

Michaelis, Peter

Working Paper — Digitized Version

Umweltpolitik und technologisches Anpassungsverhalten im End-of-Pipe-Fall

Kiel Working Paper, No. 540

Provided in Cooperation with:

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

Suggested Citation: Michaelis, Peter (1992) : Umweltpolitik und technologisches Anpassungsverhalten im End-of-Pipe-Fall, Kiel Working Paper, No. 540, Kiel Institute of World Economics (IfW), Kiel

This Version is available at:

<https://hdl.handle.net/10419/46999>

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. 540

**Umweltpolitik und technologisches Anpassungs-
verhalten im 'End of Pipe'-Fall**

von Peter Michaelis
November 1992

4432 / 92

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. 540

Umweltpolitik und technologisches Anpassungsverhalten im 'End of Pipe'-Fall

von Peter Michaelis
November 1992

AG 4432 192/MS
Weltwirtschaft
Kiel

Überarbeitete Fassung eines Referats anlässlich der Jahrestagung des Verein für Socialpolitik, Oldenburg, 30. September bis 2. Oktober 1992.

Zusammenfassung. In diesem Beitrag wird gezeigt, wie sich auf Basis der zugrundeliegenden technisch-ökonomischen Zusammenhänge eine Vermeidungskostenfunktion für den Fall der End-of-Pipe-Behandlung produktionsspezifischer Schadstoffemissionen konstruieren läßt. Im Gegensatz zu den üblicherweise in der Literatur getroffenen Annahmen ist die hieraus resultierende Kostenfunktion weder konvex noch stetig differenzierbar. Dies hat zur Folge, daß sich das einzelwirtschaftliche Anpassungsverhalten bei Erhebung einer Emissionsabgabe nicht an der üblichen Marginalbedingung orientiert. Stattdessen resultieren diskontinuierliche Anpassungsprozesse (Technologiesprünge), die ausgelöst werden, wenn der Abgabesatz eine kritische Schwelle überschreitet. Die Höhe dieser Schwelle ist nicht nur von der Kostenstruktur der Technologien abhängig, sondern auch von unternehmensindividuellen Merkmalen, wie insbesondere der Produktionskapazität. Die Zusammenhänge zwischen umweltpolitischem Instrumenteneinsatz, Unternehmensgröße und Technologiewahl werden für unterschiedliche Entscheidungssituationen analysiert und anhand eines empirischen Beispiels aus der NE-Metallindustrie illustriert. Dabei zeigt sich insbesondere, daß bei Existenz von 'sunk cost' eine Rigidität gegenüber der Ablösung veralteter Umweltschutztechniken besteht, die umso stärker ausgeprägt ist, je geringer die Kapazität des betrachteten Unternehmens ist. Abschließend wird diskutiert, welche Schlußfolgerungen aus diesen Ergebnissen für die umweltpolitische Instrumentenwahl gezogen werden können.

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

Eine zentrale Frage der Umweltökonomie besteht darin, wie sich ein schadstoffemittierendes Unternehmen an Veränderungen des umweltpolitischen Instrumenteinsatzes anpaßt. Die Beantwortung dieser Frage erfordert eine geeignete Verhaltenshypothese (z.B. Kostenminimierung) sowie eine Beschreibung der verfügbaren Anpassungsmöglichkeiten. Hierzu werden in der Literatur unterschiedliche Ansätze herangezogen: In den einfacheren, zumeist statischen Modellen werden die Schadstoffemissionen entweder direkt als Argument in die Produktionsfunktion aufgenommen (vgl. z.B. Baumol/Oates 1971), oder es wird eine separate Vermeidungskostenfunktion eingeführt, die bei gegebenem Output jedem Emissionsniveau die entsprechenden Vermeidungskosten zuordnet (vgl. z.B. Dasgupta 1982). In den komplexeren, dynamischen Modellen wird in der Regel angenommen, der produktionsbedingte Schadstoffausstoß könne durch die Akkumulation eines Bestands 'umwelttechnischer Kapitalgüter' kontinuierlich gesenkt werden (vgl. z.B. Forsund 1975). Alle diese Ansätze basieren auf der Annahme, dem Unternehmen stünde ein Kontinuum von Anpassungsmaßnahmen zur Auswahl, deren Kosten sich durch 'wohldefinierte' funktionale Zusammenhänge beschreiben lassen. Diese Annahme erlaubt zwar eine elegante formale Erfassung des unternehmerischen Entscheidungsproblems, aber sie läßt sich empirisch nur schwer rechtfertigen. Denn schadstoffemittierenden Unternehmen steht in der Regel nur ein sehr begrenztes, technologisch determiniertes Set von Anpassungsmaßnahmen zur Verfügung, über deren Kostenstruktur a priori keine Aussage getroffen werden kann.

Im vorliegenden Beitrag soll ein realistischere Bild der einzelwirtschaftlichen Anpassungsmöglichkeiten entworfen werden. Gleichwohl lassen sich auch hier Zugeständnisse nicht vermeiden. Insbesondere beschränkt sich die Analyse auf den Einsatz nachgeschalteter Reinigungs- und Filtertechnologien ('End-of-Pipe-Technologien'), während vorgelagerte Vermeidungsmaßnahmen (Input- und Verfahrenssubstitution) außer acht bleiben.

Im folgenden wird zunächst aufgezeigt, wie sich auf Basis der zugrunde liegenden technisch-ökonomischen Zusammenhänge eine empirisch fundierte Vermeidungskostenfunktion konstruieren läßt (Abschnitte 1 und 2). Anschließend wird untersucht, welche Aussagen sich aus diesem Modell über das einzelwirtschaftliche Anpassungsverhalten ableiten lassen (Abschnitt 3), und die wesentlichen Ergebnisse werden anhand eines empirischen Beispiels aus der NE-Metallindustrie illustriert (Abschnitt 4). Schließlich wird diskutiert, welche Schlußfolgerungen aus der vorliegenden Analyse für die umweltpolitische Instrumentenwahl gezogen werden können (Abschnitt 5).

1. Das Modell

Obwohl die in der Praxis angewandten End-of-Pipe-Technologien sehr unterschiedliche Charakteristiken aufweisen, läßt sich eine gemeinsame Grundstruktur identifizieren, die im folgenden zur Modellbildung herangezogen wird: Im End-of-Pipe-Fall ist dem eigentlichen Produktionsprozeß eine zusätzliche Reinigungstechnologie nachgeschaltet, mit deren

Hilfe die produktionsbedingten Abgase bzw. Abwässer behandelt werden. Hierbei wird ein bestimmter Anteil σ ($0 < \sigma < 1$) der Schadstofffracht in konzentrierter Form abgeschieden und einer weiteren Entsorgung (zumeist Deponierung) zugeführt, während der gereinigte Abgas- bzw. Abwasserstrom in die Atmosphäre bzw. den Vorfluter abgegeben wird. Die für eine ökonomische Modellanalyse wesentlichen Eigenschaften dieses Materialflusses lassen sich durch drei Größen beschreiben: den Volumenstrom an Abluft bzw. Abwasser, die anfängliche Schadstoffkonzentration, und den Wirkungsgrad der End-of-Pipe-Technologie.

