



i.A. des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft und Kultur /
Forschungsschwerpunkt 'Kulturlandschaft'
unter Leitung der Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und
Aquakultur, Universität für Bodenkultur Wien



Sozioökonomische Aspekte der Bewertung des Nutzens von Fluss-Systemen (Literaturanalyse)

Franz Sinabell

Institut für Wirtschaft, Politik und Recht, Universität für Bodenkultur Wien

Positionspapier zu

Teilmodul 2 / Modellkonzeption Leitbildentwicklung für Flusslandschaften
im Rahmen des Forschungsprojektes

Flusslandschaftstypen Österreichs - Leitbilder für eine nachhaltige Entwicklung von Flusslandschaften

1. Zwischenbericht

Wien, Dezember 2000

1	EINLEITUNG	3
2	DAS WESEN EINER SOZIOÖKONOMISCHEN ANALYSE VON LEITBILDERN DER NACHHALTIGEN ENTWICKLUNG VON FLUSSLANDSCHAFTEN	4
3	DIE METHODE DER KOSTEN-NUTZEN-ANALYSE IM ÜBERBLICK	7
3.1	Grundlagen	7
3.2	Wesen eines öffentlichen Projektes	7
3.3	Analysestufen in der traditionellen Kosten-Nutzen-Analyse	8
4	DER BEGRIFF "EXTERNE EFFEKTE"	10
4.1	Der Begriff "öffentliche Güter"	12
4.1.1	Definition und Abgrenzung	12
4.2	Der Begriff "Marktversagen"	13
4.2.1	Modell eines Marktes für ein öffentliches Gut	13
4.2.2	Sind private Märkte in der Lage, öffentliche Güter bereitzustellen?	16
4.2.3	Ausblick	17
5	DIE BEWERTUNG EXTERNER EFFEKTE UND ÖFFENTLICHER GÜTER	19
5.1	Definition des Wertes	19
5.1.1	Vorbemerkung	19
5.1.2	Gebrauchswerte	19
5.1.3	Existenzwerte und Vermächtniswerte	20
5.2	Methoden der Bewertung	22
5.2.1	Bewertungsmethoden für Umweltleistungen: Theoretischer Hintergrund.....	24
5.2.2	"Dose-Response"-Ansätze	25
5.2.3	Vermeidungskostenansatz	26
5.2.4	Aufwandmethode.....	26
5.2.5	Hedonische Preise	26
5.2.6	'Contingent Valuation'-Methode (CVM).....	27
6	SCHLUSSFOLGERUNGEN FÜR DEN KONKRETEN FLUSSABSCHNITT MÖLL UND AUSBLICK	29

Kurzfassung

Das vorliegende Positionspapier beschäftigt sich mit grundlegenden Problemen der Entwicklung von Leitbildern aus sozio-ökonomischer Sicht. Dabei wird nicht auf die Probleme der Leitbildidentifizierung generell eingegangen, sondern die Methode der Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) vorgestellt, die letztlich dazu herangezogen wird, ein konkretes Leitbild zu wählen. Die umfassende Vorstellung der Methode wird in den Mittelpunkt gestellt, da hier die Grundlage einer normativ zu bestimmenden Wahl erarbeitet wird, die einer rationalen Überprüfung stand halten muss.

Die Methode der KNA wird eingesetzt, um zu entscheiden, ob ein 'öffentliches Projekt' umgesetzt werden soll oder nicht. Die KNA wird deshalb gewählt, weil sie einerseits andere verbreitete Methoden umfasst (so widmet sich die Kosten-Wirksamkeits-Analyse einer Teilkomponente einer KNA) und andererseits jene Methode ist, die Ergebnisse liefert, die konsistent mit den Erkenntnissen der Wohlfahrtsökonomie sind.

Bei einem 'öffentlichen Projekt' werden öffentliche Mittel verbraucht. Im Rahmen der KNA werden in einem standardisierten Verfahren die Grundlagen für die Entscheidung über die Mittelverwendung erarbeitet. Eine KNA soll darüber Anhaltspunkte liefern, ob ein Projekt wohlfahrtssteigernd ist oder nicht. Prinzipiell sind öffentliche Projekte mit Kosten verbunden, die letztlich vom privaten Sektor (oft in Form von Steuern) getragen werden müssen. Es gilt zu entscheiden, ob ein durch zusätzliche Besteuerung ausgelöster Verlust an Konsummöglichkeiten durch einen zusätzlichen Nutzen aufgewogen wird, wenn das Projekt umgesetzt wird.

Im Zusammenhang mit dem konkreten Projekt an der Flusslandschaft Möll soll beispielsweise die Frage geklärt werden, ob der gesellschaftliche Nutzen einer ungestörten Entwicklung einer Fischpopulation höher ist als der eines Flussabschnittes zu Badezwecken. Die KNA ist eine standardisierte Methode, mit welcher derartige Entscheidungsprobleme systematisch und auf Basis der Wohlfahrtsökonomie gelöst werden können.

Bei der KNA wird prinzipiell zwischen 'großen' und 'kleinen' Projekten unterschieden. Bei 'großen' Projekten wird davon ausgegangen, dass die Umsetzung zu einer Änderung der Gleichgewichtspreise führt. Dies kann z.B. eintreten, wenn ein großes Kraftwerk errichtet wird und durch das zusätzliche Stromangebot Energiepreise verändert werden. Bei 'kleinen' Projekten wird davon ausgegangen, dass die Preise durch das Projekt nicht beeinflusst werden. Diese Annahme erleichtert die Projektbeurteilung, führt aber dazu, dass wichtige Entscheidungskomponenten für die Bevölkerung vor Ort (z.B. Effekte auf den regionalen Arbeitsmarkt) im Detail nicht untersucht werden.

Im Rahmen einer KNA gilt es weiters das Problem zu lösen, dass viele Güter, die in die Bewertung einbezogen werden, keine Preise haben. Es gibt beispielsweise keinen Preis für ein 'funktionierendes Ökosystem'. Das Fehlen eines Preises bedeutet jedoch nicht, dass ein 'funktionierendes Ökosystem' keinen Wert hat. Die Ursache für die Schwierigkeiten bei der Bewertung solcher Güter liegt darin, dass dafür keine Märkte existieren. Während der Wert von normalen Gütern (z.B. eines Fahrrades) einfach auf Märkten beobachtet werden kann, gibt es für viele Umweltgüter keine gleichermaßen beobachtbaren Referenzgrößen. Aber selbst in Situationen, in denen Preise beobachtbar sind, kann aufgrund von "Marktversagen" das Problem auftreten, dass die beobachteten Preise von den sozialen Opportunitätskosten, die allein wohlfahrtsentscheidend sind, abweichen. So können z.B. "externe Effekte" dazu führen, dass Preise auf existierenden Märkten verzerrt sind. Ein zusätzliches Problem ist

darin zu sehen, dass zahlreiche der in Betracht zu ziehenden Güter (z.B. die Schutzwirkung von Flussbaumaßnahmen) Eigenschaften von "öffentlichen Gütern" aufweisen.

