

Bartsch, Elga

Working Paper — Digitized Version

Grenzüberschreitende Umweltprobleme am Beispiel der Schwefeldioxidemissionen in Europa

Kiel Working Paper, No. 538

Provided in Cooperation with:

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

Suggested Citation: Bartsch, Elga (1992) : Grenzüberschreitende Umweltprobleme am Beispiel der Schwefeldioxidemissionen in Europa, Kiel Working Paper, No. 538, Kiel Institute of World Economics (IfW), Kiel

This Version is available at:

<https://hdl.handle.net/10419/47132>

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. 538

**Grenzüberschreitende Umweltprobleme
am Beispiel der Schwefeldioxidemissionen
in Europa**

von

Elga Bartsch

C 255917

Institut für Weltwirtschaft an der Universität Kiel

The Kiel Institute of World Economics

ISSN 0342 - 0787

877 468 532

Institut für Weltwirtschaft
Düsternbrooker Weg 120
2300 Kiel

Kieler Arbeitspapier Nr. 538

**Grenzüberschreitende Umweltprobleme
am Beispiel der Schwefeldioxidemissionen
in Europa**

von

Elga Bartsch

Oktober 1992

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.

GRENZÜBERSCHREITENDE UMWELTPROBLEME AM BEISPIEL DER SCHWEFELDIOXIDEMISSIONEN IN EUROPA

1. EINLEITUNG

2. DAS MODELL

3. IMPLEMENTIERUNG DER OPTIMALEN UMWELTPOLITIK AUF INTERNATIONALER EBENE

3.1. Verhandlungslösungen

3.1.1. Das Coase-Theorem

3.1.2. Spieltheorie

3.1.2.1. Nicht-kooperative Spiele

3.1.2.2. Kooperative Spiele

3.1.2.3. Wiederholte Spiele

3.2. Internalisierung der grenzüberschreitenden Umweltverschmutzung durch institutionelle Einrichtungen

3.2.1. Dezentrale Umweltpolitik

3.2.2. Zentralistische Umweltpolitik

3.3. Handelspolitische Instrumente

4. DIE ÜBERTRAGUNG DER THEORETISCHEN ÜBERLEGUNGEN AUF DEN EUROPÄISCHEN KONTEXT

4.1. Modellkalibrierungen

4.2. Quantifizierung möglicher Wohlfahrtsgewinne

4.2.1. Die effiziente europäische Luftreinhaltepolitik

4.2.2. Kosteneffektive Emissionsminderung

4.2.3. Einheitliche Reduzierung der Emissionen

4.3. Koalitionenbildung

4.4. Wiederholte Spiele

5. ABSCHLIESSENDE BETRACHTUNG

1. EINLEITUNG

Luftverschmutzung durch Schwefeldioxid ist kein neues Phänomen. Bereits im 13. Jahrhundert wurden in London zwei Kommissionen zur Untersuchung dieses Problems eingesetzt (vgl. Osterkamp, Schneider (1982), S. 5). Jedoch hat sich das Ausmaß und die Dimension der Umweltbelastung seit der Industriellen Revolution mit der Verbrennung schwefelhaltiger Energieträger in großem Umfang dramatisch verändert (vgl. Weizsäcker, Welsch (1991), S. 117). Die durch Schwefeldioxid ausgelösten Schäden hatten ihren Höhepunkt während der Londoner Smog-Katastrophe im Dezember 1952, als mehr als 4.000 Menschen infolge der stark angestiegenen SO_2 -Konzentration in der Luft starben.

Die internationale Dimension des Sauren Regens wurde jedoch erst Ende der sechziger Jahre offenkundig (vgl. Kommission der Europäischen Gemeinschaften (1987), S. 158). Heute ist allgemein anerkannt, daß von Schwefeldioxidemissionen in besonderem Maße grenzüberschreitende Umweltbeeinträchtigungen ausgehen, die Schwefeldioxid zu "dem" Beispiel für grenzüberschreitende Externalitäten machen. In den meisten Ländern stammen mehr als die Hälfte der abgelagerten Schwefelverbindungen aus ausländischen Emissionsquellen (vgl. Highton, Chadwick (1982), S. 327). Für einige Länder, insbesondere im skandinavischen Raum, liegt der entsprechende Anteil sogar noch höher. Für diese Länder ist es fast unmöglich, eine signifikante Reduzierung der inländischen Umweltschäden im nationalen Alleingang zu erreichen. Es sind daher international koordinierte Maßnahmen dringend erforderlich. In den achtziger Jahren wurden wichtige Vereinbarungen über die Koordinierung der Luftreinhaltepolitik getroffen. Im Rahmen des Übereinkommens über die grenzüberschreitende Luftverunreinigung der UNECE, das 1979 in Genf unterzeichnet wurde (Genfer Luftreinhaltekonvention), wurden zwei Protokolle unterzeichnet, die im Hinblick auf die Versauerung von Bedeutung sind. In diesen Protokollen verpflichteten sich die unterzeichnenden Staaten, sowohl ihre Schwefeldioxid- als auch ihre Stickoxidemissionen bis 1993 um einen einheitlichen Prozentsatz von 30 % zu reduzieren (vgl. Weizsäcker, Welsch (1991), S. 126f und S. 133).

2. DAS MODELL¹

Die grenzüberschreitende Umweltverschmutzung durch Schwefeldioxid in Europa ist durch einen reziproken, überwiegend asymmetrischen Schadstofftransport gekennzeichnet. Im Gegensatz zu einem internationalen Schadstoffpool, bei dem über die Diffusionsprozesse im Raum keine oder nur grobe Informationen vorliegen, besteht im Fall reziproker grenzüberschreitender Externalitäten ein eindeutiger Zusammenhang zwischen den Emissionsniveaus aller Länder und der Umweltqualität eines Landes (vgl. Siebert (1978b), S. 100f). Dieser Zusammenhang wird durch die Diffusionsfunktion und die jeweiligen

¹ Grenzüberschreitende Umweltprobleme stellen einen Spezialfall des Problems der optimalen Umweltnutzung im Raum dar. Solche Modelle finden sich u.a. bei Siebert (1978), (1992a), Forsund (1972) und Tietenberg (1974a).

Umweltschadensfunktionen beschrieben. Während sich die grenzüberschreitende Luftverschmutzung durch SO_2 in Nordamerika im wesentlichen auf die USA und Kanada beschränkt, sind in Europa eine Vielzahl von Ländern durch den weiträumigen Transport der Schwefelverbindungen über mehr als 1.000 Kilometer betroffen.

Es wird ein Modell mit n identischen Ländern (Superskript j für $j = 1, \dots, n$)², zwei Sektoren (Subskript i , $i = 1, 2$) und einem international mobilen Produktionsfaktor R betrachtet. Jedes Land wird durch zwei Produktionsfunktionen, zwei Schadstoffentstehungsfunktionen, zwei Schadstoffbeseitigungsfunktionen und eine Funktion des Umweltschadens beschrieben. Zusammen mit der Ressourcenrestriktion, der Diffusionsfunktion und der Definitionsgleichung der Immissionen bilden diese Funktionen die Restriktionen, unter denen die Gesamtwohlfahrt aller Länder maximiert wird³.

Die Wohlfahrt eines Landes wird von den inländischen Gütermengen Q_i^j und der inländischen Umweltqualität U^j bestimmt⁴, wobei unterstellt wird, daß die Funktion separierbar sei.

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

mit $j = 1, \dots, n$ $W_{Q_i^j}^j > 0$, $W_{U^j}^j > 0$, $W_{Q_i^j}^j < 0$, $W_{U^j}^j < 0$. Die Güterproduktion erfolgt mit einem einzigen Produktionsfaktor R , der auch in der Schadstoffbeseitigung eingesetzt wird.

$$(2) \quad Q_i^j = F_i^j(R^j)$$

mit $F_i^{j'} > 0$, $F_i^{j''} < 0$ für $i = 1, 2$, $j = 1, \dots, n$. Die Schadstoffe entstehen als Kuppelprodukt des Outputs. Dabei wird unterstellt, daß beide Sektoren die gleiche Schadstoffart emittieren. Es wird angenommen, daß der Schadstoffausstoß proportional ($H_i^{j''} = 0$) oder progressiv ($H_i^{j''} > 0$) mit der Produktionsmenge steigt. Damit können die Emissionen als Funktion des Ressourceneinsatzes dargestellt werden. Die Emissionsfunktion ist gegeben durch

$$(3) \quad S_i^{ej} = H_i^j(Q_i^j) = H_i^j[F_i^j(R^j)],$$

mit $H_i^{j'} > 0$, $H_i^{j''} \geq 0$ für $i = 1, 2$, $j = 1, \dots, n$. Die Schadstoffbeseitigungsfunktion

$$(4) \quad S_i^{rj} = F_i^{rj}(R_i^{rj}),$$

² Ist eine Unterscheidung zwischen zwei oder mehr Ländern notwendig, wird das andere Land mit h bezeichnet.

³ Von internationalem Gütertausch wird abstrahiert. Die abgeleiteten Ergebnisse ändern sich durch die Einführung von Güterhandel jedoch nicht.

⁴ Das impliziert, daß es keine sogenannten psychologischen Spillovers gibt, bei denen die Bewohner eines Landes nicht indifferent gegenüber der Umweltqualität in anderen Ländern sind.

wobei $F^{rj}_i > 0$, $F^{rj}_i < 0$ ⁵, gibt an, mit welchem Ressourceneinsatz Schadstoffe beseitigt werden können. Die Differenz zwischen den gesamten Bruttoemissionen S^e_c und den insgesamt beseitigten Schadstoffen S^r_c sind die Nettoemissionen e^j eines Landes.

$$(5) \quad e^j = S^e_c - S^r_c,$$

wobei $S^e_c = \sum_i S^{ej}_i$ und $S^r_c = \sum_i S^{rj}_i$. Der Zusammenhang zwischen den Emissionen und den Immissionen, den in der Umwelt verbleibenden Stoffen, wird durch die Diffusionsfunktion beschrieben.

$$(6) \quad S^j = e^j + S^{jh} - S^{hj} \text{ mit } h, j = 1, \dots, n, h \neq j,$$

wobei S^{jh} (S^{hj}) die von Land j (h) nach Land h (j) diffundierte Schadstoffmenge angibt. Die Menge des grenzüberschreitenden Schadstofftransports S^{jh} (oder S^{hj}) sei ein gegebener Anteil der Nettoemissionen des entsprechenden Oberlieggers. Es wird damit ausgeschlossen, daß die einzelnen Länder in der Lage sind, z.B. durch eine Politik des hohen Schornsteins, das Ausmaß der internationalen Schadstoffdiffusion zu beeinflussen. Der Koeffizient gibt an, welcher Anteil einer Nettoemissionseinheit über das gemeinsame Umweltsystem von Land j nach Land h gelangt.

$$(7) \quad S^{jh} = a^{jh}(e^j)$$

mit $0 < a^{jh} < 1$ für $j \neq h$. Eine entsprechende Definition gilt für S^{hj} . Die Umweltqualität ist eine fallende konkave Funktion der Immissionen.

$$(8) \quad U^j = G^j(S^j), \quad G^j < 0, \quad G^{j''} < 0.$$

Die Ressource R wird sowohl zur Güterproduktion als auch zur Schadstoffbeseitigung eingesetzt. Sie ist intersektoral und international vollkommen mobil, so daß gilt

$$(9) \quad R = \sum_j \sum_i R^j_i + \sum_j \sum_i R^{rj}_i.$$

Dabei sind R^j_i die in Land j in der Produktion des i -ten Sektors und R^{rj}_i die in Land j in der Schadstoffentsorgung des Sektors i eingesetzten Ressourcen.

Bei einer entsprechenden Optimierung der Gesamtwohlfahrt ergibt sich der Schattenpreis der Emissionen als eine gewichtete Summe der im Oberliegerland selbst und allen Unterliegerländern entstehenden Schäden (vgl. Anhang 1). Für die optimale Emissionssteuer⁶ eines Landes j ergibt sich damit

⁵Trotz der durch die im Fall der Entschwefelung hohen Fixkosten bedingten sinkenden Durchschnittskosten einer einzelnen Anlage kann bei einer Verschärfung der Umweltpolitik insgesamt von einer steigenden Kostenfunktion ausgegangen werden, da die Emittenten die zusätzliche Schadstoffbeseitigung entsprechend der Rangfolge der Durchschnittskosten jeweils an der Kapazitätsgrenze betreiben (vgl. Welsch (1989) S. 54).

⁶Als umweltpolitisches Instrument wird in diesem Modell eine Pigousteuer betrachtet, die dem Schattenpreis der Emissionen entspricht.

$$(10) \quad l^e_j = (1 - \sum_h a^{jh}) W^j_u 'G^j + \sum_h a^{jh} W^h_u 'G^h \\ = -W^j_u 'G^j + \sum_h a^{jh} l^{jh},$$

wobei $(1 - \sum_h a^{jh})$ den Anteil der Emissionen angibt, der im Inland deponiert wird und l^{jh} den jeweiligen Differentialschaden bezeichnet. Der Differentialschaden gibt den Unterschied in den marginalen Umweltschäden zwischen Land j und Land h an. Er ist definiert als $l^{jh} = -W^h_u 'G^h + W^j_u 'G^j$. Jedes Land j , das in ein oder mehrere Länder h Schadstoffe exportiert, muß neben den im Inland entstehenden Schäden die Summe der in den jeweiligen Ländern entstandenen Zusatzschäden tragen. Der entstandene Zusatzschaden wird mit dem dazugehörigen Transferkoeffizienten a^{jh} gewichtet. Die Summe $\sum_h a^{jh} l^{jh}$ gibt demnach den im Gesamtsystem entstehenden Zusatzschaden an. Die in den einzelnen Ländern entstehenden positiven oder negativen Differentialschäden⁷ können sich in ihrer Wirkung auf den Emissionssteuersatz kompensieren. Neben der Höhe und dem Vorzeichen ist dabei das Ausmaß der grenzüberschreitenden Schadstoffdiffusion maßgeblich. Geht man davon aus, daß nicht in allen Ländern ein Zusatzschaden entsteht, sondern daß ein Teil der Unterlieger über ungenutzte Assimilationskapazität bzw. ein robusteres Umweltsystem verfügen oder die Umwelt ganz einfach niedriger bewerten, dann ist eine geringere Differenzierung der Schadstoffsteuersätze als im unten diskutierten reinen Ober-Unterliegerfall zu erwarten.

Im folgenden soll der stark vereinfachte Fall der einseitigen grenzüberschreitenden Schadstoffdiffusion im Zwei-Länder-Modell betrachtet werden. Diese Betrachtung veranschaulicht die Kerngedanken und die Funktionsweise des Modells. Bei einem einbahnigen grenzüberschreitenden Umweltproblem wird die Schadstoffmenge S^{12} von Land 1 nach Land 2 transportiert. Eine Maximierung der Gesamtwohlfahrt beider Länder ergibt für den Unterlieger die übliche Optimalitätsbedingung aus der Analyse nationaler Umweltprobleme: Ausgleich von Grenzkosten der Schadstoffbeseitigung und marginalen sozialen Umweltschäden. Der Emissionssteuersatz muß gleich dem verhinderten Grenzscha-den $(-W^2_u 'G^2)$ sein und bewirkt damit die Gleichheit dieser Größe mit den Grenzkosten der Beseitigung l_R / F^{Tj}_i (wobei l_R der Schattenpreis der Ressource und $1/F^{Tj}_i$ der marginale Faktorverbrauch in der Schadstoffbeseitigung ist). Für den Emissionssteuersatz des Oberliegers ergibt sich jedoch in Übereinstimmung mit dem allgemeinen Fall

$$(11) \quad l^e_1 = -W^1_u 'G^1 + a^{12} l^{12} = a^{12} W^2_u 'G^2 + (1 - a^{12}) \\ W^1_u 'G^1 = l_R / F^{T1}_i,$$

wobei $l^{12} = -W^2_u 'G^2 + W^1_u 'G^1$ den Differentialschaden angibt. Analog kann der Steuersatz auch als die mit dem Diffusionskoeffizienten gewichtete Summe der in beiden Länder auftretenden Umweltschäden bestimmt werden. Dabei gibt $(1 - a^{12})$ den Teil einer in Land 1 emittierten Schadstoffeinheit an,

⁷ l^{jh} ist positiv, wenn $W^h_u 'G^h$, absolut genommen größer ist als $W^j_u 'G^j$. Das heißt, wenn der Schaden einer zusätzlichen Emissionseinheit in Land h größer ist als in Land j (beachte, daß $W^j_u 'G^j$ negativ ist, da die Umweltqualität negativ mit der in der Umwelt befindlichen Schadstoffmenge zusammenhängt).

der im Inland verbleibt. Das Konzept des Differentialschadens ermöglicht es, eine Fallunterscheidung durchzuführen.

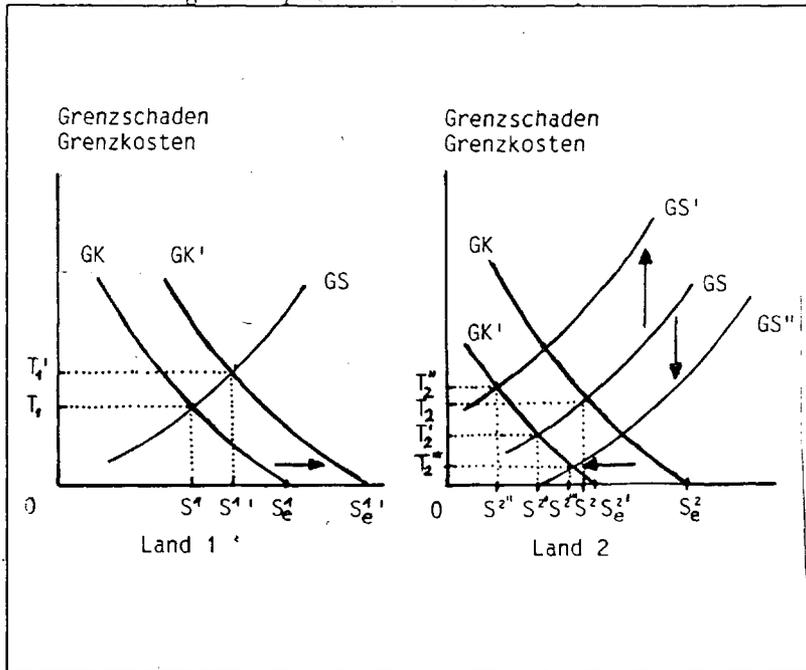
In Abhängigkeit von I^{12} kann eine internationale Differenzierung der Schadstoffsteuer erforderlich sein. Im Fall gleicher marginaler Umweltschäden in beiden Ländern ($I^{12} = 0$) ist es unerheblich, welches Land eine Schadstoffeinheit an die gemeinsame Umwelt abgibt. Der Emissionssteuersatz stimmt in beiden Ländern überein. Gilt $I^{12} > 0$, sind die Grenzschäden in Land 2 höher als in Land 1. Dabei ist zu beachten, daß der Schaden mit der Menge der deponierten Schadstoffe variiert. Folglich kann bei steigenden Grenzschäden der höhere Schaden c.p. durch grenzüberschreitende Umweltverschmutzung bedingt sein. Der Emissionssteuersatz in Land 1 muß dann um den Betrag des in Land 2 zusätzlich verursachten Schaden höher sein als der inländische Schaden. Wird der internationale Spillovereffekt nicht berücksichtigt, kann Land 1 kostenlos Schadstoffe exportieren und hat einen künstlichen Standortvorteil in der Produktion schadstoffintensiver Güter. Die vom Standpunkt des Oberligers optimale Umweltpolitik vernachlässigt die im Ausland verursachten Umweltschäden und bedingt somit eine Verzerrung in der internationalen Arbeitsteilung. Sind umgekehrt die Grenzschäden in Land 2 niedriger ($I^{12} < 0$), weil dort Assimilationskapazitäten brachliegen oder weil Land 2 nur ein sehr geringes Emissionsniveau hat, ist die Emissionssteuer im Oberliegerland 1 entsprechend niedriger.

