

Siebert, Horst

Article — Digitized Version

Die Umwelt in der ökonomischen Theorie

Allgemeines Statistisches Archiv: AStA

Provided in Cooperation with:

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

Suggested Citation: Siebert, Horst (1988) : Die Umwelt in der ökonomischen Theorie, Allgemeines Statistisches Archiv: AStA, ISSN 0002-6018, Physica-Verlag, Heidelberg, Vol. 72, Iss. 1, pp. 40-57

This Version is available at:

<https://hdl.handle.net/10419/1368>

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.

Die Umwelt in der ökonomischen Theorie

Von HORST SIEBERT, Konstanz

I. Einführung

In der Welt von Pigou (1920) wurde das Umweltproblem im Konzept der negativen externen Effekte komprimiert, also in Interdependenzen zwischen den Mengengerüsten von Produktions- und Nutzenfunktionen der dezentral autonomen Einheiten. Die Abbildung $\partial Q_i / \partial Q_j < 0$ einer Produktionsfunktion $Q_i = F_i(R_i, Q_j)$ zeigte beispielsweise die Richtung an, in der die Allokation verzerrt ist, und gab damit eine erste Antwort auf die Frage, in welche Richtung eine Korrektur zu erfolgen hat. Die ökonomische Theorie der Umwelt kann für sich beanspruchen, die „technologischen“ Systeme wie etwa die Umweltmedien Luft, Wasser und Boden explizit gemacht zu haben, über die technologische Interdependenzen ablaufen. Mit dieser Analyse der technologischen Interdependenzen erhält das Umweltproblem mehr inhaltliche Struktur. Es können Variable wie Emissionen, Immissionen und Umweltqualität und die Zusammenhänge zwischen diesen Variablen wie Diffusions- und Schadensfunktionen in den Vordergrund der Analyse treten. Gleichzeitig lieferte die ökonomische Theorie mit dieser expliziten Strukturierung des Umweltproblems die Ansatzpunkte für die Umweltpolitik.

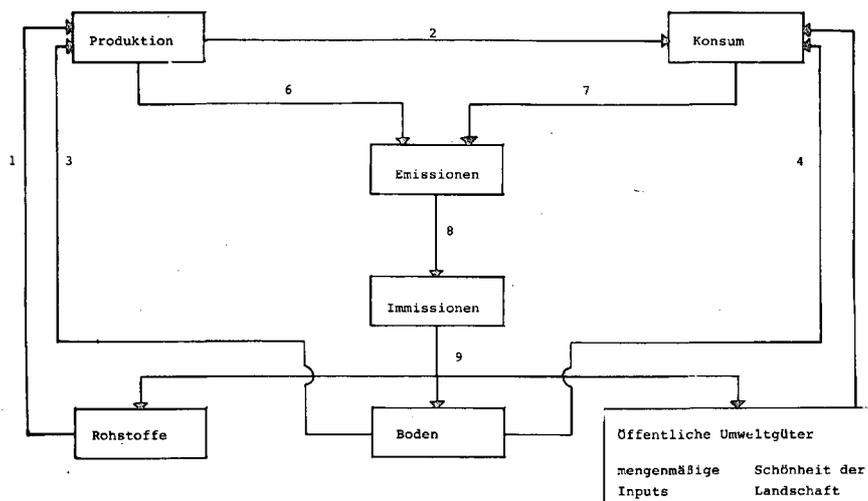
Im folgenden wird die Umweltnutzung als ein Allokationsproblem behandelt; damit wird das Umweltproblem in das ökonomische Lehrgebäude der Knappheit integriert. In Abschnitt II wird dieses Leitthema der Umweltillokation entwickelt. Die anzustrebende Umweltqualität, insbesondere die aus dem Charakter der Umwelt als öffentliches Gut folgenden Zielbestimmungsprobleme, stehen in Abschnitt III zur Debatte. In Abschnitt IV werden einige spezielle Allokationsaspekte der Umweltnutzung, wie die räumliche und die internationale Dimension, die Nutzung zwischen den Generationen und das Risikomanagement bei Unsicherheiten über Umweltschäden diskutiert.

II. Umwelt als knappes Gut

Die Umwelt hat für das ökonomische System zwei wichtige Funktionen. Einmal liefert die Umwelt neben natürlichen Ressourcen für die Produktion (Pfeil 1 in Schaubild 1) und neben Standortboden (Pfeile 3, 4) Konsumgüter (Pfeil 5), wie etwa

Sauerstoff und Schönheit der Landschaft. Dabei handelt es sich um öffentliche Güter, also um Güter, die von allen in gleicher Menge genutzt werden können. Es gibt keine Rivalität im Konsum, und von der Nutzung kann technologisch niemand ausgeschlossen werden.

Schaubild 1: Die Funktionen der Umwelt



Zum anderen nimmt die Umwelt unerwünschte Kuppelprodukte, also Emissionen, aus Konsum und Produktion auf. Die an die Umwelt abgegebenen Abfallmengen werden von den verschiedenen Medien der Umwelt – Atmosphäre, Boden, Wasser – aufgenommen, teilweise abgebaut, akkumuliert, an andere Orte transportiert oder in ihrer Struktur geändert. Emissionen sind deshalb nicht identisch mit Immissionen. Emissionen sind die bei Produktion und Konsum anfallenden unerwünschten Kuppelprodukte bei ihrer Abgabe an die Umwelt. Immissionen sind die in einem bestimmten Umweltmedium zu einem Zeitpunkt befindlichen Stoffe. Die Beziehung zwischen Emissionen und Immissionen bezeichnen wir als Diffusionsfunktion (Pfeil 8). Die Unterscheidung zwischen Emission und Immission ist wichtig: Für die Definition der Zielgröße Umweltqualität muß immer auf Immissionen im System der Umwelt abgestellt werden, da sich auf den Menschen die in der Umwelt befindlichen Schadstoffe auswirken. Für wirtschaftspolitische Eingriffe muß aber in der Regel bei den Emissionen angesetzt werden.

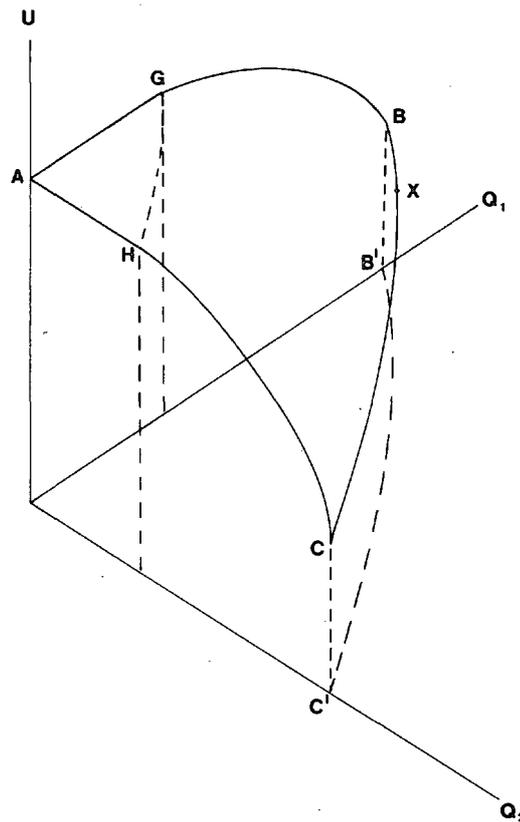
Die Schadstoffe, die in der Umwelt verbleiben oder sich zu einem bestimmten Zeitpunkt in ihr befinden, beeinflussen die Qualität der Umweltdienste, also des öffentlichen Konsumgutes Umwelt. Dieser Zusammenhang resultiert daraus, daß sich Immissionen auf die Charakteristika der Inputs für die Konsumprozesse auswirken. Ferner können Immissionen auch die Produktionsaktivitäten beeinflussen, etwa indem sich die Qualität der Inputs für die Produktionsprozesse verschlechtert und