Die folgenden Abschnitte des vorliegenden Papiers gehen den Ursachen nach, warum externe Effekte die Ursache dafür sein können, dass der Markt als Signal für die Knappheit von Gütern versagt. Charakteristika, Gründe für die Entstehung, Probleme beim Auftreten und mögliche Mittel zur Korrektur von externen Effekten werden dargestellt.

Ein breiter Raum wird dem Problem gewidmet, warum Marktversagen im Falle von "öffentlichen Gütern" entsteht. Möglichkeiten, wie in solchen Situation Bewertungen durchgeführt werden können, werden ebenfalls vorgestellt. Dabei wird die Methode der 'direkten Bewertung' besonders herausgestellt.

In diesem Zusammenhang wird auch der einer ökonomischen Beurteilung zugrundeliegende "ökonomische Gesamtwert" vorgestellt. Dabei handelt es sich um ein Konstrukt, das nicht bloß Komponenten der unmittelbaren direkten Nutzung umfasst, sondern darüber hinaus Wertempfindungen wie die Sorge für künftige Generation umfasst. Die Definition des "ökonomischen Gesamtwertes" und seiner Komponenten sowie die konkrete Messung mit Methoden der empirischen Sozialforschung liefert die Komponente der Nutzenbewertung im Rahmen einer Kosten-Nutzen-Analyse.

Die hier vorgestellte sozio-ökonomische Bewertungsmethode ist nicht die einzig zulässige. Auch wird nicht behauptet, dass der "ökonomische Gesamtwert" oder das wohlfahrtsökonomische Ziel der Nutzenmaximierung bei effizientem Ressourceneinsatz das einzige Referenzmaß gesellschaftlichen Handelns sein sollen. Es wird lediglich eine Methode im Detail vorgestellt, die allerdings mehrere Vorteile hat: 1) sie ist konsistent mit den Erkenntnissen der Wohlfahrtsökonomie, 2) sie gewinnt als Standardinstrument umfassender Projektbeurteilungen zunehmend an Bedeutung und 3) wird die Methodik laufend weiter entwickelt.

1 Einleitung

Ziel dieses Beitrages ist es, herauszuarbeiten, warum in einem marktwirtschaftlichen Umfeld öffentliches Handeln bei der Nutzung von Flusssystemen gerechtfertigt und auch notwendig ist. Prinzipiell sollte die Koordinierung der wirtschaftlichen Aktivitäten der Akteure ihnen selber und damit den Märkten überlassen werden. Es gibt aber zahlreiche Phänomene, wo Märkte als Koordinationsmechanismen versagen. Der Begriff 'Marktversagen' ist dabei häufig mit natürlichen Ressourcen verknüpft. Am Beispiel einer Flusslandschaft werden die entsprechenden Problemstellungen beleuchtet und Lösungsansätze skizziert.

Im vorliegenden Beitrag wird eine Methode vorgestellt, mit deren Hilfe öffentliche Projekte in einer mit der Wohlfahrtsökonomie konsistenten Weise beurteilt werden können: die Kosten-Nutzen-Analyse (KNA). Nach der kurzen Beschreibung dieses Verfahrens werden wichtige Konzepte vorgestellt, die bei der Beurteilung von Projekten im Zusammenhang mit Flusssystemen eine Rolle spielen: externe Effekte, öffentliche Güter und Verfügungsrechte.

Mittels eines einfachen Modells wird schließlich gezeigt, wie bestimmt werden kann, ob (bzw. in welchem Ausmaß) ein öffentliches Gut generell zur Verfügung gestellt werden soll. In diesem Zusammenhang wird der Begriff "Zahlungsbereitschaft" eingeführt, der bei der Bewertung von Nicht-Marktgütern eine zentrale Rolle spielt.

Da viele Funktionen von Flusssystemen nicht den Charakter von privaten Gütern haben, für die sich Marktpreise beobachten ließen, kommt der Bewertung dieser anderen Komponenten eine bedeutende Rolle zu. Die Komponenten des "ökonomischen Gesamtwertes" und Methoden seiner Bestimmung werden im Abschluss dieses Beitrags vorgestellt.

Die im gegenständlichen Projekt ebenfalls zur Anwendung kommende Kosten-Wirksamkeitsanalyse setzt sich aus Teilkomponenten der KNA zusammen und wird aus diesem Grund hier nicht gesondert beschrieben. Der wesentliche Unterschied liegt darin, dass in der KNA die Nutzenkomponenten monetär bewertet werden und daher prinzipiell auch ein optimaler Zustand bestimmt werden kann.

2 Das Wesen einer sozioökonomischen Analyse von Leitbildern der nachhaltigen Entwicklung von Flusslandschaften

Im folgenden Abschnitt sollen kurz folgende Punkte andiskutiert werden:

- Was ist das Wesen eine sozio-ökonomischen Analyse?
- Was sind die Methoden der sozio-ökonomischen Analyse?
- Welche Rolle spielt die sozio-ökonomische Analyse bei der Beurteilung von Leitbildern der nachhaltigen Entwicklung von Flusslandschaften?

Die Ökonomie widmet sich generell der Frage nach dem zweckmäßigen Einsatz von Ressourcen. Die Wohlfahrtsökonomie im speziellen beschäftigt sich mit den Fragen optimaler gesellschaftlicher Zustände. In diesem Kontext ist damit jedoch lediglich die Versorgung mit Gütern gemeint. Nachdem aber der Güter-Begriff der Ökonomie sehr weit gefasst ist, beschäftigt sich die Wohlfahrtsökonomie auch z.B. mit "sauberer Umwelt", die im allgemeinen Sprachgebrauch nicht als "Gut" bezeichnet würde.

Der erste Hauptsatz der Wohlfahrtsökonomie besagt, dass Wettbewerbsmärkte unter bestimmten Bedingungen Pareto-optimal sind. In einem Pareto-optimalen Zustand ist es nicht möglich, den Nutzen der Person A zu erhöhen, ohne gleichzeitig den Nutzen der Person B zu verringern. Dabei ist festzuhalten, dass es nicht "einen" Pareto-optimalen Zustand gibt, sondern viele. Der zweite Hauptsatz der Wohlfahrtsökonomie besagt, dass Wettbewerbsmärkte dazu führen, dass sich ein neuer Pareto-optimaler Zustand einstellt, wenn ein "Sozialer Planer" die Ressourcenverteilung der Individuen ändert. Die Wohlfahrtsökonomie beschäftigt sich darüber hinaus auch mit den Implikationen einzelner Annahmen: z.B. der Frage, ob die oben getroffenen Aussagen noch gelten, wenn "externe Effekte" auftreten.