Umweltpolitische Auflagen stellen einen Kostenfaktor in der Produktion dar und haben damit eine Auswirkung auf den komparativen und den absoluten Preisvorteil eines Landes (vgl. Siebert (1989a), S. 5). Durch die im Fall $I^{12} > 0$ bedingt durch die Einbeziehung des ausländischen Umweltschadens höhere Schadstoffsteuer, verringert sich die Wettbewerbsfähigkeit des Oberliegerlandes bei der Produktion schadstoffintensiver Güter.

Die komparativ-statische Analyse⁸ ermöglicht es, weitere Einflußfaktoren zu betrachten, die neben der grenzüberschreitenden Schadstoffdiffusion eine internationale Differenzierung der Emissionssteuer erfordern können. Eine graphische Darstellung des oben abgeleiteten Zusammenhangs findet sich in Abbildung 1. Die Strecke OS_e bezeichnet die Bruttoemissionen und die Strecke OS_i die Immissionen. Diese sind - wenn von grenzüberschreitendem Schadstofftransport abstrahiert wird - gleich den Nettoemissionen. Die Grenzkosten der Schadstoffbeseitigung steigen mit zunehmender Menge der beseitigten Schadstoffe. Die Kurve weist daher in diesem Diagramm eine negative Steigung auf. Bei Abwesenheit von grenzüberschreitender Schadstoffdiffusion ist der Emissionssteuersatz durch den Schnittpunkt der Kurve des verhinderten Grenzsadens und der Grenzkostenkurve gegeben.

⁸ Die komparativ-statische Analyse lehnt sich an Siebert (1978b), S. 130ff an, erweitert die dort durchgeführte Analyse aber an einigen Stellen.

Abbildung 1: Komparativ-statische Partialanalyse



Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an Siebert (1978b)

Einbahnige grenzüberschreitende Schadstoffdiffusion kommt durch eine Verschiebung der Grenzkostenkurven zum Ausdruck. Durch den Schadstoffexport verschiebt sich c.p. die entsprechende Kurve des Oberliegerlandes nach links, da sich für jede gegebene Menge der Bruttoemissionen die im Inland deponierten Schadstoffe verringern. Die Schadstoffsteuer fällt. Durch den Spillover verschiebt sich andererseits im Unterliegerland die Grenzkostenkurve nach rechts⁹. Hier steigen die Steuer und die beseitigte Schadstoffmenge. Die für eine wohlfahrtsmaximale Allokation des Gesamtsystems erforderliche Steuer ergibt sich durch eine vertikale Aggregation der Differentialschadens, der im Unterliegerland entsteht, und der Grenzschaadenskurve des Oberliegers. Je nachdem, ob¹² größer oder kleiner als Null ist, verschiebt sich die Kurve nach oben oder unten. Die Pigousteuer ändert sich entsprechend. Eine höhere Emissionssteuer in Land 1 bedingt, daß mehr Schadstoffe beseitigt werden und damit weniger Schadstoffe nach Land 2 exportiert werden. Dies führt zu einer Rückverschiebung der Grenzkostenkurve von Land 2 (in Abbildung 1 nicht explizit dargestellt).

Aber auch in Abwesenheit von grenzüberschreitender Schadstoffdiffusion kann eine internationale Differenzierung der Schadstoffsteuern erforderlich sein. Diese Differenzierung kann ihre Ursache sowohl in Unterschieden auf der Schadenseite als auch auf der Kostenseite haben. Die durch Schwefeldioxid in Europa ausgelösten Schäden variieren bedingt durch eine unterschiedlich hohe Bevölkerungsdichte oder ein verletzlicheres Ökosystem zum Teil erheblich zwischen den Ländern. Wenn eine Schadstoffeinheit bei gleichen Immissionsmengen einen höheren physischen Schaden verursacht, verschiebt sich die

⁹Das Ausmaß dieser Verschiebung hängt vom Niveau der Nettoemissionen im Oberliegerland 1 ab und ist erst dann eindeutig bestimmt, wenn das dort realisierte Emissionsniveau endgültig festliegt. Das Ausmaß der Verschiebung ist außerdem von der Größe des Transferkoeffizienten abhängig.

Grenzschadenskurve nach oben. Der höhere Grenzscha- den impliziert einen höheren Steuertarif und eine steigende Schadstoffbeseitigung. Es findet eine Reallokation der Faktoren von der Güterproduktion zur Schadstoffbeseitigung statt. Eine analoge Differenzierung der Emissionssteuer ergibt sich, wenn Unterschiede in der Bewertung der Umweltschäden bestehen. Daneben kann die Assimilationsfähigkeit der jeweiligen Umweltsysteme unterschiedlich groß sein. Wenn die Assimilationskapazität in Land 1 c.p. aufgrund ökologischer oder geologischer Faktoren geringer ist oder bedingt durch einen steigenden Schadstoffbestand abnimmt, verschiebt sich die Grenzkostenkurve der Schadstoffbeseitigung nach oben. Entsprechend der ungleichen Verteilung der Emissionen im Raum besteht in den Ländern eine sehr unterschiedlich hohe Nachfrage nach Aufnahmemedien für Schadstoffe. Diese Nachfrage ist neben der Bevölkerungsdichte, dem Industriebesatz und der Energiepolitik, insbesondere von der Effizienz der Produktionsprozesse abhängig. Eine höhere Nachfrage kommt ebenfalls durch eine Verschiebung der Grenzkostenkurve zum Ausdruck: bei einem höheren Bruttoemissionsniveau liegt der Schnittpunkt der Grenzkostenkurve mit der Abszisse weiter rechts. Darüber hinaus kann es internationale Unterschiede in den Schadstoffbeseitigungskosten geben, die durch eine Drehung der Grenzkostenkurve um ihren Schnittpunkt mit der Abszisse zum Ausdruck kommen, weil die Beseitigungstechnologie zwischen den Ländern variiert oder weil bei partieller Faktorimmobilität unterschiedliche Faktorpreise in beiden Ländern herrschen (so weist z. B. Prittwitz (1984), S. 182, auf die langsame Ausbreitung der Rauchgasentschwefelung in Europa hin).

Langfristig ist jedoch ein Ausgleich der Schadstoffsteuersätze zu erwarten. Dieser Ausgleich wird durch die internationale Mobilität von Gütern und/oder Faktoren zustandegebracht. Für den Fall des internationalen Güterhandels folgt dieses Resultat aus der Anwendung des Faktorpreisausgleichstheorems auf den immobilen Ausstattungsfaktor Umwelt¹⁰. Neben internationalem Gütertausch kann der langfristige Ausgleich der Umweltsteuern bei internationaler Faktormobilität auch durch Standortarbitrage der Unternehmen herbeigeführt werden (vgl. Siebert (1992a), S. 168f). Das Land mit dem niedrigeren Schadstofftarif gewinnt an Standortgunst für schadstoffintensive Güter. Durch die Reallokation der Produktionsaktivitäten steigt in diesem Land das Verschmutzungsniveau und damit der Grenzscha- den. Die gestiegenen Grenzscha- den bewirken einen Anstieg der optimalen Emissionssteuer. Damit verliert das Land an Standortvorteil für umweltintensive Produkte. Ein umgekehrter Anpassungsprozeß vollzieht sich im Unterliegerland, wo es zu einer Senkung der Pigousteuer kommt.

3. IMPLEMENTIERUNG DER OPTIMALEN UMWELTPOLITIK AUF INTERNATIONALER EBENE

Nationale Souveränitätsrechte und fehlende supranationale Exekutivgewalt verhindern, daß die Nutzung von Umweltressourcen über nationale Grenzen hinweg auf das effiziente Maß reguliert werden kann.

¹⁰ Dieses Ergebnis wird in Siebert (1985), S. 141, abgeleitet für den Fall, daß die Produktionstechnologie in beiden Ländern identisch und linear-homogen ist, wobei die Emissionen als Input aufgefaßt werden (net emission approach). Voraussetzung für das Zustandekommen von Handel ist eine wenigstens partielle Faktorimmobilität.

Die Situation ist dadurch gekennzeichnet, daß der Unterlieger gegen die übermäßige Nutzung des grenzüberschreitenden Umweltmediums seitens des Oberliegers und dem damit einhergehenden un-freiwilligen Transfer nationaler Wohlfahrt rechtlich kaum geschützt ist (vgl. D'Arge, (1974), S. 157). Das Land, das Schadstoffe in das gemeinsame Umweltsystem emittiert, kann sich als Freifahrer verhalten (vgl. Siebert (1985), S. 145). Reichen die Effizienzgewinne allein nicht aus, um eine Teilnahme an einer international koordinierten Umweltpolitik sicherzustellen, sind Kompensationszahlungen erforderlich, um eine Anreizkompatibilität herzustellen.

3.1. VERHANDLUNGSLÖSUNGEN

3.1.1. DAS COASE-THEOREM

Die Anwendung des Coase-Theorems ist insbesondere für die Beurteilung neuerer Entwicklungen des internationalen Haftungsrechts und der Klagemöglichkeiten im grenzüberschreitenden Rechtsverkehr von Bedeutung. Die Konsequenzen einer Gleichstellung von In- und Ausländern in der Ausgestaltung von Haftungsregeln gemäß der Forderung der OECD (vgl. OECD (1977), S. 13ff, Bungarten (1978), S. 263) können untersucht werden. Grundsätzlich wird den Staaten im internationalen Rechtsverkehr das souveräne Recht auf Nutzung ihrer Umweltressourcen und ein entsprechender Schadensersatzanspruch zugestanden (vgl. Hohmann (1989), S. 30). Die Staaten werden damit zu wechselseitiger Rücksichtnahme verpflichtet. Diese Forderung ist jedoch, genau wie die im Prinzip 22 der Stockholmer Deklaration über die Umwelt geforderte Weiterentwicklung des Internationalen Rechts in bezug auf Haftung und Entschädigung bei grenzüberschreitenden Umweltbelastungen, bislang nicht in die Praxis umgesetzt worden (vgl. Kuhl (1987), S. 19). Eine Ausnahme stellt die Nordische Konvention über den Umweltschutz dar (vgl. Rest (1978), S. 22, Broms (1986)).

Zur Untersuchung des institutionellen Rahmens in dem eine effiziente Verhandlungslösung erreicht werden kann, wird das Coase-Verhandlungsmodell auf den Grenzfall der einbahnigen grenzüberschreitenden Umweltverschmutzung angewendet. Den Überlegungen von Coase (1960) folgend, ist die suboptimale Umweltnutzung bei grenzüberschreitenden externen Effekten durch die fehlende Definition von Eigentumsrechten begründet. Die Definition von Eigentumsrechten kann auch als eine Haftungsregel interpretiert werden (vgl. Endres (1977), S. 639). Durch eine eindeutige Abgrenzung der Rechtspositionen oder die Zuweisung von Eigentumsrechten wird ein Spielraum für bilaterale Verhandlungen geschaffen (vgl. Krüsselberg (1983), S. 66f). Es ist hinlänglich bekannt, daß bei kostenlosen Verhandlungen und eindeutig definierten, exklusiven und übertragbaren Eigentumsrechten die oben abgeleitete Allokationsregel durch bilaterale Verhandlungen zwischen den verschiedenen Nutzern der Umwelt sichergestellt werden kann, da die marginale Zahlungsbereitschaft der Länder jeweils durch den Grenzscha-

und die Grenzkosten gegeben ist¹¹. Nach der Invarianzthese des Coase-Theorems ist jedes der beiden Grenzprinzipien - Verursacher- bzw. Geschädigten-Zahl-Prinzip - effizient bezüglich der Lösung grenzüberschreitender Umweltprobleme¹². Nimmt man jedoch das existierende Recht als Datum, muß man das Verursacher-Zahl-Prinzip zugunsten eines Systems aufgeben, in dem der Unterlieger einen Teil der Schadstoffbeseitigungskosten trägt (vgl. Muraro (1974), S. 36).

Es existiert eine Vielzahl von Verhandlungsgleichgewichten, die eine effiziente Lösung des grenzüberschreitenden Umweltproblems implizieren (vgl. Mäler (1990), S. 85). Die Menge der möglichen Einigungen liegt zwischen der maximalen Zahlungsbereitschaft derjenigen, die den Eigentümer zu einer veränderten Nutzung des Umweltmediums bewegen wollen, und der minimalen Kompensationszahlung, die dem Eigentümer geboten werden muß. Sie entspricht gerade dem Effizienzgewinn im Gesamtsystem. Seine tatsächliche Aufteilung auf die Beteiligten, die Verhandlungsgewinne und damit das Verhandlungsgleichgewicht, welches sich einstellt, bleiben unbestimmt. Der ausgehandelte Betrag ist abhängig von strategischem Verhalten und Verhandlungsmacht der Beteiligten (vgl. Siebert (1992a), S. 104). Diese Elemente des Verhandlungsprozesses werden vom Coase-Theorem vernachlässigt.

Für die Effizienzthese des Coase-Theorems sind außerdem eine Reihe restriktiver Annahmen erforderlich (vgl. Hoffman, Spitzer (1982), S. 73). Die gegen das Coase-Theorem vorgebrachten Einwände (vgl. auch Frey (1980), S. 54) betreffen vor allem die Vernachlässigung des Einkommenseffektes, der durch die Zuweisung von Eigentumsrechten entsteht, die unrealistische Annahme vollkommener Information, kostenloser Verhandlung und Durchsetzung des Verhandlungsergebnisses sowie die Teilbarkeit des externen Effektes. Die Internalisierung des externen Effektes setzt insbesondere voraus, daß diejenigen, die nicht bereit sind, die entsprechenden Kompensationszahlungen zu leisten, von der Nutzung des grenzüberschreitenden Umweltmediums ausgeschlossen werden können. Ist der grenzüberschreitende externe Effekt nicht teilbar, wie im Fall mehrerer Unterlieger, tritt ein Freifahrer-Problem auf. Das Coase-Theorem macht die Grenzen einer Internalisierung grenzüberschreitender externer Effekte durch die Ausgestaltung eines umfassenden internationalen Umwelthaftungsrechts deutlich: Vor allem die erheblichen Transaktionskosten und das Freifahrerproblem würden eine Einigung auf die optimale Allokation verhindern. Entscheidend für das zu beobachtende nicht-kooperative Verhalten und die nur in

¹¹ Im Oberliegerland zieht man entweder die inländischen Umweltschäden von den Schadstoffbeseitigungskosten ab und erhält so die marginalen Nettoumweltkosten des Oberligers oder es werden die inländischen Schäden vertikal mit dem in Ausland verursachten Zusatzschaden aggregiert. Die Summe der marginalen Schäden wird dann den Grenzkosten der Schadstoffbeseitigung des Oberligers gegenüber gestellt.

¹² Unterschiede in der Allokation können sich allerdings in einem dynamischen Zusammenhang ergeben, da bei Anwendung des Verursacher-Zahl-Prinzips ein stärkerer Anreiz für die Emittenten besteht, schadstoffarme Produktionstechnologien zu entwickeln (vgl. Cumberland (1974)). Liegen unvermeidbare Transaktionskosten vor, wird die optimale Allokation davon beeinflusst, welche Partei die Transaktionskosten zu tragen hat (vgl. Kuhl (1987)). Ist die Entstehung abhängig von der Ausgestaltung des Haftungsrechts, ist das Ausmaß der Umweltnutzung nicht mehr unabhängig von der Verteilung der Eigentumsrechte in der Ausgangslage.

wenigen Fällen erfolgten Kompensationszahlungen seitens des Unterliegers, scheint vor allem die fehlende rechtliche Durchsetzbarkeit zu sein (vgl. Bungarten (1978), S. 288f, Mäler (1988), 30f).

Die Betrachtung von eigennützigem möglicherweise nicht-kooperativem Verhalten und die Ableitung eines eindeutigen Verhandlungsgleichgewichts unter alternativen Rahmenbedingungen kann mit Hilfe der spieltheoretischen Analyse erfolgen. Ziel der spieltheoretischen Analyse internationaler Umweltprobleme ist es, die Wechselwirkungen zwischen den ökologischen, ökonomischen und institutionellen Rahmenbedingungen einerseits und dem Ergebnis des Koordinationsprozesses andererseits herauszuarbeiten. Zentrum der Betrachtung ist der Kooperationsanreiz, wenn den Ländern ein eigennütziges Verhalten unterstellt wird. Das Konzept der Gleichgewichtsstrategien ermöglicht es, das Verhalten der Spieler und damit das Ergebnis einer interdependenten Mehr-Personen-Entscheidung unter alternativen rechtlichen und ökologischen Rahmenbedingungen vorherzusagen. Dazu wird das Modell der optimalen Umweltnutzung bei Vorliegen von Spillovers unter der Cournot-Nash-Reaktionshypothese sowie im verallgemeinerten Nash-Verhandlungsmodell betrachtet¹³.

3.1.2. SPIELTHEORIE

Ein Spiel, das die internationale Koordination der Umweltpolitik zum Inhalt hat, besteht aus der Menge der Agenten, deren Strategiemengen und Auszahlungs- oder Nutzenfunktionen. Spieler sind die Regierungen der betroffenen Länder. Die Strategiemengen sind durch die nationalen Nettoemissionsniveaus gegeben und werden graphisch durch die Reaktionsfunktionen dargestellt. Die Auszahlungsfunktion eines Landes ist abhängig von den Umweltschäden $W_i(U_j) = W_i(G_j(S_j))$ und den Schadstoffbeseitigungskosten C_i ¹⁴. Es wird angenommen, daß die Spieler vollkommene Informationen über alle Handlungsalternativen, die ihnen selbst und den übrigen Spielern offenstehen, sowie über alle Nutzenfunktionen besitzen. Besitzt ein Spiel ein eindeutiges und stabiles Gleichgewicht, kann das Ergebnis des interdependenten Entscheidungsprozesses vorhergesagt werden (vgl. Ordeshook (1986), S. 119, Friedman (1977), S. 163f).

3.1.2.1. NICHT-KOOPERATIVE SPIELE

Ob das Problem grenzüberschreitender Schadstofftransporte als kooperatives oder als nicht-kooperatives Spiel modelliert werden kann, hängt davon ab, ob sichergestellt werden kann, daß die getroffenen Vereinbarungen auch tatsächlich eingehalten werden. In einem kooperativen Spiel können die Spieler,

¹³ Beide Modelle werden ebenso wie das Nash-Verhandlungsmodell von Kuhl (1987) für die einbahnige und die mehrbahnige internationale Schadstoffdiffusion im Zwei-Länder-Fall abgeleitet. Das von Kuhl verwendete Modell wurde jedoch so verändert, daß es mit dem in dieser Arbeit diskutierten Allokationsmodell konsistent ist.

¹⁴ Im Gegensatz zum Allokationsmodell ist in der spieltheoretischen Betrachtung nicht sichergestellt, daß die Kosten der Schadstoffbeseitigung den Opportunitätskosten entsprechen.

bevor sie handeln, kostenlose Vereinbarungen treffen, die bindend und damit durchsetzbar sind (vgl. Harsanyi (1966), S. 616). Ein Spiel ist nicht-kooperativ, wenn es keine exogene Institution gibt, die garantiert, daß die getroffenen Vereinbarungen eingehalten werden. Die nicht-kooperative Lösung setzt sich selbst aus den unabhängig voneinander getroffenen individuellen Entscheidungen der Spieler durch.