nun eine Behandlung dieser Inputs vor ihrer Verwendung in der Produktion erforderlich ist. Es besteht also eine Beziehung zwischen Immissionen auf der einen und Umweltdiensten und Ressourcen auf der anderen Seite. Diese Funktion beschreibt die Beeinträchtigung der Nutzen der Konsumenten infolge der Qualitätsveränderung des öffentlichen Konsumgutes und die zusätzlichen Produktionskosten der Unternehmen infolge der geänderten Qualität der Rohstoffe. Wir bezeichnen sie als Schadensfunktion (Pfeil 9).

Diese beiden zentralen Funktionen der Umwelt als öffentliches Konsumgut und als Aufnahmemedium von Schadstoffen konkurrieren miteinander. Die Aufnahme von Emissionen beeinflusst über die Schadensfunktion die Qualität des öffentlichen Konsumgutes. Der Ausgangspunkt des Umweltproblems ist also eine Verwendungskonkurrenz. Somit ist die Umweltnutzung ein Problem der Knappheit.

Die Verwendungskonkurrenz in der Nutzung der Umwelt läßt sich graphisch mit Hilfe des Transformationsraums oder des Produktionsmöglichkeitsraums für eine Volkswirtschaft darstellen, wobei der Einfachheit halber ein emissionsintensiv pro-

Schaubild 2: Transformationsraum mit Umweltqualität



duziertes Gut 1, ein weniger emissionsintensiv hergestelltes Gut 2 und ein öffentliches Gut Umweltqualität unterschieden werden. Neben Emissions-, Diffusions- und Schadensfunktion wird der Transformationsraum durch Produktionsfunktionen und Schadstoffbeseitigungs- oder Entsorgungsfunktionen sowie einer Ressourcenrestriktion beschrieben. Unter den üblichen Annahmen ergibt sich ein konkaver Transformationsraum mit maximal möglicher Umweltqualität 0A (Schaubild 2), einer maximal möglichen Produktion des Gutes 1 (Punkt B) und des Gutes 2 (Punkt C). Die Verwendungskonkurrenz zwischen Umweltqualität und Produktion wird durch die negative Grenzrate der Transformation, $\partial U/\partial Q_i < 0$, verdeutlicht: Die Umweltqualität kann nur verbessert werden, wenn die Produktion schrumpft. Denn zur Verbesserung der Umweltqualität müssen Produktionsverfahren in der Entsorgung eingesetzt werden, die aus der traditionellen Produktion abzuziehen sind. Damit besteht ein Zielkonflikt zwischen Umweltqualität und Produktion.

Der Transformationsraum in Schaubild 2 ist beschrieben durch eine konvexe Emissionsfunktion für beide Sektoren i , die nur einen Schadstoff berücksichtigt

$$S_i^p \geq H_i(Q_i) \quad H_i' > 0, H_i'' \geq 0, \quad (1)$$

und die übliche Produktionsfunktion mit nur einem Input

$$Q_i \leq F_i(R_i) \quad F_i' < 0, F_i'' < 0. \quad (2)$$

Schadstoffe können gemäß einer konkaven Entsorgungsfunktion

$$S_i^e \leq F_i^e(R_i^e) \quad F_i^e' > 0, F_i^e'' < 0 \quad (3)$$

beseitigt werden. Die Immissionen sind definiert durch

$$S = \sum S_i^p - \sum S_i^e \quad (4)$$

und beeinträchtigen die Umweltqualität

$$U \leq G(S) \quad G' < 0, G'' < 0. \quad (5)$$

Schließlich begrenzt eine Ressourcenrestriktion die Produktions- und Entsorgungsmöglichkeiten

$$\sum R_i + \sum R_i^e \leq \bar{R}. \quad (6)$$

Der Transformationsraum verschiebt sich nach außen, wenn der Ressourcenbestand zunimmt, wenn technischer Fortschritt in der Produktion und in der Entsorgung stattfindet oder die Schadensfunktion „entschärft“ wird. Bei technischem Fortschritt in der Entsorgung vergrößert sich der Transformationsraum stärker zugunsten des emissionsintensiven Gutes. Berücksichtigt man als „Produktionsschäden“ einen negativen Effekt der Immissionen S auf die Produktion gemäß

$$Q_i = F_i(R_i, S) \quad \text{mit } \partial Q_i / \partial S < 0, \quad (7)$$

so wölbt sich der Transformationsraum nach innen.

III. Die anzustrebende Umweltqualität

Der in Schaubild 2 dargestellte Transformationsraum wirft nur dann ein Allokationsproblem auf, wenn die Wirtschaftssubjekte (oder die Gesellschaft) Umweltqualität wünschen und die Allokation nicht allein durch den Relativpreis p_1/p_2 auf der traditionellen Transformationskurve (BC in Schaubild 2), etwa als Punkt X, bestimmt wird. Umweltknappheit liegt dann vor, wenn ein Punkt auf der Transformationskurve BC nicht den Wünschen der Wirtschaftssubjekte entspricht.

Ein möglicher Einstieg zur Bestimmung der anzustrebenden Umweltqualität (bzw. zur Aufdeckung offener Fragen im Bereich der Umweltallokation) besteht darin, die Implikationen einer Pareto-optimalen Umweltnutzung zu verdeutlichen. Anstelle eines Indifferenzkurvendeckels im Sinne einer sozialen Wohlfahrtsfunktion, die einen Tangentialpunkt zwischen Indifferenzkurvendeckel und Transformationsraum als anzustrebende Umweltqualität bestimmen würde, verlangt die Pareto-Rangordnungsregel die Maximierung des Nutzens eines Individuums bei Konstanz des Nutzenniveaus des (der) anderen. Berücksichtigt man, daß die Gesamtnachfrage nach einem Gut $\sum_j C_i^j$ das Angebot nicht übersteigen darf, also

$$\sum_j C_i^j \leq Q_i,$$

so lautet das Maximierungsproblem für zwei Individuen

$$\begin{aligned} L = & W_1^1(C_1^1, C_2^1, U) - \sum_i \lambda_{sp} [H_i(Q_i) - S_i^p] \\ & - \sum_i \lambda_{Q_i} [Q_i - F_i(R_i)] \\ & - \sum_i \lambda_{sf} [S_i^f - F_i^f(R_i^f)] \\ & - \lambda_s [\sum S_i^p - \sum S_i^f - S] \\ & - \lambda_U [U - G(S)] \\ & - \lambda_R [\sum R_i + \sum R_i^f - \bar{R}] \\ & - \lambda^2 [\bar{W}^2 - W^2(C_1^2, C_2^2, U)] \\ & - \sum_i \lambda^i [\sum_j C_i^j - Q_i] \end{aligned} \quad (8)$$

Aus diesem Ansatz folgen Preissetzungsregeln für Emissionen und die Korrektur der Relativpreise der Güter sowie — unter Einschränkungen — Anweisungen über die anzustrebende Umweltqualität.

