

Helm, Carsten

**Book Part — Digitized Version**

## Weltumweltpolitik und ökonomische Theorie

**Provided in Cooperation with:**

WZB Berlin Social Science Center

*Suggested Citation:* Helm, Carsten (1996) : Weltumweltpolitik und ökonomische Theorie, In: Udo Ernst Simonis (Ed.): Weltumweltpolitik: Grundriß und Bausteine eines neuen Politikfeldes, ISBN 3-89404-161-7, Edition Sigma, Berlin, pp. 266-287

This Version is available at:

<https://hdl.handle.net/10419/122362>

**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.*



## WZB-Open Access Digitalisate

## WZB-Open Access digital copies

---

Das nachfolgende Dokument wurde zum Zweck der kostenfreien Onlinebereitstellung digitalisiert am Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung gGmbH (WZB). Das WZB verfügt über die entsprechenden Nutzungsrechte. Sollten Sie sich durch die Onlineveröffentlichung des Dokuments wider Erwarten dennoch in Ihren Rechten verletzt sehen, kontaktieren Sie bitte das WZB postalisch oder per E-Mail:

Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung gGmbH  
Bibliothek und wissenschaftliche Information  
Reichpietschufer 50  
D-10785 Berlin  
E-Mail: [bibliothek@wzb.eu](mailto:bibliothek@wzb.eu)

The following document was digitized at the Berlin Social Science Center (WZB) in order to make it publicly available online.

The WZB has the corresponding rights of use. If, against all possibility, you consider your rights to be violated by the online publication of this document, please contact the WZB by sending a letter or an e-mail to:

Berlin Social Science Center (WZB)  
Library and Scientific Information  
Reichpietschufer 50  
D-10785 Berlin  
e-mail: [bibliothek@wzb.eu](mailto:bibliothek@wzb.eu)

---

Digitalisierung und Bereitstellung dieser Publikation erfolgten im Rahmen des Retrodigitalisierungsprojektes **OA 1000+**. Weitere Informationen zum Projekt und eine Liste der ca. 1 500 digitalisierten Texte sind unter <http://www.wzb.eu/de/bibliothek/serviceangebote/open-access/oa-1000> verfügbar.

This text was digitizing and published online as part of the digitizing-project **OA 1000+**. More about the project as well as a list of all the digitized documents (ca. 1 500) can be found at <http://www.wzb.eu/en/library/services/open-access/oa-1000>.

## 14. Weltumweltpolitik und ökonomische Theorie

---

*Carsten Helm*

»Anyone who believes exponential growth can go on forever in a finite world is either a madman or an economist.«  
*Kenneth E. Boulding*

### 14.1 Ökonomische Theorie und komplexe Probleme

Einst hatte ein ökonomischer Theoretiker seine Brieftasche in einem Roggenfeld nahe einer Straße verloren. Voller Eifer suchte er unter der Straßenlaterne nach ihr. Auf den Einwand eines vorbeiziehenden Wanderers, daß er die Brieftasche doch im Feld und nicht bei der Laterne verloren habe, antwortete der Ökonom: »Aber hier ist es, wo das Licht ist«.

Diese Parabel erzählt von einem der häufigsten Einwände, der der ökonomischen Theorie entgegengebracht wird. Ihre Modelle seien zwar theoretisch elegant, hätten aber mit der Realität komplexer Probleme nur noch wenig gemein. Wozu, könnte man dann fragen, brauchen wir eine ökonomische Theorie der Weltumweltpolitik? Handelt es sich hierbei doch um eines der komplexesten Probleme, vor denen die Menschheit steht.

José Scheinkman hat die obige Parabel weitergesponnen: Er schlägt vor, eine Lichterkette zu konstruieren, die zwar an der Straße beginnt, da sich dort die Elektrizität befindet, aber schließlich bis ins Feld hineinreicht (Kreps 1990, S. 9). Die ökonomische Theorie der Weltumweltpolitik ist eine recht junge Disziplin, und der folgende Überblick macht deutlich, daß sie oftmals noch orientierungslos »zwischen den Roggenhalmen umherirrt«.<sup>1</sup> Aber sie hat sich zumindest als Methode bewährt, die grundlegenden Probleme besser zu verstehen.

Abschnitt 14.2 führt in die Grundlagen einer Theorie der internationalen Kooperation ein, die auf der Annahme von nationalem Eigeninteresse geleitet, staatlicher Akteure aufbaut. Anschließend wird die Analyse um die Berücksichtigung von Interessengruppen (Abschnitt 14.3) und der für komplexe

1 Ohne Theorie wären wir allerdings noch orientierungsloser. Schließlich wäre es dann in erster Linie eine »Glaubensfrage«, ob das während der letzten Jahrzehnte immer milder werdende Februarwetter ein Indiz für den Treibhauseffekt oder ein Beweis für die Größe des vom Himmel kommenden nordkoreanischen Führers Kim Jong Il ist, wie die nordkoreanische Nachrichtenagentur KCNA anlässlich dessen 54. Geburtstags verlautbaren ließ (Frankfurter Rundschau, 21. Februar 1996, S. 1).

Umweltprobleme typischen Unsicherheit (Abschnitt 14.4) erweitert. In Abschnitt 14.5 wird schließlich ein kritischer Blick auf die entscheidungstheoretischen Annahmen der Kooperationsanalyse geworfen.

## 14.2 Weltumweltpolitik und nationale Interessen

Die Analyse von Umweltproblemen ist während der letzten zwanzig Jahre zu einem eigenen Schwerpunkt der Wirtschaftswissenschaft geworden; sie blieb allerdings zumeist auf nationale Umweltprobleme beschränkt. Daher stellt sich die Frage, inwieweit sich die im nationalen Rahmen gewonnenen theoretischen Erkenntnisse und hieraus abgeleiteten Politikempfehlungen auf internationale Umweltprobleme übertragen lassen. Bis zu einem gewissen Grade ist dies möglich, indem statt des Verhaltens von Individuen (d. h. Haushalten und Unternehmen) das Verhalten von Staaten als grundlegende Analyseeinheit gewählt wird. Dieses Vorgehen ist theoretisch elegant und liefert eine Reihe interessanter Einsichten; es darf jedoch nicht übersehen werden, daß nationale und internationale Umweltpolitik unter völlig unterschiedlichen institutionellen Rahmenbedingungen stattfinden. Kurzum, während die Vorstellung eines an der Maximierung der nationalen Wohlfahrt orientierten »zentralen Planers« bereits eine eher wackelige Hilfsannahme ist, gibt es erst recht keine »Weltregierung«, welche die normativen Empfehlungen der ökonomischen Theorie umzusetzen vermöchte.

Das kennzeichnende Merkmal internationaler Umweltprobleme sind grenzüberschreitende Effekte, das heißt: Aktivitäten in einem Land haben Einfluß auf die Wohlfahrt und die Umwelt anderer Länder. Zumeist wird hier an physische Effekte gedacht, also beispielsweise FCKW oder CO<sub>2</sub>-Emissionen, im Prinzip können aber auch psychologische Effekte hierunter gefaßt werden. Insbesondere beim Schutz der Wale und anderer »charismatischer Spezies« spielt diese psychologische Komponente eine wichtige Rolle.

Wie sollten nun »rationale« Akteure bzw. Staaten ihre »optimale« Politik bei internationalen Umweltproblemen bestimmen (ausführlich hierzu Krumm 1995)?<sup>2</sup> Die zentrale Frage der Wirtschaftswissenschaft betrifft die effiziente

---

2 Rationalität und Optimalität sind verbreitete Begriffe der Alltagssprache, mit denen allerdings häufig sehr verschiedene Bedeutungen assoziiert werden. Sie müssen daher genauer definiert werden. Einfach ausgedrückt bedeutet *rationales Verhalten* die Wahl der besten Mittel, um ein vorher festgelegtes Ziel zu erreichen. Es sagt jedoch nichts über die Bestimmung des Zieles aus, Kriterium für Rationalität ist lediglich die Konsistenz der Wahlentscheidungen. Dem Begriff der *Optimalität* wird zumeist das Pareto-Krite-

Allokation knapper Ressourcen. Sowohl Umweltschäden als auch mögliche Maßnahmen des Umweltschutzes verursachen Kosten. Eine optimale Politik zielt darauf, die Gesamtkosten zu minimieren; dies ist der Fall, wenn der Grenznutzen jeweils gleich den Grenzkosten ist. Mit anderen Worten: Maßnahmen des Umweltschutzes sollten solange durchgeführt werden, bis der Nutzen einer zusätzlichen Einheit Umweltschutz den Kosten dieser zusätzlichen Einheit Umweltschutz entspricht.<sup>3</sup> Dies ist graphisch in Abbildung 14.1 dargestellt. Es wird dabei angenommen, daß die Kurve der Grenzkosten steigend verläuft, da Emissionsreduktionen anfangs relativ leicht zu erreichen sind und zunehmend teurer werden, wenn die einfachen Reduktionspotentiale ausgeschöpft sind. Umgekehrt verläuft die Kurve des Grenznutzens fallend, da die Minderung umweltschädigender Emissionen höher bewertet wird, je schlimmer der Umweltzustand ist. Der Schnittpunkt ergibt das »optimale« Reduktionsniveau ( $ER^*$ ) mit den entsprechenden Grenzkosten bzw. dem Grenznutzen ( $p^*$ ).