Die folgende Betrachtung beschränkt sich auf ein Unternehmen, dessen Produktionsaktivitäten zu luftseitigen Schadstoffemissionen führen, die Modellstruktur läßt sich jedoch ohne weiteres auf den Fall wasserseitiger Emissionen übertragen. Die Produktionstechnologie sei charakterisiert durch die Schadstoffkonzentration im Rohgas, κ , und die Kapazität der betrachteten Anlage sei direkt an ihrem Abgasstrom v gemessen. Bezeichnet x^0 die jährlichen Bruttoemissionen (d.h. diejenige Schadstoffmenge, die ohne End-of-Pipe-Behandlung emittiert würde), so gilt bei exogen gegebener Kapazität:¹ $x^0 = \kappa v$.

Dem Unternehmen stehen n End-of-Pipe-Technologien T_i ($i=1,2,\dots,n$) zur Auswahl, deren jeweiliger Wirkungsgrad σ_i ($0 < \sigma_i < 1$) nicht beeinflußt werden kann. Eine Kombination mehrerer End-of-Pipe-Technologien sei aus ökonomischen und technischen Gründen ausgeschlossen. Die jährlichen Nettoemissionen, x^n , ergeben sich aus den Bruttoemissionen x^0 abzüglich der aus dem Rohgas abgeschiedenen Schadstoffmenge. Dabei ist zu berücksichtigen, daß die Kapazität der gewählten End-of-Pipe-Technologie, v_i , nicht zwingend mit v übereinstimmen muß, denn es ist möglich, nur einen Teil des gesamten Abgasstroms zu behandeln ($v_i \leq v$). Folglich gilt für die verbleibenden Nettoemissionen x^n :

$$(1) \quad x^n = \kappa(v - \sigma_i v_i).$$

Die Kosten der End-of-Pipe-Behandlung produktionsspezifischer Abgase setzen sich zusammen aus Kapitalkosten und Betriebskosten. In Anlehnung an die 'cost engineering'-Literatur (vgl. z.B. Humphreys/Katell 1982) wird der Zusammenhang zwischen den Kapitalkosten C_{Ci} und der Kapazität v_i durch den Ansatz $C_{Ci} = \alpha_i v_i^{\beta_i}$ dargestellt. Weiterhin wird angenommen, die betriebsabhängigen Kosten lassen sich durch einen fixen Kostenkoeffizienten c_i beschreiben. Aus der Zusammenfassung von Kapital- und Betriebskosten resultiert dann eine Kostengleichung $C_i(v_i)$, die für jede Technologie T_i angibt, welche Kosten in Abhängigkeit von der installierten Behandlungskapazität entstehen:

$$(2) \quad C_i(v_i) = \alpha_i v_i^{\beta_i} + c_i v_i$$

Aus dieser Kostengleichung läßt sich mit Hilfe der technologisch determinierten Beziehung (1) eine Vermeidungskostenfunktion ableiten, die jedem erreichbaren Emissionsniveau x^n die zugehörigen Vermeidungskosten $C(x^n)$ zuordnet.

¹ Dabei ist zu beachten, daß κ und v eine geeignete Dimension aufweisen müssen (z.B. μg Schadstoff/ m^3 Rohgas und m^3 Rohgas/Jahr).

2. Ableitung der Vermeidungskostenfunktion

Aus einer Zusammenfassung von (1) und (2) folgt zunächst für jede einzelne Technologie T_i eine *technologiepezifische Vermeidungskostenfunktion* $C_i(x^n)$, die den Zusammenhang zwischen Nettoemissionen und Vermeidungskosten bei Anwendung von Technologie T_i beschreibt:

$$(3) \quad C_i(x^n) = \alpha_i \left(\frac{x^0 - x^n}{\sigma_i \kappa} \right)^{\beta_i} + c_i \left(\frac{x^0 - x^n}{\sigma_i \kappa} \right) \quad (1 - \sigma_i)x^0 \leq x^n \leq x^0.$$

Diese Kostenfunktion ist nur über den Bereich $(1 - \sigma_i)x^0 \leq x^n \leq x^0$ definiert, denn bei gegebenen Bruttoemissionen und gegebenem Wirkungsgrad können die Nettoemissionen nicht unter $(1 - \sigma_i)x^0$ gesenkt werden. Aus der ersten Ableitung von (3) folgen die Grenzvermeidungskosten:

$$(4) \quad \partial C_i(x^n) / \partial x^n = - \left[\frac{\alpha_i \beta_i}{\sigma_i \kappa} \left(\frac{x^0 - x^n}{\sigma_i \kappa} \right)^{\beta_i - 1} + c_i / \sigma_i \kappa \right].$$

Bei der Interpretation des negativen Vorzeichens von (4) ist zu beachten, daß $\partial C_i(x^n) / \partial x^n$ angibt, wie sich die Vermeidungskosten ändern, wenn die Nettoemissionen um eine marginale Schadstoffeinheit *erhöht* werden. Die Grenzvermeidungskosten (d. h. diejenigen *zusätzlichen* Kosten, die entstehen, wenn die Nettoemissionen um eine marginale Schadstoffeinheit *vermindert* werden) entsprechen also $-\partial C_i(x^n) / \partial x^n$. Aus der zweiten Ableitung von (3),

$$(5) \quad \partial^2 C_i(x^n) / \partial x^n^2 = (\beta_i - 1) \frac{\alpha_i \beta_i}{(\sigma_i \kappa)^2} \left(\frac{x^0 - x^n}{\sigma_i \kappa} \right)^{\beta_i - 2},$$

ist ersichtlich, daß der Verlauf der Grenzkosten durch den Kapazitätsfaktor β_i determiniert wird. Empirische Schätzungen dieser Größe kommen regelmäßig zu dem Ergebnis, daß β_i innerhalb eines 'normalen' Kapazitätsbereichs signifikant kleiner als 1 ist (vgl. z.B. Humphreys/Katell 1982). Dies impliziert, daß die Kapitalkosten bei einer Erhöhung der Kapazität nur unterproportional wachsen, und dementsprechend weist die technologiespezifische Vermeidungskostenfunktion $C_i(x^n)$ *fallende* Grenzkosten auf.