Die Optimalbedingung für den Schattenpreis der Emissionen verlangt, daß

$$\lambda_s = - G'(W_U^1 + \lambda^2 W_U^2) = \lambda_R/F_1' \quad (9)$$

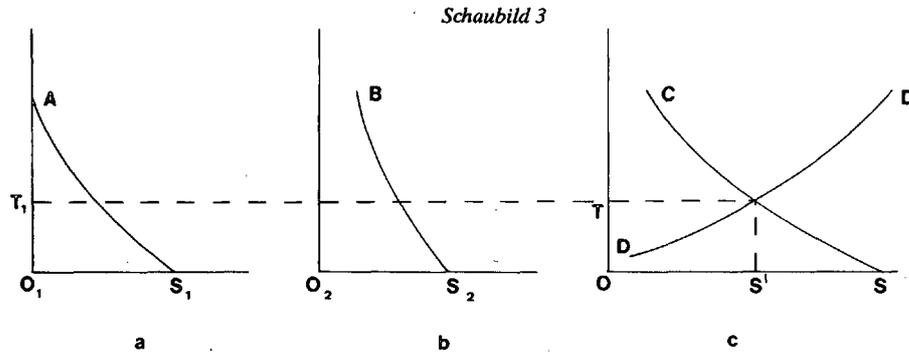
$$\lambda_s = \lambda_{sp} = \lambda_{sf} = - G'\lambda_U \quad (10)$$

Der Schattenpreis der Immissionen, der Emissionen und der verhinderten Emissionen ist gleich dem physischen Grenzscha-den einer Emissionseinheit, multipliziert mit der Bewertung der Umwelt. Damit haben wir bereits eine Bedingung für die Festsetzung eines Emissionssteuersatzes: Der Schattenpreis für Emissionen ist so zu setzen, daß er dem (negativen oder besser:) verhinderten Grenzscha-den der Emissionen in der Umwelt entspricht. Andererseits ist der Schattenpreis für Emissionen so zu setzen, daß er den marginalen Beseitigungskosten entspricht. Es ist leicht einzusehen, daß der Ausdruck λ_R/F_1' die Grenzkosten der Schadstoffbeseitigung in beiden Sektoren kennzeichnet. Denn die Umkehrfunktion zur Beseitigungsfunktion ist eine Verbrauchsfunktion, die angibt, welche Ressourcen man zur Beseitigung einer bestimmten Schadstoffmenge benötigt. $1/F_1'$ gibt den marginalen Faktorverbrauch an; bewertet man diesen Faktorverbrauch mit dem Ressourcenpreis, so erhält man die Grenzkosten.

Schaubild 3 erläutert, wie eine Umweltbehörde die Schadstoffsteuer zu setzen hat. In Schaubild 3a kennzeichnet 0_1S_1 die Emissionsmenge des Sektors 1 und — von S_1 ausgehend interpretiert — die beseitigten Emissionen. Die Kurve AS_1 gibt die Grenzkosten der Schadstoffbeseitigung in Sektor 1 an. Analog kennzeichnet BS_2 in Schaubild 3b die Grenzkosten der Beseitigung in Sektor 2. Aggregiert man beide Kurven horizontal, so gibt CS die gesamtwirtschaftliche Kurve der Schadstoffbeseitigung an, wobei OS die Emissionsmenge in der Volkswirtschaft in einer gegebenen Ausgangslage darstellt. Es ist unterstellt worden, daß die Kurve für ein gegebenes λ_R gezeichnet wird. In diesem Sinne ist Schaubild 3 partialanalytisch. Die steigenden Grenzkosten erklären sich dann aus dem ertragsgesetzlichen Verlauf der Beseitigungsfunktion. Die Kurve DD in Schaubild 3c gibt die marginalen Umweltschäden der Emissionen an. Aus der Schadensfunktion folgt, daß mit zunehmenden Emissionen die Grenzscha-den progressiv zunehmen (bei konstantem λ_s).

Schaubild 3c verdeutlicht, daß der Schattenpreis für Emissionen so zu setzen ist, daß verhinderter Grenzscha-den und Grenzkosten der Beseitigung gleich sind. OT ist die Höhe des zu wählenden Schattenpreises und SS' die Menge der zu beseitigenden Emissionen. OS' ist die Menge von Emissionen, die toleriert wird. Abbildung 3 zeigt den trade-off zwischen einer Verbesserung der Umweltqualität und den damit verbundenen Kosten. Will man die Umweltqualität verbessern und mehr Schadstoffe beseitigen, so entstehen Beseitigungskosten, d. h. Ressourcen müssen in der Ent-

sorgung eingesetzt und aus den Produktionsaktivitäten herausgenommen werden. Die Opportunitätskosten einer besseren Umwelt bestehen also in der entgangenen Ressourcennutzung in der Produktion.



Der Schattenpreis für Emissionen korrigiert das für die Produzenten geltende Relativpreisverhältnis:

$$\frac{\lambda_{Q_1}}{\lambda_{Q_2}} = \frac{W_1^{1'} - H_1' \lambda_S}{W_2^{1'} - H_2' \lambda_S} = \frac{\lambda^2 W_1^{2'} - H_1' \lambda_S}{\lambda^2 W_2^{2'} - H_2' \lambda_S} \quad (11)$$

In einer Situation ohne Umweltpolitik ist dieses Preisverhältnis in dem Sinne verzerrt, daß die sozialen Zusatzkosten der Produktion der Güter nicht in den Preisen enthalten sind. Wird Umweltpolitik durchgeführt, so wird der Schattenpreis der Güter um die sozialen Zusatzkosten nach unten korrigiert. λ_{Q_1} kann auch als Produzentenpreis angesprochen werden. Die Setzung von Emissionssteuern reduziert den Produzentenpreis und damit den Produktionsanreiz für umweltintensiv produzierte Güter. Der Produzentenpreis wird vom Konsumentenpreis abgespalten. Unter der Annahme, daß Gut 1 das schadstoffintensiv produzierte Gut ist, muß der Relativpreis $\lambda_{Q_1}/\lambda_{Q_2}$ sinken, d. h. der relative Produktionsanreiz für Gut 1 geht zurück. Da relative Preise die Produktion steuern, kann man erwarten, daß die Umweltpolitik durch Emissionssteuern den umweltintensiv produzierenden Sektor zurückdrängt. Der relative Konsumentenpreis jedoch steigt, und damit wird die Nachfrage reduziert.