Arnold (1984) weist nach, daß ein unkoordiniertes Vorgehen der nationalen Regierungen unter der Cournot-Nash-Reaktionshypothese zu einer suboptimalen Allokation internationaler Umweltschutzaktivitäten führt, da komparative Kostenvorteile und Verhandlungsgewinne nicht realisiert werden. Grenzüberschreitende Umweltverschmutzung hat die Eigenschaften eines Gefangenendilemmas (vgl. Siebert (1990a) S.2, Mäler (1988), S. 1ff)¹⁵. Obwohl eine Menge von Handlungsalternativen existiert, die alle Spieler besser stellen kann, impliziert die Verfolgung des Eigeninteresses ein pareto-inferiores Gleichgewicht. Im folgenden wird zunächst die unkoordinierte Umweltnutzung sowohl bei mehrbahnigem als auch bei einbahnigem Schadstofftransport mit Hilfe der nicht-kooperativen Spieltheorie untersucht.

3.1.2.1.1. NICHT KOORDINIERTER UMWELTPOLITIK BEI WECHSELSEITIGEN GRENZÜBERSCHREITENDEN EXTERNALITÄTEN

Ausgangspunkt der Überlegungen ist ein Zwei-Länder Modell mit reziproker grenzüberschreitender Umweltverschmutzung, in dem jedes Land seine individuell optimale Umweltpolitik betreibt. Wie im vereinfachten Zwei-Länder-Modell entstehen die Schadstoffe als Kuppelprodukt in der Güterproduktion. Die nicht beseitigten Schadstoffe werden in ein grenzüberschreitendes Umweltsystem emittiert. Die Diffusionsfunktion S^j beschreibt, zusammen mit der Schadensfunktion W^j einen direkten Zusammenhang zwischen den Nettoemissionen eines Landes und den dadurch in beiden Ländern ausgelösten Schäden. Es kann zusätzlich die natürliche Assimilationskapazität der Umwelt berücksichtigt werden, so daß $G^j(S^j_{\min}) = 0$ für ein $S^j_{\min} \geq 0$ ist (vgl. Kuhl (1987), S. 34), was die abgeleiteten Ergebnisse jedoch nicht verändert. Die Kosten der Schadstoffbeseitigung werden vereinfachend als monoton fallende, streng konvexe Funktion des aggregierten Nettoemissionsniveaus angenommen¹⁶.

$$(12) \quad C^j = C^j(e^j)$$

¹⁵Diese häufig in der Literatur zu findende Aussage ist insofern ungenau, als ein Gefangenendilemma ein Gleichgewicht in dominanten Strategien bezeichnet. Ein Spiel um die internationale Koordinierung der Umweltpolitik besitzt jedoch in der Regel kein dominantes Gleichgewicht, sondern lediglich ein Nash-Gleichgewicht. Mäler (1988) weist darauf hin, daß ein Spiel um Emissionsreduzierungen bei grenzüberschreitendem Schadstofftransport nur dann ein dominantes Gleichgewicht besitzt, wenn die Schadensfunktion linear ist. Aus dem konstanten Grenzscha-den folgt, daß das kostenminimale Nettoemissionsniveau unabhängig von den Emissionen anderer Länder ist und damit eine dominante Strategie darstellt. Werden dagegen - wie in dieser Arbeit - steigende Grenzscha-den unterstellt, ist die Unabhängigkeit der optimalen Nettoemissionsniveaus nicht mehr gegeben.

¹⁶Formal kann diese Funktion aus der mit dem Preis der Ressource l_R bewerteten Faktoreinsatzfunktion $F^{j-1}_i(S^j_i)$, der Umkehrfunktion der Schadstoffbeseitigungsfunktion abgeleitet werden. Es ist $C^j(S^j_R) = F^{j-1}_i * l_R$. Dabei wird unterstellt, daß der Preis der Ressource gleich dem Schattenpreis ist. Das ist für die Ableitung der Ergebnisse nicht unbedingt erforderlich.

mit $C^j > 0$, $C^{j''} > 0$ mit $\delta F^{ij}/\delta e^j(e^j_0) = 0$, wobei e^j_0 das Bruttoemissionsniveau ist, das sich einstellt, wenn überhaupt keine Schadstoffe beseitigt werden. Im Grundmodell dagegen wurden die Kosten der Schadstoffbeseitigung als Funktion der beseitigten Schadstoffe formuliert. Die Menge der beseitigten Schadstoffe ist jedoch gerade die Differenz zwischen Brutto- und Nettoemissionen (vgl. Gleichung (5)). Implizit wurde diese Formulierung der Schadstoffbeseitigungskosten als Funktion der Nettoemissionen bereits in der komparativ-statischen Analyse unterstellt. Aus den dort angestellten Überlegungen wird deutlich, daß diese Funktion nur für eine gegebene Menge der Bruttoemissionen definiert ist.

Die Umweltkosten beider Länder ergeben sich als

$$(13) \quad K^j(e^j, e^h) = C^j(e^j) - W^j(G^j(S^j)) \text{ mit } j, h = 1, 2; j \neq h.$$

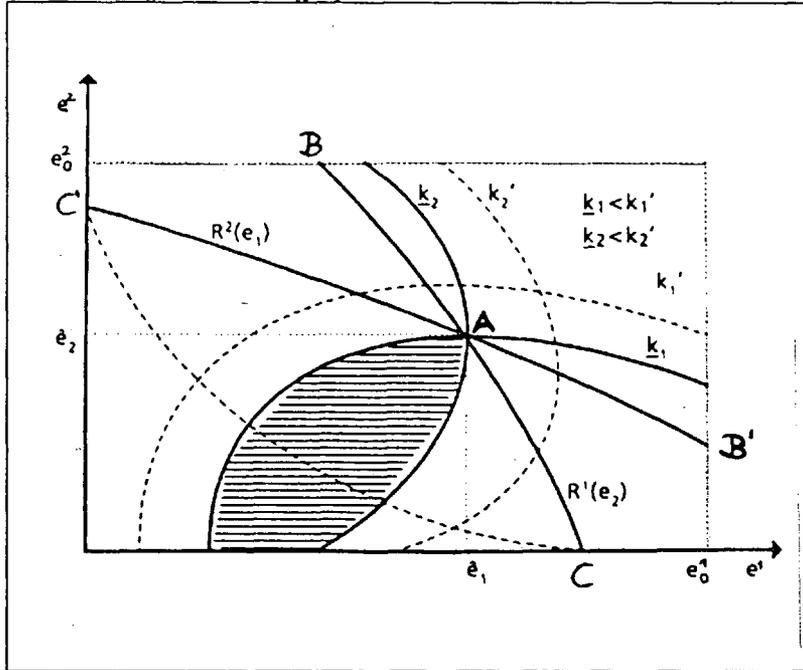
In einem nicht-kooperativen Gleichgewicht sucht jedes Land das Minimum dieser Umweltkosten bei gegebenem Nettoemissionsniveau des Auslandes unter der durch die Diffusionsfunktion gegebene Nebenbedingung (vgl. Gleichung (6)) zu erreichen.

Die notwendige Bedingung für ein solches Minimum ist

$$(14) \quad \delta K^j/\delta e^j = \delta C^j/\delta e^j - W^j \cdot G^j(1-a^{jh}) = 0.$$

Die jeweiligen Minima bei alternativen ausländischen Nettoemissionsmengen, die durch den Ausgleich von Grenzkosten und inländischen Grenzschäden charakterisiert sind, bestimmen die Reaktionsfunktionen. Die Reaktionskurven weisen einen fallenden Verlauf auf: mit steigendem Emissionsniveau im Ausland nimmt das optimale Nettoemissionsniveau ab. Das Nash-Gleichgewicht liegt im Schnittpunkt der Reaktionskurven (vgl. Pethig (1982), S. 73). Bei wechselseitiger Umweltbeeinträchtigung stehen die durch den Gleichgewichtspunkt A verlaufenden Isokostenlinien senkrecht aufeinander, weil die Isokostenlinien im Minimum eine Steigung von Null relativ zu der Größe, über die minimiert wird, aufweisen.

Abbildung 2: Nicht-kooperatives Gleichgewicht bei mehrbahnigem Schadstoffexport



Quelle: Kuhl (1987), S. 39.

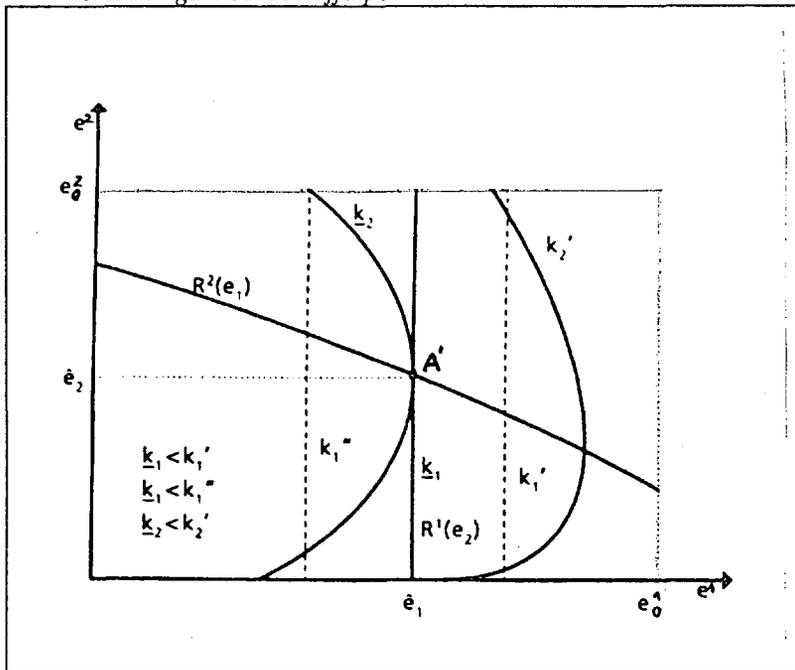
Da die Umweltkosten mit sinkendem Emissionsniveau im Ausland abnehmen, liegen in Abbildung 2 unterhalb von k_1 und links von k_2 Isokostenlinien, die ein niedrigeres Umweltkostenniveau repräsentieren. Die schraffierte Fläche in der Abbildung 2 gibt somit den Bereich der möglichen Paretoverbesserungen an¹⁷. Die Menge der pareto-optimalen Emissionsmengen ist durch die Tangentialpunkte der Isokostenlinien unterhalb der Reaktionsfunktionen gegeben. Im Tangentialpunkt sind die Grenzumweltkosten in beiden Ländern gleich. Solange die marginalen Umweltkosten in einem Land niedriger (höher) sind, lohnt es sich, in diesem Land mehr (weniger) Schadstoffe zu beseitigen. Aus der Abbildung läßt sich auch das von Pethig (1982), S. 76ff, abgeleitete Ergebnis erkennen, daß bei wechselseitiger grenzüberschreitender Umweltverschmutzung einseitige nationale Emissionskontrollen rational sein können (Punkte B und B'). Die optimale einseitige Reduzierung ist umso größer, je stärker der Spillovereffekt und je geringer die Opportunitätskosten der Schadstoffbeseitigung sind. Abschließend läßt sich festhalten, daß bei wechselseitiger Schadstoffdiffusion Paretoverbesserungen durch eine Koordination der Umweltpolitik möglich sind.

¹⁷Formal kann die Pareto-Ineffizienz des Nash-Gleichgewichts abgeleitet werden, indem man die Umweltkosten für Land 2 auf dem Niveau der Isokostenlinie k_2 konstant hält und die Umweltkosten von Land 1 unter dieser Nebenbedingung minimiert.

3.1.2.1.2. NICHT KOORDINIERTE UMWELTPOLITIK BEI EINSEITIGEN GRENZÜBERSCHREITENDEN EXTERNALITÄTEN

Es wird wie im vereinfachten Modell angenommen, daß Land 1 Oberlieger von Land 2 ist. Die Reaktionsfunktion des Oberliegers weist in diesem Fall eine Steigung von Null relativ zu e^2 auf, weil die Umweltkosten in dieser Region nicht von dem Nettoemissionsniveau des Unterliegers abhängen. Die Reaktionsfunktion $R^1(e^2)$ ist folglich in diesem Fall identisch mit der Isokostenlinie k_1 , die die minimalen Umweltkosten von Land 1 beschreibt (vgl. Kuhl (1987), S. 47).

Abbildung 3: Nicht-kooperatives Gleichgewicht bei einbahnigem Schadstoffexport



Quelle: Kuhl (1987), S. 46.

Das unkoordinierte Gleichgewicht A' ermöglicht keine Pareto-Verbesserungen¹⁸. Das Unterliegerland kann nicht bessergestellt werden, ohne daß der Oberlieger schlechter gestellt wird. Nur internationale Ausgleichszahlungen würden in diesem Fall eine Verbesserung beider Länder ermöglichen (vgl. Siebert (1992b), Figure 3, S. 9).

Die spieltheoretische Betrachtung hat gezeigt, daß die internationale Kooperation neben den institutionellen Rahmenbedingungen maßgeblich von ökologischen Einflußgrößen bestimmt wird. Im Fall einbahniger Spillovereffekte kann der Oberlieger Schadstoffbeseitigungskosten zu Lasten des Unterliegers externalisieren. In diesem Fall ist allein das Geschädigten-Zahlt-Prinzip mit dem Eigeninteresse der

¹⁸ Im Gegensatz zum Grundmodell, bei dem implizit durch die Summierung der nationalen Wohlfahrten ein über das Pareto-Kriterium hinausgehendes Kompensationskriterium unterstellt wurde (damit wird eine internationale soziale Wohlfahrtsfunktion vom utilitaristischen Typ definiert, bei der die Wohlfahrtsgewichte gleich eins gesetzt sind), ist in der spieltheoretischen Analyse ein Trade-Off zwischen den Wohlfahrtsniveaus einzelner Länder nicht möglich.

Beteiligten vereinbar. Bei wechselseitigem Schadstoffexport sind die Interessengegensätze geringer. Jede Partei trifft auf ein gleichgeartetes Interesse des anderen Landes. Darüber hinaus verfügt jedes Land über ein Drohpotential (vgl. Siebert (1985), S. 146). Beides macht eine Einigung auch ohne Seitenzahlungen wahrscheinlicher.

3.1.2.2. KOOPERATIVE SPIELE

Sind bindende Vereinbarungen möglich, wird im Rahmen einer kooperativen Lösung der Emissionsvektor gesucht, der die Umweltkosten im Gesamtsystem minimiert. Dieser Vektor wurde bereits im Grundmodell abgeleitet. Die Menge der einigungsfähigen Umwelallokationen ohne Seitenzahlungen im Fall wechselseitiger grenzüberschreitender Umweltverschmutzung ist durch die schraffierte Linse in Abbildung 2 gegeben (vgl. Kuhl (1987), S. 55). Die optimale Allokation, wie sie im Grundmodell abgeleitet wurde, kann auf freiwilliger Basis nur durch tatsächlich geleistete Seitenzahlungen erreicht werden¹⁹. Die kooperative Nash-Lösung erlaubt die Menge der möglichen Einigungen auf eine eindeutige Lösung zu reduzieren. Das Ergebnis der Kooperation mit Seitenzahlungen kann durch die kooperative Nash-Lösung vorhergesagt werden (vgl. Nash (1950), Harsanyi (1956)). Die verallgemeinerte Nash-Lösung (Binmore (1980)) maximiert ein gewichtetes geometrisches Mittel der Verhandlungsgewinne gegenüber dem Konfliktpunkt \underline{w}_j (vgl. Friedman (1977), S. 241f). Für den Mehr-Länder-Fall ist das Nash-Produkt der verallgemeinerten Nash-Lösung durch

$$(15) \quad \prod_j [W_j(\pi^j(e^j, \dots, e^n, t^j) - \underline{w}_j)^{t^j}]$$

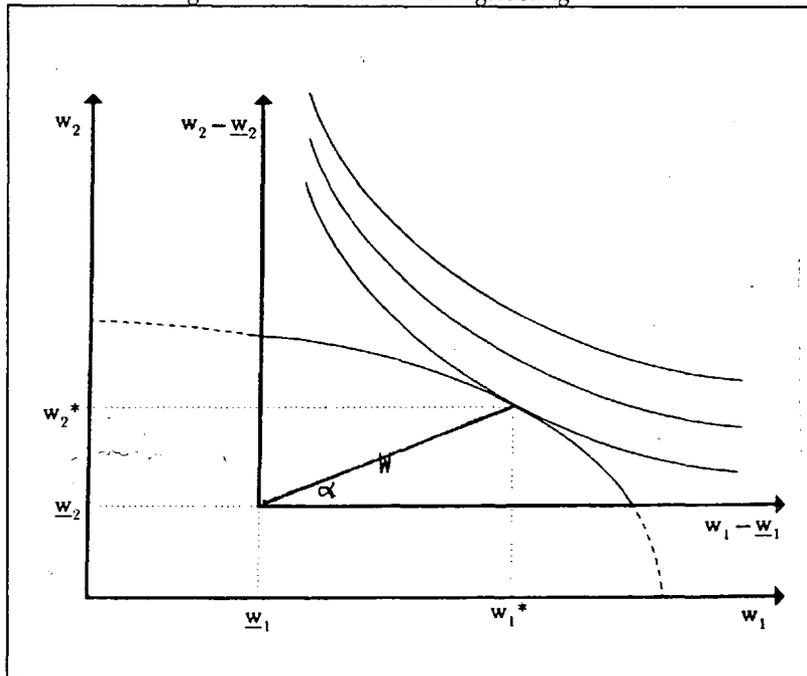
mit dem Verhandlungsgewinn $\pi^j = k_j - K^j(e^j, \dots, e^n) + t^j$, $\sum_j t^j = 1$, gegeben, wobei t^j ($\sum_j t^j = 0$) die Seitenzahlung und \underline{w}_j die Konfliktpunkte bezeichnet (vgl. Kuhl (1987), S. 66). Diese sind durch die Nutzenniveaus im Gleichgewicht bei unkoordinierter Umweltnutzung gegeben. Die Axiome der individuellen Rationalität, der Unabhängigkeit von gleichwertigen Nutzendarstellungen und von irrelevanten Alternativen werden nur von zwei Gleichgewichten erfüllt: der Nichteinigung und der Nash-Verhandlungslösung (vgl. Kuhl (1987), S. 64). Diese Bedingungen garantieren, daß die Lösung des Spiels pareto-optimal ist (vgl. Friedman (1986), S. 155f). Das Verhandlungsspiel besitzt eine eindeutige Lösung, wenn der Auszahlungsraum abgeschlossen und konvex ist (vgl. Pethig (1982), S. 81; für eine Ableitung der kooperativen Nash-Lösung vgl. Holler (1988), S. 19-22).

Das Konzept der kooperativen Nash-Lösung für den Zwei-Länder-Fall veranschaulicht Abbildung 4. Die Menge W ist nichts anderes als die in den Nutzenraum übertragene schraffierte Linse aus Abbildung 2 und beschreibt die Menge der möglichen Einigungen. Der Punkt C repräsentiert die

¹⁹ Erst geleistete Kompensationszahlungen machen das Kompensationskriterium äquivalent zum Pareto-Kriterium (vgl. Baumol (1972), S. 402) und erlauben eine Addition der nationalen Auszahlungen bzw. der nationalen Wohlfahrtsniveaus (vgl. Olson (1988), S. 10). Mit Seitenzahlungen besteht eine vollständige Trennung des Nettowohlfahrtsgewinns eines Landes von der für die optimale Umwelallokation erforderlichen Emissionsreduzierung (vgl. Mäler (1988), S. 21). Zur Problematik der Übertragbarkeit von Nutzen durch Seitenzahlungen vgl. Ordeshook (1986), S. 317f, Friedman (1986), S. 218f.