Wird nun die Menge aller Technologien T_i , durch deren Einsatz ein bestimmtes Emissionsniveau x^n erreicht werden kann, definiert als $\Omega(x^n) := \{T_i \mid \sigma_i \geq 1 - (x^n/x^0)\}$, und wird mit Hilfe von (3) jedem Emissionsniveau x^n aus dem zugehörigen $\Omega(x^n)$ die jeweils kostenminimierende Technologie zugeordnet, so folgt die eigentliche Vermeidungskostenfunktion $C(x^n)$:

$$(6) \quad C(x^n) = \min_{T_i \in \Omega(x^n)} \{ C_i(x^n) \}.$$

Die so abgeleitete Vermeidungskostenfunktion wird in der Regel Unstetigkeiten aufweisen, die von den Eigenschaften der zugrundeliegenden Technologien abhängig sind. Ein

(willkürlich gewähltes) Beispiel für die Konstruktion von $C(x^n)$ ist in Abbildung 1 dargestellt. Hier wird ein Fall mit $n=3$ Technologien betrachtet, wobei gilt: $\sigma_3 > \sigma_2 > \sigma_1$. Technologie T_3 weist bei jedem Emissionsniveau höhere Kosten als T_1 bzw. T_2 auf und kommt folglich nur dann zum Einsatz, wenn die Nettoemissionen unter $(1-\sigma_2)x^0$ gesenkt werden sollen. Technologie T_2 zeichnet sich im Vergleich zu T_1 durch geringere Betriebskosten und eine weniger starke Kapitalkostendegression aus. Aufgrund dieser Kostenstruktur stellt T_2 im Bereich $x^n \geq x'$ die effiziente Technologie dar, während bei einem weitergehenden Vermeidungsziel Technologie T_1 wirtschaftlicher ist. Bei $x^n = (1-\sigma_1)x^0$ stößt T_1 jedoch an ihre Kapazitätsgrenze, so daß im Bereich $(1-\sigma_1)x^0 > x^n \geq (1-\sigma_2)x^0$ wiederum auf Technologie T_2 zurückgegriffen werden muß.

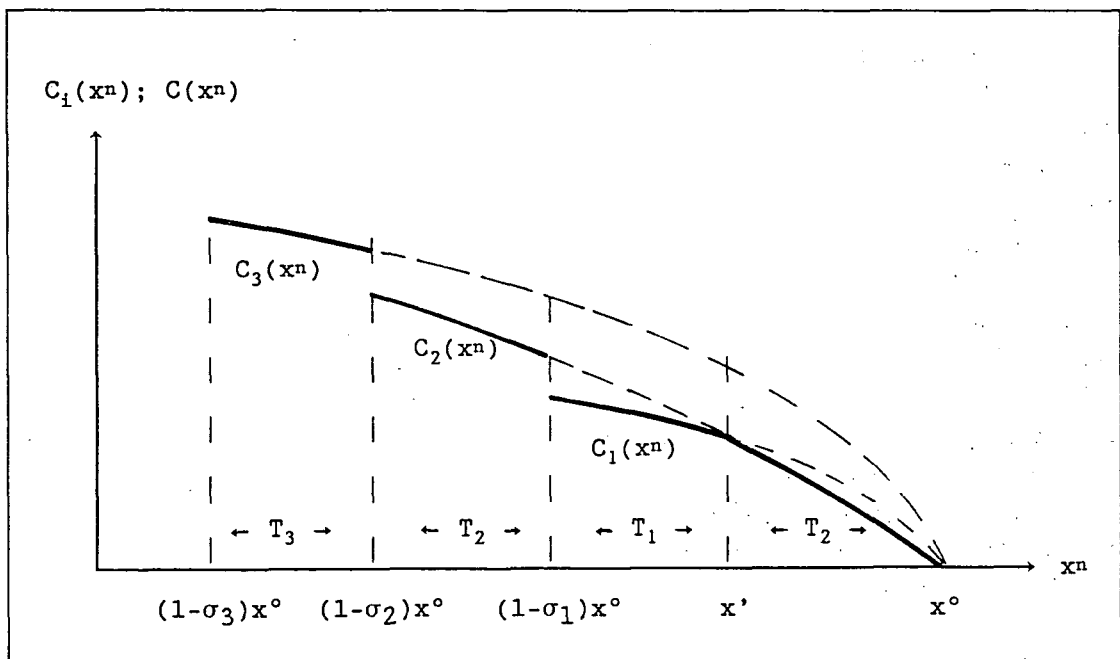


Abbildung 1: Ableitung der Vermeidungskostenfunktion (Beispiel mit $n=3$ Technologien).

3. Einzelwirtschaftliche Technologiewahl

In der ökonomischen Theorie der Umweltpolitik wird traditionell zwischen ordnungsrechtlichen Regelungen (Auflagen, Verbote) und marktwirtschaftlichen Instrumenten (Abgaben, handelbare Emissionsrechte) unterschieden (vgl. z.B. Siebert 1976). Ordnungrechtliche Regelungen, wie z.B. die in der TA-Luft² festgelegten Emissionsgrenzwerte für genehmigungspflichtige Anlagen, beziehen sich in der Regel nicht auf die absolute Schadstofffracht

² Vgl. Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft vom 27. Februar 1986 (GMBl. S.95). Analoge Grenzwerte für wasserseitige Emissionen sind in den Verwaltungsvorschriften zum Wasserhaushaltsgesetz vom 23.09.1986 (BGBl.I S. 1529) festgelegt.

x^n , sondern auf die Schadstoffkonzentration in der Abluft. Da bei Anwendung von Technologie T_i eine Schadstoffkonzentration im Reingas von $(1-\sigma_i)\kappa$ resultiert, wird durch die Vorgabe einer maximal zulässigen Konzentration κ^* die einzelwirtschaftliche Technologiewahl auf solche Alternativen T_i beschränkt, für die $\sigma_i \geq (\kappa - \kappa^*)/\kappa$ gilt. Darüberhinaus wird im Rahmen des ordnungsrechtlichen Ansatzes eine Variation der End-of-Pipe-Kapazität a priori ausgeschlossen, so daß stets $v_i = v$ gelten muß.³ Ein kostenminimierender Emittent wird dementsprechend aus der Menge der ordnungsrechtlich zulässigen Technologien $\{T_i \mid \sigma_i \geq (\kappa - \kappa^*)/\kappa\}$ diejenige Alternative wählen, welche bei $v_i = v$ die geringsten Kosten verursacht. Angesichts zunehmend strenger Grenzwerte ist in der Praxis jedoch häufig zu beobachten, daß für viele Emittenten nur noch *eine* zulässige Technologie existiert, so daß de facto keine Wahlmöglichkeit bleibt (vgl. auch Abschnitt 4).