In der Realität sind jedoch zahlreiche Annahmen verletzt, die im mathematischen Modell sicherstellen, dass Wettbewerbsmärkte zu Pareto-optimalen Situationen führen. In der Wohlfahrtsökonomie wird die Aufgabe der Politik zunächst darin gesehen, die Ursachen, die zu derartigen "Verzerrungen" führen, zu beseitigen. In der wohlfahrtsökonomischen Terminologie spricht man von Verzerrungen, wenn die sozialen von den privaten Opportunitätskosten abweichen. Die Aufgabe besteht also zunächst darin, die Voraussetzungen dafür zu schaffen, dass ein Pareto-optimaler Zustand überhaupt erreicht werden kann.

Da auch die Ausstattung der Individuen mit Ressourcen eine Determinante von spezifischen Pareto-optimalen Situationen ist, wird die zweite Aufgabe der Politik darin gesehen, eine gesellschaftlich erwünschte Verteilung vorzunehmen. Wie diese Verteilung letztlich aussieht, kann nicht wohlfahrtsökonomisch entschieden werden, sehr wohl aber können die Konsequenzen verschiedener Verteilungen aufgezeigt und die zweckmäßigerweise zu verwendenden Instrumente benannt werden.

In der angewandten Wohlfahrtsökonomie wird an einem konkreten Projekt oder einer konkreten Fragestellung das in der Theorie beschriebene Konstrukt operationalisiert, indem der Frage nachgegangen wird, ob und wenn ja, wie sich die Wohlfahrt steigern lässt. Im Zusammenhang mit der Fragestellung nach der 'nachhaltigen Entwicklung von Flusslandschaften' wird die Herstellung des Zustands der 'guten ökologischen Qualität' als erstrebenswerter Zustand angepeilt. Dabei werden Antworten auf folgende Fragen gesucht: Was kostet der Zustand der 'guten ökologischen Qualität'? Auf welche Güter, auf welche Möglichkeiten der Entwicklung muss verzichtet werden, um dieses Ziel umzusetzen?

Gleichzeitig ist die Frage zu stellen, ob diese Zustandsänderung einen Nutzen bringt und wie hoch dieser ist.

Bei einem Fluss handelt es sich - in Österreich - um ein öffentliches Gut, an dem Privatpersonen/Unternehmen teilweise Nutzungsrechte haben. Gleichzeitig impliziert die Herstellung des Zustandes der 'guten ökologischen Qualität' eine Umweltqualitätsverbesserung, die ebenfalls ein 'öffentliche Güter' darstellt, für deren Bereitstellung die Öffentlichkeit sorgt. Sobald geklärt ist, dass tatsächlich die öffentliche Hand für die Bereitstellung zuständig ist, ist in weiterer Folge die Frage zu stellen, in welchem Umfang das öffentliche Engagement stattfinden soll.

Zum Wesen der sozioökonomischen Analyse gehört, Entscheidungsgrundlagen für normative Aussagen über öffentliche Projekte (auch Flussprojekte) zu erarbeiten. Unter "normativen" Aussagen ist zu verstehen, dass eine Wertung dahingehend getroffen wird, was in welchem Umfang und Zeitrahmen gemacht werden soll oder nicht. Beispielsweise ob ein Kraftwerk gebaut werden soll oder nicht, ob der Zustand der 'guten ökologischen Qualität' hergestellt werden soll oder nicht.

Aussagen darüber zu treffen, was gemacht werden "soll" impliziert, dass Werturteile gefällt werden müssen. Die Methoden der sozio-ökonomischen Analyse dienen dazu, transparent zu machen, auf welcher Basis normative Entscheidungen gefällt werden können. Ziel ist es, den Entscheidungsprozess rational zu strukturieren, um eine intersubjektive Überprüfbarkeit der Entscheidungsgrundlagen zu ermöglichen.

Aufgrund der Tatsache, dass die Methoden der Ökonomie laufend weiterentwickelt werden, kann nicht davon ausgegangen werden, dass "richtige" Entscheidungen im Sinn von unverrückbaren "Wahrheiten" getroffen werden können. Aussagen mit derart hohen Ansprüchen auf der Basis sozio-ökonomischer Analysen zu treffen, ist nicht möglich.

Konkret werden im vorliegenden Kontext Methoden der Produktions- und Nutzenanalyse eingesetzt, um einerseits herauszufinden, wie Maßnahmen effektiv gesetzt werden können und in welchem Umfang sie gesetzt werden sollen, um effiziente Zustände zu erreichen. Zunächst werden die Kosten ermittelt, die anfallen, um den Zustand der guten ökologischen Qualität herzustellen. Da dies über weite Teile eine technische Fragestellung ist, kommt es dabei zu einer engen interdisziplinären Zusammenarbeit.

Den Kosten wird der absehbare Nutzen der Zustandsveränderung gegenübergestellt. Da bei den zu untersuchenden Gütern nicht bloß Marktgüter eine Rolle spielen, deren Wert relativ einfach zu ermitteln ist, sondern auch Nicht-Marktsgüter relevant sind, müssen Methoden angewandt werden, die eine solche Feststellung zulassen. Verfahren der direkten Bewertung bieten hier eine adäquate Möglichkeit.

Der Begriff "Nachhaltigkeit" stellt im Rahmen der sozio-ökonomischen Bewertung prinzipiell kein großes Problem dar, da das Prinzip der Nachhaltigkeit eine Kernfrage vieler ökonomischer Ansätze ist. Im konkreten Fall werden Komponenten der Nachhaltigkeit über die Diskontrate in die Analyse integriert, wenn es darum geht die intertemporalen Kosten- und Nutzenströme gegenüberzustellen.

Dennoch soll nicht verleugnet werden, dass es schwierig genug ist, all jene Komponenten aufzuspüren und zu bewerten, die für aktuelle Generationen nutzenrelevant sind. Noch viel schwieriger wird es, den Nutzen künftiger Generationen in die Entscheidung einfließen zu lassen. Dieses zusätzliche Problem liegt einfach darin, dass Individuum A zum Zeitpunkt t_0 unmöglich wissen kann, welchen Zustand Individuum B zum Zeitpunkt t_1 bevorzugt.