Als Bedingung für die anzustrebende Umweltqualität ergibt sich die Samuelson'sche Summationsbedingung für die Bereitstellung öffentlicher Güter:

$$\frac{1}{-G'(H_1' + F_1'/F_1')} = \frac{W_U^{1'}}{W_1^{1'}} + \frac{W_U^{2'}}{W_1^{2'}} \quad (12)$$

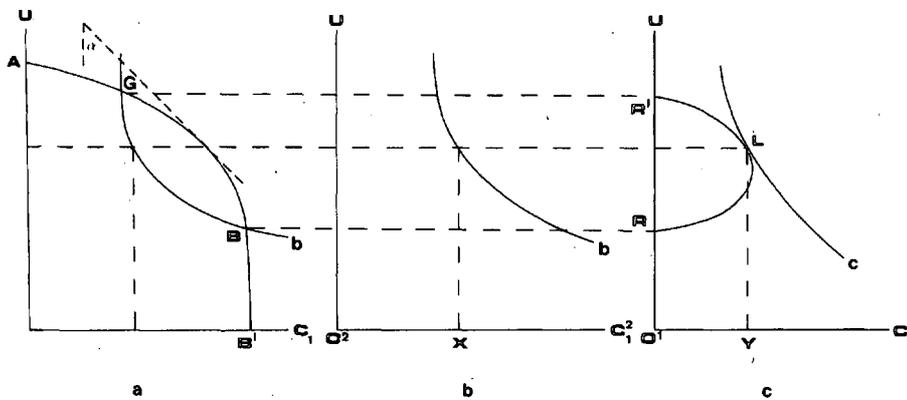
Die linke Seite beschreibt die Grenzrate der Transformation $MRT_{Q,U}$; die rechte Seite ist die Summe der Grenzraten der Substitution zwischen Umweltqualität und

privaten Gütern der Individuen, $MRS_{Q_1U}^1$. Es ist unterstellt, daß nur Gut 1 als privates Gut produziert wird. Damit kann die Bedingung für die optimale Umweltqualität auch geschrieben werden als

$$MRT_{Q_1U} = MRS_{Q_1U}^1 + MRS_{Q_1U}^2 \quad (13)$$

In Schaubild 4 wird diese Bedingung verdeutlicht. Da nur ein privates Gut betrachtet wird, reduziert sich der Transformationsraum zur Kurve $AGBB'$ in Schaubild 4a. Diese Kurve ergibt sich als Schnitt durch den Transformationsraum für konstantes Q_2 . Die Kurve b in Schaubild 4b ist eine Indifferenzkurve von Individuum 2. Pareto-Optimalität fordert, daß Individuum 2 auf einem vorgegebenen Indifferenzniveau verbleibt. Nach Übertragung von Kurve b nach Schaubild 4a entsteht eine Linse zwischen Indifferenzkurve und Transformationskurve, die den Konsummöglichkeitenraum für Individuum 1 repräsentiert. Dieser Konsummöglichkeitenraum wird durch die Kurve RR' in Schaubild 4c dargestellt. Zu beachten ist, daß unter Beibehaltung des Indifferenzniveaus b für Individuum 2 die maximal mögliche Umweltqualität durch RR' gegeben ist. Das Pareto-Optimum erfordert, daß bei gegebenem Indifferenzniveau b des zweiten Individuums der Nutzen des ersten Individuums maximiert wird. Dies ist im Punkt L der Fall, wo der Konsummöglichkeitenraum des ersten Individuums die höchste Indifferenzkurve des ersten Individuums tangiert.

Schaubild 4: Pareto-Optimale Umweltallokation



Die Grenzrate der Transformation, $MRT_{Q_1U} = dQ_1/dU$, wird durch $\tan \alpha$ dargestellt. Analog können Winkel für die Grenzraten der Substitution gezeichnet werden (nicht eingezeichnet, um das Diagramm nicht unübersichtlich zu gestalten). Die Steigung der Kurve RR' ist gegeben durch $MRT_{Q_1U} - MRS_{Q_1U}^2$. Dies folgt aus deren Konstruktion. Im Punkt L gilt

$$MRT_{Q_1U} - MRS_{Q_1U}^2 = MRS_{Q_1U}^1 \quad (14)$$

Diese Bedingung ist äquivalent zu Gleichung 12 und 13. Im Pareto-Optimum nehmen beide Individuen dieselbe Umweltqualität als öffentliches Gut in Anspruch; 0^2X gibt die Menge des von Individuum 2 konsumierten privaten Gutes, 0^1Y die des Individuums 1 an.

Die bisher diskutierten Implikationen des Maximierungsansatzes können zwar einige Eigenschaften eines anzustrebenden Optimalzustandes bestimmen, aber das Pareto-Kriterium ist eine partielle Rangordnung, die eine Milchstraße von Optima gestattet. Außerdem bewegt sich der Ansatz in einem institutionellen Vakuum, er bleibt also die Antwort schuldig, durch welche institutionellen Arrangements eine Gesellschaft die optimale Umweltqualität bestimmen kann.

Die optimale Umweltqualität bei individuellen Präferenzen läßt sich in einem Lindahl-Gleichgewicht beschreiben, das durch die folgenden Charakteristika beschrieben ist:

- Die Individuen offenbaren ihre wahren Präferenzen bezüglich des öffentlichen Gutes Umweltqualität, so daß die Ermittlung ihrer Zahlungsbereitschaft keine Probleme aufwirft.
- Eine Umweltbehörde setzt personalisierte Preise für das öffentliche Gut Umwelt, etwa Kompensationen für Umweltverschlechterung.
- Die Umweltbehörde setzt ferner Preise für Emissionen. Mit diesen Einnahmen werden Kompensationen bezahlt.
- Die Umweltbehörde gleicht ihr Budget aus. Sie wählt die personalisierten Umweltbewertungen so aus, daß die von Individuen gewünschten Umweltqualitäten gleich hoch sind, also

$$U^1 = U^2 = U. \quad (15)$$

In diesem Lindahl-Gleichgewicht wird die optimale Umweltqualität gemäß der Samuelson'schen Summationsregel bestimmt (Siebert, 1987a, Kap. 5).

Die Lindahl-Lösung unterstellt, daß die Individuen ihre Präferenzen wahr offenbaren, sich also nicht als Freifahrer verhalten. Aber gerade aus der Nichtrivalität in der Nutzung der Umweltqualität und aus der Unmöglichkeit des Ausschlußes folgt, daß keine Anreize existieren, die Präferenzen für ein öffentliches Gut zu offenbaren. Die Individuen können sich vielmehr als Freifahrer verhalten. Sie werden nicht wie bei einem privaten Gut gezwungen, ihre Zahlungsbereitschaft, also ihren Verzicht auf Einkommen, anzugeben. Damit läßt sich ein Lindahl-Gleichgewicht mit individualisierten Preisen für Umweltgüter nicht ohne weiteres etablieren.

Gesucht sind also institutionelle Mechanismen, die eine Aggregation individueller Präferenzen erlauben und das Freifahrerverhalten vermeiden, also keine Informationsverzerrungen mit sich bringen und damit „anreizkompatibel“ sind. Referenzen und Wahlen erlauben die Aggregation individueller Präferenzen; sie genügen aber nicht dem Optimalitätskriterium. Die Clarke-Steuer und der Groves-Ledyard-Mechanismus sind anreizkompatibel, in der Regel aber nicht praktikabel. Zwangs-

läufig gewinnen bei den in der Praxis vorherrschenden Aggregationsmechanismen über Wahlen Faktoren wie das Wahlverhalten (Mehrheitswahl versus Verhältniswahl), verfassungsrechtliche Bedingungen, die regionale Verfassungsstruktur, der Einfluß von Verbänden und das Verhalten von Parteien an Bedeutung. Hier eröffnen sich interessante Fragen für eine ökonomische Theorie der Politik.