Bei Anwendung einer (idealtypischen) Emissionsabgabe hat der Emittent pro Schadstoffeinheit einen Abgabesatz $\tau > 0$ zu zahlen und ist ansonsten keinerlei Restriktionen unterworfen. Für diesen Fall wird in der umweltökonomischen Literatur (z.B. Randall 1987) prognostiziert, die betroffenen Unternehmen werden ihre Emissionen gerade soweit verringern, bis die jeweiligen Grenzvermeidungskosten mit dem Abgabesatz übereinstimmen. Diese marginalistische Anpassungsregel beruht auf der Annahme einer stetig differenzierbaren Vermeidungskostenfunktion mit steigenden Grenzkosten. Im Abschnitt 3 wurde jedoch gezeigt, daß eine technisch-ökonomisch fundierte Vermeidungskostenfunktion für den End-of-Pipe-Fall in der Regel Unstetigkeiten und partiell fallende Grenzkosten aufweisen wird.⁴ Als Folge hiervon führt die Minimierung von $C_i(x^n) + \tau x^n$ stets zu einer Randlösung in dem Sinne, daß die Kapazität der letztlich gewählten End-of-Pipe-Technologie bis an die Kapazitätsgrenze $v_i = v$ ausgedehnt wird. Für das in Abbildung 1 dargestellte Beispiel bedeutet dieses Anpassungsverhalten, daß sich der ökonomisch relevante Bereich der Kostenfunktion auf drei Punkte reduziert, nämlich die jeweilige Kapazitätsgrenze, an der die Nettoemissionen bis auf $x^n = (1 - \sigma_i)x^0$ vermindert werden. Dies hat zur weiteren Folge, daß bei einer Variation von τ keine marginalen einzelwirtschaftlichen Anpassungsprozesse ausgelöst werden. Sondern immer dann, wenn der Abgabesatz eine bestimmte Schwelle überschreitet, findet ein Technologiewechsel statt, der zu einer sprunghaften Verminderung der Emissionen führt. Bei der Analyse dieses diskontinuierlichen Anpassungsverhaltens ist zwischen zwei unterschiedlichen Entscheidungssituationen zu differenzieren (vgl. Hartje/Zimmermann 1988): Im Fall der unbeschränkten Technologiewahl wird von einer neu zu errichtenden Produktionsanlage ausgegangen, bei der die anzuwendende End-of-Pipe-Technologie noch frei gewählt werden kann. Demgegenüber wird im Fall der beschränkten Technologiewahl eine bestehende Produktionsanlage betrachtet, die bereits über eine bestimmte End-of-Pipe-Technologie verfügt.

³ Da die Grenzwerte in der Regel als Mindestanforderung zu interpretieren sind, wäre eine Produktionsanlage mit unterdimensionierter End-of-Pipe-Technologie (d.h. $v_i < v$) auch dann nicht genehmigungsfähig, wenn die Grenzwerte durch eine Vermischung von behandeltem und unbehandeltem Abgasstrom eingehalten werden könnten.

⁴ Der in Abschnitt 3 entwickelte Ansatz führt nur dann zu einer 'wohldefinierten' Vermeidungskostenfunktion mit steigenden Grenzkosten, wenn nur eine einzige Technologie verfügbar ist, und diese sich durch einen Kapazitätskoeffizienten $\beta_i > 1$ auszeichnet.

3.1 Anpassung bei unbeschränkter Technologiewahl

Zur Vereinfachung der Notation seien die bei Anwendung von Technologie T_i an der Kapazitätsgrenze $v_i=v$ entstehenden Vermeidungskosten im folgenden mit C_i° bezeichnet: $C_i^\circ := \alpha_i v^{\beta_i} + c_i v$. Nun sei zunächst angenommen, es existiere nur eine End-of-Pipe-Technologie T_1 . Bei Erhebung einer Emissionsabgabe τ ist der Einsatz von T_1 nur dann rentabel, wenn die Abgabenbelastung auf die gesamte Schadstofffracht höher wäre als die Vermeidungskosten zuzüglich der Abgabenbelastung auf die verbleibenden Emissionen: $\tau x^0 > C_1^\circ + \tau(1-\sigma_1)x^0$. Diese Bedingung ist gerade dann erfüllt, wenn der Abgabesatz τ höher ist als die *durchschnittlichen* Vermeidungskosten pro abgeschiedener Schadstoffeinheit: $\tau > C_1^\circ / \sigma_1 x^0$. Die Durchschnittskosten $C_1^\circ / \sigma_1 x^0$ konstituieren dementsprechend einen 'kritischen' Abgabesatz τ_1 , bei dessen Überschreiten der Einsatz von T_1 rentabel wird.

Um dieses Ergebnis für den Fall mit n Technologien zu verallgemeinern, sei nun angenommen, die Alternativen $\{T_1, T_2, \dots, T_n\}$ wären ihrem Wirkungsgrad nach angeordnet, so daß gilt: $\sigma_1 < \sigma_2 < \dots < \sigma_n$. Darüberhinaus sei die 'Nullvariante', also derjenige Fall, daß überhaupt keine End-of-Pipe-Technologie eingesetzt wird, mit T_0 bezeichnet. Unter der Voraussetzung, daß $\{T_1, T_2, \dots, T_n\}$ keine Technologien enthält, die bei *jedem* Abgabesatz ineffizient sind,⁵ existieren dann insgesamt n kritische Abgabesätze τ_i ($i=1, 2, \dots, n$; $\tau_i > \tau_{i-1}$) bei deren Anwendung der Emittent gerade indifferent zwischen T_i und T_{i-1} ist, weil die jeweiligen Vermeidungskosten zuzüglich der Abgabenbelastung auf die Restemissionen gerade übereinstimmen: $C_{i-1}^\circ + \tau_i(1-\sigma_{i-1})x^0 = C_i^\circ + \tau_i(1-\sigma_i)x^0$. Hieraus folgt:

$$(7) \quad \tau_i = \frac{C_i^\circ - C_{i-1}^\circ}{(\sigma_i - \sigma_{i-1})x^0} \quad (i=1, 2, \dots, n).$$

Bei der Interpretation von (7) ist zu beachten, daß $(\sigma_i - \sigma_{i-1})x^0$ diejenige Schadstoffmenge darstellt, die bei Einsatz von Technologie T_i gegenüber T_{i-1} *zusätzlich* vermieden wird. Folglich entspricht der kritische Abgabesatz τ_i gerade den durchschnittlichen Mehrkosten, die beim Übergang T_{i-1} nach T_i pro zusätzlich vermiedener Schadstoffeinheit entstehen. Diese Bedingung kann als das diskrete Pendant zu der klassischen marginalistischen Anpassungsregel 'Abgabesatz = Grenzvermeidungskosten' interpretiert werden.