Während das betrachtete Land die gesamten Kosten der Reduktionsmaßnahmen zu tragen hat, muß es deren Nutzen bei grenzüberschreitenden Emissionen mit anderen Ländern teilen. Geht man von einer nationalstaatlichen Perspektive aus, so wird dieser Nutzen für andere Länder bei der Wahl der Emissionsreduktionen nicht berücksichtigt. Verhalten sich nun alle Länder dementsprechend, dann werden der Entscheidung über die Höhe der Emissionsreduktionen zwar stets die gesamten Kosten, aber nur ein Teil des Nutzens zugrunde gelegt. Aus der globalen Perspektive betrachtet ist das gewählte Reduktionsniveau dadurch zu niedrig. Es besteht somit ein Unterschied zwischen individueller (nationaler) und kollektiver (globaler) Rationalität; das heißt, durch internationale Kooperation könnten im Prinzip alle Länder besser gestellt werden.

In Abbildung 14.1 wird dies durch die nach rechts verschobene Grenznutzenkurve dargestellt, die auch den Nutzen der eigenen Emissionsreduktionen für andere Länder berücksichtigt. Im Vergleich zur nicht-kooperativen Lösung werden höhere Emissionsreduktionen ( $ER^1$ ) mit höheren Grenzkosten ( $p^1$ ) ge-

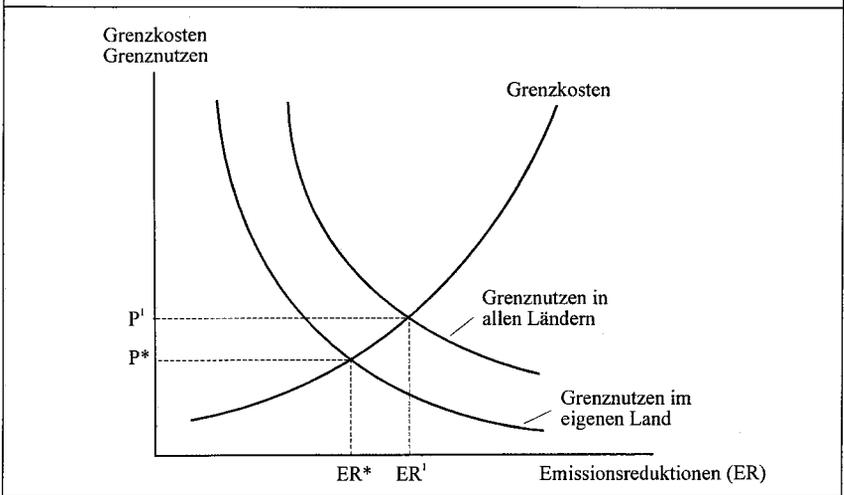
---

rium zugrunde gelegt. Ein Zustand ist Pareto-optimal, wenn niemand (kein Staat) besser gestellt werden kann, ohne jemand anderen (einen anderen Staat) schlechter zu stellen. In gewisser Weise stellt das Pareto-Kriterium den kleinsten gemeinsamen Nenner dar, auf den sich die Wirtschaftswissenschaft einigen konnte. Es sagt nämlich nichts über die Bewertung solcher Änderungen aus, bei denen einige Personen (Staaten) besser und einige schlechter gestellt werden (vgl. Ng 1979).

3 Dies ist natürlich eine stark vereinfachte Darstellung; tatsächlich existieren in der Kosten-Nutzen-Analyse eine Reihe verschiedener Entscheidungskriterien. Außerdem bleiben hier die Schwierigkeiten der Monetarisierung von Umweltschäden ausgeklammert (vgl. Hanley/Spash 1993 sowie Abschnitt 14.4.1).

wählt. Es ist zu beachten, daß die einzelnen Länder auch bei einer solchen kooperativen Lösung allein auf ihre eigene, nationale Wohlfahrt bedacht sind. Kooperation bedeutet nicht eine Abkehr vom nationalen Eigeninteresse, sondern die Einsicht, von einem Austausch gegenseitiger Emissionsreduktionen profitieren zu können.

Abbildung 14.1: Bestimmung der optimalen Umweltpolitik



Die bisherige Analyse wirft eine Reihe von Fragen auf, insbesondere folgende: Wie hoch ist der Nutzen internationaler Kooperation zu bewerten? Wie wahrscheinlich ist das Zustandekommen der Kooperation, mit welchen Problemen hat sie zu kämpfen? Welche institutionelle Ausgestaltung ist am besten geeignet, eine stabile und effektive Kooperation zu gewährleisten? Diese Fragen stehen im Mittelpunkt der folgenden Abschnitte.

#### 14.2.1 Zum Nutzen zwischenstaatlicher Kooperation

Der potentielle Nutzen zwischenstaatlicher Kooperation hängt in erster Linie vom Ausmaß der grenzüberschreitenden Effekte ab. Sind diese gering, dürfte der Unterschied zwischen nicht-kooperativer und kooperativer Umweltpolitik ebenfalls gering sein. Im anderen Extrem, in dem nur die Summe der globalen Gesamtemissionen für den Umweltzustand von Bedeutung ist, ist dagegen zu

erwarten, daß einzelne Länder nicht ohne weiteres zu Emissionsreduktionen bereit sind, da die hierdurch erzielte Verbesserung ihres eigenen Umweltzustandes marginal wäre. Der potentielle Nutzen der Kooperation wäre in diesem Fall besonders groß; ein Beispiel hierfür ist der Treibhauseffekt.

Ein zwischen diesen beiden Extremen liegender Fall ist der »Saure Regen«, der vor allem durch  $\text{SO}_2$ -Emissionen verursacht wird. Denn ein Teil der nationalen  $\text{SO}_2$ -Emissionen geht im eigenen Land nieder – somit besteht ein Spielraum für nationale Umweltmaßnahmen –, während der andere Teil der  $\text{SO}_2$ -Emissionen in benachbarten Ländern anfällt und somit internationale Kooperation notwendig wird.<sup>4</sup>

Unter der Annahme, daß die  $\text{SO}_2$ -Emissionen, die im Jahr 1984 (dem Jahr vor Unterzeichnung des Helsinki-Protokolls zur Reduktion der Schwefelemissionen in Europa) zu verzeichnen waren, Ausdruck einer optimalen *nicht-kooperativen* Politik der einzelnen Länder in Europa darstellten, hat Mäler (1990, S. 91) die zusätzlichen Emissionsreduktionen errechnet, die sich bei optimaler internationaler Kooperation ergeben würden.<sup>5</sup> In Abbildung 14.2 sind die Emissionsreduktionen und der sich hieraus ergebende Nettonutzen für einzelne Länder zusammengefaßt.