Nutzenniveaus wenn keine Einigung erzielt wird, d.h. den Nutzen des nicht-kooperativen Nash-Gleichgewichts. Diese Hyperbeln beschreiben das Nash-Produkt; sie sind die geometrischen Orte aller Kombinationen von Nutzenaufteilungen zwischen den Spielern für einen gegebenen Wert der Zielfunktion und gegebenen Parameter der Verhandlungsstärke. Die kooperative Nash-Lösung ist durch den Tangentialpunkt N gegeben. Genau dort wird das Maximum des Nash-Produktes realisiert. Die Lösung ist effizient. Da sie auf der Nutzengrenze liegt, kann kein Spieler bessergestellt werden ohne daß ein anderer schlechtergestellt wird. Aus dem Tangenz des Winkels α läßt sich die die Aufteilung des Effizienzgewinns erkennen. Die Verteilung des Effizienzgewinns erfolgt in der Weise, daß das Verhältnis der gegenüber dem Konflikt erreichten Nutzenzuwächse ($\text{tg } \alpha$) der Länder dem mit einem Parameter τ^j gewichteten Verhältnis der Grenznutzen des Verhandlungsgewinns π^j entspricht. Mit jeder Veränderung von τ^j ändert sich das Verhandlungsergebnis, da sein Wert die Verteilung des Effizienzgewinns bestimmt. Je größer die Verhandlungsmacht, das heißt je größer τ^j , desto größer ist der Anteil des Oberliegers an dem gesamten Wohlfahrtsgewinn.

Abbildung 4: Die Nash-Verhandlungslösung



Quelle: Kuhl (1987), S. 66

Sowohl das Coase- als auch das Nash-Verhandlungsmodell zeigen, daß die optimale Nutzung des grenzüberschreitenden Umweltmediums durch internationale Verhandlungen sichergestellt werden kann, wenn bindende Vereinbarungen zwischen den Ländern möglich sind. Während im Coase-Verhandlungsmodell durch die Annahme eines Preisnehmerverhaltens ausgeschlossen wird, daß der Oberlieger seine ökologische Monopolstellung ausnutzt, ermöglicht das verallgemeinerte Nash-Verhandlungsmodell die explizite Berücksichtigung unterschiedlich starker Verhandlungspositionen durch die Spezifizierung des Parameters τ^j , $0 \leq \tau^j \leq 1$. Damit das Ergebnis des Verhandlungsprozesses eindeutig ist, muß τ^j exogen bestimmt werden. Eine Möglichkeit, den Parameter der Verhandlungsstärke zu

bestimmen, ist das Symmetrieaxiom von Nash. Die Symmetrieannahme wurde implizit auch im Grundmodell getroffen, da dort die Gewichte der utilitaristischen internationalen Wohlfahrtsfunktion gleich eins gesetzt wurden.

Fraglich ist jedoch, ob es überhaupt zu einer kooperativen Lösung kommt. Olsson (1988), S. 17, unterscheidet zwei Schwierigkeiten der internationalen umweltpolitischen Kooperation: Das Problem der Aufteilung der Nutzenzuwächse und das Durchsetzungsproblem. In der Aufteilung des Effizienzgewinns stehen sich die Spieler in einer konträren Interessenlage gegenüber. Die exogene Bestimmung von π muß von allen als verbindliche Aufteilungsregel akzeptiert werden. Im Rahmen des Durchsetzungsproblems stellt sich die Frage, ob die erwarteten Effizienzgewinne eines gemeinsamen Vorgehens auch realisiert werden. Sind mehr als zwei Spieler beteiligt, tritt dann die Möglichkeit der Koalitionenbildung in den Vordergrund. Neben die Forderung nach individueller Rationalität tritt die Forderung nach Koalitionsrationalität, die durch das Konzept des Kerns berücksichtigt wird (vgl. Holler (1988), S. 107-112). Das Kernkonzept ist im Fall grenzüberschreitender Umweltverschmutzung jedoch nicht anwendbar, da die charakteristische Funktion nicht eindeutig definiert ist (vgl. Mäler (1988), S. 22). Die Nash-Lösung schließt eine Koalitionenbildung aus (vgl. Holler (1988), S. 195, Harsanyi (1977), S. 199). Mit der Möglichkeit Koalitionen zu bilden, geht auch die Möglichkeit einher, eine Freifahrerposition einzunehmen und von einer Kooperation der übrigen Spieler zu profitieren. Auch wenn kein Land einen Wohlfahrtsverlust durch die Kooperation erleiden würde, sind Seitenzahlungen notwendig, um die Länder zu einer Teilnahme zu bewegen. Dieses Problem entsteht, wenn die Länder statt des unkoordinierten Gleichgewichts eine Situation als Referenzsituation ansehen, in der alle übrigen Länder umweltpolitisch zusammenarbeiten. Die notwendige Höhe der Seitenzahlungen wird nicht davon bestimmt, was passieren würde wenn die Kooperation nicht zustande kommt, sondern von den Erwartungen der Spieler darüber, was passieren wird wenn sie nicht kooperieren (vgl. Olsson (1988), S. 58). Im Nash-Verhandlungsmodell wird bekanntlich unterstellt, die Vergleichssituation sei das unkoordinierte Gleichgewicht. Wenn die Spieler jedoch eine Kooperation der übrigen Spieler unabhängig von ihrem eigenen Verhalten antizipieren, werden sie ihren Freifahrer Gewinn als Referenzgröße zugrundelegen. Damit es in einer solchen Situation zu einer Einigung kommt, müßte jedes Land eine positive Seitenzahlung erhalten. Dies ist offensichtlich nicht möglich. Wenn alle Länder einen Anreiz haben, die abgeschlossenen Verträge einseitig zu brechen und sich alle dieser Situation bewußt sind, kommt es von vorneherein zu keiner Einigung. Das einzige Coalition-Proof-Nash-Equilibrium ist das nicht-kooperative Gleichgewicht (vgl. Mäler (1988), S. 37f). Es gibt daher keinen Grund in einem isolierten, statischen Kontext ein kooperatives Verhalten zu erwarten (vgl. Mäler (1988), S. 37).

Verläßt man jedoch die isolierte Betrachtung eines einmaligen Spiels und geht stattdessen davon aus, daß die internationale Umweltpolitik nicht in einem politischen Vakuum verhandelt, sondern in Abhängigkeit von bestehenden internationalen politischen und wirtschaftlichen Systemen entschieden wird

(vgl. Prittwitz (1984), S. 110ff), kann ein kooperatives Verhalten durchaus individuell rational sein²⁰. Im Rahmen der außenpolitischen Interessenstrukturen sind zum einen nicht-monetäre Seitenzahlungen²¹ denkbar, zum anderen verfügen die Länder über Sanktionsmöglichkeiten (vgl. Mayer-Tasch (1985), S. 187f). Eine entscheidende Rolle der kooperativen Lösung europäischer Umweltprobleme kommt der Europäischen Gemeinschaft zu. Die Europäische Gemeinschaft kann aufgrund ihres supranationalen Charakters unmittelbar bindende Rechtsvorschriften erlassen und eine Nicht-Einhaltung der getroffenen Vereinbarungen sanktionieren (vgl. Hohmann (1989), S. 36). Bei grenzüberschreitenden Umweltproblemen ist das Ursprungslandprinzip nicht mehr anwendbar (vgl. Siebert (1989a), S. 12-15). Folglich ist die EG nach dem in Artikel 103, Absatz 4, EWG-Vertrag festgeschriebenen Subsidiaritätsprinzip in solchen Fragen zuständig.

In einem kooperativen Spiel wird die Existenz einer übergeordneten Institution, mit deren Hilfe die Verhandlungspartner ihre Vereinbarungen verbindlich und durchsetzbar machen können, per definitionem vorausgesetzt. Ein solcher Mechanismus ist aber in der Frage der international koordinierten Umweltnutzung nicht gegeben. Daher sind Verhandlungslösungen gesucht, die sich endogen auf der Grundlage individuell rationaler Entscheidungen durchsetzen lassen. Es gibt eine Reihe von Lösungsansätzen zur endogenen Durchsetzung einer kooperativen Lösung (vgl. Holler (1988), S. 127ff). Eine Möglichkeit ist die Wiederholung der Verhandlungssituation in einem Super-Spiel.

3.2.3. WIEDERHOLTE SPIELE

Bezieht man die Möglichkeit einer Wiederholung des Spiels in die Betrachtung ein, ändert sich die Anreizstruktur grundlegend. Die Unterscheidung zwischen nicht-kooperativen und kooperativen Spielen wird in einem dynamischen Modell verwischt, da es in einem wiederholten nicht-kooperativen Spiel pareto-optimale Gleichgewichte geben kann. In einer dynamischen Perspektive verringert sich der Anreiz, die getroffenen Vereinbarungen nicht einzuhalten, weil jedes Land, das in einer Periode die Umweltschutzvereinbarung nicht einhält, in den Folgeperioden für dieses Verhalten bestraft werden kann (vgl. Olsson (1988), S. 19). Die Lösung in einem wiederholten nicht-kooperativen Spiel ist selbsterhaltend und stabil, da keine bindenden Vereinbarungen zugelassen sind (vgl. Kuhl (1987), S. 85).

In einem dynamischen Spiel kann ein kooperatives Gleichgewicht durch nicht-kooperative Nash-Strategien erreicht werden (vgl. Friedman (1986), S. 89f). Im folgenden werden die von Selten (1965), (1975) eingeführten teilspielperfekten Gleichgewichte als eine Form des perfekten Gleichgewichtspunktes betrachtet (vgl. Kreps (1990a) S. 66-72 für eine verbale Einführung). In einem unendlich oft wiederholten

²⁰Für eine grundlegende Kritik der "small world doctrine" im Fall von Ein-Personen-Entscheidungen, welche auf den Fall der One-Shot-Games übertragen werden kann, siehe Savage (1954). Für eine entsprechende Kritik bezüglich der Kurzsichtigkeit von der Unternehmen im Cournot-Fall in der Oligopoltheorie, vgl. Chamberlin (1956).

²¹Z.B. Vote Trading, vgl. Ordeshook (1986), S. 318, 321 für ein praktisches Beispiel bei grenzüberschreitender Umweltverschmutzung siehe Kneese, D'Arge (1984).

Spiel ist Zusammenarbeit für alle Länder eine Gleichgewichtsstrategie, die auf der Maximierung des individuellen Nutzens der Länder als beste Antwort auf das Verhalten der anderen Länder in der vorangegangenen Periode basiert, wenn die Verteilung der Nutzenzuwächse gegenüber der nicht-kooperativen Lösung garantiert, daß kein Land einen Wohlfahrtsverlust hinnehmen muß. Eine Version eines teilspielperfekten Gleichgewichts ist das Trigger-Strategy-Gleichgewicht, bei dem ein Spieler, der von dem von ihm erwarteten Verhalten abweicht, automatisch bestraft wird (vgl. Kreps (1990b) S. 517-523). Die Idee hinter den von Radner (1980) als Trigger-Strategies bezeichneten Strategien ist, daß eine Abweichung vom kooperativen Verhalten eines Spielers in späteren Perioden von den anderen Spielern dadurch bestraft wird, daß diese für den Rest des Superspiels ihre nicht-kooperativen Nash-Strategien spielen (vgl. Friedman (1986), S. 86f). "Trigger Strategy equilibria may be considered self-enforcing agreements where the enforcement mechanism is a threat made by all players that, in the event that the agreement is violated, they will change their actions to actions which to a single-period noncooperative equilibrium whose associated payoff are worse for every player than the agreed-on payoffs." (Friedman (1986), S. 88). Abweichende Länder werden im Acid Rain Game durch erhöhte Emissionen und den Verlust der Seitenzahlungen bestraft. Eine Bestrafung durch erhöhte Emissionsmengen kann nur mit erheblichen Kosten für die bestrafenden Länder erreicht werden. Es stellt sich die Frage, ob - sofern überhaupt exakt nachgewiesen werden kann, welches Land die Vereinbarung unterlaufen hat²² - diese Kosten nicht zu hoch sind, um eine solche Strategie tatsächlich durchzuführen. Insbesondere ist fraglich, ob ein abweichendes Land nicht die Möglichkeit hat neu zu verhandeln, nachdem bekannt geworden ist, daß es die Vereinbarung unterlaufen hat. Die Bestrafung muß glaubwürdig und "resistent gegen Neuverhandlungen" sein.

In dem Kalkül eines Landes j , ob sich ein abweichendes Verhalten lohnt, wird es den Auszahlungsstrom bei Abweichung in der aktuellen Periode mit dem bei Kooperation verglichen

$$(16) \quad \pi_A^j + \pi_{NK}^j / r \geq \pi_k^j + \pi_k^j / r = \pi_k^j (r / (1 + r)), \quad j = 1, \dots, n.$$

wobei π_A^j die Auszahlung der Abweichung, π_k^j die Auszahlung in der Kooperation, π_{NK}^j die Auszahlung im unkoordinierten Gleichgewicht und r der Diskontierungszinssatz ist. Ein unendlich oft wiederholtes Spiel besitzt ein teilspielperfektes Gleichgewicht als eine Kombination von Trigger-Strategien, das die Spieler zu einem kooperativen Verhalten bewegt, wenn der einmalige Gewinn einer Abweichung von den kooperativen Strategien $(\pi_A^j - \pi_k^j)$ aller Spieler kleiner ist als der abdiskontierte Verlust, der durch die Bestrafung $(\pi_A^j - \pi_{NK}^j) / (1 + r)$ als Folge der Abweichung entstehen würde (vgl. Friedman (1986), Gleichung 3.4, S. 88f, Gleichung 3.8., S. 92). Diese Bedingung kann durch entsprechende Umformung von Gleichung (16) abgeleitet werden. Anders ausgedrückt: Die relative Versuchung, die Vereinbarung zu unterlaufen - das Verhältnis zwischen dem einmaligen Gewinn und dem Verlust pro Periode - muß für alle Länder kleiner als der Diskontfaktor sein (vgl. Holler (1988), S. 134).

²² Zum Problem des Imperfect Monitoring in wiederholten Spielen vgl. Fudenberg, Tirole (1989), S. 282ff.

$$(17) \quad 1/(1+r) > (\pi_A^j - \pi_k^j)/(\pi_A^j - \pi_{NK}^j)$$

Diskontieren die Spieler die Zukunft sehr stark ab, kann der Gegenwartswert der zukünftigen Bestrafung kleiner werden als der Gewinn der Abweichung in der gegenwärtigen Periode. Folglich darf die Diskontrate nicht zu hoch sein, damit ein teilspielperfektes Gleichgewicht existiert²³. Andernfalls hält die zukünftige Bestrafung die Spieler nicht von einem abweichenden Verhalten ab. Damit das Spiel eine eindeutige Lösung besitzt, wird das Balanced-Temptation-Gleichgewicht als ein ad hoc Kriterium eingeführt. In diesem speziellen Fall lohnt es sich für alle Spieler, bei dem gleichen Diskontfaktor gerade die getroffene Vereinbarung zu unterlaufen (Break-Even-Diskontfaktor)²⁴. Dazu ist es erforderlich, durch ein System internationaler Transferzahlungen allen Ländern den gleichen relativen Anreiz zu einer Abweichung vom kooperativen Verhalten zu geben (vgl. Mäler (1988), S. 39 und S. 44).

Neben der Höhe der Diskontrate und der Glaubwürdigkeit der Drohungen basiert die Erreichung der effizienten internationalen Umwelallokation entscheidend auf der Annahme eines unendlichen Zeithorizontes (vgl. Mäler (1988), S. 42). Das Pareto-Optimum als Ergebnis nicht-kooperativer Strategien bricht zusammen, wenn der Zeithorizont endlich ist und keine Unsicherheit bezüglich des Spielendes besteht (vgl. Fudenberg, Tirole (1989), S. 285ff). Das nicht-kooperative Nash-Gleichgewicht eines einmaligen Spiels ist ein eindeutiges teilspielperfektes Gleichgewicht eines endlichen Superspiels (vgl. Ordeshook (1986), S. 443). Insgesamt wird jedoch die Implementierung der effizienten internationalen Umweltpolitik in einem dynamischen Zusammenhang wahrscheinlicher²⁵.

3.2. DIE INTERNALISIERUNG DER GRENZÜBERSCHREITENDEN UMWELTVERSCHMUTZUNG DURCH INSTITUTIONELLE EINRICHTUNGEN

In diesem Abschnitt wird untersucht, wie selbstbindende internationale Vereinbarungen aussehen können, die eine Überwindung des Common-Property-Dilemmas ermöglichen und eine kooperative Lösung garantieren. Durch die Konfrontation mit neuen Knappheiten wurden in der Vergangenheit auch für grenzüberschreitende Umweltgüter neue Nutzungsrechte geschaffen, so z.B. die Festlegung der 200-Meilen-Wirtschaftszone²⁶. Für eine kooperative Lösung durch Selbstbindung werden in der Literatur zwei Institutionen vorgeschlagen: Einmal die Gründung eines European Acidification Funds zur Lösung

²³Vgl. Friedman (1986) Theorem 3.3. für die notwendige und hinreichende Bedingung der Existenz eines teilspielperfekten Gleichgewichts.

²⁴Zur Existenz eines Balanced-Temptation-Gleichgewichts vgl. Friedman (1977), Theorem 8.5, S. 184.

²⁵Es gibt verschiedene theoretische Ansätze, die auch bei einem endlichem Zeithorizont ein kooperatives Gleichgewicht generieren. So z.B. bei unvollständiger Information über die Strategien, die den anderen Spielern offenstehen, und ihre Auszahlungsfunktionen (vgl. Reputation-Modelle von Kreps, Milgrom, Roberts und Wilson (1982)) oder das Konzept des Epsilon-Gleichgewichts von Radner (1980) (vgl. hier auch Fudenberg, Levine (1983)). Eine experimentelle Überprüfung eines Gefangenendilemmas, das eine endliche Anzahl von Malen wiederholt wird, gibt Neyman (1985).

²⁶Vgl. Siebert (1990b), S. 8, Siebert (1987) S.5, grundlegend zur Entstehung von Eigentumsrechten Demsetz (1967).

des Versauerungsproblems in Europa (vgl. Mäler (1990) S. 96ff) und zum anderen die Schaffung einer Weltumweltordnung, die - ähnlich dem GATT - Regeln über den Verhandlungsprozeß und die Kompensation bei grenzüberschreitenden Umweltgütern festlegt (vgl. Siebert (1990b), S. 19). Speziell für die Lösung grenzüberschreitender Umweltprobleme werden eine Steuer auf den Schadstoffexport, handelbare Exportquoten und internationale Diffusionsnormen in der Literatur vorgeschlagen. Sofern ein zentralistischer Ansatz in der europäischen Luftreinhaltepolitik verfolgt wird, stehen die gleichen Instrumente zur Verfügung, die zur Lösung regionalisierter Umweltprobleme in der Literatur diskutiert werden.

3.2.1. DEZENTRALE UMWELTPOLITIK

Die dezentrale Umweltpolitik ermöglicht eine Differenzierung der umweltpolitischen Instrumente zwischen den Ländern und schafft einen Wettbewerb der Institutionen, bei dem sich langfristig die effizienteste Institution durchsetzen wird (vgl. Siebert (1989a), S. 3f). Ein weiterer Vorteil ist, daß nur ein Minimum an internationaler Einigung über die Behandlung grenzüberschreitender Schadstoffströme erforderlich ist (vgl. Welsch (1989), S. 53). International geregelt werden die angestrebten Depositionsziele und die zu ihrer Erreichung notwendigen Emissionsminderungen bzw. die zulässige grenzüberschreitende Schadstoffdiffusion. Wenn vollständige Information über Schadstoffbeseitigungskosten und Umweltschäden bestehen²⁷ und die nationalen Emissionsniveaus von einer internationalen Umweltbehörde im Rahmen einer Besteuerung des Schadstoffexports kontrolliert werden können, ist es möglich die Steuereinnahmen so umzuverteilen, daß die kooperative Nash-Verhandlungslösung erreicht wird (vgl. Mäler (1990), S. 97). Analog kann die Anfangsausstattung mit handelbaren Schadstoffexportquoten so erfolgen, daß die Verteilung der Wohlfahrtsgewinne im Marktgleichgewicht der Nash-Verhandlungslösung entspricht.