Mit Hilfe der kritischen Abgabesätze τ_i läßt sich nun eine Reaktionsfunktion $x^n(\tau)$ konstruieren, die jedem Abgabesatz τ die zugehörigen Nettoemissionen x^n zuordnet. Der Verlauf dieser Funktion, die in Abbildung 2 für ein (willkürlich gewähltes) Beispiel mit $n=3$ Technologien dargestellt ist, hängt nicht nur von den technologischen Merkmalen und den Kosten der Alternativen T_i ab, sondern auch von der anfänglichen Schadstoffkonzentration im Rohgas und von der Kapazität des betrachteten Unternehmens. Das einzelwirtschaftliche Anpassungsverhalten bei Erhebung einer idealtypischen Emissionsabgabe wird also nicht nur von den verfügbaren Technologien, sondern auch von unternehmensindividuellen Merkmalen

⁵ Eine Technologie T_i ist bei jedem Abgabesatz $\tau > 0$ ineffizient, wenn eine andere Technologie T_j existiert, für die gilt: $\sigma_j \geq \sigma_i$ und $C_j^\circ / \sigma_j \leq C_i^\circ / \sigma_i$.

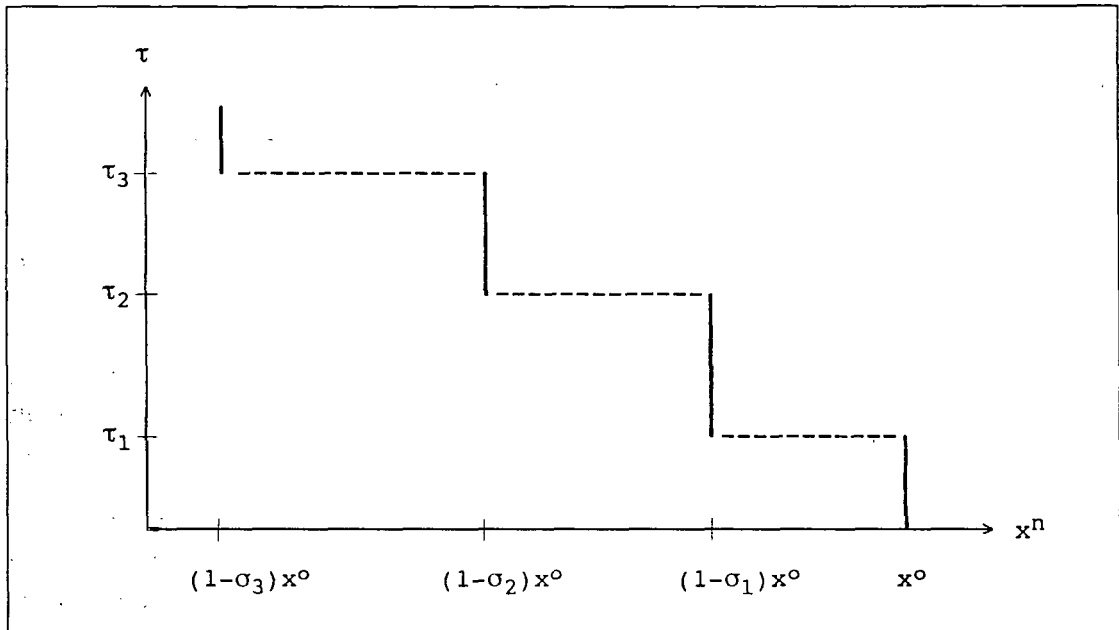


Abbildung 2: Verlauf der Reaktionsfunktion $x^n(\tau)$ in einem Beispiel mit $n=3$ Technologien.

beeinflusst. So läßt sich zeigen, daß stets $\partial\tau_i/\partial\kappa < 0$ gilt, d.h. die für das betrachtete Unternehmen kritischen Abgabesätze sind c.p. umso geringer, je höher die Schadstoffkonzentration im Rohgas ist. Demgegenüber ist das Vorzeichen von $\partial\tau_i/\partial v$ nicht a priori determiniert, sondern abhängig von der Kostenstruktur der beiden betrachteten Alternativen T_i und T_{i-1} :

$$(8) \quad \partial\tau_i/\partial v = \frac{(\beta_i - 1)\alpha_i v^{\beta_i} - (\beta_{i-1} - 1)\alpha_{i-1} v^{\beta_{i-1}}}{v(\sigma_i - \sigma_{i-1})x^0}$$

Da in der Regel davon ausgegangen werden kann, daß sich die fortschrittlichere Technologie mit dem höheren Wirkungsgrad, T_i , auch durch höhere Kapitalkosten auszeichnet, folgt aus (8), daß das Vorzeichen der Ableitung $\partial\tau_i/\partial v$ vom Verhältnis der Kapazitätskoeffizienten β_i und β_{i-1} abhängig ist: Für $\beta_i \leq \beta_{i-1}$ ergibt sich stets $\partial\tau_i/\partial v < 0$, so daß der kritische Abgabesatz τ_i um so geringer ist, je höher die Kapazität des betrachteten Unternehmens ist. Für $\beta_i > \beta_{i-1}$ kann dagegen $\partial\tau_i/\partial v > 0$ gelten, d.h. es ist nicht auszuschließen, daß im Falle einer Abgabenerhebung Unternehmen mit geringer Kapazität fortschrittlichere Technologien einsetzen als Unternehmen mit großer Kapazität. Diese Zusammenhänge zwischen Unternehmensgröße und kritischem Abgabesatz weisen darauf hin, daß die bei einer Abgabenerhebung zu erwartenden Anpassungsreaktionen maßgeblich von der Industriestruktur des betreffenden Sektors beeinflusst werden.⁶

⁶ Umgekehrt beeinflussen umweltpolitische Maßnahmen, wie z.B. die Erhebung von Emissionsabgaben, natürlich auch die optimale Betriebsgröße und damit die Industriestruktur. Diese Wechselwirkung läßt sich jedoch im vorliegenden Modell nicht analysieren, denn hier wird die Kapazität v als exogen angenommen.