Als pragmatischer Ansatz für die Zielbestimmung erweist sich das politische Abwägen zwischen Nutzen und Kosten der Umweltpolitik. Soweit Nutzen und Kosten monetär erfaßbar sind, ergibt sich ein Schaubild analog zu 3c. Die optimale Umweltqualität ist dadurch bestimmt, daß der Grenznutzen der Umweltpolitik (d. h. der verhinderte Grenzschaaden) und die Grenzkosten sich die Waage halten. Grundsätzlich sind Einbußen an Zielwerten, die sich als Folge der Umweltpolitik einstellen, als Kostenfaktor im Sinne von Opportunitätskosten zu behandeln. Beispiele sind etwa der Verlust an internationaler Wettbewerbsfähigkeit, Preisniveausteigerungen oder Beschäftigungseinbußen. Die Kosten lassen sich relativ einfach bestimmen, aber die Schwierigkeit des Nutzen-Kosten-Ansatzes liegt in der Bewertung der Umwelt. Die Bewertung erfolgt letztlich im politischen Raum. Im pragmatischen Ansatz fließen Nutzenerwägungen in die Setzung von Qualitätsstandards ein, die dann als „fixe Ziele“ der Umweltpolitik vorgegeben werden und mit Hilfe von steuerlichen Hebeln umgesetzt werden (Standard-Preis-Ansatz).

Ist das Umweltqualitätsziel bestimmt oder wird es als gegeben betrachtet, so stellt sich die Frage, wie dieses Ziel den dezentralen Einheiten signalisiert wird, mit welchen Instrumenten das Ziel also umgesetzt wird. Dabei spielen neue Nutzungsrechte für die Umwelt als Aufnahmemedium, seien es privat geschaffene Regelungen im Sinne von Coase (1960) oder seien es staatlich initiierte Maßnahmen wie Genehmigungen oder Emissionssteuern, eine zentrale Rolle.

Unter Nutzungsrechten verstehen wir rechtliche (und gesellschaftliche) Regelungen, die den Umgang mit Gütern und Ressourcen festlegen. Das Raumschiff Erde ist im Verlauf seiner Geschichte immer wieder mit neuen Knappheiten konfrontiert worden. Seit der Vertreibung aus dem Paradies ist die Menschheit damit beschäftigt, für die auftretenden Knappheiten neue Nutzungsrechte zu definieren. Bei der Entwicklung dieser Nutzungsrechte hat die Menschheit ein beachtliches Maß an Phantasie entfaltet. Man denke etwa an Nutzungsrechte für die zunächst jedem zugängliche Jagd, die Nutzung des Wassers, besonders in wasserarmen Regionen der Erde — ganze Dynastien sind auf Wasserrechte aufgebaut —, oder auch die Nutzungsrechte beim Fischfang auf den Weltmeeren. Ein schönes Beispiel: Im englischen Recht fand sich eine Regelung, daß ein Gebäude keinen Schatten auf des Nachbarn Grundstück werfen darf. Diese Regelung ging von England mit nach USA, und auch nach Manhattan. Dort wurde der Boden zum Bauen bald knapp, aber in die Höhe konnte man nicht bauen. Was passierte? Die rechtliche Regelung wurde geändert. Es konnten Wolkenkratzer errichtet werden. Was vielleicht vor 80 Jahren unvorstellbar war: Tiffany an der 5th Avenue in Manhattan hat den Luftraum über sei-

nem Haus für 1 Mio \$ an den Trump Tower verkauft, weil eine neue Regelung ein transferierbares Nutzungsrecht für den Luftraum eines Grundstücks geschaffen hat.

Neue Nutzungsrechte sind ein faszinierendes Phänomen. Wir beobachten diese Entwicklung nicht nur bei der nationalen Umweltpolitik, etwa bei den Umweltmedien Luft, Wasser und Boden. Wir sehen auch Versuche, neue Nutzungsrechte für grenzüberschreitende Umweltprobleme zu finden (wie den SO₂-Regen). Die Hohe See — das „res nullius“ des Hugo Grotius (1601), eine niemandem zustehende Sache — wird heute mit neuen Nutzungsrechten überzogen: 200-Meilen-Wirtschaftszonen, sog. Bergbauregime für die mineralischen Schätze des Meeresgrundes und Fischfangabkommen sind Beispiele. Oder: Die Nutzungsrechte an mineralischen Rohstoffen wie Erdöl und Erze sind Ende der sechziger Jahre faktisch von den multinationalen Unternehmen auf die Ressourcenländer übergegangen. Auch für das Weltall sind neue Nutzungsrechte im Entstehen.

IV. Spezielle Allokationsaspakte

Die vorstehende Analyse einer Integration der Umweltnutzung in die ökonomische Theorie stellt zwangsläufig eine Vereinfachung dar. Eine Kasuistik des Umweltproblems (Siebert, 1987a, S. 19) macht die Vielschichtigkeit des Problems deutlich. Wir haben verschiedene Umweltmedien wie Luft, Wasser und Boden. Wir haben toxische und weniger toxische Schadstoffe. Lärm, Altlasten, kontinuierlich anfallende Emissionen aus der Produktion und Schadstoffe, die in Produktion gebunden sind, sprechen weitere Aspekte an. Im folgenden sollen vier spezifische Aspekte des Umweltproblems behandelt werden, nämlich die regionale Dimension, internationale Aspekte, die Umweltnutzung zwischen den Generationen und Umwelttrisiken. Man beachte, daß in diesen Fällen der strenge Charakter des öffentlichen Gutes Umwelt teilweise aufgelöst wird.

A. Regionale Umweltsysteme

Umweltsysteme sind in der Regel über den Raum definiert. Führt man die räumliche Dimension explizit in die Analyse ein, so stellt sich die Frage, ob die Umweltpolitik eines Landes in bezug auf die Zielwerte und in bezug auf die umweltpolitischen Instrumente regionalisiert werden soll. Die Regionalisierung der Zielwerte erfordert die Abgrenzung von Umweltregionen. Auch viele umweltpolitische Instrumente bedingen die Abgrenzung von Umweltregionen. Umweltregionen und Wirtschaftsregionen sind nicht notwendigerweise deckungsgleich. Umweltregionen sind durch die interregionale Schadstoffdiffusion und die Wanderung der Einwohner miteinander interdependent; gleichzeitig ergibt sich ein Zusammenhang über ökonomische Aktivitäten.

mische Mechanismen wie Güterhandel, Wanderung der Produktionsfaktoren und öffentliche Transfersysteme, da ein beliebiger Raumpunkt sowohl Element einer Umweltregion wie auch einer Wirtschaftsregion ist.