(1) INTERNATIONALE DIFFUSIONSNORMEN

Die Festsetzung bilateraler Diffusionsnormen wird von Siebert (1989a), S. 13ff, vorgeschlagen. Das einzelne Land bleibt frei in seiner Wahl der adäquaten nationalen umweltpolitischen Instrumente. Eine internationale Harmonisierung der Umweltpolitik ist nicht erforderlich. Ein ähnliches zweistufiges Verfahren, bei dem die Emissionsminderungen in den einzelnen Ländern international abgestimmt werden, schlagen Weizsäcker, Welsch (1988), S. 126, zur Bekämpfung grenzüberschreitender Schwefeldioxidemissionen vor. Die Implementierung der vereinbarten Emissionsminderungsraten bleibt den einzelnen Regierungen vorbehalten. Der Nachteil internationaler Diffusionsnormen liegt darin, daß sie keinen An-

²⁷ Bei unvollständiger Information muß ein Präferenzoffenbarungsmechanismus konzipiert werden, bei dem die Angabe der wahren Schäden bzw. Kosten eine dominante Strategie darstellt (vgl. Inman (1987), S. 696). Speziell für den Fall grenzüberschreitender Umweltprobleme wurde hierzu das Prinzip der gegenseitigen Kompensation vorgeschlagen (vgl. Smets (1973)).

reiz geben, Schadstoffe über das vereinbarte Niveau hinaus zu vermeiden (vgl. Mohr (1990), S. 9, Ruff (1976) S.9). Dieser Einwand gewinnt insbesondere unter dynamischen Gesichtspunkten an Bedeutung.

(2) BESTEUERUNG DER SCHADSTOFFEXPORTE

Jedes Land zahlt eine Steuer auf den Teil der inländischen Emissionen, der über das gemeinsame Umweltsystem in andere Länder transportiert wird (vgl. Mäler (1990), S. 96f). Das Steueraufkommen wird dann so an die Länder verteilt, daß alle Länder einen Nettowohlfahrtsgewinn realisieren. Idealerweise würden die Steuertarife für jedes Land gemäß dem Zusatzschaden, den die inländischen Emissionen im Ausland verursachen, gesetzt werden. Nachteil dieser Vorgehensweise ist ihre Komplexität. Als Zweitbeste Lösung könnten alle Länder mit einem uniformen Tarif besteuert werden. Die Berechnungen von Mäler ergeben, daß der Effizienzverlust bei einem einheitlichen Steuersatz von 4 DM pro Kilogramm Schwefelexport nur marginal ist (vgl. Mäler (1990), S. 96f).

(3) HANDELBARE EXPORTRECHTE

Alternativ könnten die im Rahmen einer internationalen Vereinbarung festgelegten Exportquoten für Schwefeldioxid zwischen den Ländern handelbar gemacht werden (vgl. Mäler (1990), S. 97f). Die Handelbarkeit stellt den Ausgleich der marginalen Umweltkosten zwischen den Ländern sicher. Handelbare Exportquoten haben die gleichen allokativen Wirkungen wie eine Schadstoffexportsteuer. Wenn die Menge des zulässigen Schadstoffexports der sich unter der Steuer einstellenden Menge entspricht, ist der Preis für das Exportrecht gleich dem Steuersatz und vice versa. Der Vorteil der Zertifikatslösung liegt insbesondere bei unvollkommener Information in der ex-ante Bestimmung der Emissionsmenge. Darüber hinaus ist bei nur unvollkommenen Kontrollmöglichkeiten der Anreiz, die nationalen Emissionsmengen zu niedrig anzugeben, bei einer Zertifikatslösung geringer im Vergleich zu einer Schadstoffexportsteuer, weil mit der Untertreibung ein sinkender Zertifikatspreis einhergeht (vgl. Mäler (1990), S. 98).

3.2.2. ZENTRALISTISCHE UMWELTPOLITIK

Ist eine Einigung auf ein einheitliches umweltpolitisches Instrument möglich, so kann die Luftreinhaltepolitik durch eine internationale Umweltbehörde durchgeführt werden. Hier wird jedoch dem offenen politischen Prozeß miteinander konkurrierender nationaler Regelungen durch staatliche Entscheidung vorgegriffen. Der Vorteil einer einheitlichen Umweltpolitik liegt insbesondere bei handelbaren Emissionsrechten darin, daß die Transaktionen, die den grenzüberschreitenden Schadstofftransport betreffen, von den Emittenten selbst durchgeführt werden. Diese verfügen in der Regel über einen Informationsvorsprung gegenüber den nationalen Umweltbehörden. Die Unternehmen erwerben direkt die erforderlichen Zertifikate bzw. werden direkt mit einer Schadstoffsteuer belastet und beziehen daher die

grenzüberschreitende Umweltverschmutzung unmittelbar in ihre Produktions- und Standortentscheidungen ein. Außerdem kann im Rahmen einer zentralen Umweltpolitik auf die nationalen Grenzen als Abgrenzung der einzelnen Rezeptoren verzichtet werden und statt dessen eine andere ggf. feinere räumliche Aufteilung unter Berücksichtigung ökologischer und meteorologischer Gegebenheiten vorgenommen werden. Wenn im Rahmen einer Vereinheitlichung der europäischen Luftreinhaltepolitik eine Einigung auf ein marktkonformes Instrument erfolgen würde, so kann dies die Effizienz der Schadstoffkontrolle erheblich erhöhen. Der zur Zeit in den meisten Ländern ordnungsrechtliche Ansatz birgt erhebliche Ineffizienzen auf nationaler Ebene und bietet darüber hinaus keinerlei Arbitragemöglichkeiten zwischen den Ländern.

(1) EMISSIONSAUFLAGEN

Den Diffusionsnormen sehr ähnlich sind internationale Emissionsauflagen, die jedem Land die erlaubte Menge an Schwefeldioxidemissionen vorgeben. Haben sich die Länder auf die optimale Emissionsreduzierung geeinigt, kann dieser Emissionsvektor mit Hilfe von Umweltauflagen erreicht werden (vgl. OECD (1974), S. 64). Das Anreizproblem kann durch Seitenzahlungen gelöst werden. Dieses System ist effizient, wenn vollkommene Informationen über Schäden und individuelle Schadstoffbeseitigungskosten vorliegen und wenn sich diese Größen im Zeitablauf nicht verändern. Besteht jedoch Unsicherheit, so sind jedesmal umfangreiche Neuverhandlungen notwendig. Da die Vereinbarung die Emissionen der einzelnen Unternehmen genau festlegt, besteht kein Anreiz die Schadstoffbeseitigung über das Auflagenerfordernis hinaus auszudehnen (vgl. Mäler (1988), S. 46ff).

(2) EMISSIONSSTEUERN

Wird in allen Ländern eine abgabenorientierte Luftreinhaltepolitik betrieben, können auch zur Bekämpfung des SO_2 - Problems in Europa internationale Emissionssteuern erhoben werden. Eine internationale Umweltbehörde kann in den einzelnen Ländern eine Pigou-Steuer in Höhe des Schattenpreises der Emissionen erheben. Dazu ist lediglich die Kenntnis der Schadensfunktion notwendig. Da es in der Regel nicht möglich ist, adäquate Schätzungen über den monetären Wert des Grenzschadens zu erhalten, kommt als Zweitbeste Lösung der Standard-Preis-Ansatz in Frage (vgl. Baumol, Oates (1988), S. 160). Damit eine internationale Besteuerung der Schwefeldioxidemissionen möglich ist, müßten die beteiligten Ländern ihre umweltpolitische Souveränität einer supranationalen Umweltbehörde übertragen. Die Umverteilung der Steuereinnahmen könnte so erfolgen, daß die kooperative Verhandlungslösung erreicht wird (vgl. Mäler (1990), S. 97).

(3) EMISSIONSZERTIFIKATE

Es wird ein internationaler Markt für Emissionslizenzen eingerichtet, in dem die Anzahl der Lizenzen so bestimmt wird, daß die Gesamtemissionen das angestrebte Umweltziel erfüllen. Der Vorteil des Zertifikatsystems liegt darin, daß in der Regel keine ex-ante Kenntnis der Kostenfunktion der Schadstoffbeseitigung notwendig ist. Da undifferenzierte Lizenzen bei regionalisierten Umweltproblemen nicht in der Lage sind, vorgebene Umweltstandards kostenminimal zu erreichen, muß der Wert einer Umweltlizenz von dem Ort der Emission abhängig sein und entsprechend dem Anteil der Emissionen, der in andere Länder exportiert wird, variieren (vgl. Tietenberg (1973)). Dazu werden in der Literatur drei verschiedene differenzierte Zertifikatssysteme diskutiert:

Ambient Permit System (APS): Die internationale Umweltbehörde gibt im gesamten europäischen Gebiet Zertifikate für jedes Land in der Menge aus, die dort die angestrebten Immissionsstandards realisiert. Differenzierte Immissionszertifikate, die auf Montgomery (1972) und Tietenberg (1974b) zurückgehen, erlauben dem Eigentümer einer Lizenz, eine standardisierte Emissionseinheit in die Luft abzugeben. Die Standardisierung ist abhängig vom Standort der Emissionsquelle in bezug auf die Rezeptoren (vgl. Tietenberg (1980), S. 493). Um eine Schadstoffeinheit emittieren zu dürfen, muß ein Emittent in Land j Lizenzen im Wert aller von ihm in den verschiedenen Ländern h verursachten Schäden erwerben. Die Unternehmen müssen folglich ein "Zertifikatsportfolio" für alle Länder halten, in denen ihre Emissionen zur Umweltverschmutzung beitragen. In diesem System werden die gesamten Beseitigungskosten unabhängig von der Primärverteilung der Zertifikate minimiert (vgl. Krupnik et al. (1983), S. 233f). Wegen der großen Anzahl von Märkten, auf denen die Unternehmen tätig sein müssen, können die Transaktionskosten jedoch erheblich sein (vgl. McGartland (1988), S. 36).

Das **Emission Permit System (EPS)** definiert die Zertifikate dagegen in zulässigen Emissionsniveaus innerhalb eines Landes. In jedem Land wird eine feste Anzahl von Zertifikaten vergeben. Innerhalb der einzelnen Länder können die Emissionszertifikate auf einer Eins-zu-eins Basis gehandelt werden. Ein Handel zwischen den Ländern ist nicht möglich. Das macht dieses System weniger flexibel.

Wie Montgomery (1972) gezeigt hat, stellen APS und EPS eine kostenminimale Allokation sicher. Unabhängig von der gewählten Ausgangsverteilung der Lizenzen wird im APS die endgültige Allokation aufgrund der vollständigen internationalen Übertragbarkeit der Lizenzen kosteneffektiv sein. Damit das EPS kostenminimal ist, muß die Ausgangsverteilung mit einer bestimmten, von der kosteneffektiven Allokation implizierten Verteilung der Emissionen über das Gesamtgebiet konsistent sein. Die in den einzelnen Ländern ausgegebenen Zertifikatsmengen müssen genau der effizienten Allokation der Schwefeldioxidemissionen im betrachteten Raum entsprechen. Um diese Verteilung zu bestimmen, müßte die internationale Umweltbehörde die Beseitigungskosten aller Emittenten kennen und den gesamten Optimierungsprozeß der dezentralen Wirtschaftseinheiten korrekt antizipieren (vgl. Krupnik et al. (1983), S. 237).

In einem **Pollution Offset System (POS)** können die Emittenten die Zertifikate unter der Bedingung frei handeln, daß die vorgegebenen Umweltstandards an allen Rezeptoren eingehalten werden (Nichtverschlechterungsbedingung, vgl. Krupnik et al. (1983)). Die Unternehmen können von der Umweltbehörde zusätzliche Lizenzen erhalten, solange in keinem Land der vorgegebene Umweltstandard verletzt wird. Jeder neue Emittent muß von den bereits existierenden Emittenten eine ausreichende Anzahl von Zertifikaten erwerben, um die Auswirkungen seiner Emissionen auf die Schadstoffkonzentration in allen Ländern auszugleichen. In einem POS fällt das Marktgleichgewicht mit der kostenminimalen Allokation der Schadstoffbeseitigung zusammen - unabhängig von der Ausgangsverteilung der Zertifikate. Bei vollständigem Wettbewerb sind APS und POS äquivalent (vgl. McGartland (1988), S. 36).

3.3. HANDELPOLITISCHE INSTRUMENTE

Neben der Hinwirkung auf die Koordination der nationalen Umweltpolitiken kann ein Land Maßnahmen zur Beschränkung internationaler Güter- bzw. Faktorbewegungen ergreifen, um das Ausmaß unfreiwilliger Schadstoffimporte zu begrenzen. Grenzüberschreitende Umweltverschmutzung kann unter Umständen aus Sicht des einzelnen Landes Handelshemmnisse rechtfertigen. Insbesondere im reinen Ober-Unterlieger-Fall kann ein Zoll eine Besserstellung des Unterliegers ermöglichen, solange der marginale Wohlfahrtsverlust aus der Beschränkung des Außenhandels geringer ist als der Wohlfahrtsgewinn durch eine verbesserte Umweltqualität. Umweltpolitische Instrumente, die auf die nationale Ebene begrenzt sind, sind bei Vorliegen grenzüberschreitender Spillovereffekte allein nicht ausreichend, um alle Externalitäten (auch die grenzüberschreitenden) zu internalisieren. Eine zusätzliche Verbesserung der Umweltqualität kann durch eine Reduzierung der Importnachfrage mit Hilfe eines Emissionszolles erreicht werden. Bei einem solchen Policy-mix entspricht die Höhe der Emissionsteuer gerade der Pigousteuer einer geschlossenen Volkswirtschaft ohne grenzüberschreitende externe Effekte (vgl. Rauscher (1991b), S. 22). Der Zoll müßte dann den künstlichen Preisvorteil des Oberliegerlandes korrigieren.

Rauscher (1991a) zeigt in einem Modell einer integrierten Zwei-Länder-Wirtschaft mit international mobilem Kapital, daß durch die Attrahierung von Kapital und der damit einhergehenden Reallokation der Produktionsaktivitäten das Ausmaß der grenzüberschreitenden Umweltbelastung beeinflußt werden kann und so unter Umständen die Umweltqualität eines Landes verbessert werden kann. Durch die Besteuerung von Kapitalexporten kann ein kapitalreiches Land das Ausmaß des unfreiwilligen Schadstoffimportes begrenzen. Allerdings kommt es zu einer Verzerrung der optimalen internationalen Allokation des Kapitals.

Die Beeinflussung internationaler Güter- und Kapitalströme kann die Verteilung der Emissionen im Raum und damit auch den grenzüberschreitenden Schadstofftransport verändern (vgl. Rauscher (1991a)). Der Interdependenz nationaler Emissionsniveaus ist insbesondere dann Rechnung zu tragen, wenn das Emissionsniveau im Ausland nicht fix ist, sondern variabel, wie z. B. im Fall einer Emissionssteuer. Wenn durch eine Verschärfung inländischer Umweltschutzbestimmungen die Terms of Trade

zugunsten des umweltintensiven Gutes verändert werden, kann dies im Fall grenzüberschreitender Umweltverschmutzung unter Umständen zu einer Verschlechterung der inländischen Umweltqualität führen. Dieses paradoxe Ergebnis entsteht, da eine Verschärfung der inländischen Umweltpolitik zu einer Verlagerung der Produktion ins Ausland und damit zu verstärkten ausländischen Emissionen führt. Die damit einhergehende Schadstoffdiffusion verursacht eine Verschlechterung der inländischen Umweltqualität. Der Verlagerung der Produktion ins Ausland als Folge einer strengeren Umweltpolitik im Inland kann z. B. durch einen Zoll auf umweltintensiv hergestellte Importgüter begegnet werden.

Der Einsatz der Handelspolitik als umweltweltpolitisches Instrument ist stets eine second-best Lösung, da es zu einer Verzerrung internationaler Handelsströme kommt, die darüber hinaus im Konflikt mit dem GATT stehen (vgl. Anderson, Blackhurst (1992), S. 16). Umgekehrt kann aber auch die Umweltpolitik im Fall eines großen Landes dazu benutzt werden, die Terms of Trade zu beeinflussen. Die Umweltpolitik wird dann ein verstecktes Instrument der Handelspolitik. Ökologisch motivierte Handelspolitik gewinnt zunehmend an Bedeutung²⁸. Der Einsatz von importbeschränkenden Maßnahmen aus ökologischen Gründen ist auch im Montraeler Protokoll zur Verringerung der FCKW-Emissionen vorgesehen: Es ist danach gestattet, Importe aus Nicht-Unterzeichnerstaaten zu beschränken, sofern die Produkte FCKW enthalten bzw. zu ihrer Produktion FCKW verwendet wurde.

4. DIE ÜBERTRAGUNG DER THEORETISCHEN ÜBERLEGUNGEN AUF DEN EUROPÄISCHEN KONTEXT

Im folgenden soll ein Überblick über die empirischen Arbeiten gegeben werden, die die grenzüberschreitende Umweltverschmutzung durch Schwefeldioxid in Europa zum Gegenstand haben. Die Gegenüberstellung der verschiedenen Untersuchungen macht die Robustheit einiger Ergebnisse deutlich. Die Arbeiten unterscheiden sich in den zugrundegelegten theoretischen Konzepten, den spezifischen Annahmen über die Verläufe von Kosten- und Schadensfunktionen und der Güte der verwendeten Daten. So sind Daten über die Kosten der Verringerung schwefelhaltiger Emissionen, so problematisch diese Schätzungen auch sein mögen (zum Teil erfolgte die Ermittlung auf der Basis von Graphiken, vgl. u.a. Mäler (1988), S. 13), "härter" als die Zahlen über die durch Schwefeldioxid verursachten Umweltschäden. Das Effizienzkriterium ist dem Effektivitätskriterium zwar theoretisch überlegen, empirisch bedeutet seine Verwendung durch die Einbeziehung der Schäden jedoch eine zunehmende Willkür²⁹. Die Ergebnisse der verschiedenen Berechnungen sind mit Vorsicht zu interpretieren, da zu ihrer Generierung starke Vereinfachungen notwendig sind und die zugrundegelegten Schätzungen zum Teil erheblichen Unsicherheiten, vor allem hinsichtlich der Umweltschäden, unterliegen. Dennoch kann man da-

²⁸ So z.B. der vor dem Europäischen Gerichtshof verhandelte Fall des dänischen Gesetzes bezüglich des Verkaufs von Getränken in Pfandflaschen oder der im Rahmen des GATT vorgebrachte Fall der amerikanischen Importbeschränkung gegenüber mexikanischem Thunfisch (vgl. u.a. Laplante, Garbutt (1992)).

²⁹ Vgl. OECD (1981) für Schwierigkeiten der Quantifizierung der durch SO₂ ausgelösten Umweltschäden.

von ausgehen, daß die Relationen größenordnungsmäßig vertrauenswürdig sind, auch wenn die absoluten Kostenschätzungen lediglich grobe Projektionen darstellen (vgl. Welsch (1989), S. 58, Olsson (1988), S. 28f).