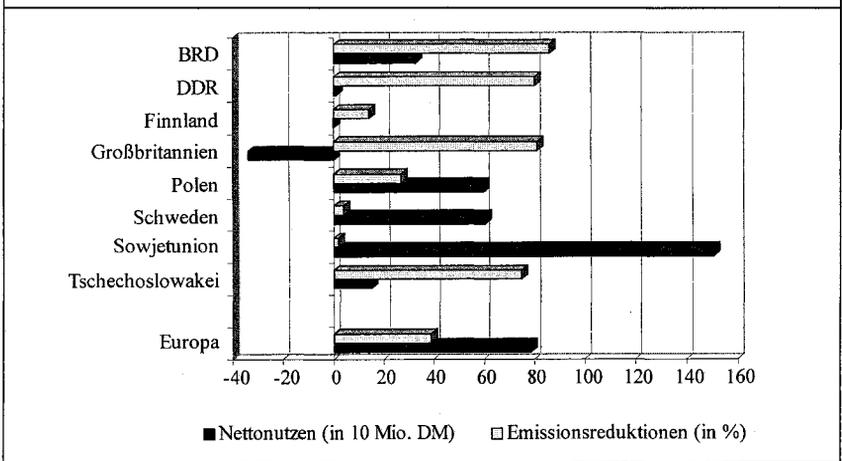
Bei der Betrachtung von Abbildung 14.2 fallen eine Reihe von Dingen ins Auge. Erstens sind die Effekte der Kooperation beachtlich: Im Durchschnitt der betrachteten Länder führen sie zu Emissionsreduktionen von 39 Prozent und stiften einen Nettonutzen von fast 790 Millionen DM. Die Gesamtheit der Länder könnte sich also durch Kooperation wesentlich besser stellen. Zweitens fallen die kooperativen Emissionsreduktionen in den einzelnen Ländern höchst unterschiedlich aus. Dies hängt insbesondere von den Vermeidungskosten und dem Anteil der grenzüberschreitenden Emissionen in den einzelnen Ländern ab. So bläst beispielsweise der Wind einen Großteil der Emissionen aus Großbritannien auf das europäische Festland, während die grenzüberschreitenden Emissionen aus der Sowjetunion wesentlich geringer sind; daher die hohen kooperativen Emissionsreduktionen im einen und die vergleichsweise geringen im anderen Fall. Drittens ist auch der Nettonutzen einer kooperativen Lösung für die einzelnen Länder sehr unterschiedlich, zumindest wenn es keine Ausgleichszahlungen gibt. Und viertens sind die Länder mit den höchsten Emissionsreduktionen keineswegs dieselben, die den höchsten Nutzen aus der Ko-

4 Der Anteil der Eigendepositionen beträgt in den einzelnen europäischen Ländern zwischen 10 und 40 Prozent der Gesamtemissionen.

5 Mäler (1990, S. 90) weist allerdings darauf hin, daß aufgrund der grob vereinfachenden Annahme die Zahlen in erster Linie qualitative Einsichten vermitteln und nicht quantitativ interpretiert werden sollten. Zum europäischen Regime der grenzüberschreitenden Luftverschmutzung vgl. ausführlich Gehring (1994).

operation ziehen. Ein Extremfall für die letztgenannten beiden Punkte ist Großbritannien mit hohen kooperativen Emissionsreduktionen von 80 Prozent und gleichzeitig hohen Verlusten von etwa 340 Millionen DM. Als Nettoexporteur von  $\text{SO}_2$ -Emissionen hat es zwar einen großen Einfluß auf den Umweltzustand in den anderen Ländern (daher die hohen Emissionsreduktionen), profitiert aber selber kaum von Emissionsreduktionen in den anderen Ländern (daher die Wohlfahrtsverluste).

Abbildung 14.2: Effekte kooperativer Umweltpolitik



Die Berücksichtigung solcher Asymmetrien kann dazu beitragen, die Erfolgchancen internationaler Kooperation zu erhöhen. Ein Beispiel hierfür ist die Einrichtung des Ozon-Fonds, aus dem Maßnahmen der Entwicklungsländer finanziert werden. Ein anderer Ansatz wurde im Osloer Protokoll über die weitere Reduktion der Schwefelemissionen von 1994 gewählt. Dort werden die Reduktionsziele nicht mehr für alle Vertragsparteien einheitlich festgelegt, sondern sie orientieren sich an der Einhaltung kritischer Schwellenwerte (»critical loads«) für die Umwelt.

#### 14.2.2 Zu den Problemen zwischenstaatlicher Kooperation

Die vorgenannten Punkte deuteten bereits darauf hin, daß sich zwischenstaatliche Kooperation zwar insgesamt lohnt, aber keineswegs problemlos zu errei-

chen ist. Welches Interesse sollte beispielsweise Großbritannien daran haben, die von der kooperativen Lösung geforderten 80 Prozent Emissionsreduktionen umzusetzen, wenn sich hierdurch seine Wohlfahrt verschlechtert? Solche Verteilungsprobleme sollen hier zunächst einmal außen vor gelassen werden. Vereinfachend wird angenommen, daß sich die beteiligten Länder darauf einigen können, die Gewinne der Kooperation so zu verteilen, daß alle Staaten profitieren, etwa indem potentielle Verlierer durch Kompensationszahlungen entschädigt werden.<sup>6</sup>

Denn selbst wenn alle Staaten von der Kooperation profitieren würden, ist deren Zustandekommen keineswegs problemlos. Dies wird häufig anhand des sogenannten Gefangenendilemmas dargestellt, da es der Struktur vieler internationaler Umweltprobleme ähnelt: Zwei Akteure (die Länder A und B) entscheiden unabhängig voneinander, ob sie kooperieren oder nicht kooperieren wollen. Der erste Wert in der folgenden Matrix gibt jeweils die Auszahlung für Land A, der zweite diejenige für Land B an.

*Abbildung 14.3: Das Gefangenendilemma*

		<i>Land B</i>	
		Kooperieren (K)	Nicht kooperieren (NK)
<i>Land A</i>	Kooperieren (K)	3,3	0,5
	Nicht kooperieren (NK)	5,0	1,1

Ein vom Eigeninteresse geleitetes Land A wird seiner Entscheidung, ob es kooperieren soll oder nicht, die folgende Überlegung zugrundelegen: Angenommen, Land B kooperiert, dann beträgt Land A's eigene Auszahlung 3, falls es ebenfalls kooperiert (K, K), jedoch 5, wenn es selber nicht kooperiert (NK, K). Umgekehrt, wenn Land B nicht kooperiert, beträgt Land A's Auszahlung 0, falls es kooperiert (K, NK), jedoch 1, wenn es ebenfalls nicht kooperiert (NK, NK). In jedem Fall ist es für Land A besser, nicht zu kooperieren; da die Auszahlungsstruktur für beide Länder symmetrisch ist, gelten dieselben Überlegungen für Land B. Entsprechend werden beide Länder nicht kooperieren und sich mit der Auszahlung (1, 1) zufrieden geben müssen, obwohl beide durch Kooperation die Auszahlung (3, 3) erreichen könnten.

<sup>6</sup> Vgl. die Beiträge von Banholzer und Simonis zu »Joint Implementation« in diesem Band, ein Instrument, das als eine modifizierte Form von Kompensationszahlungen aufgefaßt werden kann.

Dieses Dilemma wurde oft herangezogen, um zu veranschaulichen, warum Kooperation bei internationalen Umweltproblemen so schwer zu erreichen ist, selbst wenn alle Seiten von ihr profitieren. Und wenn das bereits für dieses sehr einfache Beispiel gilt, wieviel schwerer muß es dann für die in Wirklichkeit viel komplexeren internationalen Umweltprobleme mit ihrer zusätzlichen Verteilungsproblematik sein – wahrlich kein Anlaß zum Optimismus. Doch gerade in der Komplexität liegt hier die Hoffnung, denn dem Gefangenendilemma liegen vereinfachende Annahmen zugrunde, deren genauere Betrachtung die Chancen der Kooperation weniger trist erscheinen läßt.

### *Internationale Umweltübereinkommen*

Im vorangegangenen Abschnitt wurde implizit davon ausgegangen, daß die Spieler keine bindenden Verträge schließen können. Ist dies für die Kooperation zwischen Staaten realistisch? Andere Beiträge in diesem Band rücken die Vielfalt bestehender und sich entwickelnder internationaler Umweltübereinkommen ins Zentrum und zeigen, mit welcher Energie oft um einzelne Vertragsbestimmungen gerungen wird. Andererseits ließe sich argumentieren, daß die in internationalen Abkommen festgeschriebenen Verpflichtungen oft nicht nennenswert über jene Maßnahmen hinausgehen, die die Staaten auch im nationalen Alleingang durchgeführt hätten. Vor allem aber gibt es kaum Sanktionsmöglichkeiten oder gar eine zentrale Instanz, die Vertragsbrüche ahnden kann. Im Grunde genommen wird die Entscheidung über einen Vertrag daher nicht nur bei seiner Unterzeichnung gefällt, sondern es wird ständig neu überlegt, ob sich seine Einhaltung lohnt.<sup>7</sup> Daher läßt sich zusammenfassend sagen, daß internationale Verträge zwar keineswegs bedeutungslos sind, man von ihnen jedoch keine bindende Wirkung für jene Staaten erwarten kann, gegen deren Interessen sie verstoßen.

