließlich* durch die CO_2 -Reduktion realisiert werden. Die Erfüllung dieser Bedingung kann - zumindest für die Bundesrepublik Deutschland und vergleichbare Industrienationen - als nahezu ausgeschlossen angesehen werden. Insbesondere im Bereich der durch Massenviehhaltung und Abfalldeponierung verursachten Methanemissionen (vgl. AHLGRIMM/GÄDEKEN 1990:28ff) sind Reduktionspotentiale zu vermuten, deren Vernachlässigung unter Effizienz Gesichtspunkten nicht gerechtfertigt werden kann⁵. Dies gilt umso mehr, weil Methan ein ungleich höheres Treibhauspotential aufweist als Kohlendioxid (vgl. hierzu Abschnitt 5).

Bevor das vorliegende Modell im folgenden Abschnitt auf den dynamischen Fall erweitert wird, ist es instruktiv, zunächst die oben abgeleiteten Optimalbedingungen für den 2-Schadstofffall graphisch zu veranschaulichen (vgl. Abbildung 1). In den Quadranten I und II sind die

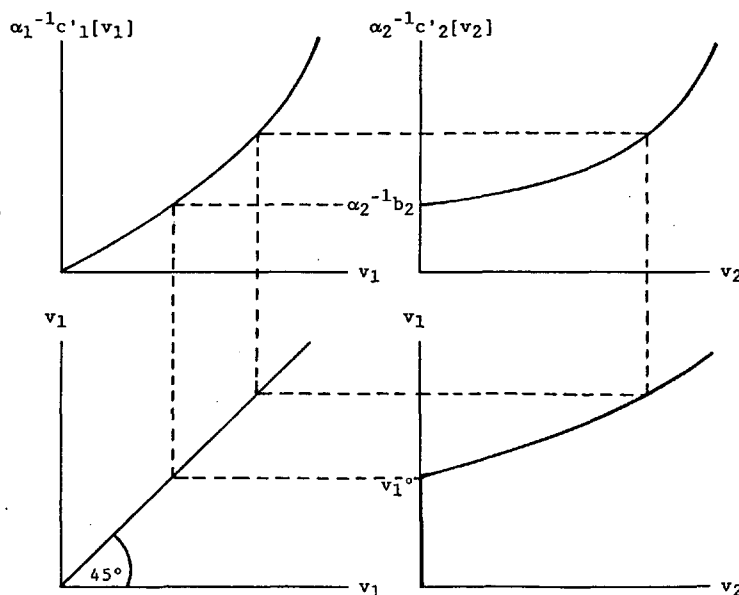


Abb. 1: Effiziente Klimapolitik im statischen 2-Schadstofffall.

⁵ Dies bedeutet konkret: Es könnte gesamtwirtschaftlich kostengünstiger sein, auf einen Teil der vorgesehenen CO_2 -Reduktion zu verzichten und stattdessen durch eine Verringerung der (ohnehin problematischen) Massenviehhaltung bzw. durch eine Verminderung des zu deponierenden Abfallaufkommens eine bezüglich der Treibhauswirkung entsprechende Reduktion der Methan-Emissionen herbeizuführen.

mit dem jeweiligen reziproken Treibhausfaktor gewichteten Grenzvermeidungskosten von S^1 und S^2 dargestellt, und in Quadrant III wird hieraus der geometrische Ort aller effizienten Kombinationen von Vermeidungsmaßnahmen $\{v_1, v_2\}$ abgeleitet. Anhand dieser Graphik wird deutlich, daß die effiziente Strategie dann eine Randlösung ist, wenn die Emissionen zur Erreichung des Standards e° um nicht mehr als v_1° Einheiten an CO_2 -Äquivalenten reduziert werden müssen. In diesem Fall sind nämlich die gewichteten Kosten des Einstiegs in die Reduktion von S^2 höher als die Kosten zur Reduktion der letzten vermiedenen Einheit von S^1 . Ist dagegen der Emissionsstandard e° hinreichend restriktiv, so daß mehr als v_1° Einheiten an CO_2 -Äquivalenten reduziert werden müssen, so lohnt sich der Einstieg in die S^2 -Reduktion.

2. Effiziente Klimapolitik im dynamischen Fall ohne natürliche Entsorgung

Im dynamischen Fall ist zu beachten, daß sich die emittierten Schadstoffe in der Atmosphäre zu einem Schadstoffbestand akkumulieren. Unter Vernachlässigung natürlicher Entsorgungsvorgänge (vgl. hierzu Abschnitt 3) entspricht der in Periode t akkumulierte Bestand von Schadstoff S^i , $s_i(t)$, den Emissionen der Perioden $\tau = 1, 2, \dots, t$:

$$(9) \quad s_i(t) = \sum_{\tau=1}^t [\hat{e}_i - v_i(\tau)] = \sum_{\tau=1}^t e_i(\tau) \quad t=1, 2, \dots, T.$$

Hierbei wird angenommen, das ohne Vermeidungsmaßnahmen realisierte Emissionsniveau \hat{e}_i sei zeitinvariant, und $v_i(t)$ bezeichnet die in Periode t vermiedene Menge von Schadstoff S^i . Der in Periode t insgesamt vorhandene Bestand an CO_2 -Äquivalenten, $s(t)$, entspricht nun der gewichteten Summe der Bestände $s_i(t)$:

$$(10) \quad s(t) = \sum_{i=1}^n \alpha_i s_i(t) = \sum_{\tau=1}^t \sum_{i=1}^n \alpha_i e_i(\tau) \quad t=1, 2, \dots, T.$$