Die Untersuchungen von Mäler (1988), (1990) illustrieren die effiziente Allokation und verschiedene spieltheoretische Gleichgewichte, die den für eine effektive europäische Zusammenarbeit notwendigen institutionellen Rahmen empirisch überprüfen. Diese Arbeiten versuchen den Effizienzgewinn einer Zusammenarbeit in der Reduzierung der Schwefeldioxidemissionen in Europa empirisch zu schätzen und Unterschiede in der Höhe und der Verteilung der Auszahlungen bei alternativen Rahmenbedingungen herauszustellen. Andere Arbeiten dagegen beschränken sich auf das Kriterium der Kosteneffektivität und dichotomisieren damit das Kontrollproblem. Dabei wird entweder die kostenminimale Erreichung eines vorgegebenen Depositionsziels (Olsson (1988)) oder einer bestimmten Reduzierung der Gesamtemissionen (Batterman et al. (1986), Welsch (1989)) angestrebt³⁰. Durch die Gegenüberstellung verschiedener SO₂-Minderungsstrategien werden Kostensenkungspotentiale im Bereich der Schadstoffkontrolle aufgezeigt. Möglichkeiten zur Senkung der Umweltkosten, die auf unterschiedlichen Schadwirkungen beruhen, können jedoch nicht aufgedeckt werden (vgl. auch Weizsäcker, Welsch (1988), S. 117f).

4.1. MODELLKALIBRIERUNGEN

Die räumliche Verteilung der Emissionen und Schäden innerhalb eines Landes werden vernachlässigt. Das Problem der Entstehung von "Hot Spots" bleibt somit unberücksichtigt. Das betrachtete Gebiet ist auf Europa beschränkt. Mäler (1988) und Olsson (1988) schätzen die Kostenfunktionen grob auf der Basis von Diagrammen der Acid Rain Projects des International Institute of Applied Systems Analysis (IIASA)³¹. Batterman et al. (1986) und Welsch (1989) verwenden das gleiche Simulationsmodell. Mit Ausnahme der DDR und Griechenland³² werden quadratische Kostenfunktionen angenommen und damit steigende Grenzkosten unterstellt. Die Kostenfunktionen vernachlässigen die Möglichkeit der Brennstoffsubstitution und somit die preiswerteste Alternative der Emissionskontrolle (vgl. Batterman et al. (1986), S. 19). Neben der höhenmäßigen Verzerrung der Kosten werden Kostendifferentiale, die auf unterschiedliche Substitutionsmöglichkeiten zurückgehen, außer acht gelassen. Die Kosten der Schadstoffbeseitigung werden außerdem übertrieben, weil die Schätzungen des IIASA auf der Basis der Energienachfrage des Jahres 2000 erfolgten und damit von einem wesentlich höheren Beseitigungsbe-

³⁰Während Olsson ebenfalls spieltheoretische Konzepte verwendet und auch die Verteilung der Pay-offs auf die einzelnen Länder angibt, bringen Batterman et al. (1986) und Welsch (1989) nur die Werte für Europa insgesamt.

³¹Für eine Darstellung dieses Simulationsverfahrens siehe Olsson (1988), Alcamo et al. (1985) und Hordijk (1986), sowie kritisch Batterman et al. (1986).

³²Mäler (1988), S. 13, nennt im Text nur die DDR, legt aber auch eine lineare Funktion für Griechenland zugrunde (vgl. Mäler (1988); Tabelle B, S. 68 und Olsson (1988), Tabelle 6, Anhang 1, S. 9 für die Koeffizienten der Kostenfunktionen).

darf ausgehen. Andererseits wird in den vom IIASA geschätzten Kostenfunktionen eine kostenminimale Umweltpolitik unterstellt (vgl. Olsson (1988), S. 8). Da die tatsächliche Luftreinhaltepolitik in Europa jedoch eine Strategie der Auflagen bzw. einheitlicher Konzentrationstandards verfolgt, die erhebliche Ineffizienzen mit sich bringt³³, stellen die Schätzungen von Mäler, Olsson und Batterman et al. nur die Untergrenze der möglichen Kosteneinsparungen dar. Newbery (1990) verwendet nicht das IIASA-Modell, sondern abstrahiert ganz von internationalen Kostenunterschieden und unterstellt für alle Länder identische Kostenfunktionen. Er nimmt linear steigende Grenzkostenfunktionen in Abhängigkeit von dem Prozentsatz der Emissionsreduzierung an³⁴.

Die atmosphärischen Diffusionsprozesse werden durch die sogenannte EMEP-Transfermatrix beschrieben. Bestehende Unterschiede in den betrachteten Jahren dürften keinen signifikanten Einfluß auf die Ergebnisse haben, da die Matrizen im Zeitablauf kaum variieren (vgl. Olsson (1988), S. 34ff, Mäler (1990), S. 90, Batterman et al. (1986), S. 12).

Die Umweltschäden werden nicht in allen Untersuchungen explizit monetarisiert. Newbery (1990) verwendet das Bruttoinlandsprodukt pro Quadratmeile als Indikator und nimmt an, daß die Umweltschäden hierzu proportional sind. Er unterstellt dabei, daß Gebäudeschäden die vorherrschende Form der durch SO₂ ausgelösten Umweltschäden darstellen (vgl. Newbery (1990), S. 323). Der von den Emissionen eines Landes verursachte Schaden ergibt sich durch Gewichtung mit den Diffusionskoeffizienten. Newbery konstruiert aus dem gewichteten BIP einen Schadensindex, indem er den von Großbritannien verursachten Schaden gleich 100 setzt (vgl. Newbery (1990), Tabelle 6, S. 323). Der Grenzscha-den wird als proportional zum Index des gesamten Schadens angenommen. Mäler (1988), (1990a) dagegen verwendet einen anderen Ansatz: Er unterstellt, daß die Emissionsmengen des Jahres 1984 Revealed Preferences und darüber hinaus nicht-kooperative Nash-Strategien charakterisieren (vgl. Mäler (1988), S. 14). Aus der notwendigen Bedingung für ein nationales Optimum berechnet er bei bekannten Grenzkosten und bekanntem Anteil der im Inland deponierten Schadstoffe den jeweiligen Grenzscha-den (vgl. Gleichung (14)). Weiterhin nimmt er an, daß die Grenzscha-den konstant sind. Damit ist die optimale unkoordinierte Umweltnutzung unabhängig von ausländischen Emissionsmengen und das Acid Rain Game besitzt ein dominantes Gleichgewicht.

Wird auf eine Monetarisierung der Umweltschäden verzichtet und lediglich Depositionsziele formuliert, entweder für alle Länder (Olsson (1988)) oder nur für ausgewählte Regionen (Welsch (1989)). Werden diese Ziele in Höhe der sogenannten Critical Loads gewählt³⁵, hat dies den Vorteil, daß die angestreb-

³³Eine Quantifizierung der Auswirkungen von einheitlichen Konzentrationsstandards im Vergleich zu handelbaren Emissionslizenzen auf die Kosten der Schadstoffkontrolle geben Welsch (1989) und Weizsäcker, Welsch (1990).

³⁴Auf welche Quelle sich Newbery (1990) stützt, wird nicht ersichtlich.

³⁵In der Definition von Nilsson (1986) können Critical Loads als die Assimilationskapazität des Umweltsystems interpretiert werden, das entspricht dem Verschmutzungsniveau bei dem nach dem aktuellen Kenntnisstand keine signifikanten Schäden entstehen (vgl. Mäler (1990), S. 93).

ten Normen naturwissenschaftlich fundiert sind (vgl. Olsson (1988), S. 70), aber gleichzeitig die Schwierigkeiten einer Monetarisierung der Schäden vermieden werden. Implizit wird hier eine Grenzschaadensfunktion unterstellt, die oberhalb des kritischen Wertes unendlich beträgt und unterhalb null ist (vgl. Mäler (1990), S. 95). Die Untersuchung von Batterman et al. stellt lediglich auf eine vorgegebene Verminderung der Gesamtemissionen ab und vernachlässigt damit auch die Diffusionsprozesse.

4.2. DIE QUANTIFIZIERUNG MÖGLICHER WOHLFAHRTSGEWINNE

4.2.1. DIE EFFIZIENTE EUROPÄISCHE LUFTREINHALTEPOLITIK

Insgesamt ergibt sich bei Mäler ein Effizienzgewinn von 6,28 Mrd DM im Vergleich zur unkoordinierten Umweltnutzung (vgl. Mäler (1988), S. 20, und Anhang 2, Tabelle 1). Dieser Wohlfahrtsgewinn ist mit großer Sicherheit unterschätzt: Im Gegensatz zu der unterstellten kostenminimalen Luftreinhaltepolitik birgt die tatsächliche Politik erhebliche Ineffizienzen (vgl. Olsson (1988), S. 8). Außerdem wird der Nutzenzuwachs aus gesunkenen Umweltschäden, bedingt durch die konstanten Grenzschaadens, unterschätzt (vgl. Mäler (1990), S. 19). Die durchschnittliche Emissionsreduzierung liegt bei 40% und damit rund ein Drittel über dem vereinbarten 30%-Ziel des Helsinki-Protokolls zur Genfer Luftreinhaltekonvention. Die effiziente Lösung verlangt deutliche Unterschiede in den Emissionsreduzierungen der einzelnen Länder. Die mediterranen und die skandinavischen Länder müssen weitaus weniger Schadstoffe beseitigen als die zentraleuropäischen Länder. Das ist zum Teil auf die strikte skandinavische Umweltpolitik und die dadurch bedingten hohen Schadstoffbeseitigungskosten zurückzuführen, die eine Emissionsreduzierung an anderen Standorten vorteilhafter macht (vgl. Mäler (1988), S. 19). Vor allem aber, läßt sich dieser Zusammenhang mit der Nettounterlieger-Position der skandinavischen Länder erklären. Die geringeren Beseitigungserfordernisse in den Mittelmeerländern geht auf die Vernachlässigung der Schäden in Nordafrika zurück. Aufgrund der willkürlich gesetzten technischen Maximalgrenze von 80% ist zu erwarten, daß Großbritannien, die CSFR, die ehemalige DDR und die Bundesrepublik³⁶, sofern dies technisch möglich ist, noch mehr Emissionen vermeiden müßten. Nicht nur die Reduzierungserfordernisse, auch die Nettowohlfahrtsgewinne sind sehr ungleich verteilt. Vor allem Länder mit einer deutlichen Oberliegerposition verzeichnen Wohlfahrtsverluste. Internationale Transferzahlungen und damit die Anwendung des Geschädigten-Zahlt-Prinzips sind unerläßlich, wenn eine effiziente Nutzung der europäischen Atmosphäre erreicht werden soll. Wird das Verhandlungsergebnis durch die einfache kooperative Nash-Verhandlungslösung approximiert, müßte jedes Land inklusive Seitenzahlung einen Wohlfahrtsgewinn von 241 Mio DM erzielen (vgl. Mäler (1988), S. 21).

³⁶ Da die Untersuchungen in der Zeit vor dem Umbruch in Osteuropa und der deutschen Wiedervereinigung durchgeführt wurden, werden hier noch die alten Staatsbezeichnungen verwendet. Unter Bundesrepublik werden die alten Bundesländer verstanden.

Sind keine Seitenzahlungen möglich, muß sichergestellt werden, daß kein Land durch eine internationale Koordination der Umweltpolitik gegenüber der Ausgangssituation schlechtergestellt wird. Bei einer Beschränkung auf Pareto-verbessernde Emissionsminderungsraten ergibt sich für alle europäischen Länder zusammen ein Nutzenzuwachs von 5,949 Mio DM. Das entspricht 95% des in der effizienten Allokation erreichbaren Verhandlungsgewinns. Insgesamt werden die Schwefelemissionen um 35% reduziert. Dieses überraschende Resultat zeigt, daß das Problem bei grenzüberschreitender Umweltverschmutzung vor allem in der fehlenden Durchsetzbarkeit der Kooperation liegt und weniger in der mangelnden Bereitschaft Kompensationszahlungen zu leisten. Einige Länder (Bundesrepublik, Dänemark, Griechenland, Rumänien und Jugoslawien) können sich auch dann besserstellen, wenn die bis zur unterstellten technischen Maximalgrenze von 80% Schadstoffe kontrollieren. Der Hauptunterschied zur effizienten Lösung liegt in der britischen Emissionsminderung, die sich in etwa halbiert und dazu führt, daß der Gesamtwohlfahrtsgewinn um 341 Mio DM sinkt.

Eine alternative Schätzung der zu einer effizienten Bekämpfung des Sauren Regens in Europa notwendigen Emissionsminderungen gibt Newbery (1990). Er maximiert die Summe der europäischen Umweltkostensparnisse unter der zusätzlichen Nebenbedingung, daß die OECD-Länder, die sich an EMEP beteiligen, insgesamt eine Reduzierung von 30% und die Nicht-OECD-Länder eine Verringerung von 15% erreichen. Die von Newbery berechneten Werte weichen erheblich von denen Mälers ab. Die Länder, die bei Newbery trotz der geringeren Gesamtreduzierung ihren Schadstoffausstoß stärker kontrollieren müssen - wie die Sowjetunion, Belgien, Frankreich, die Niederlande, die Schweiz -, weisen alle einen sehr hohen Schadensindex auf (vgl. Newbery (1990), Tabelle 6, S. 323 und Tabelle 2, Anhang 2). Der Nettooberlieger-Position Großbritanniens wird kaum Rechnung getragen. Dies liegt darin begründet, daß Newbery die durch britische Emissionen in Skandinavien verursachten Schäden systematisch unterschätzt, da dort Gebäudeschäden kaum eine Rolle spielen. Die Tatsache, daß die Kosten der Schadstoffkontrolle zum Teil erheblich zwischen den Ländern variieren, vernachlässigt Newbery vollständig. Die von Newbery ermittelten Emissionsminderungsraten sind daher kritisch zu beurteilen, da er die internationalen Unterschiede, die auf einigermaßen nachprüfbare Zahlen zurückgehen, nicht berücksichtigt und eine zusätzliche willkürliche Nebenbedingung der zu erreichenden Gesamtreduktion einführt.

4.2.2. KOSTENEFFEKTIVE EMISSIONSMINDERUNG

Um die Monetarisierung der Umweltschäden zu vermeiden, beschränken sich einige Autoren auf das Effektivitätskriterium. Der zwanzigprozentigen Minderung der Depositionen in allen Ländern stellt Olsson (1988), S. 53ff, zwei verschiedene Formen nicht-kooperativen Verhaltens gegenüber und zeigt, daß die Kooperationsgewinne deutlich von der Art des nicht-kooperativen Verhaltens abhängen. Im unkoordinierten Gleichgewicht verhalten sich die Länder entweder nach der Cournot-Nash-Hypothese oder sie berücksichtigen die Auswirkungen ausländischer Emissionen auf die inländischen Depositionen überhaupt nicht (Unabhängige Strategie). Die kostenminimale Depositionsreduzierung ermöglicht eine

Kosteneinsparung von 43% gegenüber der Unabhängigen Strategie, in der es zusätzlich vier Ländern nicht möglich ist, das Depositionsziel im Alleingang zu erreichen. Einigen Ländern entstehen höhere Kontrollkosten durch die internationale Kooperation. Im Gegensatz zu der Unabhängigen Strategie sind die Kosten der Cournot-Nash-Strategie mit 9.352,5 Mio DM nur unwesentlich höher als die minimalen Kontrollkosten (vgl. Olsson (1988), Tabelle 7.4., S. 56). Das deutet daraufhin, daß die nicht-kooperative Nash-Lösung sehr kosteneffektiv ist. Soll eine einheitliche Verringerung der Depositionen erreicht werden, würde folglich kein Kooperationsbedarf zur Senkung der Kontrollkosten bestehen. Würde die Kooperation in Form der Club-Strategie (das heißt durch einheitliche Emissionsreduzierungen) erfolgen, würde das deutlich höhere Kontrollkosten von 15.575,5 Mio DM (das entspricht einer Kostensteigerung gegenüber der Nash-Lösung von 66,5 %) bedeuten. Diese Kooperationsform ist folglich inferior gegenüber einem unkoordinierten Vorgehen unter der Cournot-Nash-Reaktionshypothese.

4.2.3. EINHEITLICHE REDUZIERUNG DER EMISSIONEN

In dem Helsinki-Protokoll zum Übereinkommen der UNECE über die weiträumige Luftverunreinigung durch Schwefeldioxid in Europa (30%-Protokoll) haben sich im Juli 1985 alle europäischen Mitgliedsstaaten der UNECE mit Ausnahme Großbritanniens und Polens verpflichtet, ihre Schwefeldioxidemissionen oder deren grenzüberschreitende Ströme bis spätestens 1993 um 30% gegenüber den Emissionsniveaus von 1980 zu verringern. Alle Untersuchungen belegen übereinstimmend die Ineffizienz dieses Vorgehens. Mäler (1988) zeigt, daß die Club-Strategie nur etwa ein Drittel des Nutzenzuwachses der effizienten Allokation erreicht. Diese erheblichen Nutzeneinbußen entstehen vor allem, weil der grenzüberschreitenden Schadstoffdiffusion keine Rechnung getragen wird. Eine einheitliche Emissionsreduzierung vernachlässigt darüber hinaus internationale Unterschiede in den Umweltschäden und Beseitigungskosten. Auch bei der sog. "gerechten" Clublösung zeigen sich signifikante Unterschiede in der Verteilung der Wohlfahrtsgewinne. Dieses Ergebnis wird auch von Weizsäcker, Welsch (1991), Tabelle 4, S. 129, bestätigt, die deutlich differierende Excess Costs in der 30%-Club-Lösung für die einzelnen Länder ermitteln. Die entstehenden Zusatzkosten betragen zwischen 13,6% in Spanien bis zu knapp 80% im Fall Großbritanniens. Mit Abstand der größte Gewinner einer einheitlichen Emissionsreduzierung ist die Bundesrepublik (Wohlfahrtsgewinn 500 Mio DM, vgl. Anhang, Tabelle 1). Nach Mälers Berechnungen erleiden sowohl Italien als auch Spanien durch die Teilnahme einen Nettowohlfahrtsverlust von mehr als 100 Mio DM, da im Rahmen des Abkommens keine monetären Seitenzahlungen erfolgen. Es wäre jedoch denkbar, daß die Länder nicht monetäre Seitenzahlungen im Rahmen der Süderweiterung der EG oder spezieller Mittelmeerprogramme der EG erhalten haben. Auf der anderen Seite scheint der Widerstand Großbritanniens gegen die einheitliche Emissionsreduzierung bei einem Verlust von nur rund 4 Mio DM unangemessen. Ein solches Verhalten könnte strategisch begründet sein. Eine Reihe von Ländern würde sich bei einem Übergang von der 30%-Lösung zur effizienten Allokation schlechterstellen. Die CSFR, Finnland, die ehemalige DDR, die Bundesrepublik, Ungarn, Portugal und Großbritannien haben kein Interesse, die gegenwärtig angestrebte Situation zu ändern, um die globale

Effizienz der umweltpolitischen Maßnahmen zu erhöhen. Einige Länder, wie die Bundesrepublik und Großbritannien, erleiden den Verlust durch die deutlich höheren Beseitigungserfordernisse in der effizienten Lösung.