Allerdings ist Individuum A in der Lage, darüber Auskunft zu geben, welchen Zustand es selber zum Zeitpunkt t_1 bevorzugt. Jedes Individuum ist auch in der Lage, darüber eine

Aussage zu treffen, inwieweit eine Entscheidung davon abhängt, ob nur der eigene Nutzen in die Bewertung einbezogen oder ob auch der Nutzen anderer Individuen berücksichtigt wird. Durch die Wahl einer geeigneten Diskontrate kann schließlich das intertemporale Entscheidungsproblem auf eine einfache und operationale Ebene gebracht werden. Der Begriff der "Nachhaltigkeit" kann daher in einer mit dem Rest der Analyse konsistenten Weise inhaltlich determiniert werden: es handelt sich um eine Verteilungsfrage, und zwar eine Verteilung von Ressourcen zwischen den Generationen und nicht innerhalb einer Generation. Die Rolle der sozio-ökonomischen Beurteilung im Rahmen der Leitbildentwicklung liegt daher darin, diese Operationalisierung durchzuführen und in Form von Szenarien mögliche Zustände vorzustellen, um dem Entscheidungsträger schließlich die Entscheidung zu erleichtern, eine normative Aussage zu treffen.

3 Die Methode der Kosten-Nutzen-Analyse im Überblick

3.1 Grundlagen

Die Durchführung öffentlicher Investitionen erfordert Ressourcen. Nachdem die Verfügbarkeit von Ressourcen insgesamt limitiert ist, unterliegt auch das Gesamtvolumen realisierbarer öffentlicher Investitionen dieser Beschränkung. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass die öffentliche Hand über ein wohlformuliertes Entwicklungskonzept verfügt. Öffentliche Investitionen sind Elemente derartiger Entwicklungskonzepte. Die Existenz einer Gesamtstrategie bezüglich der ökonomischen und sozialen Entwicklung ist eine wesentliche Voraussetzung für eine sinnvolle Beurteilung einzelner Projekte. Im vorliegenden Projekt kann auf genau diese umfassenden Entwicklungskonzepte Rücksicht genommen werden, da flussbauliche und raumplanerische Aspekte mitberücksichtigt werden und darüber hinaus Impulse von partizipativen Entscheidungsprozessen in die Analyse eingehen.

3.2 Wesen eines öffentlichen Projektes

Generell versteht man unter einem öffentlichen Projekt einen Vorschlag für eine öffentliche Investition, welche bestimmte Einrichtungen bereitstellt und/oder erweitert, um das Angebot von Gütern und Dienstleistungen in einer Gemeinschaft während einer bestimmten Zeitperiode zu erhöhen. Im Rahmen der Evaluierung derartiger Projekte kann ein Vergleich mit alternativen Vorgaben auf technischer, kommerzieller und ökonomischer Ebene vorgenommen werden. Wie weiter unten ausgeführt, umfassen die Begriffe "Güter und Dienstleistungen" nicht bloß solche, die auf Märkten gehandelt werden, sondern auch schwierig zu fassende "Güter" wie z.B. Biodiversität oder Naturnähe.

Das Konzept der Kosten-Nutzen-Analyse ("Cost-benefit-analysis") stellt wohl das bekannteste wirtschaftlichkeitsanalytische Verfahren für Projekte des öffentlichen Sektors dar. Die KNA basiert einerseits auf den normativen Vorgaben der Wohlfahrtsökonomie, andererseits auf den Erkenntnissen privatwirtschaftlich orientierter Investitionsrechnungen. Im allgemeinen gibt die KNA Antworten auf zwei zentrale Fragen.

- Ist es aus ökonomischer Sicht sinnvoll, staatliche Projekte auf Kosten des Entzuges finanzieller Mittel aus dem privaten Sektor durchzuführen?
- Welche staatlichen Vorhaben sollen aus der Vielzahl potentiell verfügbarer Alternativen ausgewählt und realisiert werden?

Das zentrale Referenzmaß für die Beantwortung dieser Fragen besteht in der Gegenüberstellung der positiven und negativen Beiträge der jeweiligen Alternativen zur gesellschaftlichen Wohlfahrt.

Nutznieser dieser staatlichen Projekte können grundsätzlich sowohl

- Konsumenten als auch
- private Unternehmer sein.

Im ersten Fall stellt der öffentliche Sektor Konsumgüter bereit, die das Nutzenniveau der privaten Haushalte unmittelbar anheben. Im zweiten Fall verbessern die öffentlichen Vorhaben die Produktionsbedingungen im Unternehmenssektor generell oder in einzelnen Subsektoren. Durch Kostenersparnisse im Produktionsprozess bzw. der Möglichkeit höherer

Produktionsvolumina kommt es - im Falle vollkommener Konkurrenz - zu Preisrückgängen auf den zugehörigen Märkten¹.

Im konkreten vorliegenden Fall wirken durch die Verbesserung der ökologischen Qualität des Flusssystems Möll nicht bloß positive Effekte auf die angesprochenen Wirtschaftssubjekte, sondern auch negative. So können Konsumenten z.B. dadurch Nutzeneinbußen erleiden, dass Fischereirechte oder die Erholungsnutzung eingeschränkt werden. Unternehmen können in Mitleidenschaft geraten, wenn die direkte Nutzung (Energie, Schotter, ...) eingeschränkt wird. Beide Gruppen werden eingeschränkt, wenn durch zusätzlichen Raumbedarf des Flusses bestehende Nutzungen bzw. Nutzungsoptionen restringiert werden. Diesen Nutzeneinbußen stehen Nutzengewinne gegenüber, eine wesentliche Komponente davon ist die Anhebung der ökologischen Qualität.

Grundsätzlich lassen sich neben der traditionellen Kosten-Nutzen-Analyse *weitere Ansätze* abgrenzen. Sie unterscheiden sich in der Behandlung der Beschäftigungssituation der Produktionsfaktoren in einer Volkswirtschaft sowie in der Art, wie Verteilungsfragen behandelt werden. Beispiele für derartige Unterschiede zwischen traditionellem KNA-Ansatz und alternativen Ansätzen sind:

Beschäftigung: Die traditionelle KNA geht grundsätzlich von Vollbeschäftigung der Produktionsfaktoren aus.

Verteilung: In der traditionellen KNA werden Verteilungsfragen nicht explizit behandelt, wofür in erster Linie die enormen theoretischen Schwierigkeiten und der Datenaufwand verantwortlich zeichnen.

Größe der Projekte: Große Projekte sind dadurch gekennzeichnet, dass als Folge ihrer Realisierung Veränderungen von gesamtwirtschaftlichen Größen (in erster Linie Preise) auftreten, während bei kleineren Projekten kein derartiger Effekt zu erwarten ist. Der überwiegende Teil der öffentlichen Vorhaben ist in der Praxis von so geringer gesamtwirtschaftlicher Bedeutung, dass sie als **kleine** Projekte eingestuft werden müssen. Auch das gegenständliche Projekt ist in dieser Klassifikation als kleines Vorhaben einzustufen, weil die zu erwartenden Produktionsänderungen keine Änderung der Gleichgewichtspreise erwarten lassen.