Die ökologische Restriktion besteht im dynamischen Fall darin, daß der in der Atmosphäre akkumulierte Bestand an CO_2 -äquivalenten Schadstoffeinheiten in keiner Periode des Planungszeitraums $t = 1, 2, \dots, T$ den exogen gegebenen Grenzwert s° übersteigen darf:

$$(11) \quad s^\circ - s(t) \geq 0 \quad t=1, 2, \dots, T.$$

Zur Bestimmung der effizienten Klimapolitik ist der Gegenwartswert der Vermeidungskosten unter Berücksichtigung von (10) und (11) zu minimieren. Bezeichnet r die verwendete Diskontrate und $\mu(t)$ die Lagrange-Multiplikatoren, so lautet der Lagrange-Ansatz:

$$(12) \quad L := \sum_{t=1}^T \sum_{i=1}^n (1+r)^{1-t} c_i [v_i(t)] - \sum_{t=1}^T \mu(t) [s^\circ - s(t)].$$

Unter Vernachlässigung der in Abschnitt 1 erörterten Randlösungen gilt $v_i(t) > 0$ für $i = 1, 2, \dots, n$ und $t = 1, 2, \dots, T$. Damit ergeben sich aus (12) unter Berücksichtigung von (10) die folgenden Optimalbedingungen:

$$(13) \quad (1+r)^{1-t} c'_i [v_i^*(t)] = \alpha_i \sum_{\tau=t}^T \mu^*(\tau) \quad i=1, 2, \dots, n; \tau=1, 2, \dots, T.$$

Darüberhinaus gelten im Optimum die KUHN/TUCKER-Bedingungen:

$$(14) \quad \mu^*(t) \quad \begin{cases} = 0 & \text{falls } s^*(t) < s^\circ \\ \geq 0 & \text{falls } s^*(t) = s^\circ \end{cases} \quad t=1,2,\dots,T.$$

Hierbei ist zu beachten, daß die ökologische Restriktion $s(t) \leq s^\circ$ erst in der letzten Periode des Planungszeitraums vollständig ausgeschöpft werden kann⁶. Gemäß (14) gilt dementsprechend $\mu^*(t) = 0$ für $t=1,2,\dots,T-1$, und damit reduziert sich (13) zu:

$$(15) \quad (1+r)^{1-t} (\alpha_i)^{-1} c'_i[v_i^*(t)] = \mu^*(T) \quad i=1,2,\dots,n; t=1,2,\dots,T.$$

Da $\mu^*(T)$ von t bzw. i unabhängig und strikt positiv ist⁷, folgt aus (15), daß im Optimum zwischen zwei beliebigen Schadstoffen S^j und S^k ($j,k=1,2,\dots,n$) und zwischen zwei beliebigen Perioden τ und $\tau+1$ ($\tau=1,2,\dots,T-1$) die folgenden Bedingungen erfüllt sind:

$$(16) \quad \frac{c'_j[v_j^*(t)]}{c'_k[v_k^*(t)]} = \frac{\alpha_j}{\alpha_k} \quad j,k=1,2,\dots,n; t=1,2,\dots,T.$$

$$(17) \quad c'_i[v_i^*(\tau+1)] = (1+r)c'_i[v_i^*(\tau)] \quad i=1,2,\dots,n; \tau=1,2,\dots,T-1.$$

Wie aus (16) hervorgeht, bestimmt sich die effiziente Klimapolitik auf der statischen Ebene wie bisher: In jeder Periode sind die schadstoffbezogenen Vermeidungsmaßnahmen in einer solchen Weise zu kombinieren, daß das Verhältnis der Grenzvermeidungskosten mit dem Verhältnis der Treibhausfaktoren übereinstimmt⁸. Da letztere zeitinvariant sind, impliziert (16), daß das Verhältnis zwischen den Grenzvermeidungskosten über den gesamten Planungszeitraum hinweg konstant bleibt. Darüber hinaus sind die Vermeidungsmaßnahmen über die einzelnen Perioden gemäß (17) so zu koordinieren, daß die Grenzvermeidungskosten zwischen zwei Perioden um den Faktor $(1+r)$ zunehmen und daß der akkumulierte Schadstoffbestand in Periode $t=T$ gerade den Grenzwert s° erreicht. Auf der intertemporalen Ebene folgt die effiziente Klimapolitik also einem HOTELLING-Pfad: Je höher die Diskontrate ist, umso geringer sind die Vermeidungsmaßnahmen zu Beginn des Planungszeitraums und umso schneller müssen sie im Zeitablauf ausgedehnt werden um den Grenzwert s° nicht zu überschreiten.

3. Effiziente Klimapolitik im dynamischen Fall mit natürlicher Entsorgung

In der bisherigen Analyse wurde nicht berücksichtigt, daß ein Teil der in den Umweltbereich abgegebenen Treibhausgase im Zeitverlauf durch natürliche Entsorgungsvorgänge wieder abgebaut wird. Im folgenden sei angenommen, diese Entsorgungsvorgänge lassen sich durch

⁶ Würde der Grenzwert s° bereits in einer früheren Periode erreicht, so müßten in allen Folgeperioden die Emissionen bis auf Null reduziert werden. Dies ist gemäß (2) jedoch ausgeschlossen.

⁷ Der Lagrange-Multiplikator $\mu(T)$ entspricht der Kosteneinsparung, die erzielt werden könnte, wenn der Grenzwert s° um eine marginale Einheit erhöht würde.