Auch Olsson's Berechnungen demonstrieren die erhebliche Ressourcenvergeudung einer einheitlichen Reduzierung der Emissionen. Das Ziel, die Depositionen in allen Ländern um 20% zu verringern, könnte im Rahmen der kosteneffektiven Strategie mit 58% des Ressourceneinsatzes erreicht werden (vgl. Olsson (1988), Tabelle 7.2, S. 51 und Abschnitt 4.2.2.). Die sich dabei ergebende höhere Depositionsminderung ergibt einen zusätzlichen Wohlfahrtsgewinn. Batterman et al. (1986), S. 17, bestätigen ebenfalls die Ineffizienz der pauschalen Emissionsreduzierung. Batterman et al. berechnen eine aggregierte gesamteuropäische Kostenfunktion für verschiedene Strategien der koordinierten Emissionsminderung und schätzen das Kostensenkungspotential durch den Vergleich einer einheitlichen Vorgehensweise und einer differenzierten Strategie. Nach dieser Berechnung kann eine dreißigprozentige Reduzierung der europäischen Emissionen mit 80% der Kosten erreicht werden, wenn die Mittel zur Schadstoffbeseitigung effektiv eingesetzt werden. Insgesamt ergibt sich für moderate Raten der Schwefelemissionsreduzierung eine Kostendifferenz von etwa 20% zwischen der pauschalen Reduktion und der kostenminimalen Strategie (vgl. Batterman et al. (1986), S. 19). Die potentielle Kostensenkung nimmt bei Annäherung an die technisch maximalen Entschwefelungsraten ab (vgl. Welsch (1989), S. 56, Batterman et al. (1986), S. 19). Die Berechnungen von Amann, Kornai (1987) weisen auf deutliche Differentiale bei den aggregierten Grenzkosten der Schadstoffbeseitigung zwischen 1 DM/kg und 6 DM/kg und damit auf die Ineffizienz hin (vgl. Weizsäcker, Welsch (1991), S. 127).

Den Einfluß der nationalen Umweltpolitik auf die durch eine internationale Kooperation erzielbaren Einsparungen zeigen die Arbeiten von Weizsäcker, Welsch (1988) und Welsch (1989) für den westeuropäischen Kraftwerkssektor in denen eine Auflagenpolitik einheitlicher Konzentrationsstandards mit handelbaren Lizenzen verglichen wird. Es bestehen erhebliche Unterschiede in den Kostensenkungspotentialen in Abhängigkeit der auf nationaler Ebene eingesetzten umweltpolitischen Instrumente. Bei national handelbaren Emissionslizenzen ergibt sich eine Kostenreduktion zwischen 11 und 20 %, wenn die nationalen Emissionsminderungen koordiniert werden. Unter einheitlichen Konzentrationsstandards dagegen sind Kostensenkungen bis zu 60 % möglich (3,8 Mrd DM) (vgl. Welsch (1989), S. 58). Damit ist der überwiegende Teil der Kostensenkung auf die Ineffizienz der Luftreinhaltepolitik auf nationaler Ebene zurückzuführen (vgl. Weizsäcker, Welsch (1991), S. 129).

Vergleicht man die Ergebnisse der verschiedenen empirischen Arbeiten, kann man unter der Annahme, daß die verwendeten Kostenfunktionen nicht wesentlich von einander abweichen, vermuten, daß von dem um rund 56% gesunkenen Kooperationsgewinn bei einer einheitlichen Emissionsreduzierung etwa 20 Prozentpunkte auf die Nichtberücksichtigung von Kostendifferentialen in der Schadstoffkontrolle zurückzuführen sind. Damit liegt der überwiegende Teil des Effizienzverlustes von 36 Prozentpunkten darin begründet, daß dem internationalen Schadstofftransport keine Rechnung getragen wird und dar-

über hinaus internationale Unterschiede in den Umweltschäden bzw. ihrer Bewertung nicht berücksichtigt werden. Die Ressourcenvergeudung beruht somit vor allem auf der Nichteinbeziehung der grenzüberschreitenden Diffusionsprozesse und den differierenden Umweltschäden. Potentielle Einsparungen auf der Kontrollkostenseite scheinen - unter der heroischen Annahme einer effektiven nationalen Umweltpolitik - nur eine untergeordnete Rolle zu spielen. Wie Weizsäcker, Welsch zeigen, eröffnet die bestehende Ineffizienz der nationalen Luftreinhaltepolitik weitere massive Einsparungspotentiale.

4.3. KOALITIONENBILDUNG

Die Betrachtung der Koalitionenbildung illustriert das Freifahrerproblem. Mäler (1988) greift aus der Vielzahl der möglichen Koalitionen die wahrscheinlichste heraus und unterstellt, daß die Länder die in der effizienten bzw. in der Club-Lösung einen Wohlfahrtsverlust erleiden würden, eine Freerider-Position einnehmen. Beteiligen sich diejenigen Länder, die in einer effizienten Lösung ohne Seitenzahlungen einen Wohlfahrtsverlust hinnehmen müßten, das heißt Finnland, Italien, Spanien und Großbritannien, nicht an der internationalen Vereinbarung, sinkt der Wohlfahrtsgewinn im Gesamtsystem um rund 20% auf 5,18 Mrd DM und die durchschnittliche Emissionsreduzierung auf 28%. Die Nutzeneinbuße der Koalition ist wesentlich größer als die erzielbaren Freifahrergewinne. Die zweite Koalition, die Mäler betrachtet, bei der Italien, Spanien und Großbritannien nicht an der einheitlichen Emissionsreduktion um 30% teilnehmen, hat ebenfalls einen deutlichen Wohlfahrtsverlust zufolge. Bezüglich der Stabilität verschiedener internationaler Umweltschutzabkommen läßt sich somit vermuten, daß die Club-Strategie unter den oben genannten Voraussetzungen stabiler ist als die effiziente Lösung, da sie nicht nur einer geringeren Anzahl von Ländern einen Grund zur Abweichung gibt sondern auch die Freifahrergewinne geringer sind. Es scheint einen Trade-Off zwischen der Effizienz und der Stabilität zu geben.³⁷

4.4 WIEDERHOLTE SPIELE

Die potentiellen Freifahrergewinne, die ein Land maximal erzielen kann, wurden unter der Voraussetzung, daß alle übrigen Ländern weiterhin kooperieren, berechnet. Die Gesamtheit der von den einzelnen Ländern erzielbaren Gewinne von 9.775 Mio DM übersteigen den maximalen Kooperationsgewinn von 6.383 Mio DM bei weitem. Der erzielbare Effizienzgewinn reicht demnach nicht aus, um die Anreize eines Freifahrerverhaltens zu zerstören. Die Abweichungsgewinne variieren erheblich zwischen den Ländern. Einige Länder, die entweder einen hohen Eigenanteil an den Gesamtdepositionen haben oder sich in einer deutlichen Unterliegerposition befinden (z. B. Norwegen, Schweden oder die ehema-

³⁷ Unter der Annahme, daß nur Länder einen Anreiz haben die Umweltschutzvereinbarung zu brechen, deren Depositionsziel übererfüllt ist, kommt Olsson (1988) zu einem gegenteiligen Ergebnis. Die kostenminimale Strategie ist nach seinen Berechnungen stabiler in dem Sinne, daß weniger Länder einen Anreiz haben, von der kooperativen Strategie abzuweichen (vgl. Olsson (1988), S. 61 und S. 79). Dieser Widerspruch beruht darauf, daß Olsson lediglich die Kontrollkosten betrachtet. Die Untersuchungen von Barrett (1991), (1992) zeigen, daß sowohl die Effektivität als auch die Durchsetzbarkeit internationaler Umweltschutzabkommen mit zunehmender Zahl der Unterzeichnerstaaten sinkt.

lige Sowjetunion) können jedoch überhaupt nichts gewinnen, wenn sie die Vereinbarung unterlaufen. Erhebliche Freifahreranreize bestehen dagegen für Großemittenten und Nettooberlieger, wie die Bundesrepublik, ehemalige DDR, Großbritannien, CSFR und Polen.

Die Stabilität einer möglichen Verhandlungslösung kann betrachtet werden, indem die potentiellen Freifahrergewinne mit der Auszahlung im einfachen kooperativen Nash-Gleichgewicht von 241 Mio DM verglichen werden. Ein Unterlaufen der Nash-Verhandlungslösung zahlt sich u. a. für die Bundesrepublik, die DDR, Frankreich und die Niederlande aus. Jedoch selbst die Bundesrepublik mit einem Gewinn von 866 Mio DM, würde in einem wiederholten Spiel nur dann abweichen, wenn sie eine Diskontierungszinssatz von mehr als 27% zugrundelegen würde³⁸. Es ist daher - eine glaubwürdige Bestrafung vorausgesetzt - unwahrscheinlich, daß die Bundesrepublik die internationale Umweltschutzvereinbarung bricht. Im Balanced Temptation Gleichgewicht beträgt die kritische Diskontrate 150%³⁹. Diese Zinsrate ist so hoch, daß die Existenz einer selbstbindenden Vereinbarung realistisch scheint, sofern die übrigen Bedingungen für die Existenz Trigger-Strategy-Gleichgewichts gegeben sind.

³⁸ Den größten Abweichungsgewinn erzielt die ehemalige Sowjetunion. Warum Mäler nicht für dieses Land die kritische Zeitpräferenzrate ermittelt, ist nicht klar. Da in der Untersuchung die Auszahlungen des nicht-kooperativen Gleichgewichts nicht angegeben werden, ist eine Berechnung dieses Wertes nicht möglich.

³⁹ Dies ergibt sich, wenn man die entsprechenden Werte π_A^j, π_k^j für die Bundesrepublik aus Tabelle 6 im Anhang und die von Mäler angegebenen 27% in die Gleichung (16a) einsetzt und π_{NK}^j berechnet. Dieser Wert wird dann gemeinsam mit dem Abweichungsgewinn in das Balanced Temptation Equilibrium eingesetzt und die Gleichung nach r aufgelöst.

5. ABSCHLIESSENDE BETRACHTUNG

Sowohl die theoretische Analyse, als auch die empirischen Untersuchungen haben übereinstimmend die Ineffizienz des bestehenden Umweltschutzabkommens zur Bekämpfung der Versauerung gezeigt. Eine aus der Sicht eines benevolenten europäischen Umweltpolitikers optimale Umweltpolitik erfordert eine erhebliche Reduzierung der Emissionsminderungsraten und damit eine deutliche Differenzierung der nationalen Umweltpolitik. Eine einheitliche Reduzierung der Schwefeldioxidemissionen bringt eine signifikante Ressourcenvergeudung mit sich. Die Nutzeneinbußen entstehen in erster Linie durch die Nicht-Berücksichtigung der grenzüberschreitenden Schadstoffdiffusion und der internationalen Unterschiede in den Umweltschäden. Differentiale in den Kosten der Schadstoffbeseitigung spielen nur eine untergeordnete Rolle. 95% des Effizienzgewinns können allein durch pareto-verbessernde Minderungen der nationalen Emissionsniveaus realisiert werden. Die durch eine internationale Zusammenarbeit erzielbaren Wohlfahrtsgewinne hängen nicht nur von der Kooperationsform, sondern auch von der Art der nicht-kooperativen Strategie ab. Die ungleiche Verteilung der Umweltkostenersparnisse macht internationale Seitenzahlungen notwendig. Bei einer rein statischen Modellbetrachtung sind die erzielbaren Freifahrergewinne so hoch, daß eine Kooperation nicht zu erwarten ist. Die insgesamt erzielbaren Freifahrergewinne liegen um mehr als 50% über dem maximal erzielbaren Effizienzgewinn. Die Einbindung der Länder in internationale politische und ökonomische Systeme sowie die Wiederholung des Spiels erhöhen die Wahrscheinlichkeit, daß es zu einer internationalen Einigung kommt.

ANHANG 1: MATHEMATISCHER ANHANG

Der Lagrangeansatz ist

$$(A1.1) \quad L = \sum_j W_j(Q_j^1, Q_j^2, U_j)$$

$$(A1.2) \quad - \sum_j \sum_i \lambda_i^e [H_i^j (Q_j^i) - S_i^e]$$

$$(A1.3) \quad - \sum_j \sum_i \mu_{Q_i} [Q_j^i - F_i^j(R_j^i)]$$

$$(A1.4) \quad - \sum_j \sum_i \lambda_i^r [S_i^r - F_i^j(R_j^i)]$$

$$(A1.5) \quad - \mu_s [\sum_i S_i^{eh} - \sum_i S_i^{rh} + \sum_h S_h^j - S_j]$$

$$(A1.6) \quad - \lambda_s [\sum_i S_i^{eh} - \sum_i S_i^{rh} + \sum_j S_h^j - \sum_j S_h^j - S_h]$$

$$(A1.7) \quad - \sum_j \mu_u [U_j - G_j(S_j)]$$

$$(A1.8) \quad - \lambda_R [\sum_j \sum_i R_j^i + \sum_j \sum_i R_j^i - R]$$

$$(A1.9) \quad - \lambda^h [\alpha^h (\sum_i S_i^e - \sum_i S_i^r) - S^h]$$

$$(A1.10) \quad - \lambda^h [\alpha^h (\sum_i S_i^{eh} - \sum_i S_i^{rh}) - S_h^j]$$

Die Kuhn-Tucker-Bedingungen¹ lauten

$$(A2.1) \quad \delta L / \delta Q_j^i = W_j'_{Q_i} \lambda_i^e H_i^j - \mu_{Q_i} \leq 0,$$

$$Q_j^i \delta L / \delta Q_j^i = 0$$

$$(A2.2) \quad \delta L / \delta U_j = W_j'_{U_j} - \mu_u \leq 0,$$

$$U_j \delta L / \delta U_j = 0$$

$$(A2.3) \quad \delta L / \delta R_j^i = \mu_{Q_i} F_i^j - \lambda_R \leq 0,$$

$$R_j^i \delta L / \delta R_j^i = 0$$

$$(A2.4) \quad \delta L / \delta R_j^i = \lambda_i^r F_i^j - \lambda_R \leq 0,$$

$$R_j^i \delta L / \delta R_j^i = 0$$

¹ Zu diesem Verfahren der nicht-linearen Optimierung vgl. Intriligator (1981), S. 66-72.

$$(A2.5) \quad \delta L / \delta S^{ej}_i = l^{ej}_i - \dot{u}_s - \sum_h \alpha^{jh} \dot{u}^h \leq 0,$$

$$S^{ej}_i \delta L / \delta S^{ej}_i = 0$$

$$(A2.6) \quad \delta L / \delta S^{eh}_i = l^{eh}_i - l^h_s - \sum_j \alpha^{hj} l^{hj} \leq 0,$$

$$S^{eh}_i \delta L / \delta S^{eh}_i = 0$$

$$(A2.7) \quad \delta L / \delta S^{rj}_i = -\dot{u}^r_i + \dot{u}^j + \sum_h \alpha^{jh} \dot{u}^h \leq 0,$$

$$S^{rj}_i \delta L / \delta S^{rj}_i = 0$$

$$(A2.8) \quad \delta L / \delta S^{rh}_i = -l^{hr}_i + l^{hs} + \sum_j \alpha^{hj} l^{hj} \leq 0,$$

$$S^{rh}_i \delta L / \delta S^{rh}_i = 0$$

$$(A2.9) \quad \delta L / \delta S^j = \dot{u}_s + \dot{u}_u G^j \leq 0,$$

$$S^j \delta L / \delta S^j = 0$$

$$(A2.10) \quad \delta L / \delta S^{hj} = -\dot{u}_s + l^h_s + l^{hj} \leq 0$$

$$S^{hj} \delta L / \delta S^{hj} = 0$$

$$(A2.11) \quad \delta L / \delta S^{jh} = -l^h_s + \dot{u}_s + \dot{u}^h \leq 0$$

$$S^{jh} \delta L / \delta S^{jh} = 0.$$

Weiterhin gilt die Nichtnegativitätsbedingung für alle Variablen einschließlich der Multiplikatoren.

ANHANG 2: EMPIRISCHE ERGEBNISSE

Tabelle 1: Die effiziente internationale Allokation im Vergleich zu einer einheitlichen Emissionsreduzierung

	Effiziente Lösung		erforderl. Transfer-	30% Lösung	Differenz d. Umweltkosten	Differenz
	Emissions-	Umwelt-	zahlung	Umwelt-	eff. Lösung	der Emis-
	reduzierung	kosten	In der	kosten	und 30%	sionsre-
	in %	in Mio DM	koop. Nash-	in Mio DM	Lösung	duzierungen
	(1)	(2)	Lösung	(4)	in Mio DM	in Prozent-
			in Mio DM		(5)	punkten
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Albanien	45	24	217	12	12	15
Österreich	21	324	-82	147	177	-9
Belgien	36	191	50	88	103	6
Bulgarien	43	-7	248	-10	3	13
CSFR	75	152	89	242	-90	45
Dänemark	86	119	122	70	49	56
Finnland	14	-2	243	12	-14	-16
Frankreich	10	879	-637	30	849	-20
DDR	80	11	230	161	-150	50
BRD	86	328	-86	532	-204	56
Griechenland	86	53	188	32	21	56
Ungarn	77	5	236	58	-53	47
Irland	38	71	170	24	47	8
Italien	33	-83	324	-100	17	3
Niederlande	62	565	-323	271	294	32
Norwegen	6	272	-30	82	190	-24
Polen	27	599	-357	30	569	-3
Portugal	19	10	231	21	-11	-11
Rumänien	83	422	-180	216	206	53
Spanien	14	-29	270	-147	118	-16
Schweden	4	606	-364	141	465	-26
Schweiz	23	192	49	134	58	-7
Türkei	39	68	173	31	37	9
Sowjetunion	2	1505	-1.263	381	1124	-28
Großbritannien	81	-336	577	-4	-332	51
Jugoslawien	79	344	-102	251	93	49
Gesamt a)	39	6283	0	2705	3578	9

a) Die Spalten addieren sich in der angegebenen Quelle nicht zu den angegebenen Gesamtwerten, so daß hier Abweichungen möglich sind.

Quelle: Eigene Berechnungen (Spalten (3), (5) und (6)), Mäler (1988) S. 20 und S. 27

Tabelle 2: Gegenüberstellung der empirischen Ergebnisse der für eine effiziente Allokation erforderlichen Emissionsminderungsraten

	Effiziente Reduzierung Newbery in %	Effiziente Reduzierung Mäler in %	Differenz in Prozent- punkten a)
Albanien	...	45	...
Österreich	16	21	5
Belgien	69	36	-33
Bulgarien	...	43	...
CSFR	14	75	61
Dänemark	18	86	68
Finnland	4	14	10
Frankreich	40	10	-30
DDR	21	80	59
BRD	61	86	25
Griechenland	...	86	...
Ungarn	8	77	69
Irland	...	38	...
Italien	27	33	6
Luxemburg	38
Niederlande	65	62	-3
Norwegen	3	6	3
Polen	8	27	19
Portugal	7	19	12
Rumänien	...	83	...
Spanien	10	14	4
Schweden	4	4	0
Schweiz	44	23	-21
Türkei	...	39	...
Sowjetunion	3	2	-1
Großbritannien	31	81	50
Jugoslawien	7	79	72
Gesamt	...	39	...
...	Keine Angaben		
a)	Eigene Berechnungen		

Quelle: Mäler (1988), S. 20 und Newbery (1990), S. 323

Tabelle 3: Prozentuale Kostensenkungen unter abgestimmten Luftreinhaltestrategien

Szenario		Kostensparnis relativ zu han- delbaren Emis- sionslizenzen	Kostensparnis relativ zu einheit- lichen Konzen- trationsstandards a)
Konzentrations- standard	400mg/m	18,4	-
	250mg/m	18,4	-
Emissionsmin- derung relativ zu 1980	30 Prozent	12,9	51,0
	60 Prozent	11,6	36,1
Emissionsmin- derung relativ zum Status-Quo	30 Prozent	17,7	60,0
	50 Prozent	19,4	48,0
	70 Prozent	19,4	37,3
	90 Prozent	19,8	-

a) Fehlende Angaben beruhen darauf, daß entsprechende einheitliche Konzentrationsstandards nicht durchführbar sind.

Quelle: Welsch (1989), S. 58.