### *Verknüpfung verschiedener Problemfelder*

Beim oben dargestellten Gefangenendilemma wird auch nicht berücksichtigt, daß Staaten auf vielen unterschiedlichen Gebieten miteinander kooperieren und diese Gebiete vielfach nicht unabhängig voneinander sind. Durch Problemfeldverknüpfung (*issue linkages*) kann Kooperation nicht nur im Gefangenendilem-

---

7 Vgl. hierzu die Diskussion über die kooperative und nicht-kooperative Spieltheorie (Harsanyi/Selten 1988).

ma, sondern gegebenenfalls sogar in solchen Fällen erreicht werden, in denen ein Land bei einer kooperativen Lösung verlieren würde – wie Großbritannien im oben beschriebenen Beispiel (vgl. Morgan 1990; Folmer et al. 1993).

Angenommen, zwei Länder verhandelten gleichzeitig über zwei verschiedene Problemfelder. Das eine Land würde sehr stark von Kooperation über das erste Problem profitieren, während es von der Kooperation über das zweite Problem geringe Wohlfahrtsverluste erleiden würde. Für das andere Land seien die Dinge genau umgekehrt. In diesem Fall würden Verhandlungen über einen einzelnen Punkt scheitern, weil jeweils eines der Länder dadurch verlieren würde. Werden jedoch beide Problemfelder miteinander verknüpft, ist Kooperation möglich, da jedes Land für die relativ geringen Wohlfahrtsverluste auf einem Gebiet durch höhere Wohlfahrtsgewinne auf dem anderen Gebiet entschädigt werden kann.

Die Verknüpfung von Problemfeldern kann verschiedene Formen annehmen, beispielsweise Zugeständnisse oder umgekehrt den Abbruch der Kooperation auf anderen Gebieten, ferner Kompensationszahlungen und subtilere Mechanismen, wie befürchtete Schäden für die Reputation als kooperativer Verhandlungspartner usw. Es kann sich daher in der Verhandlungspraxis internationaler Umweltprobleme als sehr sinnvoll erweisen, verschiedene Problemfelder miteinander zu verbinden. Insbesondere gilt dies für Verhandlungen zwischen Entwicklungsländern und Industrieländern und die Verknüpfung der Entwicklungsinteressen des Südens mit den Umweltinteressen des Nordens (vgl. Biermann 1995). Allerdings sollte nicht außer acht gelassen werden, daß durch Problemfeldverknüpfung der Einsatz erhöht und so möglicherweise der Eindruck einer großflächigen Konfrontation vermittelt wird, was die Bereitschaft der Staaten zu Zugeständnissen verringern kann (vgl. Fisher 1964).

### *Wiederholte Spiele*

Ein dritter und am häufigsten genannter Mechanismus, warum die Kooperationschancen größer sind, als das einfache Gefangenendilemma zunächst vermuten läßt, wird durch die Theorie wiederholter Spiele erklärt. Spielen zwei Länder das oben dargestellte Spiel nicht nur einmal, sondern eine unendliche oder zumindest vorher nicht bekannte Anzahl von Runden, dann läßt sich nämlich zeigen, daß Kooperation zustande kommen kann. Ein Beispiel für eine solche kooperative Gleichgewichtsstrategie ist »Tit for Tat«: Land A kooperiert in der ersten und in allen weiteren Runden, sofern sich auch Land B kooperativ verhält. Versucht Land B hingegen, diese Kooperationsbereitschaft auszunutzen, bricht Land A die Kooperation ab.

Durch das Wiederholen des Spiels gewinnt Land A somit eine Sanktionsmöglichkeit. Dies hält Land B von der Versuchung ab, durch einseitiges nicht-kooperatives Verhalten eine höhere Auszahlung zu erlangen, da es hierfür in Zukunft auf die Gewinne der gegenseitigen Kooperation verzichten müßte (vgl. Axelrod 1984).<sup>8</sup> Im Grunde kann dies als Sonderfall der Verknüpfung von Spielen verstanden werden, wobei die Verknüpfung nicht zwischen verschiedenen Problemfeldern, sondern zwischen aufeinanderfolgenden Kooperationsentscheidungen im selben Problemfeld besteht.

#### 14.2.3 Zur Stabilität zwischenstaatlicher Kooperation

Im vorangegangenen Abschnitt wurde argumentiert, daß die Chancen zur Kooperation größer sind als das einfache Gefangenendilemma vermuten läßt. In der Tat gibt es über 150 internationale Umweltübereinkommen, wobei deren Zahl allein nur ein sehr ungenaues Erfolgskriterium ist. Doch nehmen wir einmal an, Staaten würden ein Übereinkommen abschließen, das vorsieht, die für die Gruppe der Vertragsparteien (im folgenden als Koalition bezeichnet) optimalen Emissionsreduktionen zu vereinbaren.<sup>9</sup> Dann stellt sich die Frage, in welchem Maße Staaten einen Anreiz haben, ein solches Übereinkommen zu unterschreiben und auch einzuhalten – mit anderen Worten: ob ein solches Übereinkommen *stabil* ist. Stabilität kann hierbei als ein Zustand definiert werden, in dem für keinen Staat ein Anreiz besteht, entweder aus einem Übereinkommen auszutreten oder ihm beizutreten.

Kooperation im oben dargestellten Gefangenendilemma wäre ein solches stabiles Übereinkommen, sofern das Spiel unendlich oft oder eine vorher nicht bekannte Anzahl von Runden wiederholt würde. Der Grund hierfür ist das Bestehen der Sanktionsmöglichkeit, auf den Abbruch der Kooperation selber mit Nicht-Kooperation zu antworten.

Sobald es mehr als zwei Länder gibt, greift dieser Mechanismus aber nicht mehr ohne weiteres. Angenommen, aus einer Koalition von 100 miteinander kooperierenden Staaten würde ein Staat sich entscheiden auszutreten, um von einer Trittbrettfahrerposition zu profitieren. Ein Abbruch der Kooperation durch die übrigen 99 Staaten wäre zwar eine wirkungsvolle Abschreckung, aber eine solche Drohung ist nicht glaubwürdig, da sich die 99 Staaten hier-

8 Allgemein läßt sich zeigen, daß jede Pareto-effiziente Lösung in unendlich oft wiederholten Spielen als Nash-Gleichgewichtsstrategie erreicht werden kann, sofern die Diskontrate nicht zu hoch ist. Zum sogenannten Folk-Theorem vgl. Friedman (1971).

9 Zu den folgenden Ausführungen vgl. vor allem Barrett (1991, 1992), Krumm (1995) und Weimann (1995).

durch selbst schaden würden. Denn Kooperation zwischen den verbliebenen Staaten ist für diese immer noch besser als gar keine Kooperation.

Allerdings ist zu erwarten, daß die verbliebenen Vertragsparteien ihre Emissionen (ein wenig) erhöhen werden, da sie den Nutzen der Reduktionsanstrengungen für den ausgetretenen Staat nun nicht mehr berücksichtigen. Somit wirken auf jeden Staat, der die Koalition verläßt, zwei Effekte: Zum einen profitiert er weiter von den Reduktionsanstrengungen der übrigen Staaten, ohne einen eigenen Beitrag leisten zu müssen – die Trittbrettfahrerposition; zum anderen verliert er, da auch die anderen Staaten ihre Reduktionsanstrengungen verringern. Bei von Eigeninteresse geleiteten Staaten ist zu erwarten, daß diese so lange austreten werden, bis der Grenznutzen des ersten Effekts den Grenzkosten des zweiten entspricht.

Auf diesem Prinzip beruhende Modellsimulationen sind zu dem Ergebnis gekommen, daß besonders bei hohen potentiellen Kooperationsgewinnen die resultierende Koalition sehr klein ausfallen wird – nur aus zwei oder drei Ländern bestehend. Denn je größer die Kooperationsgewinne, desto geringer das Drohpotential, da in diesem Fall der Anreiz für die verbleibenden Koalitionäre groß ist, weiterhin substantielle kooperative Reduktionsmaßnahmen durchzuführen.

Einen möglichen Ausweg aus diesem Dilemma weist Bauer (1993). In ihrem Modell sind zwar nur Zweierkoalitionen stabil, diese können jedoch zahlreich entstehen. Werden diese Zweierkoalitionen nun als Einheit betrachtet, so können sie sich zu einer Viererkoalition zusammenschließen und so fort. Zumindest bis zu einem gewissen Grade scheint dies durchaus der tatsächlichen Verhandlungsdiplomatie zu entsprechen, bei der sich oftmals kleine Koalitionen bilden, die einheitliche Standpunkte formulieren und anschließend mit anderen Koalitionen in Verhandlungen treten.