Ob in einem Land eine regionale Differenzierung der anzustrebenden Umweltqualitätsziele durchgeführt werden soll, hängt u. a. von der Stellung der Regionen und damit der verfassungsmäßigen organisatorischen Struktur ab. Betreibt ein zentralistischer Staat im Sinne einer „politique pour la nation“ eine reine Maximierung der nationalen Wohlfahrt, so stehen die Regionen im Dienst des nationalen Ziels; sie müssen dann eine Differenzierung ihrer Wohlfahrt hinnehmen. Eine Differenzierung der Umweltqualitätsziele zwischen Regionen kann sich auch einstellen, wenn für alle Regionen die gleiche Wohlfahrt angestrebt wird. Die bessere Umweltqualität wird dann mit einer schwächeren Wirtschaftskraft, also niedrigerem Einkommen, „verrechnet“; eine geringere Umweltqualität wird durch höhere Einkommen kompensiert. In all diesen Fällen ergibt sich in der Regel auch eine regionale Differenzierung der umweltpolitischen Instrumente. Man wird erwarten dürfen, daß ein zentralistischer Ansatz der Umweltpolitik explizit oder implizit Restriktionen zum Schutz der regionalen Interessen zu berücksichtigen hat. Ein Beispiel, allerdings aus einem föderativen Staat, ist die Forderung nach der Ähnlichkeit der Lebensverhältnisse nach Art. 72 und 106 unserer Verfassung, die auch in bezug auf Umweltbedingungen interpretiert werden.

In einem föderativen Staat, also bei einer „politique pour la région“, schlagen regionale Präferenzen in der Umweltpolitik stärker durch. Regionen können sich auf eine bessere Umweltqualität spezialisieren. Ein solches Arrangement mit starker regionaler Autonomie kann als regionalisiertes Nutzungsrecht an der Umwelt interpretiert werden. Verknüpft mit Mobilität der Einwohner kann im Sinne des Tiebout-Theorems (1956) und des Coase Paradigmas (1960) die optimale Umweltqualität durch die Wanderungsentscheidung bestimmt werden. Zwangsläufig ergibt sich eine regionale Differenzierung der umweltpolitischen Instrumente. Regionale Autonomie erfordert in aller Regel (national gesetzte) Restriktionen für das regionale Handeln, damit die interregionale Diffusion von Schadstoffen angemessen berücksichtigt wird. Interregionale Diffusionsnormen, die die maximal zulässige Menge von Immissionen an der Regionsgrenze definieren, scheinen hier ein sinnvolles Instrument zu sein. Beispielsweise können regional autonome Wassergenossenschaften, die gemäß dem Wassereinzugsgebiet eines Flusses definiert sind, durch Immissionsniveaus an der Mündung eines Flusses eingeschränkt werden. Interregionale Diffusionsnormen kann man sich auch für das Umweltmedium Luft vorstellen.

Anstelle von interregionalen Diffusionsnormen, die etwa von der nationalen Politik diktiert werden, kann man sich Verhandlungsprozesse zwischen autonomen Regionen zur Lösung des Diffusionsproblems vorstellen. In der Regel kann sich je-

doch der „Oberlieger“ als Freifahrer verhalten. Unter günstigen Bedingungen ergibt sich eine Coase-Lösung (1960).

B. Internationale Dimension

Die Umwelt macht nicht an den nationalen Grenzen halt. Im nationalen Bereich ist die Lösung des Umweltproblems bereits schwierig genug. Aber international gewinnt der Schwierigkeitsgrad eine Potenz dazu.

Hier ergeben sich ähnliche Probleme wie bei interregionaler Diffusion zwischen Regionen, jedoch mit der zusätzlichen Bedingung, daß die Länder souverän sind und eine Einschränkung ihrer Souveränität durch freiwillige Entscheidung erfolgen muß, während auch in einem föderativen System gewisse Mechanismen zur Sicherstellung der allgemeinen nationalen Interessen existieren.

Freifahrerprobleme stellen sich auch bei globalen Umweltgütern wie etwa der Ozon-Schicht der Erde oder der Wasserqualität des Mittelmeers ein. In diesem Fall gibt es keine ein- oder wechselseitige Diffusion von Schadstoffen zwischen Ländern; mehrere Länder nutzen ein gemeinsames Umweltgut.

Umweltpolitik in einem Land bedingt einen Verlust von Wettbewerbsvorteilen. Der komparative Preisvorteil eines Landes für schadstoffintensiv produzierte Güter verschlechtert sich. Das Land verliert Exportmöglichkeiten; umweltintensiv produzierende Bereiche des Exportsektors werden zurückgedrängt. Dazu zählen zum Beispiel die chemische Industrie, die Papierindustrie und allgemein die Grundstoffindustrie. Sollen wir wegen des Verlusts von Exportmöglichkeiten auf Umweltpolitik verzichten? Die Antwort ist: nein. Denn Umweltreichlichkeit ist ein ähnlicher Bestimmungsfaktor von Exportvorteilen eines Landes wie Arbeits- und Kapitalausstattung, technisches Wissen und Infrastruktur. Eine Volkswirtschaft soll diejenigen Produkte exportieren, für die sie einen komparativen Vorteil hat. Die dicht besiedelte Bundesrepublik ist vergleichsweise umweltarm. Sie hat keine Produktionsvorteile bei umweltintensiven Gütern. Wir müssen allerdings sehen, daß der Verlust von Wettbewerbsvorteilen Kosten verursacht, und diese Kosten sind bei der Zielbestimmung anzusetzen.

Umweltpolitische Maßnahmen, insbesondere in Form von Produktionsnormen, können administrative Handelsbarrieren errichten. Dabei können umweltpolitische Zielvorstellungen von protektionistischen Tendenzen überlagert werden. Eine internationale Harmonisierung von Produktnormen ist weder möglich noch erforderlich. Allerdings sollten GATT-Regeln Mißbräuche umweltpolitisch motivierter Produktnormen zu protektionistischen Zwecken ausschließen oder einschränken. In einem gemeinsamen Markt mit freier Beweglichkeit von Gütern werfen allerdings nationale Produktnormen zusätzliche Probleme auf.

C. Schadstoffakkumulation

Ein weiterer Allokationsaspekt ergibt sich, wenn die Akkumulation von Schadstoffen in der Zeit berücksichtigt wird¹⁾. Im statischen Allokationsproblem „verschwinden“ Schadstoffe am Ende der Periode. Inzwischen wissen wir jedoch nur zu gut, daß sich Schadstoffe über die Biodiffusion und über andere Prozesse wie die Sedimentierung oder die Naß- oder Trockendeposition in der Umwelt akkumulieren. Bei einer intertemporalen Analyse gewinnen damit zusätzliche Aspekte Gewicht: Schadstoffe akkumulieren sich in der Zeit (Säuren im Boden, Nitrate im Grundwasser). Die zukünftige Generation erbt also einen Schadstoffpool. Die akkumulierten Schadstoffe beeinflussen die Umweltqualität in der Zukunft. Einige Umweltsysteme regenerieren sich durch delikate, natürliche Prozesse, wie etwa die Produktion von Sauerstoff durch Phytoplankton. Emissionen können diese Prozesse stören und die Regenerationsfähigkeit der Umweltsysteme in der Zeit beeinflussen. In der gleichen Weise können die heute an die Umwelt abgegebenen Schadstoffe die Assimilationsfähigkeit der Umweltsysteme in der Zukunft beeinträchtigen. Die Nutzung der Umwelt als Allmende für die Abgabe von Schadstoffen heute beeinflusst die Qualität des öffentlichen Gutes Umwelt in der Zukunft. Bezeichnet \dot{S} die Veränderung der Schadstoffe, ΣS_i^p die Emissionen der i -Sektoren in einer Periode, ΣS_i^r die beseitigten Emissionen und S^a die assimilierten Emissionen in einer Periode, so gilt