⁸ Selbstverständlich gilt auch hier die nicht explizit berücksichtigte Einschränkung, daß das ursprüngliche Emissionsniveau \hat{e}_i im Rahmen der effizienten Lösung nicht reduziert wird, wenn die gewichteten Kosten für den Einstieg in die Schadstoffreduktion höher sind als die im Optimum realisierten Grenzvermeidungskosten. Da letztere jedoch gemäß (17) im Zeitablauf steigen, wird eine Randlösung zunehmend unwahrscheinlich.

konstante schadstoffspezifische Abbauraten q_i ($0 < q_i \leq 1$) beschreiben⁹, so daß von jeder Einheit des Schadstoffes S^i , die sich in Periode t im Umweltbereich befindet, in der Folgeperiode $t+1$ noch der Anteil $(1-q_i)$ verbleibt. Hieraus ergibt sich der folgende Zusammenhang zwischen Emissionen und Schadstoffbestand¹⁰:

$$(18) \quad s(t) = \sum_{i=1}^n \sum_{\tau=1}^t \alpha_i (1-q_i)^{t-\tau} e_i(\tau) \quad t=1,2,\dots,T.$$

Wie sich darüber hinaus aus (18) ableiten läßt, entspricht die Veränderung des Schadstoffbestands zwischen zwei Perioden t und $t+1$ gerade den in Periode $t+1$ hinzukommenden CO_2 -Äquivalenten, $e(t+1)$, abzüglich der im Verlauf der Vorperiode durch natürliche Entsorgungsvorgänge abgebauten Schadstoffmenge, $q(t)s(t)$:

$$(19) \quad s(t+1) - s(t) = e(t+1) - q(t)s(t) \quad t=1,2,\dots,T-1.$$

Hierbei bezeichnet $q(t)$ die Gesamtabbaurate, die angibt, welcher Anteil des Bestands an CO_2 -Äquivalenten im Verlauf der Periode t abgebaut wurde. Diese Rate ergibt sich aus der gewichteten Summe der spezifischen Abbauraten q_i , wobei als Gewichtungsfaktor der jeweilige Anteil des betrachteten Schadstoffes am Gesamtbestand dient¹¹:

$$(20) \quad q(t) = \sum_{i=1}^n [\alpha_i s_i(t) / s(t)] q_i \quad t=1,2,\dots,T.$$

Anhand dieses Ausdrucks wird auch deutlich, daß die Geschwindigkeit, mit welcher der Schadstoffbestand $s(t)$ durch natürliche Entsorgungsvorgänge abgebaut wird, nicht nur von den ökologischen Parametern α_i bzw. q_i abhängt, sondern auch von der Zusammensetzung des Bestands $s(t)$. Demensprechend kann die natürliche Entsorgungskapazität nicht nur durch eine Beeinflussung der Abbauraten (z.B. Aufforstung) erhöht werden, sondern auch durch die Beeinflussung der Schadstoffzusammensetzung.

Zur Bestimmung der effizienten Klimapolitik ist der Lagrange-Ansatz (12) unter Berücksichtigung der Diffusionsfunktion (18) zu minimieren. Unter Vernachlässigung der in Abschnitt 1 diskutierten Randlösungen gilt $v_i(t) > 0$ ($i=1,2,\dots,n$; $t=1,2,\dots,T$), und neben den weiterhin gültigen KUHN/TUCKER-Bedingungen (14), die hier nicht noch einmal wiederholt werden sollen, resultiert für $i=1,2,\dots,n$ und $t=1,2,\dots,T$ die folgende Optimalbedingung:

$$(21) \quad (1+r)^{1-t} c'_i[v_i^*(t)] = \alpha_i \sum_{\tau=t}^T (1-q_i)^{\tau-t} \mu^*(\tau).$$

Durch die Einführung natürlicher Entsorgungsvorgänge ergibt sich nun eine zusätzliche Schwierigkeit bei der Interpretation der Optimalbedingungen: Im Gegensatz zum Modell aus Abschnitt 2 ist in rein formaler Hinsicht nicht mehr gewährleistet, daß der Schadstoffbestand $s(t)$ über den gesamten Betrachtungszeitraum hinweg stets zunimmt. Wie aus (19) deutlich

⁹ Damit wird die Möglichkeit einer Beeinflussung der natürlichen Entsorgungskapazität (z.B. durch Aufforstung) aus der Betrachtung ausgeschlossen.

¹⁰ Bei (18) handelt es sich um die verallgemeinerte Form einer Diffusionsfunktion, die von Faber/Niemes/Stephan (1987:Chap.2) für den Einschadstofffall entwickelt wurde.

¹¹ Die Gesamtabbaurate $q(t)$ errechnet sich aus der Identität: $\alpha_1 q_1 s_1(t) + \dots + \alpha_n q_n s_n(t) = q(t)s(t)$.

wird, ist die Veränderung des Schadstoffbestands abhängig vom Verhältnis zwischen den Emissionen einerseits und der natürlichen Entsorgung andererseits: Werden in einer Periode $t+1$ weniger (gleich viele) CO_2 -Äquivalente emittiert als im Verlauf der Periode t durch natürliche Entsorgungsvorgänge abgebaut wurden, so resultiert ein sinkender (konstanter) Schadstoffbestand. Aufgrund dieser Möglichkeit kann nicht mehr a-priori davon ausgegangen werden, daß der Grenzwert s° erst in der letzten Periode erreicht wird. Damit ist das Vorzeichen der Lagrange-Multiplikatoren $\mu^*(t)$ nicht mehr eindeutig bestimmbar, und es ist ohne weitere Annahmen nicht mehr möglich eindeutige Aussagen über den Verlauf des Optimalpfads abzuleiten.