Die Crux besteht allerdings in der Annahme, daß eine Zweierkoalition nicht auseinanderbricht, sobald sie sich innerhalb einer Viererkoalition befindet, denn der einzelne Staat könnte sich hierdurch jeweils besser stellen. Hier von kann nur ausgegangen werden, wenn die Zweierkoalitionen soweit zusammenwachsen, daß ein Austritt nicht mehr ohne weiteres möglich ist. Solche Koalitionen aus zwei oder mehr Ländern existieren vielfältig auf internationaler Ebene, am stärksten institutionalisiert ist dies wohl in der Europäischen Union. Ein anderes Beispiel ist die »Gruppe der 77« – ein oftmals erfolgreicher Versuch der Entwicklungsländer, mit einer einheitlichen Position in Verhandlungen zu gehen. Allerdings zeigt gerade die Klimaproblematik, daß die Einigung auf eine einheitliche Position innerhalb dieser Gruppen keineswegs einfach ist.

### 14.3 Weltumweltpolitik und Interessengruppen

Die vorangegangene Analyse internationaler Umweltpolitik stützte sich auf die vereinfachende Annahme von nationalem Interesse geleiteter, staatlicher Akteure, deren (strategisches) Verhalten mit Hilfe der Spieltheorie modelliert werden kann. Politische Entscheidungsträger orientieren sich jedoch in der Realität nicht nur an der »Maximierung der nationalen Wohlfahrt«, sondern auch an ihren eigenen Interessen. In Modellen kollektiver Entscheidungen wird häufig angenommen, daß Politiker in demokratischen Systemen ihr Verhalten so wählen, daß dieses ihre (Wieder-)Wahlchancen maximiert (vgl. Mueller 1989); sie sind daher dem Druck einflußreicher Interessengruppen ausgesetzt.<sup>10</sup>

Die Kosten- und Nutzenfunktionen, auf deren Grundlage das Verhalten staatlicher Entscheidungsträger erklärt wurde (vgl. Abbildung 14.1), müssen daher um eine politische Komponente erweitert werden. Der umweltpolitische Problemdruck hängt demnach nicht nur vom Umweltzustand, sondern auch von den Einflußmöglichkeiten umweltpolitischer Interessengruppen ab. Ebenso müssen die Einflußmöglichkeiten industrieller Akteure in die Kostenfunktionen von Umweltmaßnahmen integriert werden.

Welche Auswirkungen hat dies auf die Weltumweltpolitik? Zum einen ändert sich die Definition der staatlichen Interessen, mit denen Länder in internationale Umweltverhandlungen gehen. Der Handlungsdruck einzelner Länder ergibt sich zu einem wesentlichen Teil aus der Wahrnehmung der Umweltprobleme durch Interessengruppen und eine mehr oder weniger umweltsensible Bevölkerung. Dies kann erklären, weshalb einige Länder fast immer zu den »Pushern« bei internationalen Umweltproblemen gehören. Ebenso kann die Entdeckung profitversprechender Ersatztechnologien industrielle Akteure dazu bewegen, ihren Widerstand gegen strikte Reduktionsziele aufzugeben, unabhängig davon, ob die Ersatztechnologien gesamtwirtschaftlich höhere Kosten verursachen. Ein Beispiel für die Bedeutung dieses Faktors ist die Interessenpolitik des Unternehmens Du Pont im Ozonfall (vgl. Benedick 1991).

Die Berücksichtigung nationaler Interessengruppen kann jedoch auch ein Ausweg aus dem dargestellten Kooperationsdilemma sein. Viele Umweltgruppen haben sich explizit eine Verbesserung der internationalen Umwelt zum

---

10 In der Analyse nationaler Umweltprobleme wurde dieser Grundgedanke vielfältig berücksichtigt, vor allem in der Literatur über die Wahl umweltpolitischer Instrumente (vgl. Horbach 1992). Ebenso war der Interessengruppenansatz hilfreich zur Erklärung protektionistischer Maßnahmen (einführend Hillman 1989); er wurde bisher jedoch kaum systematisch auf die internationale Umweltpolitik angewandt (vgl. jedoch Helm/Sprinz 1995).

Ziel gesetzt und wehren sich gegen eine auf nationalen Egoismen beruhende Politik. Nach den meisten Modellen internationaler Umweltpolitik, die auf der Annahme einheitlicher staatlicher Akteure beruhen, müßte die Bevölkerung einmütig applaudieren, wenn es ihrer Regierung gelingt, in eine Trittbrettfahrerposition zu gelangen. Dies ist jedoch kaum zu erwarten. Vielmehr fordern viele Umweltgruppen sogar einseitige Vorleistungen ihres Landes, selbst wenn dies nur einen ungewissen Nutzen bringt. So kann internationale Kooperation durchaus stabiler sein, als die obigen Ausführungen nahelegen.

Der Einfluß von Umweltschutzgruppen darf aber auch nicht überbewertet werden. Denn gewählt werden Politiker letztlich von der Bevölkerung, und bei der steht der Schutz der internationalen Umwelt zumeist weiter unten auf der Prioritätenliste als (scheinbar oder tatsächlich) mit ihm konkurrierende Ziele, wie die Schaffung von Arbeitsplätzen oder quantitatives Wirtschaftswachstum.

#### 14.4 Umweltpolitik unter Unsicherheit

Bislang wurde implizit von der Annahme vollständiger Informationen ausgegangen, das heißt: Alle beteiligten Akteure kennen nicht nur ihre eigenen Kosten- und Nutzenfunktionen, aufgrund derer sie ihre optimale Umweltpolitik bestimmen, sondern auch die der anderen Akteure. Dies ist natürlich eine stark vereinfachende Annahme, denn jedwede Wahl der Umweltpolitik ist mit zahlreichen Unsicherheiten konfrontiert. Das Wissen über die Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge von Umweltproblemen und über die Effektivität möglicher Gegenmaßnahmen ist häufig sehr unzureichend. Bei internationalen Umweltproblemen ist das Verhalten der anderen Verhandlungspartner ein weiterer Unsicherheitsfaktor.

Weiterhin gibt es für die Wirtschaftswissenschaft eine Art »Übersetzungsproblem«, weil die Kosten und der Nutzen einer Umweltpolitik vergleichbar gemacht werden müssen, um sie gegeneinander abzuwägen (vgl. Abbildung 14.1). Lassen sich die Kosten von Umweltschutzmaßnahmen meist noch relativ einfach in monetären Größen ausdrücken, ist dies für ihren Nutzen oft gleich schwerer oder gar unmöglich. Wie ist z. B. der (monetäre) Wert des Erhalts eines schönen Landschaftsbildes, einer Verbesserung der Luftqualität zu veranschlagen oder, um ein provokanteres Beispiel zu wählen, wie hoch ist die Senkung der Hautkrebsrate durch Maßnahmen zum Schutz der Ozonschicht zu bewerten?

Die Diskussion um die Kosten-Nutzen-Analyse hat eine Reihe von Methoden hervorgebracht, um solche schwer zu erfassenden Größen zu monetarisie-

ren (vgl. Hanley/Spash 1993). Diese sind allerdings teilweise heftig umstritten, da sie mit zahlreichen Unsicherheiten behaftet sind und daher einen recht breiten Spielraum bei der Interpretation der Ergebnisse lassen, den jede Seite ihren Interessen gemäß nutzen kann. Trotz dieser Einwände ist die Kosten-Nutzen-Analyse in der Praxis ein wichtiges Element bei der Bestimmung der optimalen Umweltpolitik. Denn in einer Welt knapper Ressourcen – und dies ist das der Wirtschaftswissenschaft zugrundeliegende Weltbild – bedeutet die Entscheidung für eine (Kosten verursachende) Maßnahme immer auch eine Entscheidung gegen eine alternative Verwendung der begrenzten Mittel, weshalb beide miteinander vergleichbar gemacht werden müssen.

Die meisten Probleme der Kosten-Nutzen-Analyse gelten ähnlich bei nationalen wie bei internationalen Umweltproblemen, und ihre Behandlung würde den Rahmen dieses Beitrages sprengen. Zwei Punkte sollen dennoch angesprochen werden: Zum einen die Bewertung irreversibler und zukünftiger Effekte, die in besonderem Maße bei globalen Umweltproblemen von Bedeutung sind; zum anderen die Auswirkungen der Unsicherheit über die optimale Umweltpolitik auf internationale Kooperationsbemühungen.