3.2 Anpassung bei beschränkter Technologiewahl

Die bisherige Analyse der einzelwirtschaftlichen Technologiewahl basierte auf der Annahme unbeschränkter Flexibilität. Diese Annahme wird nun aufgegeben, und es wird davon ausgegangen, die betrachtete Produktionsanlage sei - z.B. aufgrund eines bisher herrschenden ordnungsrechtlichen Regimes - bereits mit einer Technologie T_k ($k=1,2,\dots,n$) ausgestattet. Da gebrauchte End-of-Pipe-Anlagen, wie viele andere Kapitalgüter, zumeist nur weit unter ihrem Restnutzungswert wiederverkauft werden können, würde bei einem Technologiewechsel der überwiegende Teil der in T_k gebundenen Kapitalkosten zu 'sunk cost'. Um diesen Effekt zu erfassen, sei im folgenden angenommen, durch eine Demontage und Veräußerung von T_k ließe sich nur noch der Anteil μ_k ($0 \leq \mu_k < 1$) der Kapitalkosten zurückgewinnen. In diesem Fall ist der Emittent indifferent zwischen der bestehenden Technologie T_k und einer überlegenen⁷ Technologie T_i ($i > k$), wenn die mit T_k einhergehenden Vermeidungskosten zuzüglich der Abgabenbelastung genauso hoch sind wie die mit T_i einhergehenden Vermeidungskosten zuzüglich der Abgabenbelastung *und* der sunk cost: $C_k^\circ + \tau_{ki}(1-\sigma_k)x^\circ = C_i^\circ + \tau_{ki}(1-\sigma_i)x^\circ + (1-\mu_k)\alpha_k v^{\beta_k}$. Hieraus folgt unter Verwendung von (7) der kritische Abgabesatz τ_{ki} , bei dessen Überschreiten T_k trotz 'sunk cost' durch T_i abgelöst wird:

$$(9) \quad \tau_{ki} = \tau_i + \frac{(1-\mu_k)\alpha_k v^{\beta_k}}{(\sigma_i - \sigma_k)x^\circ} \quad (i,k=1,2,\dots,n; i>k).$$

Dabei entspricht τ_{ki} gerade dem korrespondierenden Abgabesatz bei unbeschränkter Technologiewahl, τ_i , zuzüglich der durchschnittlichen 'sunk cost', die pro zusätzlich vermiedener Schadstoffeinheit entstehen. Dieses Ergebnis macht deutlich, daß kostenminimierende Unternehmen bei Existenz von 'sunk cost' unter bestimmten Voraussetzungen an bestehenden Technologien festhalten, die sie bei unbeschränkter Flexibilität nicht mehr wählen würden. Ein Maßstab für diese Rigidität gegenüber der Ablösung bestehender Technologien ist die Höhe der 'sunk cost' pro zusätzlich vermiedener Schadstoffeinheit, denn diese Kosten treiben einen Keil zwischen die beiden Abgabesätze τ_{ki} und τ_i , die das unterschiedliche Entscheidungsverhalten im Falle beschränkter und unbeschränkter Technologiewahl bestimmen. Um so größer die 'sunk cost'-Lücke ($\tau_{ki} - \tau_i$) ist, um so stärker wirkt sich c.p. der 'sunk cost'-Effekt auf die Technologiewahl des betrachteten Unternehmens aus. Wie die Ableitung

$$(10) \quad \partial(\tau_{ki} - \tau_i) / \partial v = (\beta_k - 1) \frac{(1-\mu_k)\alpha_k v^{\beta_k - 1}}{(\sigma_i - \sigma_k)x^\circ}$$

zeigt, gilt bei einem Kapazitätskoeffizienten $\beta_k < 1$ stets $\partial(\tau_{ki} - \tau_i) / \partial v < 0$, d.h. die durch den 'sunk cost'-Effekt hervorgerufene Rigidität gegenüber der Ablösung einer bestehenden Technologie ist c.p. umso stärker, je kleiner das betrachtete Unternehmen ist. Auch dieses Ergebnis macht deutlich, daß die bei einer Abgabenerhebung zu erwartenden Anpassungsreaktionen maßgeblich von der Industriestruktur des betrachteten Sektors beeinflusst werden.

⁷ Der Fall eines derart geringen Abgabesatzes, daß die vorhandene Technologie trotz 'sunk cost' gegen eine Alternative mit *geringerem* Wirkungsgrad bzw. gegen die Nullvariante ausgetauscht wird, bleibt im folgenden unberücksichtigt.

4. Empirisches Beispiel: Abgasentstaubung in der Zink-Industrie

Industrielle Staubemissionen sind aufgrund ihrer teilweise toxischen Inhaltsstoffe (Schwermetalle, organische Verbindungen) von hoher umweltpolitischer Relevanz. So zeichnen sich beispielsweise die Flugstäube aus der thermischen Zinkproduktion durch eine hohe Cadmiumkonzentration aus, die auf den natürlichen Cadmiumgehalt der eingesetzten Rohstoffe zurückzuführen ist (vgl. z.B. Klepper/Michaelis 1991). Eine solche thermische Zinkschmelze, die in Duisburg betrieben wird und ca. 20% zur inländischen Zinkproduktion beiträgt, wurde 1986 im Rahmen eines vom Umweltbundesamt geförderten Mustervorhabens mit einem elektrostatischen Abscheider ausgerüstet, weil der bis dato angewandte Massenkraftabscheider nicht mehr den gesetzlichen Grenzwerten genügte.⁸ Die wesentlichen technisch-ökonomischen Kennziffern dieser beiden Verfahren sind in Tabelle 1 zusammengefaßt.

		Massenkraftabscheider (T ₁)	Elektro-Abscheider (T ₂)
Kapazität (Abgasstrom)	[1000m ³ /h]	50	50
Betriebszeit	[h/a]	8.760	8.760
Staubgehalt Rohgas κ	[g/1000m ³]	2000	2000
Bruttoemissionen x^0	[t/a]	966	966
Wirkungsgrad α_i		0,95	0,9975
Nettoemissionen x^n	[t/a]	48,3	2,4
Kapitalkosten	[DM/a]	64.000	186.000
Betriebskosten	[DM/a]	536.000	316.000
Kapazitätskoeffizient β_i		0,85	0,90
Kapitalkostenfaktor α_i	[DM/1000m ³ ·a]	2301,74	5500,98
Betriebskostenfaktor c_i	[DM/1000m ³]	1,22 / 0,86*	0,72 / 0,52*

* Bei reduziertem Energiepreis.

Tabelle 1: Technisch-Ökonomische Kennziffern der Abgasentstaubung einer thermischen Zinkschmelze (Umweltbundesamt 1986; Jelen 1970; eigene Berechnungen).

Aus Tabelle 1 geht hervor, daß sich der Massenkraftabscheider (T₁) im Vergleich zum elektrostatischen Abscheider (T₂) durch geringere Kapitalkosten und wesentlich höhere Betriebskosten auszeichnet. Dabei fallen die höheren Betriebskosten des Massenkraftabscheider so stark ins Gewicht, daß die durchschnittlichen Vermeidungskosten pro Tonne Staub bei Einsatz eines Massenkraftabscheiders unabhängig vom Kapazitätsniveau stets höher sind als

⁸ Bei Massenkraftabscheidern beruht die Trennung der Staubpartikel im wesentlichen auf dem physikalischen Effekt der Massenträgheit, während sich bei elektrostatischen Abscheidern die negativ aufgeladenen Staubpartikel an positiv aufgeladenen Niederschlagselektroden ansammeln (vgl. z.B. Umweltbundesamt 1989).

beim Einsatz eines elektrostatischen Abscheiders.⁹ Folglich käme bei unbeschränkter Technologiewahl der Einsatz eines Massenkraftabscheiders nicht in Betracht, und im Falle einer Abgabenerhebung würde entweder ein elektrostatischer Abscheider eingesetzt, oder aber die gesamte Schadstofffracht würde unbehandelt in die Atmosphäre abgegeben. Dabei errechnet sich für eine vergleichsweise kleine Anlage mit einem Abgasstrom von 10.000 m³/h ein kritischer Abgabesatz von $\tau_2=611$ DM/t Staub, während eine sehr große Anlage mit 100.000 m³/h bereits bei einem Abgabesatz von $\tau_2=560$ DM/t mit T₂ ausgerüstet würde.