Es ist jedoch zu fragen, inwiefern dem Phänomen eines sinkenden Schadstoffbestands im vorliegenden Fall überhaupt praktische Relevanz zukommt. Wie aus (19) hervorgeht, kann der Schadstoffbestand nur dann sinken, wenn die natürliche Abbaurate so groß ist, daß die Emissionen überkompensiert werden. Für Kohlendioxid, das im wesentlichen durch die Bildung von Biomasse abgebaut wird, ist diese Voraussetzung zur Zeit (und in absehbarer Zukunft) genauso wenig erfüllt¹² wie für die restlichen Treibhausgase, deren Abbau lediglich im Zuge sehr langfristiger atmosphärischer Prozesse erfolgt (vgl. hierzu Abschnitt 5). Insofern ist es gerechtfertigt, für die weitere Analyse davon auszugehen, daß die natürliche Entsorgungskapazität nicht groß genug ist, um die Emissionen überzukompensieren. Unter dieser Voraussetzung gilt stets $s(t+1) > s(t)$, der Grenzwert s° wird erst in der letzten Periode erreicht, und aus (14) folgt $\mu^*(t) = 0$ für $t = 1, 2, \dots, T-1$. Damit reduziert sich (21) zu:

$$(22) \quad (1+r)^{1-t} (\alpha_i)^{-1} (1-q_i)^{t-T} c'_i[v_i^*(t)] = \mu^*(T).$$

Analog zur Vorgehensweise in Abschnitt 2 lassen sich nun aus (22) die folgenden Optimalbedingungen ableiten:

$$(23) \quad \frac{c'_j[v_j^*(t)]}{c'_k[v_k^*(t)]} = \frac{\alpha_j}{\alpha_k} \left[\frac{1-q_j}{1-q_k} \right]^{(T-t)} \quad j, k=1, 2, \dots, n; \quad t=1, 2, \dots, T,$$

$$(24) \quad c'_i[v_i^*(\tau+1)] = \frac{(1+r)}{(1-q_i)} c'_i[v_i^*(\tau)] \quad i=1, 2, \dots, n; \quad \tau=1, 2, \dots, T-1.$$

Wie aus (23) hervorgeht, wird die optimale Kombination von Vermeidungsmaßnahmen im vorliegenden Fall nicht nur wie bisher durch die Treibhauspotentiale der Schadstoffe beeinflusst, sondern auch durch deren Abbaurate. Ceteris paribus gilt, daß die Emissionen eines Schadstoffes S^i im Rahmen der kostenminimalen Lösung umso stärker reduziert werden, je höher das Treibhauspotential α_i ist und je geringer die natürliche Abbaurate q_i ist. Hierbei wirken sich Unterschiede in den schadstoffspezifischen Abbauraten umso stärker auf die effiziente Lösung aus, je länger der zugrunde liegende Zeithorizont ist.

Darüber hinaus wird anhand von (23) deutlich, daß das Verhältnis der Grenzvermeidungskosten nicht länger konstant ist, denn der Term $[(1-q_j)/(1-q_k)]^{(T-t)}$ verändert sich im Zeitablauf. Zur Interpretation dieses Effekts sei ohne Beschränkung der Allgemeinheit angenommen, der

¹² Es sind keine realistischen Aufforstungs-Szenarien bekannt, nach denen die anthropogenen CO_2 -Emissionen durch die Bildung von Biomasse überkompensiert werden könnten (vgl. Schoedder 1990:60f).

Schadstoff S^j zeichne sich mit $q_j > q_k$ durch eine höhere Abbaurrate aus als der Schadstoff S^k . In diesem Fall gilt $[(1-q_j)/(1-q_k)] < 1$ und das Gewicht dieses Term wird umso stärker, je weiter sich der Pfad dem Ende des Planungshorizonts annähert. Das Verhältnis der Grenzvermeidungskosten verlagert sich also entlang des Optimalpfades zugunsten derjenigen Schadstoffe, die vergleichsweise hohe Abbauraten aufweisen¹³. Dieser Verlagerungseffekt wird schließlich auch anhand der Bedingung (24) deutlich: Im Gegensatz zum Fall ohne natürliche Entsorgung weisen die Grenzvermeidungskosten nun mit $(1+r)/(1-q_j)$ keinen einheitlichen Wachstumsfaktor mehr auf. Stattdessen nehmen die Grenzvermeidungskosten entlang des Optimalpfades c.p. umso schneller zu, je höher die natürliche Abbaurrate des jeweiligen Schadstoffs ist.

4. Dezentralisierung der effizienten Lösung

Die oben abgeleiteten effizienten Reduktionspfade beruhen auf der Minimierung einer aggregierten gesamtwirtschaftlichen Kostenfunktion. In wirtschaftstheoretischer Hinsicht korrespondiert diese Vorgehensweise mit der Organisationsform einer zentral geplanten Ökonomie. Um auf Basis dieses Ansatzes Schlußfolgerungen für die Umweltpolitik in einer Marktwirtschaft ableiten zu können, muß untersucht werden, wie sich die vorliegenden Ergebnisse dezentralisieren lassen. Es ist also zu fragen: Wie kann in einer dezentral organisierten Ökonomie sichergestellt werden, daß die voneinander unabhängigen Entscheidungen der einzelnen Schadstoffemittenten zur Realisierung der gesamtwirtschaftlich effizienten Lösung führen? Zur Beantwortung dieser Frage sei eine Ökonomie betrachtet, in der jedem Schadstoff S^i gerade ein kostenminimierender Schadstoffemittent E^i ($i = 1, 2, \dots, n$) mit der oben eingeführten Vermeidungskostenfunktion $c_i[v_i(t)]$ zugeordnet werden kann¹⁴. Nun sei angenommen, es existiere eine staatliche Umweltbehörde, die schadstoffspezifische Emissionsabgaben auf alle Treibhausgase erhebt. Hierbei bezeichne $p_i(t)$ den in Periode t gültigen Abgabensatz für eine Einheit von Schadstoff S^i . Wie beispielsweise RANDALL (1987: Chap.20) zeigt, reduzieren kostenminimierende Emittenten, die mit einer solchen Abgabe konfrontiert werden, ihre Schadstoffemissionen gerade so weit, bis die Grenzvermeidungskosten mit dem Abgabensatz pro Schadstoffeinheit übereinstimmen. Im Gleichgewicht der betrachteten Ökonomie gilt also:

$$(25) \quad p_i(t) = c'_i[v_i^*(t)] \quad i=1,2,\dots,n; \quad t=1,2,\dots,T.$$

Wie ein Vergleich der oben abgeleiteten Effizienzbedingungen (23) und (24) mit der Gleichgewichtsbedingung (25) zeigt, führt kostenminimierendes Verhalten seitens der Emittenten gerade dann zur gesamtwirtschaftlich effizienten Lösung, wenn die Abgabensätze den folgenden Bedingungen genügen:

$$(26) \quad \frac{p_j(t)}{p_k(t)} = \frac{\alpha_j}{\alpha_k} \left[\frac{1-q_j}{1-q_k} \right]^{(T-t)} \quad j,k=1,2,\dots,n; \quad t=1,2,\dots,T,$$