3.3 Analysestufen in der traditionellen Kosten-Nutzen-Analyse

Der Standardansatz der *traditionellen* KNA besteht in der Regel aus den folgenden acht Einzelstufen:

1. Klare Definition des Projektes,
2. Quantitative Beschreibung der zu erwartenden Inputs und Outputs,
3. Erfassung der ökonomisch relevanten Konsequenzen,
4. Physische Quantifizierung der relevanten Konsequenzen,
5. Monetäre Beurteilung der relevanten Effekte
6. Vergleich der Kosten und Nutzen
7. Durchführung des "net-present-value"-Tests (NPV-Test),

¹ Diese Aussage gilt in zwei Fällen nicht: Der eine Fall besteht darin, dass die Nachfragefunktion vollkommen elastisch verläuft; der zweite Fall ergibt sich - zumindest im Bereich der nationalen Märkte - dann, wenn der Preis des erzeugten Produktes durch administrative Bestimmungen fixiert wird.

8. Sensitivitätsanalyse

4 Der Begriff "externe Effekte"

Aktivitäten eines Akteurs haben oft direkte oder indirekte Auswirkungen auf andere Akteure, die nicht in die Preisbildung eingehen. Solche Einflüsse nennt man 'externe Effekte'. Der Umwelt kommt in diesem Zusammenhang eine besondere Bedeutung zu, da jede menschliche Tätigkeit Ressourcen der natürlichen Umwelt beansprucht. Ein externer Effekt ergibt sich aus der Wechselwirkung mit anderen Individuen, nicht aber durch die Beeinflussung der Umwelt an sich. Zerstört A den Lebensraum von B, ergibt sich für B ein 'externer Effekt', nicht aber für die Umwelt. Diese spielt dabei in zweierlei Hinsicht eine Rolle:

- einerseits kann sie als Kapitalstock betrachtet werden, der zu- oder abnimmt und mit dem – häufig unzureichend definierte – Eigentumsrechte verknüpft sind (z.B. ökologische Qualität eines Flusses im Ausmaß von x),
- andererseits ist sie ein Medium zur Transmission von externen Effekten (z.B. Wasserschwall bei Flüssen mit Kraftwerken im Schwallbetrieb).

Generell werden externe Effekte in der ökonomischen Literatur folgendermaßen definiert²:

"Von einer Externalität spricht man immer dann, wenn die Nutzen- oder Produktionsbeziehung eines Individuums (sagen wir des Individuums A) reale (das sind nichtmonetäre) Variablen einschließen, deren Wert von anderen (Personen, Unternehmen, Regierungen) ohne Beachtung des Effekts auf A festgelegt wird (BAUMOL /OATES, 1988, 17).

Als zweites Charakteristikum wird angeführt, dass externe Effekte nur dann gegeben sind, wenn die Akteure, deren Aktionen andere Nutzen- und Produktionsfunktionen beeinflussen, keine Kompensation für diese Aktivitäten bezahlen oder erhalten.

Da bei externen Effekten definitionsgemäß keine Kompensation erfolgt, kann man auch keine mit diesen Effekten unmittelbar verbundenen Preise beobachten. Auf der Grundlage der Wohlfahrtstheorie ist es jedoch möglich, externe Effekte und monetäre Größen von privaten Gütermärkten in einem konsistenten Modell darstellen, indem externe Effekte internalisiert werden.

Eine Internalisierung externer Effekte liegt dann vor, wenn der Schädiger für den Wohlfahrtsverlust aufkommt, bzw. im Fall positiver externer Effekte der Produzent vom Begünstigten kompensiert wird.

Immer, wenn externe Effekte auftreten, könnten sich die betroffenen Personen einigen, um Vereinbarungen zu treffen, damit diese Effekte internalisiert werden. COASE (siehe COASE, 1992) zeigte, dass eine effiziente Lösung durch die beteiligten Personen möglich ist, wenn keine Transaktionskosten und volle Information der Beteiligten gegeben ist. Solche Verhandlungslösungen können in der Praxis aber unter anderem aus folgenden Gründen scheitern:

- Personen, die von der Senkung einer Verschmutzung – bzw. von der Bereitstellung eines öffentlichen Gutes – profitieren, haben den Anreiz, ihre Zahlungsbereitschaft geringer anzugeben, als sie tatsächlich ist. In diesem Fall liegt Schwarzfahrerverhalten vor (STIGLITZ/SCHÖNFELDER, 1989, 114f bzw. bei PRUCKNER, 1994, 67ff).

² Die hier vorgestellte Definition ist jene, wie sie heute fast ausschließlich verwendet wird. Zur Geschichte dieses Begriffes vgl. CORNES, SANDLER, 1986.

- Die Kosten der Informationsgewinnung und -bereitstellung sowie der Koordination der Betroffenen sind unter Umständen prohibitiv hoch. Je größer das Koordinationsproblem, desto eher bedarf es der Staatsmacht (STREISSLER, 1993 92)
- Durch bestehende Gesetze sind viele Eigentumsrechte bereits definiert, eine asymmetrische Ausgangslage potentieller Verhandlungsteilnehmer vor allem in bezug auf die Information über Schädigung bzw. Nutzen hat für den Ausgang einer Verhandlung einen (spieltheoretisch) entscheidenden Einfluss (vgl. GIBBONS, 1992, 143ff).

Diese Merkmale weisen sowohl positive als auch negative externe Effekte auf. Führen privatwirtschaftliche Lösungen nicht zur Herstellung eines effizienten Zustandes, sind hoheitliche Eingriffe aus wohlfahrtsökonomischer Sicht zur Beseitigung des Marktversagens gerechtfertigt. Die Voraussetzung dafür ist eine allgemein akzeptierte Beurteilungsgrundlage und schließlich auch die politische Kraft, Verhaltensänderungen der Wirtschaftssubjekte auszulösen.

Zu den klassischen Beispielen externer Effekte zählen Phänomene, die sich im Zusammenhang mit Flüssen abspielen. Wirtschaftliche Aktivitäten im Oberlauf (z.B. Einschränkung des Retentionsraums) haben Auswirkungen auf Bewohner im Unterlauf (z.B. größeres Hochwasserrisiko). Akteure im Oberlauf haben kein Interesse, sich mit den Betroffenen im Unterlauf auf ein für beide Seiten akzeptables Aktivitätsniveau zu einigen. Der externe Effekt kommt dadurch zustande, dass Akteur A im Oberlauf Akteur B im Unterlauf beeinflusst, ohne dass dieser Einfluss über Märkte übertragen wird (z.B. in Form von Gütertausch oder Preisänderungen). Andere Beispiele sind die Belastung mit Abwasser, die Nutzung von Wasser zur Energienutzung, usw. Da private Koordinationsmechanismen in solchen Fällen in der Regel scheitern, fällt der öffentlichen Hand die Aufgabe zu, hier regelnd einzugreifen.