Nun wird angenommen, das betrachtete Unternehmen sei bereits mit einem Massenkraftabscheider ausgestattet, und der noch erzielbare Verkaufserlös möge lediglich die Kosten der Demontage decken ($\mu_1=0$). Für diesen Fall liegt die Vermutung nahe, daß es bei bestimmten Abgabesätzen rentabel sein könnte, den vorhandenen Massenkraftabscheider weiter zu betreiben (vgl. Abschnitt 3.2). Wie sich jedoch bei einer näheren Betrachtung der Daten ergibt, ist der Kostenvorteil des elektrostatischen Abscheiders so groß, daß ein Weiterbetrieb von T₁ trotz des 'sunk cost'-Effekts bei jedem Abgabesatz und jedem Kapazitätsniveau ineffizient wäre. Dementsprechend decken sich in diesem Beispiel ökonomische und ökologische Interessen: Die fortschrittlichere Technologie mit dem höheren Wirkungsgrad stellt selbst im 'sunk cost'-Fall die kostenminimierende Alternative dar.

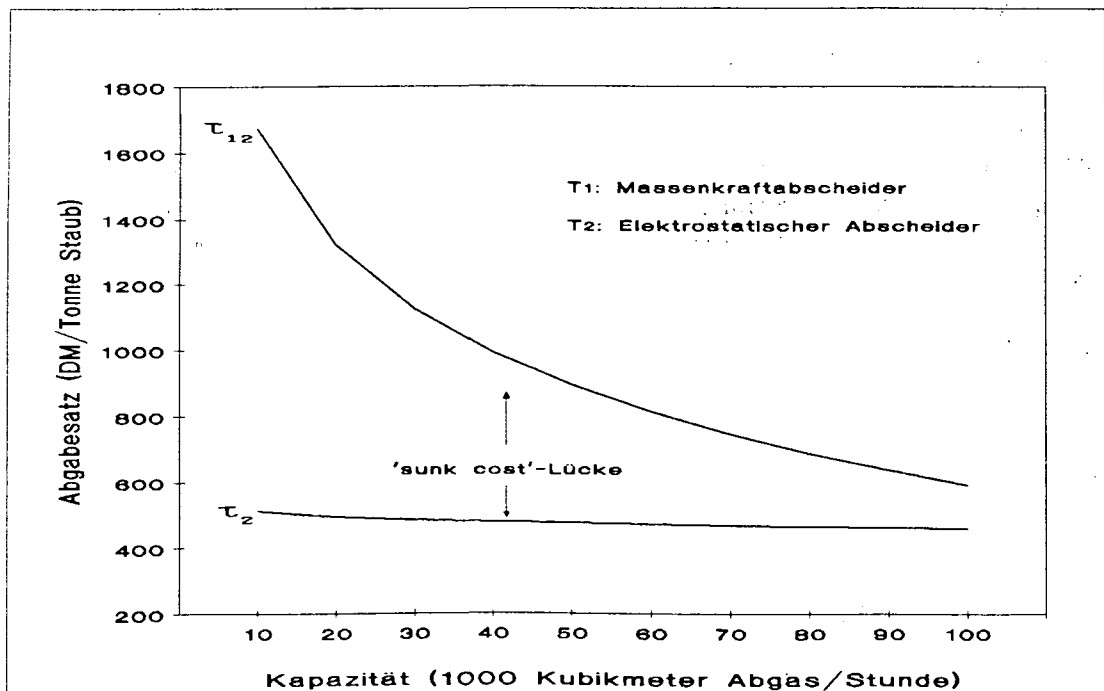


Abbildung 3: Abgasentstaubung einer thermischen Zinkschmelze: Zusammenhang zwischen Abgabesatz, Kapazität und Technologiewahl (Szenario).

⁹ Für eine kleine Anlage (10.000 m³/h) betragen die durchschnittlichen Vermeidungskosten pro Tonne Staub 740 DM bei T₁ und 611 DM bei T₂; und bei einer großen Anlage (100.000 m³/h) errechnen sich 711 DM für T₁ und 560 DM für T₂.

Diskontinuitäten auf, so können aber marginale Irrtümer bei der Festlegung des Abgabesatzes zu gravierenden Abweichungen von dem angestrebten Emissionsniveau führen.

Ähnlich problematisch verhält es sich in diesem Fall mit dem Einsatz handelbarer Emissionsrechte: Zum einen werden häufig nicht genügend Emittenten vorliegen, um überhaupt einen funktionsfähigen Markt zu etablieren. Zum anderen wäre der Markt für Emissionsrechte aufgrund der diskontinuierlichen Reaktionsfunktion extrem volatil, denn kleine Änderungen der umlaufenden Menge an Emissionsrechten könnten zu extremen Preisschwankungen führen.¹² Dies wiederum würde nicht nur erhebliche Anpassungsprobleme seitens der betroffenen Emittenten verursachen, sondern könnte auch einzelne Marktteilnehmer zu strategischen Käufen von Emissionsrechten veranlassen. Eine gesamtwirtschaftlich effiziente Allokation der insgesamt zulässigen Emissionen wäre dann nicht mehr gewährleistet.

Andererseits lassen sich die mit dem ordnungsrechtlichen Instrumentarium bekanntermaßen einhergehenden Effizienzverluste gerade bei solchen Konstellationen, die zu einer diskontinuierlichen Reaktionsfunktion führen, weitgehend vermeiden: Liegen nur sehr wenige Emittenten vor, so lassen sich nämlich *einzelfallbezogene* Maßnahmen ergreifen, bei denen die entstehenden Effizienzverluste durch eine explizite Berücksichtigung der individuellen Kostenstruktur minimiert werden können. Und sind die Emittenten zwar zahlreich, aber bezüglich ihrer Vermeidungskostenstruktur weitgehend homogen, so lösen *pauschale* ordnungsrechtliche Vorgaben ohnehin nur vergleichsweise geringe Effizienzverluste aus.