¹³ Dieser Verlagerungseffekt ist ökonomisch plausibel, denn der Vorteil einer hohen Abbaurrate wirkt sich umso stärker aus, je früher die Schadstoffemission erfolgt. Insofern ist es rational, zu Beginn des Planungszeitraums ein größeres Gewicht auf die Vermeidung solcher Schadstoffe zu legen, die sich durch vergleichsweise geringe Abbauraten auszeichnen und damit eine hohe Persistenz aufweisen.

¹⁴ Die Annahme, jeder Schadstoff werde gerade von einem Emittenten verursacht, dient lediglich zur Vereinfachung der Argumentation. Alle im folgenden abzuleitenden Aussagen lassen sich ohne Schwierigkeiten auf den Fall übertragen, daß für jeden Schadstoff eine Vielzahl von Emittenten existieren.

$$(27) \quad p_i(\tau+1) = \frac{(1+r)}{(1-q_i)} p_i(\tau) \quad i=1,2,\dots,n; \tau=1,2,\dots,T-1.$$

Die Bedingungen (26) und (27) beschreiben ein intertemporales System von Emissionsabgaben, das im vorliegenden Modell mit dezentraler Organisation die Realisierung des gesamtwirtschaftlich effizienten Reduktionspfads gewährleistet. Damit wurde gezeigt, daß die in den Abschnitten 1 bis 3 für eine zentral geplante Ökonomie abgeleiteten Ergebnisse mit Hilfe eines geeigneten Abgabensystems dezentralisiert werden können.

Aus (26) und (27) lassen sich jedoch nur $(n \cdot T) - 1$ voneinander unabhängige Bestimmungsgleichungen für die Abgabensätze $p_i(t)$ ableiten. Dementsprechend kann das effiziente Abgabensystem anhand dieser Bedingungen nur bis auf eine multiplikative Konstante bestimmt werden, und der verbleibende Freiheitsgrad wird durch die ökologische Restriktion (11) geschlossen, deren Erfüllung durch die Fixierung der absoluten Abgabensätze zu gewährleisten ist. Hieraus folgt, daß die absolute Höhe der Abgabensätze von dem angestrebten Reduktionsziel s^0 und den Vermeidungskostenfunktionen $c_i[v_i(t)]$ abhängt, während sich das Verhältnis der Abgabensätze zueinander alleine anhand der ökologischen Parameter α_i bzw. q_i , der Diskontrate r und des Planungshorizonts T bestimmen läßt. Sofern also der Abgabensatz für Kohlendioxid in der ersten Periode, $p_1(1)$, vorgegeben wird, kann das gesamte intertemporale Abgabensystem mit Hilfe der genannten Parameter berechnet werden. Zu diesem Zweck lassen sich die Bedingungen (26) und (27) zu der folgenden Bestimmungsgleichung zusammenfassen:

$$(28) \quad p_i(t) = \alpha_i \left[\frac{1-q_i}{1-q_1} \right]^{T-1} \left[\frac{1+r}{1-q_i} \right]^{t-1} p_1(1) \quad i=1,2,\dots,n; t=1,2,\dots,T.$$

Anhand von (28) wird nun auch deutlich, in welcher Weise Treibhauspotential, Abbaurate, Diskontrate und Zeithorizont bei der Bestimmung der relativen Abgabensätze zusammenwirken: Während der zeitinvariante Term $\alpha_i [(1-q_i)/(1-q_1)]^{T-1}$ das Basisniveau der relativen Abgabensätze in Periode $t=1$ beschreibt¹⁵, wird ihre zeitliche Entwicklung durch den Term $[(1+r)/(1-q_i)]^{t-1}$ determiniert. Das Basisniveau ergibt sich also aus dem jeweiligen Treibhauspotential α_i und dem Verhältnis der jeweiligen Abbaurate q_i zur Abbaurate von Kohlendioxid, q_1 . Dabei wird das Verhältnis der Abbauraten umso stärker gewichtet, je länger der betrachtete Planungszeitraum ist. Die zeitliche Entwicklung der relativen Abgabensätze ergibt sich aus der Diskontrate r und der jeweiligen Abbaurate q_i : Je höher r und q_i sind, um so schneller steigt der betreffende Abgabensatz im Zeitverlauf.

5. Empirische Schlußfolgerungen

Zur empirischen Anwendung des vorliegenden Modells sind zunächst die Parameter α_i und q_i für die Treibhausgase Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄), Distickstoffoxid (N₂O), FCKW 11 und FCKW 12 zu spezifizieren. Hierzu können die von der Enquete-Kommission des Deutschen Bundestages "Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre" veröffentlichten Werte für die spezifischen Treibhauspotentiale und mittleren Verweilzeiten herangezogen werden:

¹⁵ Man beachte, daß sich das Basisniveau im Kohlendioxid-Fall ($i=1$) gerade auf den Wert 1 reduziert.