Im konkreten Fallbeispiel Müll ist daher zunächst zu untersuchen, welche externen Effekte vorliegen, von welchen Akteuren sie ausgehen und wer die Nutznießer bzw. Geschädigten sind. Darüber hinaus ist zu prüfen, ob es sich tatsächlich um externe Effekte handelt oder ob nicht Kompensationsleistungen vorliegen (z.B. wenn Fischer von Kraftwerksbetreibern entschädigt werden, wenn der Stauraum gespült wird). Da derartige Kompensationen nicht bloß Güter umfassen können, sondern auch Rechte, die möglicherweise vor langer Zeit getauscht bzw. abgetreten wurden, darf die historische Dimension nicht unterschätzt werden.

Externe Effekte können konzeptionell auch als Sonderform von Gütern betrachtet werden. Das Besondere ist, dass sie nicht auf Märkten gehandelt werden, aber trotzdem Konsequenzen im Hinblick auf Nutzen von Individuen oder Gewinn von Unternehmen haben. Im folgenden Abschnitt wird dargestellt, dass Güter unterschiedliche Charakteristika haben können und welche Konsequenzen sich daraus ergeben. Diese Differenzierung ist erforderlich, um den Charakter externer Effekte näher zu bestimmen; sie können nämlich den Charakter privater wie auch öffentlicher Güter haben.

4.1 Der Begriff "öffentliche Güter"

4.1.1 Definition und Abgrenzung

Externe Effekte haben vielfach die Eigenschaften öffentlicher Güter³. Eine wichtige erste Abgrenzung bezieht sich dabei auf die **Art des Gutes**. Kraftwerksunternehmen produzieren in erster Linie *private Güter* (Grundlaststrom, Spitzenstrom, ...). Diese sind dadurch charakterisiert, dass sie einen eindeutig definierten (Markt-) Preis und eindeutig definierte Eigentumsrechte aufweisen.

Anders die Situation bei *Kollektivgütern* oder *öffentlichen Gütern* (z. B. Sicherheit, Umweltschutz, Landschaftspflege, ...): werden diese angeboten, dann können sie von jedermann konsumiert werden (=Nicht-Ausschließbarkeit), ohne andere Konsumenten dadurch in ihren Konsummöglichkeiten zu beeinträchtigen (=Nichtrivalität bzw. *Unteilbarkeit*). Güter dieser Art werden ökonomisch dadurch charakterisiert, dass die Versorgung eines zusätzlichen Individuums keine oder nur geringe Grenzkosten verursacht und gleichzeitig der Ausschluss eines Individuums vom Konsum extrem kostspielig ist. Sind die Grenzkosten, die entstehen, um ein zusätzliches Individuum mit einem Gut zu versorgen, hoch und ist ein Ausschluss leicht möglich, so handelt es sich um ein privates Gut. Der Ausdruck 'hoch' ist so zu verstehen, dass er dem Preis entspricht, also von Null verschieden ist.

Der visuelle Genuss einer ansprechenden Flusslandschaft, die über das öffentliche Straßennetz leicht zugänglich ist, erfüllt die beiden Voraussetzungen öffentlicher Güter, nämlich die Nicht-Ausschließbarkeit und die Nicht-Rivalität: Handelt es sich nicht um ein abgeschlossenes Tal, so sind die Kosten, die entstünden, wenn Eintrittsgebühren erhoben würden, viel höher, als wenn die Mittel auf andere Art aufgebracht werden, z.B. durch Besteuerung des Einkommens. Andererseits wird der Nutzen einer Person nicht dadurch eingeschränkt, dass noch jemand dieselbe Landschaft betrachtet. In analoger Weise verhält es sich bei negativen Externalitäten (im Englischen stellt man den *public goods* die *public bads* gegenüber). Die Gegenwart solcher Güter legitimiert hoheitlichen Eingriff.

Kurzgefasst zeichnen sich öffentliche Güter dadurch aus, dass es nicht möglich und auch nicht erwünscht ist, ihren Verbrauch zu rationieren (STIGLITZ/SCHÖNFELDER, 1989, 115).

Eine zweite, für unsere Thematik relevante Abgrenzung bezieht sich auf die **Form der Bereitstellung** eines Gutes. Der aufgrund der Produkteigenschaften nächstliegende Fall besteht darin, dass private Güter durch private Unternehmen und kollektive Güter von der öffentlichen Hand bereitgestellt werden. Das stellt zwar vermutlich die häufigste, keineswegs jedoch die einzige Möglichkeit dar: öffentliche Güter können genauso gut privat bereitgestellt werden (z. B. Stauseen zur Badenutzung, Satellitenfernsehen) wie private Güter durch die öffentliche Hand angeboten werden können (z. B. Post, Telefon).

³ Externe Effekte treten nicht nur im Zusammenhang mit öffentlichen Gütern auf, sondern werden auch auf privaten Märkten beobachtet. In diesem Fall handelt es sich um *pekuniäre Externalitäten*. Diese treten auf, wenn z.B. durch die Zuwanderung in ein bestimmtes Gebiet das Mietpreisniveau steigt. Ist der Grundstückmarkt effizient, so passen sich die Mieten aller übrigen Mieter an. Der Zuzug eines neuen Mieters führt in diesem Fall zur Erhöhung aller anderen Mieten. Derartige pekuniäre Effekte können im vorliegenden Projekt eine Rolle spielen, wenn z.B. Änderungen bei der Bodenverfügbarkeit vorzunehmen sind. Die Effekte auf die Preise des lokalen Bodenmarktes werden aber nicht untersucht werden.

Im Falle der privaten Bereitstellung kann eine weitere Unterscheidung getroffen werden: Die private Bereitstellung eines öffentlichen Gutes (z. B. gute ökologische Qualität) kann *gewollt* oder *ungewollt* geschehen. Beauftragt die Naturschutzabteilung einen Landwirt, eine im Gemeindeeigentum befindliche Feuchtwiese aus landschaftspflegerischen Motiven regelmäßig zu mähen, dann ist die Bereitstellung des lokalen öffentlichen Gutes "gepflegte Feuchtwiese" ein *gewollter* Akt. Dafür werden Produktionsfaktoren (Arbeitszeit, Motormäher, ...) eingesetzt, die ohne konkreten Auftrag in anderer Verwendung stünden. Wurde dagegen dieselbe Wiese vom Landwirt gepachtet und das regelmäßige Mähen steht mit der Milchproduktion in Zusammenhang, dann kommt das Kollektivgut "gepflegte Feuchtwiese" nebenbei (*ungewollt*) als Kuppelprodukt zustande und erfordert keinen gesonderten Einsatz von Produktionsfaktoren. In diesem Fall haben wir es mit einem *positiven externen Effekt* bzw. einer *positiven Externalität* zu tun. Grundsätzlich unterscheidet sich die Situation nicht, wenn die Wiese nicht im öffentlichen Besitz, sondern im Privatbesitz des Landwirtes ist, der die Feuchtwiese pflegt.