Diese Ergebnisse machen deutlich, daß die in der umweltökonomischen Literatur vorherrschende These, marktwirtschaftliche Instrumente (Abgaben, handelbare Emissionsrechte) seien gegenüber ordnungsrechtlichen Maßnahmen vorzuziehen, in Lichte einer realistischeren Modellierung der einzelwirtschaftlichen Anpassungsmöglichkeiten nicht immer aufrecht erhalten werden kann. Vielmehr ist davon auszugehen, daß die ökonomische Vorteilhaftigkeit der verschiedenen Instrumente in starkem Maße durch die jeweiligen schadstoffspezifischen Rahmenbedingungen (Vermeidungstechnologien, Emittentenstruktur, etc.) determiniert wird. Eine stärkere Berücksichtigung dieser Zusammenhänge könnte die praktische umweltpolitische Relevanz der seit Mitte der siebziger Jahren geführten Instrumentendiskussion nachhaltig erhöhen.

¹² Im Falle handelbarer Emissionsrechte kann τ als Marktpreis für Emissionsrechte und $X^n(\tau)$ als aggregierte Nachfragefunktion interpretiert werden.

Der Kostenvorteil von Technologie T_2 läßt sich in der Hauptsache darauf zurückführen, daß Massenkraftabscheider einen wesentlichen höheren Energieeinsatz erfordern als elektrostatische Abscheider (vgl. Umweltbundesamt 1989). Dementsprechend wird die einzelwirtschaftliche Technologiewahl im vorliegenden Beispiel sehr stark von den Energiepreisen beeinflusst. Um diesen Zusammenhang herauszuarbeiten, wird der den Betriebskosten zugrundeliegende Energiepreis von 0,105 DM/kWh im folgenden auf ein Drittel reduziert. Damit vermindern sich die Betriebskosten auf $c_1=0,86$ und $c_2=0,52$ (vgl. Tabelle 1). Im Fall unbeschränkter Technologiewahl hat diese Modifikation lediglich eine Verminderung des kritischen Abgabesatzes τ_2 zur Folge (vgl. Abbildung 3), aber Technologie T_2 ist nach wie vor bei jedem Kapazitätsniveau die überlegene Alternative. Demgegenüber ergibt sich im 'sunk cost'-Fall eine nachhaltige Verschiebung der Ergebnisse, denn nun existiert ein kritischer Abgabesatz τ_{12} , bei dessen Unterschreiten der Weiterbetrieb von Technologie T_1 die kostenminimierende Alternative ist. Dieser Abgabesatz ist in starkem Maße abhängig von der Kapazität des betrachteten Unternehmens. Für einen geringen Abgabestrom von 10.000 m³/h errechnet sich ein Abgabesatz von $\tau_{12}=1672$ DM, während bei 100.000 m³/h die Ablösung von T_1 bereits bei einem Abgabesatz von $\tau_{12}=592$ DM rentabel wird (vgl. Abbildung 3). Dies entspricht der Feststellung aus Abschnitt 3.2, daß die bei der einzelwirtschaftlichen Technologiewahl zu beobachtende 'sunk cost'-Lücke mit wachsender Kapazität abnimmt.

5. Schlußfolgerungen für die umweltpolitische Instrumentenwahl

Aus einer Aggregation der in Abschnitt 3 dargestellten einzelwirtschaftlichen Reaktionsfunktionen $x^n(\tau)$ folgt eine gesamtwirtschaftliche Reaktionsfunktion $X^n(\tau)$, die den Zusammenhang zwischen den aggregierten Nettoemissionen X^n und dem Abgabesatz τ beschreibt. Die Gestalt dieser Funktion ist maßgeblich von der zugrundeliegende Emittentenstruktur abhängig. Gibt es für den betrachteten Schadstoff hinreichend viele Emittenten *und* ist die Vermeidungskostenstruktur bei den einzelnen Emittenten hinreichend unterschiedlich, so resultiert aus der Aggregation eine stetige, monoton fallende Reaktionsfunktion $X^n(\tau)$.¹⁰ Liegen dagegen nur wenige Emittenten vor, oder sind die Emittenten zwar zahlreich, aber sehr homogen, so wird die gesamtwirtschaftliche Reaktionsfunktion $X^n(\tau)$ einen ähnlich diskontinuierlichen Verlauf aufweisen, wie die in Abbildung 2 dargestellte einzelwirtschaftliche Reaktionsfunktion.¹¹ In diesem Fall ist der Einsatz von Emissionsabgaben problematisch, denn die Festlegung des Abgabesatzes erfolgt stets unter Unsicherheit bezüglich des genauen Verlaufs der gesamtwirtschaftlichen Reaktionsfunktion. Weist diese die beschriebenen

¹⁰ Über die weiteren Krümmungseigenschaften von $X^n(\tau)$ lassen sich a priori keinerlei Aussagen treffen, ein durchgängig konvexer oder konkaver Verlauf wäre jedoch höchst unwahrscheinlich.

¹¹ Eine stetige gesamtwirtschaftliche Reaktionsfunktion ist zum Beispiel im Fall der 'klassischen' Luftschadstoffe Schwefeldioxid und Stickoxide zu erwarten. Demgegenüber werden beispielsweise luftseitige Cadmiumemissionen nur durch vergleichsweise wenige und relativ homogene Quellen verursacht (vgl. Klepper/Michaelis 1991), so daß hier mit einer diskontinuierlichen Reaktionsfunktion zu rechnen ist.

Literatur

- Baumol, W. und W. Oates (1971): "The Use of Standards and Prices for Protection of the Environment". *The Swedish Journal of Economics*. Vol 73 (1971), No.1, S.42-54.
- Dasgupta, P. (1982): *The Control of Resources*. Oxford.
- Forsund, F.R. (1975): "The Polluter Pays Principle and Transitional Period Measures in a Dynamic Setting". *The Swedish Journal of Economics*. Vol 77 (1975), No.1, S.56-68.
- Hartje, V.J. und K. Zimmermann (1988): *Unternehmerische Technologiewahl zur Emissionsminderung*. Papier zur Arbeitstagung 'Ökonomische und politikwissenschaftliche Analyse der Wasserwirtschaft', Universität Oldenburg, Oktober 1988.
- Humphreys, K. and S. Katell (1982): *Basic Cost Engineering*. New York.
- Jelen, F. (1970): *Cost and Optimization Engineering*. New York.
- Klepper, G. und P. Michaelis (1999): *Cadmium in West Germany - How Much Do We Know about Stocks and Flows?* Kieler Arbeitspapiere Nr. 494, Oktober 1991, Institut für Weltwirtschaft, Kiel.
- Randall, A. (1987): *Resource Economics*. New York.
- Siebert, H. (1976): *Analyse der Instrumente der Umweltpolitik*. Göttingen.
- Umweltbundesamt (1986): *Abschlußbericht: Ufoplan-Ref.-No. U I.8-555051-1/143*. Berlin.
- Umweltbundesamt (1989): *Materialien zum 4. Immissionsschutzbericht*. Berlin.