	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	FCKW 11	FCKW 12
Spezifisches Treibhauspotential	1	58	206	3.970	5.750
Mittlere Verweilzeit (Jahre)	120	10	150	60	130
Beitrag zum zus. Treibhauseffekt (%)	50	13	5	5	12

Tab. 1: Charakteristika der Treibhausgase (Quelle: ENQUETE 1990:132).

Die in Tabelle 1 dargestellten spezifischen Treibhauspotentiale geben an, wie viele Tonnen CO₂ erforderlich sind, um die Treibhauswirkung einer Tonne CH₄, N₂O, FCKW 11 oder FCKW 12 hervorzurufen¹⁶. Diese Werte repräsentieren die Gewichtungsfaktoren α_i und können unmittelbar als Modellparameter übernommen werden (vgl. Tabelle 2). Demgegenüber müssen die Abbauraten q_i erst mit Hilfe der mittleren Verweilzeiten berechnet werden. Letztere geben an, wie viele Jahre im Mittel erforderlich sind, bis sich eine in die Atmosphäre eingebrachte Schadstoffmenge auf ein Drittel der Ausgangsmenge verringert hat (vgl. ENQUETE 1990:93). Bezeichnet D_i die mittlere Verweilzeit von Schadstoff S_i^1 , so ergibt sich die Abbaurate q_i aus:¹⁷

$$(29) \quad q_i = 1 - 0.333^{(1/D_i)}.$$

Die hieraus resultierenden Abbauraten sind in Tabelle 2 dargestellt. Bei der Interpretation des Wertes für Kohlendioxid ist zu beachten, daß die zugrunde liegende Verweilzeit von 120 Jahren denjenigen Zeitraum angibt, der erforderlich ist, bis eine freigesetzte CO₂-Menge durch Aufnahme in den Ozean auf etwa ein Drittel der ursprünglichen Menge abgesunken ist (vgl. hierzu ENQUETE 1990:93,132). Diese Zeitspanne beinhaltet auch solche Phasen, in denen

	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	FCKW 11	FCKW 12
Gewichtungsfaktor α_i	1	58	206	3.970	5.750
Abbauraten q_i	0,009	0,104	0,007	0,018	0,008

Tab. 2: Spezifizierung der Modellparameter.

der Kohlenstoff beispielsweise in Form von Biomasse gebunden ist und damit nicht klimawirksam wird. Aus diesem Grund ist davon auszugehen, daß die für CO₂ verwendete Abbaurate den tatsächlichen Wert unterschätzt, und die im folgenden berechneten Relationen zwischen dem Abgabensatz von CO₂ einerseits und dem Abgabensatz von CH₄, N₂O, FCKW 11 oder FCKW 12 andererseits können dementsprechend als untere Grenzen angesehen werden.¹⁸

¹⁶ Troposphärisches Ozon, das ebenfalls zu den Treibhausgasen gehört, wird nicht unmittelbar aus anthropogenen Quellen emittiert, sondern es bildet sich in der Atmosphäre durch äußerst komplexe photochemische Prozesse, an denen unter anderem Stickoxid, Kohlenmonoxid und Methan beteiligt sind (vgl. Enquete 1990:104). Damit ist es nicht möglich, troposphärisches Ozon einem unmittelbaren Verursacher zuzuordnen, und folglich lassen sich auf dieses Gas auch keine Emissionsabgaben erheben.

¹⁷ Wird jährlich der Anteil q_i der jeweils vorhandenen Menge abgebaut, und soll nach D_i Jahren noch ein Drittel der ursprünglichen Menge verbleiben, so gilt folglich: $0.333 = (1 - q_i)^{D_i}$. Hieraus ergibt sich Gleichung (29).

¹⁸ Eine höhere Abbaurate für Kohlendioxid hätte gemäß (28) ein Ansteigen der relativen Abgabensätze für Methan, Distickstoffoxid und FCKW zur Folge.

Unter Verwendung der in Tabelle 2 dargestellten Modellparameter ergibt sich nun aus (28) das folgende Gleichungssystem zur Bestimmung der relativen Abgabensätze für die Treibhausgase Kohlendioxid ($=S^1$), Methan ($=S^2$), Distickstoffoxid ($=S^3$), Flurchlorkohlenwasserstoff 11 ($=S^4$) und Flurchlorkohlenwasserstoff 12 ($=S^5$):

$$(30a) \quad p_1(t) = [(1+r)/0,991]^{t-1} p_1(1),$$

$$(30b) \quad p_2(t) = 58 \cdot 0,904^{T-1} [(1+r)/0,896]^{t-1} p_1(1),$$

$$(30c) \quad p_3(t) = 206 \cdot 1,002^{T-1} [(1+r)/0,993]^{t-1} p_1(1),$$

$$(30d) \quad p_4(t) = 3.970 \cdot 0,991^{T-1} [(1+r)/0,982]^{t-1} p_1(1),$$

$$(30e) \quad p_5(t) = 5.750 \cdot 1,001^{T-1} [(1+r)/0,992]^{t-1} p_1(1).$$

Wird nun der anfängliche Abgabensatz für Kohlendioxid, $p_1(1)$, vorgegeben, so kann mit Hilfe von (30a)-(30e) das gesamte Abgabensystem für alternative Zeithorizonte und alternative Diskontraten berechnet werden. Ein solches Szenario ist in Tabelle 3 für einen Planungszeitraum von 15 Jahren ($T=15$) und eine Diskontrate von 10% ($r=0,10$) dargestellt. Der anfängliche Abgabensatz für Kohlendioxid wurde hierbei mit 50 DM/t angenommen, was gemessen an den zur Zeit für CO_2 diskutierten Reduktionszielen als ein eher zu geringer Wert betrachtet werden kann¹⁹. Aus diesem Grund, und wegen der oben erläuterten Unsicherheit bezüglich der Abbaurrate für CO_2 , sind die in Tabelle 3 dargestellten Abgabensätze für CH_4 , N_2O und FCKW bei gegebenem Zeithorizont²⁰ und bei gegebener Diskontrate als Untergrenzen zu interpretieren.