Tabelle 4: Pareto-dominante Lösungen

	Pareto-Dominante Lösung		Kooperative Nash-Lösung	
	Emissions-reduzierung in %	Umwelt-kosten-ersparnis in Mio DM	Emissions-reduzierung in % b)	Umwelt-kosten-ersparnis in Mio DM a)
Albanien	46	23	76	17
Österreich	22	314	27	311
Belgien	40	92	40	109
Bulgarien	41	0	42	
CSFR	75	147	75	169
Dänemark	86	118	86	123
Finnland	12	0	14	
Frankreich	12	695	12	714
DDR	79	0	79	
BRD	86	234	86	275
Griechenland	86	52	86	55
Ungarn	77	2	76	5
Irland	82	6	81	6
Italien	27	0	27	
Niederlande	64	482	87	404
Norwegen	6	224	68	229
Polen	28	565	33	456
Portugal	32	2	39	
Rumänien	83	417	83	426
Spanien	7	0	7	
Schweden	4	546	10	546
Schweiz	24	173	56	142
Türkei	39	67	47	50
Sowjetunion	2	1454	2	1518
Großbritannien	40	0	41	
Jugoslawien	79	335	79	344
Gesamt c)	35	5948	36,2	5899

a) Fehlende Angaben bedeuten, daß der entsprechende Wert kleiner als eins ist.
b) Eigene Berechnungen
c) Die von Mäler angegebenen Einzelwerte addieren sich nicht zu den jeweiligen Spaltensummen. Es sind daher hier Abweichungen möglich.

Quelle: Mäler (1988), Tabelle 3, S. 23; Tabelle 5, S. 26

Tabelle 5: Beeinflussung der Wohlfahrtsgewinne, wenn Finnland, Italien, Spanien und Großbritannien eine Freifahrerposition einnehmen

	Efiziente Lösung		Einheitliche Lösung	
	Emissions- kontrolle in %	Auszahlung in Mio DM	Emissions- kontrolle in %	Auszahlung in Mio DM
Albanien	40	24	30	12
Österreich	20	277	30	103
Belgien	35	50	30	33
Bulgarien	42	0	30	-10
CSFR	75	125	30	221
Dänemark	82	127	30	70
Frankreich	9	466	30	-275
Finnland a)	-	-	30	12
DDR	80	-47	30	140
BRD	86	78	30	424
Griechenland	86	51	30	32
Ungarn	77	-9	30	45
Irland	15	-1	30	-4
Niederlande	58	400	30	208
Norwegen	6	175	30	47
Polen	27	544	30	2
Portugal	6	0	30	-3
Rumänien	83	400	30	197
Schweden	3	478	30	97
Schweiz	19	95	30	47
Türkei	39	67	30	31
Sowjetunion		1372	30	326
Jugoslawien	79	261	30	170
Koalition b)	37	4933	30	1925
Nichtmitglieder				
Finnland a)	0	5	-	-
Italien	0	150	0	80
Spanien	0	5	0	14
Großbritannien	0	87	0	55
Freifahrer	0	247	0	149
Gesamt b)	28	5180	23	2074

a) Bei der uniformen 30% Reduzierung beteiligt sich Finnland an der Koalition.
b) Die Einzelwerte addieren sich nicht zu den von Mäler angegebenen Gesamtwerten. Daher sind bei den Spaltensumme Abweichungen zu der angegeben Quelle möglich.

Quelle: Mäler (1988), S. 33 und S. 34

Tabelle 6: Abweichungsgewinne und *Balanced Temptation Equilibrium* in einem wiederholten Spiel

	Auszahlung bei Ab- weichung	Auszahlung bei der effizienten Lösung	Gewinn durch die Abweichung	Balanced Temptation Equili- brium	Inter- nationale Transfer- zahlungen
	π_A^j	π_K^j	$\pi_A^j - \pi_K^j$		
Albanien	27	24	3	17	-7
Österreich	343	324	19	220	-104
Belgien	309	191	118	199	8
Bulgarien	90	-7	97	58	65
CSFR	571	152	419	367	215
Dänemark	210	119	91	135	16
Finnland	8	-2	10	5	7
Frankreich	934	879	55	600	-279
DDR	551	11	540	354	343
BRD	1106	328	778	711	383
Griechenland	53	53	0	34	-19
Ungarn	162	5	157	104	99
Irland	78	71	7	50	-21
Italien	157	-83	240	101	184
Niederlande	647	565	82	416	-149
Norwegen	272	272	0	175	-97
Polen	864	599	265	555	-44
Portugal	12	10	2	8	-2
Rumänien	425	422	3	273	-149
Spanien	7	-29	36	4	33
Schweden	606	606	0	390	-216
Schweiz	199	192	7	128	-64
Türkei	88	68	20	57	-11
Sowjetunion a)	1505	1505	0	998	-507
Großbritannien	94	-336	430	30	366
Jugoslawien	457	344	113	294	-50
Gesamt b)	9775	6283	3492	6283	0

a) Die Werte für die Sowjetunion weichen von denen Mälers ab. Eine Überprüfung der Spaltensummen ergab, daß sich die Einzelwerte in Tabelle 9, S. 40f, nicht zu den angegebenen Gesamtwerten addieren. Durch eine Überprüfung der Quersummen stellte sich heraus, daß die Auszahlung für die UdSSR im *Balanced Temptation Equilibrium* um 31 Mio DM zu niedrig angegeben wurde.

b) Wiederum addieren sich die von Mäler angegebenen Einzelwerte nicht zu den Gesamtwerten.

Quelle: Mäler (1988), S. 40f

LITERATURVERZEICHNIS

- J. M. Alcamo,
L. Hordijk,
J. Kämäri,
P. Kauppi,
M. Posch,
E. Runca (1985) Integrated Analysis of Acidification in Europe, in: Journal of Environmental Management, Vol. 21, S. 47-61.
- M. Amann,
G. Kornai (1987) Cost Functions for Controlling SO₂ Emissions in Europe, Working Paper Nr. 87-065, International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg.
- K. Anderson,
R. Blackhurst (1992) Trade, the Environment and Public Policy, in: K. Anderson, R. Blackhurst (Hrsg.), The Greening of World Trade Issues, S. 3-22.
- R. C. D'Arge (1974) Observations on the Economics of Transnational Environmental Externalities, in: OECD (Hrsg.) Problems in Transfrontier Pollution, Paris, S. 147-175.
- V. Arnold (1984) Umweltschutz als internationales öffentliches Gut: Komparative Kostenvorteile und Verhandlungsgewinne, in: Zeitschrift für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften, Vol. 104, S. 111-129.
- S. Barrett (1991) Economic Analysis of International Environmental Agreements: Lessons For a Global Warming Treaty, in: OECD (Hrsg.) Responding to Climate Change: Selected Economic Issues, Paris.
- S. Barrett (1992) International Environmental Agreements as Games, in: R. Pethig (Hrsg.), Conflicts and Cooperation in Managing Environmental Resources, Berlin.
- S. Batterman,
M. Amann,
J.-P. Hettlingh,
L. Hordijk,
G. Kornai (1986) Optimal SO₂ Abatement Strategies in Europe: Some Examples, Working Paper WP-86-042, International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg.
- W. J. Baumol (1972) Economic Theory and Operations Analysis, 3. Aufl., Englewood Cliffs, N.J.
- W. J. Baumol
W. E. Oates (1988) The Theory of Environmental Policy, 2. Aufl., Cambridge
- B. Broms (1986) The Nordic Convention on the Protection of the Environment, in: C. Flinterman, B. Kwiatkowska, J. G. Lambers (Hrsg.), Transboundary Air Pollution: International Legal Aspects of the Co-operation of States, Dordrecht, S. 141-152.
- H. Bungarten (1978) Umweltpolitik in Westeuropa, Bonn.
- E. Chamberlin (1956) The Theory of Monopolistic Competition, Cambridge MA.
- R. H. Coase (1960) The Problem of Social Cost, in: Journal of Law and Economics Vol. 3, Wiederabgedruckt in: R. Staaf, F. X. Tannian (Hrsg.), Externalities: Theoretical Dimensions of Political Economy, New York, London, S. 119-161.

- J. H. Cumberland (1974) Establishment of International Environmental Standards: Some Economic and Related Aspects, in: OECD (Hrsg.), Problems in Transfrontier Pollution, Paris, S. 213-229.
- H. Demsetz (1967) Towards a Theory of Property Rights, in: American Economic Review, Vol. 57, S. 347-359. Wiederabgedruckt in: R. Staaf, F. X. Tannian (Hrsg.), Externalities: Theoretical Dimensions of Political Economy, New York, S. 119-161.
- A. Endres (1977) Die Coase Kontroverse, in: Zeitschrift für die gesamte Staatswissenschaft, Vol. 133, S. 637-651.
- F. R. Forsund (1972) Allocation in Space and Environmental Pollution, in: Swedish Journal of Economics, Vol. 74, S. 19-34.
- B. S. Frey (1980) Umweltökonomik, in: Handwörterbuch der Wirtschaftswissenschaften, Bd. 8, Stuttgart, S. 47-58.
- J. W. Friedman (1977) Oligopoly and the Theory of Games, Amsterdam.
- J. W. Friedman (1986) Game Theory with Applications to Economics, Oxford.
- D. Fudenberg,
D. Levine (1983) Subgame-perfect equilibria of finite and infinite horizon games, in: Journal of Economic Theory, Vol. 31, S. 227-256.
- D. Fudenberg
J. Tirole (1989) Noncooperative Game Theory for Industrial Organization: An Introduction and Overview, in: R. Schmalensee, R.D. Willig (Hrsg.), Handbook of Industrial Organization, Vol. 1, S. 260-327
- J. C. Harsanyi (1956) Approaches to the Bargaining Problem before and after the Theory of Games: A Critical Discussion of Zeuthen's, Hicks' and Nash's Theories, in: Econometrica, Vol. 24, S. 144-157.
- J. C. Harsanyi (1966) A General Theory of Rational Behaviour in Game situations, in: Econometrica, Vol. 34, S. 613-634.
- N. H. Highton,
M. J. Chadwick (1982) The Effects of Changing Patterns of Energy Use on Sulphur Emissions and Depositions in Europe, in: Ambio, Vol. 11, S. 324-329.
- E. Hoffman,
M. Spitzer (1983) The Coase Theorem: Some Empirical Tests, in: Journal of Law and Economics, Vol. 25, S. 73-98.
- H. Hohmann (1989) Die Entwicklung der internationalen Umweltpolitik und des Umweltrechts durch internationale und europäische Organisationen, in: Das Parlament, Bonn, Beilage: Aus Politik und Zeitgeschichte, Nr. 47/48, vom 17. November 1989, S. 29-45.
- M. Holler (1988) Ökonomische Theorie der Verhandlungen, 2. erweiterte Auflage, München, Wien.
- L. Hordijk (1986) Acid Rain in Europe: An Energy-Environmental Impact Study, in: Papers of the Regional Science Association, Vol. 60, S. 107-123.
- R. P. Inman (1987) Markets, Government, and the "New" Political Economy, in: A. J. Auerbach, M. Feldstein (Hrsg.), Handbook of Public Economics, Bd. 2, Amsterdam, S. 647-777.

- A. V. Kneese
R. C. D'Arge (1984)
- Kommission der Europäischen Gemeinschaften (1987)
- D. Kreps (1990a)
- D. Kreps (1990b)
- D. Kreps,
P. Milgrom,
J. Roberts
R. Wilson (1982)
- H. G. Krüsselberg (1983)
- A. J. Krupnik,
W. E. Oates,
E. Van de Verg (1983)
- H. Kuhl (1987)
- B. Laplante
J. Garbutt (1992)
- K.-G. Mäler (1988)
- K.-G. Mäler (1990)
- P. C. Mayer-Tasch (1985)
- A. McGartland (1988)
- E. Mohr (1990)
- W. D. Montgomery (1972)
- G. Muraro (1974)
- J. Nash (1950)
- D. M. Newbery (1990)
- A. Neyman (1985)
- Legal, Ethical, Economic and Political Aspects of Transfrontier Pollution, in: T. D. Crocker (Hrsg.), Economic Perspectives on Acid Deposition Control, Acid Precipitation Series, Vol. 8, Boston, S. 123-133.
- Die Lage der Umwelt in der Europäischen Gemeinschaft 1986, Brüssel, Luxemburg.
- Game Theory and Economic Modelling, Oxford.
- A Course in Microeconomic Theory, Cambridge.
- Rational Cooperation in Finitely-Repeated Prisoner's Dilemma, in: Journal of Economic Theory, Vol. 27, S. 245-252.
- Property Rights Theorie und Wohlfahrtsökonomik, in: A. Schüller (Hrsg.), Property Rights und ökonomische Theorie, München, S. 45-77.
- On Marketable Air-Pollution Permits: The Case for a System of Pollution Offsets, in: Journal of Environmental Economics and Management, Vol. 10, S. 233-247.
- Umweltressourcen als Gegenstand internationaler Verhandlungen. Eine theoretische Transaktionskostenanalyse, Staatliche Allokationspolitik im Marktwirtschaftlichen System, Bd. 23, Frankfurt/Main.
- Environmental Protection, in: Land Economics, Vol. 68, S. 116-119.
- The Acid Rain Game, Unveröffentlicht.
- International Environmental Problems, in: Oxford Review of Economic Policy, Vol. 6, S. 80-108.
- Institutionalisierung der Umweltprobleme und staatliche Souveränität, in: M. Jänicke, U. E. Simonis, G. Weigmann (Hrsg.), Wissen für die Umwelt, Berlin, New York, S. 175-193.
- A Comparison of Two Marketable Discharge Permits Systems, in: Journal of Environmental Economics and Management, Vol. 15, S. 35-44.
- EC Fiscal Harmonization, Environmental Taxes and Charges: Theory and Policy, Unveröffentlicht.
- Markets in Licences an Efficient Pollution Control Programs, in: Journal of Economic Theory, Vol. 5, S. 395-418.
- The Economics of Unidirectional Transfrontier Pollution, in: OECD (Hrsg.), Problems in Transfrontier Pollution, Paris, S. 33-74.
- The Bargaining Problem, in: Econometrica, Vol. 18, S. 155-162.
- Acid Rain, in: Economic Policy Vol. 11, S. 298- 346.
- Bounded Complexity Justifies Cooperative in the Finitely Repeated Prisoner's Dilemma, in: Economic Letters, Vol 19, S. 227-230.

- J. Nilsson (1986) Critical Loads for Nitrogen and Sulphur, The Nordic Council of Ministers, Report 1986: 11, Kopenhagen.
- OECD (Hrsg.)(1977) Legal Aspects of Transfrontier Pollution, Paris.
- OECD (1981) The Costs and Benefits of Sulphur Dioxid Control - A Methodological Study, Paris.
- C. Olsson (1988) The Cost-Effectiveness of Different Strategies Aimed at Reducing the Amount of Sulphur Deposition in Europe, EFI Research Report 261, Stockholm.
- P. C. Ordeshook (1986) Game Theory and Political Theory, An Introduction, Cambridge.
- R. Osterkamp,
W. Schneider (1982) Zur Umweltökonomik: Einführung und Überblick, in: H. Möller, R. Osterkamp, W. Schneider (Hrsg.), Umweltökonomik, Beiträge zur Theorie und Politik, Königstein/Taunus, S. 5-27.
- R. Pethig (1982) Reciprocal Transfrontier Pollution, in: H. Siebert (Hrsg.), Global Environmental Resources: The Ozone Problem, Staatliche Allokationspolitik im Marktwirtschaftlichen System, Band 2, Frankfurt/Main, S. 57-93.
- V. Prittwitz (1984) Umweltaußenpolitik. Grenzüberschreitende Luftverschmutzung in Europa, Frankfurt/Main.
- R. Radner (1980) Collusive Behaviour in Noncooperative Epsilon-Equilibria of Oligopolies with Long but Finite Lives, in: Journal of Economic Theory, Vol. 22, S. 136-154.
- M. Rauscher (1991a) Foreign Trade and the Environment, in: H. Siebert (Hrsg.), Environmental Scarcity: The International Dimension, Tübingen, S. 17-29.
- M. Rauscher (1991b) Environmental Policy and International Capital Movements, Kiel, mimeo.
- A. Rest (1978) Internationaler Umweltschutz und Haftung. Verantwortlichkeit von Staat und Einzelperson bei grenzüberschreitenden Umweltbeeinträchtigungen, Berlin.
- L. J. Savage (1954) The Foundations of Statistics, New York.
- R. C. Selten (1965) Spieltheoretische Behandlung eines Oligopolmodells bei Nachfrageträgheit, in: Zeitschrift für die gesamte Staatswissenschaft, Vol. 121, S. 301-324, 667-689.
- R. C. Selten (1975) Reexamination of the Perfectness Concept for Equilibrium Points in Extensive Games, in: International Journal of Game Theory, Vol. 4, S. 25-55.
- H. Siebert (1978a) Räumliche Aspekte der Umweltallokation, in: W. Buhr, P. Friedrich (Hrsg.), Konkurrenz zwischen kleinen Regionen, Baden-Baden, S. 304-325.
- H. Siebert (1978b) Ökonomische Theorie der Umwelt, Tübingen.
- H. Siebert (1985) Spatial Aspects of Environmental Economics, in: A. V. Kneese, J. L. Sweeney (Hrsg.), Handbook of Natural Resource and Energy Economics, Bd. 1, Amsterdam, S. 125-164.

- H. Siebert (1987) Haftung ex-post versus Anreize ex-ante: Einige Gedanken zur Umweltpolitik bei Unsicherheit, Diskussionsbeiträge Serie II, Nr. 34, Sonderforschungsbereich 178, Konstanz
- H. Siebert (1989a) Europe '92, Environmental Policy in an Integrated Market, Kieler Arbeitspapier Nr. 365, Kiel.
- H. Siebert (1990a) Comment on the Paper "Acid Rain" by David M. Newbery, in: Economic Policy Vol. 11, S.xx-346.
- H. Siebert (1992a) Economics of the Environment, Theory and Policy, Third, Revised and Enlarged Edition, Berlin.
- H. Siebert (1990b) Natürliche Ressourcen und Weltwirtschaft, in: Weltwirtschaftliches Archiv, Vol. 129, S. 1-24.
- H. Siebert (1992b) Transfrontier Pollution and Global Environmental Media, Kieler Arbeitspapiere Nr. 499, Kiel.
- H. Smets (1973) The Mutual Compensation Principle, Paris, OECD.
- T. H. Tietenberg (1973) Controlling Pollution by Price and Standards Systems: A General Equilibrium Analysis, in: Swedish Journal of Economics, Vol. 75, S. 193-203.
- T. H. Tietenberg (1974a) Derived Decision Rules for Pollution Control in a General Equilibrium Analysis, in: Journal of Environmental Economics and Management, Vol. 1, S. 3-16.
- T. H. Tietenberg (1974b) The Design of Property Rights for Air Pollution Control, in: Public Policy, Vol. 22, S. 275-292.
- T. H. Tietenberg (1980) Transferable Discharge Permits and the Control of Air Pollution: A Survey and Synthesis, in: Zeitschrift für Umweltpolitik, Vol. 3, S. 477-508.
- C. C. v. Weizsäcker,
H. Welsch (1988) Alternative Umweltstrategien für die europäische Elektrizitätswirtschaft zur Kontrolle grenzüberschreitender externer Effekte von SO₂-Emissionen, in: H. Siebert (Hrsg.), Umweltschutz für Luft und Wasser, Berlin, S. 97-127.
- C. C. v. Weizsäcker,
H. Welsch (1991) Institutional Arrangements for Transfrontier Air Pollution, in: H. Siebert (Hrsg.), Environmental Scarcity - The International Dimension, Tübingen, S. 117-134.
- H. Welsch (1989) Kosten der SO₂-Minderung unter alternativen umweltpolitischen Strategien: Ergebnisse eines Simulationsmodells des westeuropäischen Kraftwerkssektors, in: Zeitschrift für Energiewirtschaft, Vol. 13, S. 51-59.