Es kann nicht generell davon ausgegangen werden, dass externe Effekt mit öffentlichen Gütern gleichzusetzen sind. Es gibt vielmehr eine Art Kontinuum zwischen "reinen öffentlichen Gütern" (bei denen beide Charakteristika, also Nicht-Rivalität und Nicht-Ausschließbarkeit zu beobachten sind) und "quasi-öffentlichen Gütern", bei denen die beiden Charakteristika jeweils mehr oder weniger zutreffen und die als "Club-Güter" bezeichnet werden (CORNES/SANDLER, 1986, 7). Als Club-Gütern können im gegenständlichen Fall die Fischereirechte angeführt werden. Es ist nur Rechteinhabern erlaubt, Fische zu fangen. Die Fischer untereinander stehen jedoch in einem gewissen Konkurrenzverhältnis, da sie sich untereinander die 'common pool' Ressource der vorhandenen Fischpopulation teilen müssen.

4.2 Der Begriff "Marktversagen"

4.2.1 Modell eines Marktes für ein öffentliches Gut

Politische Intervention in das Marktgeschehen wird in marktwirtschaftlichen Systemen legitimiert, ja, wird sogar als erforderlich angesehen, um effiziente Gleichgewichtszustände herzustellen. Eine wesentliche Legitimation ist "Marktversagen beim Vorliegen externer Effekte". Anhand eines kurzen Beispiels, bei dem *Free-rider*-Verhalten dazu führt, dass ein öffentliches Gut nicht bereitgestellt wird, soll demonstriert werden, warum Märkte versagen können.

Zur Ableitung der wichtigsten Ergebnisse im Zusammenhang mit öffentlichen Gütern genügt ein einfaches Modell von zwei Individuen und einem *diskreten* öffentlichen Gut. Dieses Gut wird von einem fiktiven "Verein zur Erzielung des guten ökologischen Zustandes" angeboten, der ein Flusslandschaftserhaltungsprogramm durchführen will.⁴

Neben dem öffentlichen Gut gibt es ein privates Gut x_i , das man sich als Geld vorstellen kann, das zur Lebenshaltung herangezogen wird. G ist ein öffentliches Gut, das man als Geldbetrag interpretieren kann, der für die Bereitstellung dieses Flusslandschaftserhaltungsprogramme erforderlich ist.

⁴ Im folgenden Kapitel wird eine ausführliche Begründung geliefert, warum es sich bei einem solchen 'Gut' um ein 'öffentliches Gut' handelt.

In dieser Analyse gibt es lediglich zwei Nachfrager nach den beiden Gütern. Die beiden Individuen $i=1,2$ besitzen eine Anfangsausstattung an Kapital w_i und entscheiden sich, wie dieser Betrag zwischen privaten Gütern x_i und dem individuellen Beitrag zum öffentlichen Gut g_i aufgeteilt wird.

Entscheidet sich Individuum 1, den Betrag g_1 für den Flusslandschaftserhaltungsfond zur Verfügung zu stellen, verbleiben ihm $x_1=w_1-g_1$ zur Deckung der Lebenshaltungskosten. Die individuelle Nutzenfunktion: $u_i(G,x_i)$ bestimmt das Nutzenniveau des Individuums i , wobei unterstellt wird, dass der Nutzen strikt mit dem Konsum des privaten Gutes x und des öffentlichen Gutes G steigt.

Bei diesem diskreten Modell besteht die Wahl also entweder zwischen einem Programm zur Flusslandschaftserhaltung oder keinem Programm. Werden die Kosten c zur Finanzierung des Flusslandschaftserhaltungsprogrammes aufgebracht, dann wird dieses Programm umgesetzt. Ist dagegen die Summe der individuellen Beiträge kleiner als die Gesamtkosten, dann kann dieses öffentliche Gut nicht bereitgestellt werden:

$$G = \begin{cases} 1 & \text{wenn } g_1+g_2 \geq c \\ 0 & \text{wenn } g_1+g_2 < c \end{cases}$$

Zunächst ist die Frage zu behandeln, ob es Pareto-effizient (d.h. wohltandsmehrend bzw. -neutral für beide Individuen) ist, dieses Gut bereitzustellen. Dieses Gut bereitzustellen wird – verglichen mit der Situation ohne Flusslandschaftserhaltungsprogramm – dann Pareto-effizient sein, wenn eine Kombination individueller Beiträge (g_1, g_2) existiert, bei der folgende Bedingungen erfüllt werden:

$$\begin{aligned} g_1 + g_2 &\geq c \\ u_1(1, w_1 - g_1) &> u_1(0, w_1) \\ u_2(1, w_2 - g_2) &> u_2(0, w_2) \end{aligned}$$

Obiges Gleichungssystem bedeutet, dass die Summe der individuellen Beiträge größer oder gleich den Gesamtkosten des Projektes sind und gleichzeitig der Nutzen (u) jedes einzelnen Individuum höher ist, wenn das Projekt verwirklicht ist verglichen mit einer Situation in der das Projekt nicht verwirklicht wird.

Nehmen wir nun an, Individuum i ist bereit, maximal einen Beitrag von r_i zu leisten, damit der Flusslandschaftserhaltungsfonds gespeist wird. Der Betrag r_i wird als maximale *Zahlungsbereitschaft* (willingness to pay, WTP) oder auch als *Reservierungspreis* bezeichnet.

Per Definition muss folgende Beziehung gelten:

$$u_i(1, w_i - r_i) = u_i(0, w_i)$$

dies bedeutet, dass Individuum i indifferent ist zwischen der Leistung des Beitrages r_i , sofern das öffentliche Gut bereitgestellt ist (wenn also G den Wert 1 annimmt) und der Situation, in der es keinen Beitrag leistet und daher das öffentliche Gut nicht konsumieren kann (G trägt hier den Wert 0).⁵

⁵ Zu beachten ist in diesem Zusammenhang, dass die Zahlungsbereitschaft r_i die Anfangsausstattung mit Kapital w_i nicht überschreiten kann. Zu bedenken ist weiters, dass für die Lebenshaltungskosten ein Minimalbetrag nötig ist, also $x_i > 0$ sein wird, weil keines der Individuen lediglich vom öffentlichen Gut leben kann. Der Projektträger wird sich also hüten, Zahlungsbereitschaften ernst zu nehmen, von denen er annehmen muss, dass sie das Vermögen bzw. die Möglichkeiten des betreffenden Individuums übersteigen.