#### 14.4.1 Zur Bewertung zukünftiger und irreversibler Schäden

Globale Umweltprobleme zeichnen sich neben den erwähnten grenzüberschreitenden Effekten und der Komplexität – und daher Unsicherheit – der Ursache-Wirkungs-Beziehungen vor allem durch zwei Merkmale aus: Zum einen liegt oft eine große zeitliche Distanz zwischen Ursache und Wirkung; Generationen sind (mit-)betroffen, die an der Ursache nicht beteiligt waren. Zum anderen führen globale Umweltprobleme häufig zu irreversiblen Schäden, die nicht mehr rückgängig gemacht werden können (vgl. Simonis/von Weizsäcker 1990).

Hieraus ergibt sich zunächst die Frage, wie der gegenwärtige Nutzen gegenüber dem zukünftigen zu bewerten ist. Dies geschieht durch die Wahl der Diskontrate, für die in der Regel ein Wert größer als Null gewählt wird – häufig der Zinssatz von Regierungsanleihen mit langer Laufzeit.

Eine Reihe von Gründen wurden zur Rechtfertigung der Verwendung positiver Diskonraten<sup>11</sup> vorgebracht: Der den Menschen gleichsam innewohnende »Ungeduldsfaktor« (Myopie), der sie den heutigen Konsum höher be-

11 Für eine sprachgewaltige Kritik der Diskontierung vgl. Hampicke (1992). Einen interessanten Überblick über die Diskontierungsproblematik und globale Klimapolitik geben Lind (1995) und Toth (1995). Zur Frage der intergenerationellen Gerechtigkeit vgl. auch Kapitel 13 in diesem Band.

werten läßt als den zukünftigen; die Unsicherheit, mit der alles in der Zukunft liegende behaftet ist und daher abgewertet werden muß; oder die Möglichkeit, potentielle Mittel für Umweltschutzmaßnahmen zur Bank zu tragen (bzw. zu investieren) und nach Auszahlung der Zinsen mehr für die Umwelt tun zu können. Abdiskontierung hat jedoch den Effekt, daß vor allem solche Umweltprobleme gering bewertet werden, deren Schäden sich über lange Zeiträume erstrecken und die eventuell erst zukünftige Generationen betreffen. So würden z.B. bei einer Diskontrate von 5 Prozent gegenwärtige Schäden etwa viermal höher bewertet als dieselben Schäden für unsere Kinder (nach 30 Jahren) und fast zwanzigmal höher als dieselben Schäden für unsere Enkel (nach 60 Jahren). Auch der Hinweis auf mögliche Anpassungsmaßnahmen während dieses langen Zeitraums kann das moralische Unbehagen ob einer solchen Vorgehensweise, insbesondere der intergenerationellen Diskontierung, kaum beseitigen (vgl. Birnbacher 1989).

Eine ähnliche Problematik liegt bei der Bewertung irreversibler Schäden vor, z.B. der Vernichtung von Arten, von denen viele (noch) keinen bekannten Nutzen haben.<sup>12</sup> Ein Ansatz zur Lösung dieses Problems ist die Einführung sogenannter Optionswerte, mit denen versucht wird, zukünftige Nutzungsmöglichkeiten zu erfassen (vgl. Chichilinsky/Heal 1993). Wie hoch diese Optionswerte angesetzt werden sollen, ist jedoch noch unklarer als die Wahl der »richtigen« Diskontrate.

Zusammenfassend ergibt sich, daß bei globalen Umweltproblemen die Ergebnisse der Kosten-Nutzen-Analyse aufgrund der sehr unsicheren Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge, irreversibler Schäden und der problematischen Bestimmung der Diskontrate mit ausgesprochener Vorsicht betrachtet werden sollten. Dies gilt besonders für die Bewertung potentieller Klimaschäden, die in den meisten ökonomischen Studien bisher als relativ gering eingeschätzt werden (vgl. Kaya et al. 1993).

Hieraus entsteht die Frage nach alternativen Entscheidungskriterien bei der Wahl und Ausgestaltung der Umweltpolitik. Ein Beispiel ist die Kosten-Wirkungs-Analyse, die untersucht, wie ein – meist von der Politik vorgegebenes – Umweltziel zu den geringsten Kosten zu erreichen ist. Eine andere normative Vorgabe ist der Grundsatz der nachhaltigen Entwicklung (*sustainable development*), der zunehmend an Anerkennung gewinnt. Indem die Integrität natürlicher Ökosysteme zu einem zentralen Ziel erklärt wird, das sich nicht

---

12 Vgl. Kapitel 7 in diesem Band, insbesondere auch für einen auf intrinsischen Werten beruhenden Schutzgedanken der biologischen Vielfalt, der den Arten einen Eigenwert unabhängig von ihrem tatsächlichen oder potentiellen Nutzen für die Menschen zuspricht.

aus der effizienten Allokation knapper Ressourcen ableiten läßt, wird dem ökonomischen System ein äußerer Rahmen gesetzt.<sup>13</sup> Allerdings hat sich die Operationalisierung des Prinzips der Nachhaltigkeit als äußerst schwierig erwiesen (vgl. Harborth 1991).

Ein positives Beispiel ist die Empfehlung des Wissenschaftlichen Beirats Globale Umweltveränderungen zur Klimapolitik (WBGU 1996): Hier wird ein tolerierbares »Temperaturfenster« vorgegeben, das sich aus der Schwankungsbreite für die Temperatur der Erde im jüngeren Quartär ergibt. Anschließend werden die notwendigen globalen Emissionsreduktionen berechnet, die einen Verbleib in diesem Fenster sicherstellen. Auf dieser Grundlage kann die Wirtschaftswissenschaft dann nach derjenigen Strategie suchen, die diese Vorgabe zu den geringsten Kosten ermöglicht.

#### 14.4.2 Kooperation unter Unsicherheit

Im vorangegangenen Abschnitt wurden die Unsicherheiten angesprochen, von denen die Wahl der optimalen Umweltpolitik umgeben ist, gleich, ob es sich hierbei um nationale oder internationale Umweltpolitik handelt. Im folgenden wird argumentiert, daß diese Unsicherheiten – zusätzlich zu den bereits angesprochenen Problemen – auch Auswirkungen auf die Erfolgchancen zwischenstaatlicher Kooperation haben.

Vereinfachend kann zwischen strategischer und analytischer Unsicherheit unterschieden werden (Iida 1993). *Strategische Unsicherheit* bezieht sich auf Unsicherheit über die Eigenschaften bzw. den Typus der anderen Akteure (Harsanyi 1967/68). Beispielsweise erscheint es plausibel, daß ein Staat über seine eigenen Vermeidungskosten genauere Informationen hat als über diejenigen anderer Staaten; gleiches gilt für die Absicht, vereinbarte Reduktionsziele auch tatsächlich einzuhalten. Die Unvollständigkeit der Informationen ermöglicht es den Staaten, ihre Vermeidungskosten, also den Preis des eigenen Beitrags zur Kooperation, möglichst hoch anzugeben, um von der anderen Seite entsprechend hohe Gegenleistungen zu bekommen. Diese wird jedoch die genannten Vermeidungskosten »abwerten«, ohne sicher sein zu können, ob dies im jeweiligen Fall gerechtfertigt ist oder nicht. Strategische Unsicherheit kann somit Kooperation verhindern, selbst wenn sie im Interesse aller Seiten wäre, weil Staaten befürchten, getäuscht zu werden und einen unverhältnismäßig ho-

---

13 Auf diesem Grundgedanken basierende alternative Ansätze werden häufig unter dem Begriff »Ökologische Ökonomie« zusammengefaßt (vgl. Daly 1994; Beckenbach 1994).

hen Anteil an den Umweltschutzanstrengungen übernehmen zu müssen (vgl. Keohane 1984).

Bei *analytischer Unsicherheit* haben Akteure nicht nur unvollständige Informationen über den Typus der anderen Akteure, sondern auch über ihren eigenen Typus. Ein Beispiel ist die für alle Staaten gleichermaßen geltende Unsicherheit über die einem internationalen Umweltproblem zugrundeliegenden Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge. Young (1994) argumentiert, daß Staaten bei allgemeiner analytischer Unsicherheit dazu neigen, eher integrativ über Verteilungsfragen zu verhandeln, da in diesem Fall kein Staat genau wisse, wieviel er durch internationale Kooperation gewinnen (oder eventuell verlieren) wird.