$$\dot{S} = \Sigma S_i^p - \Sigma S_i^r - \bar{S}^a. \quad (16)$$

In einem Optimierungsansatz erfahren Emissionen im Vergleich zum statischen Allokationsproblem eine andere Bewertung, weil sie „langlebig“ sind. Der Schattenpreis der Emission muß jetzt auch die Langfristeffekte der Schadstoffe zum Ausdruck bringen, d. h. er ist als „user costs“ der Umweltnutzung zu interpretieren. Der Schattenpreis der Emissionen muß also sowohl die Akkumulation der Schadstoffe wie auch den Umweltschaden in der Zukunft berücksichtigen. Der Schattenpreis für Emissionen muß nun im Sinn einer intertemporalen Nutzen-Kosten-Analyse so gewählt werden, daß die heutigen Grenzkosten der Schadstoffbeseitigung den negativen Auswirkungen einer Schadstoffeinheit auf die Umweltqualität heute und in der Zukunft entsprechen. Die Umweltschäden der Zukunft sind also im Schattenpreis der Emissionen zu berücksichtigen. Die Bewertung einer Emission gibt an, wie sich der Wert der Zielfunktion, also Gegenwartswert des Nutzens, verändert, wenn eine zusätzliche Emissionseinheit in einem Zeitpunkt t per Gedankenexperiment wie Manna vom Himmel fällt.

¹⁾ Die Tatsache, daß die heutige Generation die Umweltqualität zukünftiger Generationen beeinträchtigen kann, impliziert, daß Umwelt über die Zeit im strengen Sinn kein öffentliches Gut ist, sondern daß meritorische Aspekte in den Vordergrund treten.

Bei der Bestimmung der anzustrebenden Umweltqualität ist also der negative Schattenpreis der sich akkumulierenden Emissionen zu berücksichtigen. Umweltschäden in der Zukunft machen die Umwelt heute knapper. Damit muß also heute ein höherer Knappheitspreis zum Ausdruck gebracht werden. Diese Problematik wird im folgenden bei den Risiken angesprochen.

D. Umweltrisiken

Umweltschäden sind in der Regel „ex ante“ nicht genau abzuschätzen. Es besteht also Ungewißheit über das Ausmaß von Langfristwirkungen. Man weiß nicht genau, wie sich Schadstoffe in der Zeit akkumulieren, wie sie sich räumlich verteilen und welche Auswirkungen sie haben werden. Die sich in Zukunft einstellende Umweltqualität kann deshalb als eine Zufallsvariable interpretiert werden, wobei die möglichen Realisationen einer bestimmten Umweltqualität um einen Erwartungswert streuen. Dieses Risiko zukünftiger Umweltschäden muß bei der heutigen Knappheit der Umwelt berücksichtigt werden. Hohe Risiken in der Zukunft machen die Umwelt heute knapper: Es müssen im Interesse zukünftiger Generationen Anstrengungen unternommen werden, die Risiken einer Verschlechterung der Umweltqualität zu verringern²⁾.

Eine mögliche Strategie der Risikobegrenzung ist, heute eine bessere Umweltqualität vorzuhalten, also die Menge der Emissionen zu reduzieren. In diese Richtung weist das Vorsorgeprinzip und die Konzeption einer präventiven Umweltpolitik: Umweltpolitik muß vorsorgend sein, sie muß die langfristigen Schäden im Auge haben; sie muß Anreize setzen, bevor Probleme virulent werden, sie muß also Probleme vorwegnehmen oder antizipieren.

Allerdings stellt die allgemeine Reduktion des langfristigen Schadstoffpools ein recht grobes umweltpolitisches Instrument dar. Will man das Risiko von Schäden vermeiden, so wird eine starke Reduzierung des Schadstoffbestandes erforderlich, die erhebliche Ressourcen bindet. Außerdem sind eine Reihe von Umweltschäden dadurch gekennzeichnet, daß die Wahrscheinlichkeit des Schadens relativ klein ist (etwa die Zerstörung der Ozon-Schicht), aber der Schaden selbst, wenn das Ereignis eintritt, immens. Von daher muß die Strategie sein, Informationen über die Ursachen von Langfristschäden zu verbessern, etwa einzelne Schadstoffe als Ursachenfaktor zu isolieren und deren Niveau zu reduzieren.

Grundsätzlich ist das Risiko zukünftiger Umweltschäden abzudiskontieren. Allerdings ist die Höhe der Diskontrate ein normatives Problem. Liegt das Risiko einer Umweltverschlechterung weit in der Zukunft, so wird diese Umweltver-

²⁾ Eine mögliche Zielsetzung ist, den Erwartungsnutzen $E[W(\cdot)]$ — etwa einer gesellschaftlichen Wohlfahrtsfunktion mit den Argumentvariablen Umwelt und Mengen der privaten Güter — zu maximieren.

schlechterung bei unseren Entscheidungen heute ein geringeres Gewicht haben, als wenn die Umweltverschlechterung morgen auftritt. Denn zukünftige Generationen werden reicher sein als wir heute. Sie können die Kosten der Beseitigung der Umweltschäden leichter tragen. Diese Aussage gilt jedoch nicht mehr, wenn Irreversibilitäten in der Nutzung der Natur auftreten.

Irreversibilität der Nutzung bedeutet, daß die Verwendung für den Zweck A heute eine Verwendung in der Zukunft (für Zweck A, für Zweck B) unmöglich macht. Bei Umweltressourcen kann etwa eine strenge Irreversibilität gegeben sein, wenn ein Umweltgut zerstört wird. Neben dieser strengen Form der Irreversibilität kann man sich ein Kontinuum von schwächeren Irreversibilitäten vorstellen, bei denen eine zunächst unmöglich gewordene Verwendung durch Reallokationskosten wieder ermöglicht werden kann. Bei strengen Irreversibilitäten sind diese Umwidmungskosten unendlich groß; die Irreversibilität kann nicht aufgehoben werden. Schwächere Irreversibilitäten dagegen können durch die Inkaufnahme von Umwidmungskosten korrigiert werden. Hier kann es zumutbar sein, daß zukünftige Generationen die Umwidmungskosten tragen.

Es stellt sich damit die Frage, was die Aufrechterhaltung einer Option wert ist. Eine Antwort auf diese Frage gibt das Konzept der Optionsnachfrage (Henry, 1974) oder des Optionswertes. Damit wird die Zahlungsbereitschaft für die Aufrechterhaltung einer Verwendungsoption ausgedrückt. Der Optionswert kann als Nutzungskosten bei irreversiblen Bestandwerten interpretiert werden. Wird diese zusätzliche Kostenkategorie in intertemporale Entscheidungen eingeführt und wird eine Option entsprechend hoch bewertet, so kann das Allokationsresultat in der Weise geändert werden, daß eine Option offen gehalten werden soll. Der Optionswert wirkt der Abdiskontierung entgegen. Im Interesse zukünftiger Generationen kann man getrost abdiskontieren, wenn der Optionswert die Interessen zukünftiger Generationen hinreichend ausdrückt. Wird dagegen ein Optionswert explizit nicht berücksichtigt, so ergibt sich die Forderung nach einer geringeren gesellschaftlichen Zeitpräferenzrate, im Extremfall einer Rate von Null (Ramsey, 1928).