	CO_2	CH_4	N_2O	FCKW 11	FCKW 12
t=1	50	706	10.593	174.901	291.551
t=2	55	867	11.735	195.924	323.301
t=3	62	1.064	13.000	219.474	358.509
t=4	68	1.306	14.402	245.855	397.550
t=5	76	1.604	15.954	275.406	440.843
t=6	84	1.969	17.674	308.410	488.851
t=7	94	2.417	19.579	345.593	542.087
t=8	104	2.968	21.690	387.134	601.120
t=9	115	3.643	24.028	433.667	666.582
t=10	128	4.473	26.018	485.794	739.173
t=11	142	5.491	29.488	544.186	819.669
t=12	158	6.742	32.666	609.597	908.931
t=13	175	8.277	36.188	682.871	1.007.914
t=14	194	10.161	40.089	764.952	1.117.675
t=15	215	12.475	44.410	856.899	1.239.390

Tab. 3: Abgaben-Szenario [DM/t; gerundete Werte] für $p_1(1) = 50$, $T = 15$ und $r = 0,10$.

¹⁹ Manne/Richels (1990) und Whalley/Wigle (1989) kommen in Simulationsstudien über die Reduktion von CO_2 zu wesentlichen höheren Abgabensätzen.

²⁰ Eine Ausdehnung des Zeithorizonts hätte (zumindest in den ersten Perioden) einen geringeren Abgabensatz für Methan und FCKW 11 zur Folge, denn diese beiden Treibhausgase weisen eine höhere Abbaurrate als Kohlendioxid auf. Demgegenüber würden sich für Distickstoffoxid und FCKW 12 aufgrund der geringeren Abbauraten höhere Abgabensätze ergeben.

Wie aus Tabelle 3 hervorgeht, ergeben sich bereits bei einer eher geringen CO₂-Abgabe vergleichsweise hohe Abgabensätze für Methan, Distickstoffoxid und Flurchlorkohlenwasserstoffe. Diese Werte stellen zwar nur *eines* von vielen denkbaren Szenarien dar, aber die Größenordnungen der berechneten Abgabensätze, und die Feststellung, daß es sich hierbei um Untergrenzen handelt, lassen dennoch einige interessante Schlußfolgerungen zu:

1. Die resultierenden Abgabensätze für FCKW 11 und FCKW 12 lassen ein kurzfristiges Verbot dieser Stoffe als sinnvoll erscheinen. Denn die Erhebung einer Abgabe in der berechneten Größenordnung oder darüber²¹ würde aufgrund der verfügbaren Alternativen vermutlich in allen relevanten Anwendungsbereichen zu einem freiwilligen Verzicht auf FCKW 11 und FCKW 12 führen.²²
2. Mit dem Verzicht auf FCKW, der in der Bundesrepublik für 1995 vorgesehen ist, wird die relative Bedeutung von Methan und Distickstoffoxid zunehmen. Die Erhebung einer Abgabe auf diese Stoffe, die angesichts der vorliegenden Ergebnisse erforderlich erscheint²³, würde vor allem den Agrarsektor und in weniger starkem Ausmaß auch den Entsorgungssektor belasten. Demgegenüber sind die CH₄-Emissionen infolge von Leitungsverlusten bei der Erdgasverteilung in der Bundesrepublik Deutschland so gering, daß sie gegenüber dem Kohlendioxid, das bei der Verbrennung des Erdgases entsteht, kaum ins Gewicht fallen.²⁴
3. Die anthropogen verursachten N₂O-Emissionen in der Bundesrepublik Deutschland können nahezu ausschließlich auf die Stickstoffdüngung zurückgeführt werden. Nach Expertenberechnungen ist davon auszugehen, daß im Schnitt etwa 2-3% des eingebrachten Stickstoffs zu N₂O umgesetzt und in die Atmosphäre abgegeben werden (vgl. HAIDER/HEINEMEYER 1990:50). Dies entspricht unter Beachtung der relativen Molekülmassen einem Emissionskoeffizienten von ca. 0,04 Tonnen N₂O pro Tonne Stickstoff, woraus sich unter Verwendung des oben berechneten Szenarios ein anfänglicher Abgabensatz von ca. 420 DM pro Tonne Stickstoff ergäbe. Bereits eine Preiserhöhung in dieser Größenordnung, die eher als untere Grenze angesehen werden kann, hätte nach WEINSCHENCK (1989:154) eine Verminderung des Stickstoffeinsatzes um ca. 15% zur Folge.
4. Bei den anthropogenen Methan-Emissionen nimmt der Agrarsektor in der Bundesrepublik Deutschland ebenfalls eine herausragende Stellung ein. Nach AHLGRIMM/GÄDEKEN (1990:38) verursacht die Haltung von Wiederkäuern (Milchkühe, Rinder, Schafe, Ziegen) in der Bundesrepublik jährlich ca. eine Million Tonnen Methan. Da die Methanproduktion pro Tier kaum beeinflußt werden kann, ist eine Verminderung dieser Emissionen im we-

²¹ Es sei darauf hingewiesen, daß die berechneten Abgabensätze nur die Klimawirkung der FCKWs berücksichtigen, nicht aber deren Beitrag zum Abbau der Ozonschicht. Würde dieser Effekt auch berücksichtigt, so könnten sich möglicherweise noch wesentlich höhere Abgabensätze für FCKW ergeben.