Jedoch ließe sich umgekehrt argumentieren, daß gerade der »Schleier der Unsicherheit« (Brennan/Buchanan 1985) den Staaten hilft, ihre Verteilungsinteressen zu verstecken, über die sie auch bei großer Unsicherheit zumeist relativ klare Vorstellungen haben. Kommt man auf das Anfang dieses Beitrages angeführte Beispiel zurück, kann es kaum verwundern, daß Großbritannien als Nettoexporteur von SO<sub>2</sub>-Emissionen die wissenschaftliche Zuverlässigkeit der Schäden durch Sauren Regen lange in Frage stellte. Ähnliches gilt sicherlich auch für andere Bereiche der Weltumweltpolitik wie die Klimaproblematik, bei der die wissenschaftliche Bewertung unsicheren Wissens oftmals durch Verteilungsinteressen beeinflusst wird (vgl. Kapitel 3 in diesem Band).

Doch selbst ungeachtet von Verteilungsinteressen kann analytische Unsicherheit die internationale Zusammenarbeit erschweren, da sie zu Koordinationsproblemen führt. Schon allein aufgrund ungleicher kultureller Hintergründe werden Staaten ein unterschiedliches Risikoverhalten aufweisen bzw. die Unsicherheit eines Umweltproblems verschieden einschätzen. Selbst wenn alle Staaten übereinkämen, die für die Gesamtheit der Staaten optimale Umweltpolitik zu wählen und ihre Verteilungsinteressen hinten anzustellen, hätten sie daher große Probleme, sich darauf zu einigen, welches denn diese »optimale Umweltpolitik« sei.

Dies alles unterstreicht, wie wichtig eine Verringerung der strategischen Unsicherheit (z. B. durch internationale Beobachtungs- und Überwachungsverfahren) wie auch der analytischen Unsicherheit und die Entwicklung eines konsensualen Wissens für eine erfolgreiche Weltumweltpolitik sind. Gemeinsame Forschungsanstrengungen wie z. B. im Rahmen des IPCC stehen daher oftmals am Anfang der Regimebildung.

## 14.5 Entscheidungstheoretische Grundlagen der Kooperationsanalyse

Fast alle ökonomischen Schriften über internationale Kooperation – und auch der *Mainstream* in der politikwissenschaftlichen Analyse der internationalen Beziehungen – gehen von der Annahme rationaler Akteure aus, die ihre Entscheidungen nach dem Prinzip der Nutzenmaximierung treffen (bzw. der Maximierung des Erwartungsnutzens). Bildlich gesprochen bedeutet dies, daß politische Entscheidungsträger zunächst eine Liste aller möglichen Handlungsoptionen anlegen, diese mit den sich aus den einzelnen Handlungen ergebenden möglichen Zuständen ergänzen, anschließend den Nutzen und die Wahrscheinlichkeit der einzelnen Zustände bestimmen und schließlich aus dieser Fülle von Informationen die den Erwartungsnutzen maximierende Handlung ermitteln.

Selbst wenn komplexe Entscheidungen in der Realität nicht nach diesem Muster getroffen werden, gibt es doch ein starkes Verteidigungsargument: Die Wirtschaftswissenschaft beschäftigt sich nicht mit der Art, wie Menschen denken, sondern lediglich mit ihrem Verhalten. Deshalb reiche es, wenn sie sich so verhalten, *als ob* sie die eben dargestellten Überlegungen durchgeführt hätten.

Der Haken dabei ist, daß sich die Erklärungs- und Vorhersagefähigkeit der Theorie des Erwartungsnutzens zwar für relativ einfach strukturierte Entscheidungsprobleme von Individuen testen läßt – beispielsweise durch Laborexperimente –, aber kaum für Probleme mit hoher Komplexität und Unsicherheit wie der internationalen Umweltpolitik. Letztlich läßt sich fast jedes Verhalten mit der Theorie des Erwartungsnutzens erklären, sofern nur genügend mögliche Zustände betrachtet und diesen die passenden (subjektiven) Wahrscheinlichkeiten zugeordnet werden. Gerade bei einer solchen, nur schwer zu falsifizierenden Theorie scheint die Frage nach ihrer kognitiven Plausibilität durchaus gerechtfertigt; jedenfalls läßt sie sich nur schwer mit dem »als ob«-Argument abtun. Daher werden im folgenden kurz zwei alternative entscheidungstheoretische Ansätze dargestellt.

Die Theorie der »begrenzten Rationalität« (*bounded rationality*) geht davon aus, daß Akteure nur eine begrenzte Kapazität haben, alle im Prinzip verfügbaren Informationen zu verarbeiten und aus ihnen den optimalen Handlungspfad zu bestimmen, der ihren Erwartungsnutzen maximiert. Daher läßt sich das Verhalten der Akteure nicht durch das Prinzip der Maximierung charakterisieren; vielmehr suchen diese nur solange nach Handlungsalternativen, bis sie eine »zufriedenstellende« Lösung gefunden haben (Simon 1959). Wenn man allerdings das Suchen und Verarbeiten von Informationen als nutzenmindernde Transaktionskosten begreift, dann zeigt sich deutlich, daß es sich hier-

bei in erster Linie um eine – wenn auch realistischere – Spielart der Theorie des Erwartungsnutzen handelt, die letztlich nicht einmal das Maximierungsprinzip aufgibt.

Der dem zweiten Ansatz, der fallorientierten Entscheidungstheorie (*case-based decision theory*), zugrundeliegende Gedanke läßt sich bis auf Hume (1748) zurückführen:

»In reality, all arguments from experience are founded on the similarity which we discover among natural objects, and by which we are induced to expect effects similar to those which we have found to follow from such objects. [...] From causes which appear similar we expect similar effects. This is the sum of all our experimental conclusions.«

Dieser Gedanke wurde in jüngster Zeit in der Wirtschaftswissenschaft aufgegriffen, unter anderem mit dem Ziel, eine Entscheidungstheorie zu entwickeln, die den tatsächlichen Gedankenvorgängen der Akteure möglichst nahe kommt und somit kognitiv plausibel ist (Gilboa/Schmeidler 1995). Analog zu Hume postuliert die fallorientierte Entscheidungstheorie, daß Akteure vor allem solche Handlungen wählen, die in ähnlichen Problemsituationen zu zufriedenstellenden Ergebnissen geführt haben. Dies gilt besonders bei komplexen und sehr unsicheren Entscheidungsproblemen, da die Akteure hier weder alle möglichen Zustände, die aus einer Handlung folgen können, noch deren Eintrittswahrscheinlichkeit kennen, wie in der Theorie des Erwartungsnutzens unterstellt wird.

Die Modellierung von Entscheidungen sollte statt dessen dem Prozeß der tatsächlichen Entscheidungsfindung folgen: In ihrer einfachsten Form werden Handlungsoptionen nach dem Nutzen bewertet, den diese Handlungen in der Vergangenheit gezeitigt haben, gewichtet mit einem »Ähnlichkeitsindex« der sich auf die Vergleichbarkeit der Problemsituation bezieht. Konkret heißt dies beispielsweise, daß Entscheidungsträger bei der Entdeckung eines neuen globalen Umweltproblems diejenige Handlungsoption wählen, die bei ähnlichen Problemen zu möglichst zufriedenstellenden Ergebnissen geführt hat. So könnte für Maßnahmen zur Bewältigung des Klimaproblems die Vorgehensweise beim Schutz der Ozonschicht als Vorbild dienen.

Beide hier angesprochenen Ansätze sind bisher kaum in der Analyse der internationalen Umweltpolitik aufgegriffen worden; es bleibt daher abzuwarten, ob sie zu einem besseren Verständnis vor allem von dynamischen Prozessen beitragen können. Das Festhalten an einmal relativ erfolgreichen Strategien, wie beispielsweise an ordnungspolitischen Instrumenten in der nationalen Umweltpolitik und an einheitlichen Reduktionszielen in internationalen Umweltübereinkommen, ist ein Element, das von der Theorie der begrenzten Ra-

tionalität und der fallorientierten Entscheidungstheorie möglicherweise besser erklärt werden kann als von der Theorie des Erwartungsnutzens.

## 14.6 Schlußbetrachtung

Die Weltumweltpolitik hat mit ähnlichen Problemen zu tun wie sie bei der privaten Bereitstellung öffentlicher Güter auftreten – kein Staat kann von den Erfolgen der Umweltschutzanstrengungen anderer Staaten ausgeschlossen werden (Kriterium der Nicht-Ausschließbarkeit), und der Nutzen des besseren Umweltzustandes in einem Staat beeinflußt nicht dessen Nutzen in anderen Staaten (Kriterium der Nicht-Rivalität). Doch steht die Bereitstellung des öffentlichen Gutes globaler Umweltschutz durch einen »zentralen Planer« – den Staat – nicht als Lösungsmöglichkeit zur Verfügung, da es einen solchen auf internationaler Ebene nicht gibt. Daher sind die Staaten darauf angewiesen, durch Kooperation zu einer gemeinsamen Weltumweltpolitik zu finden.