Bei langfristigen Umweltschäden spricht vieles dafür, daß das Verursacherprinzip auf den Ausweis der Nutzungskosten anzuwenden ist. Derjenige Akteur soll die Nutzungskosten einer intertemporalen Entscheidung tragen, dem auch die Vorteile dieser Entscheidung zuwachsen. Wer heute die Umwelt für zukünftige Generationen belastet, dem sollen die Opportunitätskosten seines Handelns zugewiesen werden. Da die Umweltqualität, die wir der zukünftigen Generation übergeben, ein öffentliches Gut ist (bzw. der Schadstoffpool ein öffentliches Übel), muß die langfristig anzustrebende Umweltqualität im politischen Prozeß bestimmt werden. Dabei ist zwischen den Interessen der heutigen und der zukünftigen Generation abzuwägen.

Das Problem der Umweltknappheit ist Ende der sechziger Jahre durch das Paradigma des Raumschiffs Erde umschrieben worden. Wie eine riesige Apollo-Kapsel

zieht die Erde durch das Weltall, mit fünf Milliarden Menschen an Bord, mit dünnen Schutzschichten umgeben. Die Bordvorräte sind begrenzt, aber die Astronauten des Raumschiffs nehmen erschreckend zu. Die Trinkwasserversorgung wird durch die Abfallproduktion in Frage gestellt, und Teile der Klimaanlage wie der deutsche Wald arbeiten nicht mehr richtig. Aber dieses Knappheitsproblem ist lösbar, und in diesem Raumschiff sind eine ganze Reihe von Anpassungsprozessen möglich, die Anreize in das ökonomische System einführen, sparsamer mit Umwelt und Naturressourcen umzugehen. Umwelt kann nicht länger als Allmende behandelt werden, sondern ist als ein knappes Gut aufzufassen, für das — ähnlich wie bei Energie — der Preismechanismus die richtigen Preissignale setzt, wenn die Rahmenordnung des Marktes durch den Staat sinnvoll definiert ist. Die Marktwirtschaft löst Knappheitsprobleme über Preise. Dies gilt auch für die Umweltproblematik und für die Knappheit der Natur. Wird die Umwelt knapper, so müssen die Preise für Umweltdienste steigen. Genau dies hatten vor etwa 200 Jahren die Altväter der Nationalökonomie erkannt. Bei Ricardo (1817, S. 39) heißt es: „Die Arbeiten der Natur werden nicht deshalb großzügig bezahlt, weil sie viel tut — sondern weil sie wenig tut. Wenn die Natur knickrig wird mit ihren Geschenken, erfordert sie einen höheren Preis für ihre Dienste. Wo sie jedoch großzügig ist, arbeitet sie gratis.“

Literatur

- Coase, R. H. (1960): "The Problem of Social Cost." *Journal of Law and Economics*, 3, 1—44.
- Dasgupta, P. S. (1983): *The Control of Resources*. Cambridge, Mass., Harvard University Press.
- Henry, C. (1974): "Option Values in the Economics of Irreplaceable Assets." *Review of Economic Studies*, 41, 89—104.
- Pethig, R. (1979): *Umweltökonomische Allokation mit Emissionssteuern*. Tübingen, J. C. B. Mohr (Paul Siebeck).
- Pigou, A. C. (1920): *The Economics of Welfare*. New York, McMillan.
- Ramsey, F. P. (1928): "A Mathematical Theory of Saving." *The Economic Journal*, 38, 543—559.
- Ricardo, D. (1817): *On the Principles of Political Economy and Taxation*, 1st ed., London.
- Siebert, H. (1973): *Das produzierte Chaos. Ökonomie und Umwelt*. Stuttgart, Kohlhammer.
- Siebert, H. (1975): "Externalities, Environmental Quality and Allocation." *Zeitschrift für die gesamte Staatswissenschaft*, 131, 496—513.
- Siebert, H. (1976): *Analyse der Instrumente der Umweltpolitik*. Göttingen, Schwarz.
- Siebert, H. (1977): „Die Grundprobleme des Umweltschutzes. Eine wirtschaftstheoretische Analyse.“ In: *Soziale Probleme der modernen Industriegesellschaft*, Hrsg.: Külp, B. und Haas, H. D. Schriften des Vereins für Socialpolitik, Band 92. Berlin, Duncker & Humblot, 141—182.
- Siebert, H. (1978): *Ökonomische Theorie der Umwelt*. Tübingen, J. C. B. Mohr (Paul Siebeck).
- Siebert, H. (Hrsg.) (1979a): *Umwelt und wirtschaftliche Entwicklung*. Darmstadt, Wissenschaftliche Buchgesellschaft.
- Siebert, H. (mit Antal, A. B.) (1979b): *The Political Economy of Environmental Protection*. Greenwich, Conn., JAI Press Inc.
- Siebert, H. (Hrsg.) (1979c): *Regional Environmental Policy, The Economic Issues*, Hrsg.: Siebert, H., Walter, I. und Zimmermann, K. London, New York, New York University Press and McMillan.

- Siebert, H. (1982a): "Negative Externalities, Environmental Quality and the Transformation Space." In: *Economic Theory of Environmental Resources*, Hrsg.: Eichhorn, W., Henn, R. und Shephard, R. W. Wien, Würzburg, 489–506.
- Siebert, H. (1982b): „Ökonomische Anreize in der TA-Luft“, *Wirtschaftsdienst*, 11, 560–564.
- Siebert, H. (1983): *Ökonomische Theorie natürlicher Ressourcen*. Tübingen, J. C. B. Mohr (Paul Siebeck).
- Siebert, H. (Hrsg.) (1984): *Intertemporale Allokation. Schriftenreihe des Sonderforschungsbereichs 5 „Staatliche Allokationspolitik im marktwirtschaftlichen System“*, 10, Frankfurt/M., Bern, Lang.
- Siebert, H. (1985a): "Spatial Aspects of Environmental Economics." In: *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*, Bd. 1, Hrsg.: Kneese, A. V. und Sweeney, J. L. Amsterdam, Elsevier, 125–164.
- Siebert, H. (1985b): „TA-Luft 85: Eine verfeinerte Politik des einzelnen Schornsteins.“ *Wirtschaftsdienst* 65, 452–455.
- Siebert, H. (1987a): *Economics of the Environment. Theory and Policy*. 2. Aufl., Heidelberg, Springer.
- Siebert, H. (1987b): „Umweltschäden als Problem der Unsicherheitsbewältigung: Prävention und Risikoallokation.“ In: *Gesellschaft und Unsicherheit*. Hrsg.: F. Holzheu u. a., Verlag Versicherungswirtschaft e. V., Karlsruhe, 173–185.
- Tiebout, Ch. M. (1956): A Pure Theory of Local Expenditures, *Journal of Political Economy*, 64, 416–424.