²² Nach Angaben der Enquete-Kommission (1990:299ff) sind in allen wichtigen Anwendungsbereichen (Kunststoffverschäumung, Kältetechnik, Treibmittel). Ersatztechnologien bzw. Ersatzstoffe verfügbar oder in Entwicklung, so daß bei einer hinreichend hohen Belastung ein Verzicht auf FCKW zu erwarten wäre. Bereits die im vorliegenden Szenario berechneten Abgabensätze würden beispielsweise bei Haushaltskühlgeräten, die ca. 250g FCKW 11 und 150g FCKW 12 enthalten, eine schrittweise Verteuerung um 90 DM bis 520 DM pro Gerät bewirken.

²³ Unter Effizienzgesichtspunkten könnte auf die Abgabenerhebung allenfalls dann verzichtet werden, wenn bei den anzuwendenden Abgabensätzen keine merkliche Reduktion der Emissionen zu erwarten wäre. Die Größenordnung der berechneten Abgabensätze lassen eine solche Randlösung als sehr unwahrscheinlich erscheinen.

²⁴ Nach Ahlgrimm/Gädeken (1990:45) entweichen in der Bundesrepublik Deutschland pro t Erdgas ca. 0,005 t CH₄. Dem stehen ca. 3,15 t Kohlendioxid gegenüber, die bei der Verbrennung einer t Erdgas entstehen.

sentlichen nur durch eine Reduzierung der Tierzahlen möglich (vgl. AHLGRIMM/GÄDEKEN 1990:63f). Hierzu könnte die diskutierte Methanabgabe einen erheblichen Beitrag leisten. So ergäbe sich aus dem oben berechneten Szenario beispielsweise pro Milchkuh²⁵ ein jährlicher Abgabebetrag von anfänglich ca. 70 DM, der im Zeitablauf bis auf ca. 1250 DM ansteigen würde.²⁶

5. Neben der Massenviehhaltung stellt der anaerobe Abbau von deponierten Abfällen die zweite bedeutende Methanquelle in der Bundesrepublik Deutschland dar. Nach Expertenschätzungen werden beim Abbau einer Tonne organischer Substanz ca. 0,125 Tonnen CH₄ erzeugt (vgl. AHLGRIMM/GÄDEKEN 1990:43). Bei einem organischen Anteil von ca. 30% im Hausmüll ergäbe sich hieraus auf Grundlage des oben berechneten Szenarios ein anfänglicher Abgabensatz von ca. 26 DM/t, der im Zeitablauf bis auf ca. 470 DM/t ansteigen würde. Gemessen an den heutigen Deponiegebühren von durchschnittlich ca. 80 DM/t (vgl. BONGARTZ/NAUMANN 1990) wäre von einer Abgabe in dieser Größenordnung ein erheblicher Anreiz zur Abfallvermeidung zu erwarten.²⁷

Literatur

- Ahlgrimm, H.-J. und D. Gädeken (1990): "Methan", in: D. Sauerbeck, D. und H. Brunnert, *Klimaveränderung und Landbewirtschaftung*, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Sonderheft Nr.117, Braunschweig.
- Bongartz, T. und D. Naumann (1990): *Entsorgungskostenstruktur - Bundesweite Erhebung bei Landkreisen und Kreisfreien Städten*, Arbeitsgemeinschaft PVC und Umwelt, Bonn.
- Enquete (1990): Dritter Bericht der Enquete-Kommission *Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre* zum Thema Schutz der Erde, BT-Drucksache 11/8030 vom 24.05.1990, Bonn.
- Faber, M., H. Niemes and G. Stephan (1987): *Entropy, Environment and Resources - An Essay in Physico-Economics*, Springer-Verlag, Heidelberg.
- Faber, M., G. Stephan und P. Michaelis (1989): *Umdenken in der Abfallwirtschaft*, 2. Aufl., Springer-Verlag, Heidelberg.
- Hadley, G. (1964): *Nonlinear and Dynamic Programming*, Addison Wesley Publishing Company, Reading/Mass.
- Haider, K. und O. Heinemeyer (1990): "Distickstoffoxid", in: D. Sauerbeck, D. und H. Brunnert, *Klimaveränderung und Landbewirtschaftung*, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Sonderheft Nr.117, Braunschweig.
- Manne, A.S. und R.G. Richels (1990): *CO₂-Emission Limits: An Economic Cost Analysis for the USA*, Manuscript (erscheint in: *The Energy Journal*).
- Michaelis, P. (1991): *Theorie und Politik der Abfallwirtschaft - eine ökonomische Analyse*, Springer-Verlag, Heidelberg.
- Randall, A. (1987): *Resource Economics*, Jon Wiley & Son, New York.
- Schoedder, F. (1990): "Möglichkeiten zur Verminderung der CO₂-Freisetzung", in: D. Sauerbeck, D. und H. Brunnert, *Klimaveränderung und Landbewirtschaftung*, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Sonderheft Nr.117, Braunschweig.
- Weinschenck, G. (1989): "Nitratsteuern zur Umwelt- und Marktentlastung", in: H.G. Nutzinger und A. Zahrnt (Hg.), *Öko-Steuern*, Karlsruhe.
- Whalley, J. und R. Wigle (1989): *Cutting CO₂-Emissions: The Effects of Alternative Policy Approachs*, Manuscript.

²⁵ Milchkuhe weisen mit ca. 0,104 t Methan p.a. von allen Wiederkäuern den höchsten 'Emissionskoeffizienten' auf (vgl. Ahlgrimm/Gädeken 1990:38).

²⁶ Dies entspräche einer Belastung pro Liter Milch von anfänglich ca. 1,25 DPf, die im Zeitablauf auf ca. 22 DPf ansteigen würde. Die politische Akzeptanz einer solchen Maßnahme ist freilich zu bezweifeln.

²⁷ Neben der Methan-Problematik (und weiteren Umwelteinwirkungen) spricht auch die generelle Knappheit von Deponiekapazität für die Erhebung einer Entsorgungsabgabe (vgl. Faber et al. 1989 und Michaelis 1991.)