Einige der Probleme auf diesem Weg wurden oben angesprochen. Dabei zeigte sich insbesondere, daß individuell rationales Verhalten von Nationalstaaten zu kollektiv suboptimalen Politikergebnissen führen kann. Während die existierenden theoretischen Modelle hilfreich sind, solche Probleme im Grundsatz zu erkennen, sind umfangreiche weitere Anstrengungen zu einer besseren Erklärung der Politikergebnisse erforderlich. Hierbei gilt es abzuwägen zwischen den Zielen einer größeren Realitätsnähe und der Parsimonität theoretischer Modelle.

Gleichzeitig sollte bedacht werden, daß jede theoretische Methode eine Tendenz hat, nur das zu sehen, was sich in ihre Modellwelt integrieren läßt. Wenn bei den obigen Ausführungen also vor allem auf das Instrumentarium der neoklassischen Analyse zurückgegriffen wurde, dann spiegelt dies zwar im wissenschaftlichen Diskurs vorherrschende Schwerpunkte wider, impliziert jedoch keineswegs eine Abwertung der nur kurz angesprochenen alternativen Erklärungsansätze: »There is probably not one right approach or paradigm, because like the blind man and the elephant, the subject is too big and complex to touch it all with one limited set of perception tools« (Costanza 1989).

## Literatur

- Axelrod, Robert (1984): *The Evolution of Cooperation*. New York.
- Barrett, Scott (1991): »The Problem of Global Environmental Protection.« In: Dieter Helm (Hg.): *Economic Policy Towards the Environment*. Oxford, S. 137–155.
- Barrett, Scott (1992): »International Environmental Agreements as Games.« In: Rüdiger Pethig (Hg.): *Conflicts and Cooperation in Managing Environmental Resources*. Berlin, S. 11–37.
- Bauer, Antonie (1993): *Der Treibhauseffekt: Eine ökonomische Analyse*. Tübingen.
- Beckenbach, Frank (1994): »Analytische Grundlagen der Ökologischen Ökonomie.« In: *Jahrbuch Ökologie 1995*. München, S. 162–169.
- Benedick, Richard E. (1991): *Ozone Diplomacy: New Directions in Safeguarding the Planet*. Cambridge, MA.
- Biermann, Frank (1995): »Nord-Süd-Gerechtigkeit als Schlüssel – Zehn Jahre Ozonpolitik.« In: *Blätter für deutsche und internationale Politik*, Nr. 12, S. 1492–1500.
- Birnbacher, Dieter (1989): »Intergenerationelle Verantwortung oder: Dürfen wir die Zukunft der Menschheit diskontieren?« In: R. Kümmel & J. Klawitter (Hg.): *Umweltschutz und Marktwirtschaft aus der Sicht unterschiedlicher Disziplinen*. Würzburg, S. 101–115.
- Brennan, Geoffrey & James Buchanan (1985): *The Reason of Rules: Constitutional Political Economy*. Cambridge.
- Chichilinsky, Graciela & Geoffrey Heal (1993): »Global Environmental Risks.« In: *Journal of Economic Perspectives*, Vol. 7, Nr. 4, S. 65–86.
- Costanza, Robert (1989): »What is Ecological Economics?« In: *Ecological Economics*, Vol. 1, Nr. 1, S. 1–7.
- Daly, Herman E. (1994): »Ökologische Ökonomie. Konzepte, Fragen, Folgerungen.« In: *Jahrbuch Ökologie 1995*. München, S. 147–161.
- Fisher, Roger (1964): *International Conflict and Behavioral Science*. New York.
- Folmer, Henk, Pierre v. Mouche & Shannon Ragland (1993): »Interconnected Games and International Environmental Problems.« In: *Environmental & Resource Economics*, Vol. 3, Nr. 4, S. 313–335.
- Friedman, James W. (1971): »A Non-cooperative Equilibrium for Supergames.« In: *Review of Economic Studies*, Vol. 38, S. 1–12.
- Gehring, Thomas (1994): *Dynamic International Regimes*. Frankfurt a. M.
- Gilboa, Itzhak & David Schmeidler (1995): »Case-Based Decision Theory.« In: *Quarterly Journal of Economics*, Vol. 110, Nr. 3, S. 605–639.
- Hampicke, Ulrich (1992): »Neoklassik und Zeitpräferenz – der Diskontierungsnebel.« In: Frank Beckenbach (Hg.): *Die ökologische Herausforderung für die ökonomische Theorie*. Marburg, S. 127–149.
- Hanley, Nick & Clive L. Spash (1993): *Cost-Benefit Analysis and the Environment*. Aldershot.
- Harborth, Hans-Jürgen (1991): *Dauerhafte Entwicklung statt globaler Selbstzerstörung. Eine Einführung in das Konzept »Sustainable Development«*. 2. Aufl. Berlin.
- Harsanyi, John C. (1967/68): »Games with Incomplete Information Played by Bayesian Players.« In: *Management Science*, Vol. 14, S. 159–182, S. 320–334, S. 486–502.
- Harsanyi, John C. & Reinhard Selten (1988): *A General Theory of Equilibrium Selection*. Cambridge, MA.

- Helm, Carsten & Detlef Sprinz (1995): *The Effectiveness of International Environmental Regimes: Disentangling Domestic from International Factors*. Paper presented at the Second Pan-European Conference in International Relations, 13.–16. September, Paris.
- Hillman, Ayre L. (1989): *The Political Economy of Protection*. Chur.
- Horbach, Jens (1992): *Neue Politische Ökonomie und Umweltpolitik*. Frankfurt a. M.
- Hume, David (1748): *Enquiry into the Human Understanding*. Oxford.
- Iida, Keisuke (1993): »Analytic Uncertainty and International Cooperation: Theory and Application to International Economic Policy Coordination.« In: *Journal of Conflict Resolution*, Vol. 37, Nr. 3, S. 403–426.
- Kaya, J., N. Nakicenovic, William D. Nordhaus & Ference L. Toth (Hg.) (1993): *Cost, Impacts, and Benefits of CO<sub>2</sub> Mitigation*. Laxenburg.
- Keohane, Robert O. (1984): *After Hegemony*. Princeton.
- Kreps, David M. (1990): *A Course in Microeconomic Theory*. Hertfordshire.
- Krumm, Raimund (1995): *Internationale Umweltpolitik: Eine Analyse aus umweltökonomischer Sicht*. Berlin.
- Lind, Robert C. (1995): »Intergenerational Equity, Discounting, and the Role of Cost-Benefit Analysis in Evaluating Global Climate Policy.« In: *Energy Policy*, Vol. 23, Nr. 4/5, S. 379–389.
- Mäler, Karl-Göran (1990): »International Environmental Problems.« In: *Oxford Review of Economic Policy*, Vol. 6, Nr. 1, S. 80–108.
- Morgan, T. Clifton (1990): »Issue Linkages in International Crisis Bargaining.« In: *American Journal of Political Science*, Vol. 34, Nr. 2, S. 311–333.
- Mueller, Dennis C. (1989): *Public Choice II*. Cambridge, MA.
- Ng, Yew-Kwang (1979): *Welfare Economics: Introduction and Development of Basic Concepts*. London.
- Pearce, David, A. Markandya & E. B. Barbier (1989): *Blueprint for a Green Economy*. London.
- Simon, Herbert (1959): »Theories of Decision-Making in Economics and Behavioral Science.« In: *American Economic Review*, Vol. 49, Nr. 1, S. 253–283.
- Simonis, Udo E. & Ernst U. von Weizsäcker (1990): »Globale Umweltprobleme. Neun Thesen.« In: *Europa Archiv*, Jg. 45, Nr. 1, S. 1–12.
- Toth, Ference L. (1995): »Discounting in Integrated Assessments of Climate Change.« In: *Energy Policy*, Vol. 23, Nr. 4/5, S. 403–409.
- Weimann, Joachim (1995): *Umweltökonomie. Eine theorieorientierte Einführung*. 3. Aufl. Berlin.
- WBGU (Wissenschaftlicher Beirat Globale Umweltveränderungen) (1996): *Welt im Wandel. Wege zur Lösung globaler Umweltprobleme. Jahresgutachten 1995*. Berlin.
- Young, Oran R. (1994): *International Governance. Protecting the Environment in a Stateless Society*. Ithaca, NY.