Setzt man diese Definition in obige Bedingung ein, gelangt man zu folgenden Beziehungen für $i=1,2$:

$$u_i(1, w_i - g_j) > u_i(0, w_i) = u_i(1, w_i - r_i)$$

Aufgrund der Annahme, dass der Nutzen strikt mit steigendem privaten Konsum zunimmt, gilt

$$w_i - g_j > w_i - r_i$$

Nach Addition der Ungleichungen sieht man schließlich

$$r_1 + r_2 > g_1 + g_2 \geq c$$

Dies bedeutet, dass die Bedingung $r_1 + r_2 > c$ erfüllt sein muss, damit eine Pareto-Verbesserung durch die Bereitstellung des öffentlichen Gutes sichergestellt wird. D.h. die **Summe** der individuellen *Zahlungsbereitschaften* für das diskrete öffentliche Gut muss die Kosten der Bereitstellung zumindest geringfügig übersteigen. Umgekehrt folgt aus obiger Bedingung, dass die ermittelte Zahlungsbereitschaften die *Obergrenze* der Kosten eines spezifischen Programms darstellen.

Für das konkrete Projekt ergibt sich daraus, dass im Zuge der Studie entschieden werden kann, ob der "Zustand der guten ökologischen" Qualität erreicht werden kann, wenn es gelingt, sowohl Kosten als auch Zahlungsbereitschaften zu ermitteln. Gelingt es aus Datenmangel nicht, die zu erwartenden Kosten komplett zu ermitteln, so kann jedoch aus der Zahlungsbereitschaftsanalyse abgeleitet werden, wie viel das Projekt maximal kosten darf. Im Zuge von weiteren, konkreten Planungsprozessen kann dieser Wert dann als Referenzgröße herangezogen werden.

Die oben geschilderte Bedingung ist weniger strikt als die Effizienzbedingung zur Bereitstellung *privater Güter*: Pareto-Effizienz wird bei *privaten Gütern* dann erreicht, wenn Individuum i bereit ist, die Produktionskosten einer zusätzlichen Einheit dieses Gutes (also die Grenzkosten) zu bezahlen und es in der Folge bereitgestellt wird. Der Grund für den Unterschied zum öffentlichen Gut liegt darin, dass ein privates Gut, das vom Individuum 1 konsumiert wurde, dem Individuum 2 nicht mehr zur Verfügung steht, währenddessen der ästhetische Genuss einer Flusslandschaft im Mölltal durch das Individuum 1 nicht dadurch beeinträchtigt ist, dass ein zweites Individuum den Anblick derselben Landschaft genießt. Bei der Summierung der Zahlungsbereitschaften ist daher zu beachten, dass aufgrund des Nicht-Rivalitäts-Charakters des öffentlichen Gutes vertikal und nicht horizontal über die einzelnen Individuen aggregiert wird. Das entspricht der Frage des "ob" der Bereitstellung, nicht aber der Frage "wieviel".

Für das vorliegende Projekt können daher zwei Situationen unterschieden werden. Der Zustand der "guten ökologischen Qualität" versus dem "Ist-Zustand" stellt ein *diskretes* öffentliches Gut dar. D.h. der Zustand der "guten ökologischen Qualität" soll aus wohlfahrtstheoretischer Sicht dann hergestellt werden, wenn die Summe der individuellen Zahlungsbereitschaften die Kosten der Bereitstellung (inklusive Entschädigung bisheriger Nutzer) zumindest geringfügig übersteigt. Liegt die Summe der individuellen Zahlungsbereitschaften darunter, soll dieses Vorhaben nicht in Angriff genommen werden.

Bei einem öffentlichen Gut, das im Gegensatz zu einem *diskreten* Gut in *kontinuierlicher* Weise bereitgestellt werden kann, sind andere Effizienzbedingungen zugrunde zu legen. Im kontinuierlichen Fall gilt, dass die Summe der *marginalen* Zahlungsbereitschaft der Individuen *gleich* den Kosten der Bereitstellung einer zusätzlichen Einheit sein muss (vgl. VARIAN, 1992, 418f). Bei einem solchen Gut kann es sich z.B. um ein Flusslandschaftserhaltungsprogramm handeln, das über weite Bereiche kontinuierlich in feinen Abstufungen der "ökologischen Qualität" hergestellt werden kann. Alternativ kann z.B.

der ökologische Zustand des Flusssystem kontinuierlich entlang von Flusskilometern verbessert werden, solange bis es dem Effizienzkriterium entspricht, sofern dies mit der Definition der 'guten ökologischen Qualität' vereinbar ist.

4.2.2 Sind private Märkte in der Lage, öffentliche Güter bereitzustellen?

Anhand weiterer konkretisierender Annahmen wird das Beispiel näher untersucht: Die Zahlungsbereitschaft der beiden Individuen $i=1,2$ beträgt $r_i = 100$ GE (Geldeinheiten) und die Kosten für das Flusslandschaftserhaltungsprogramm liegen bei $c = 150$ GE. Entsprechend der obigen Effizienzbedingung übersteigt die Summe der individuellen Zahlungsbereitschaften die Kosten der Bereitstellung, die Durchführung eines Flusslandschaftserhaltungsprogramms steigert somit die Pareto-Effizienz.

Kommt aufgrund dieser ermutigenden Umstände das Projekt nun zustande oder nicht? Es wird angenommen, dass jedes Individuum nun unabhängig vom anderen entscheidet, ob es bereit ist, einen Beitrag für das öffentliche Gut zu leisten.

Da es sich bei dem genannten Projekt um ein öffentliches Gut handelt, kann keines der Individuen andere am Besuch hindern (aufgrund der Eigenschaft der *Nicht-Ausschließbarkeit*). Die möglichen Strategien der beiden Konsumenten und ihr *payoff* ("Auszahlungsbetrag", der dem Konsum- bzw. Nutzenäquivalent entspricht) sind in der folgenden Matrix gegenübergestellt:

		Konsument 2	
		zahlt ein	zahlt nicht ein
Konsument 1	zahlt ein	-50,-50	-50,100
	zahlt nicht ein	100,-50	0,0

Diese Matrix ist folgendermaßen zu interpretieren: würde sich Konsument 1 verpflichten, seine maximale Zahlungsbereitschaft, also 100 GE in den "Verein zur Erzielung des guten ökologischen Zustandes" einzuzahlen, so fehlen noch 50 GE zur Realisierung des Projektes. Konsument 1 weiß nun nicht, ob auch andere seine Präferenzen teilen und muss eventuell ins Auge fassen, den Gesamtbetrag des Projektes aufzubringen, also 150 GE. Da ihm eine wunderschöne, naturnahe Möll jedoch nur 100 GE wert ist, resultiert für ihn in diesem Szenario ein Verlust von 50 GE.

Ist Konsument 1 dennoch bereit, das Projekt zu finanzieren, kann Konsument 2 einen Nutzen gewinnen, der dem Wert von 100 GE entspricht, ohne sich selber am Projekt zu beteiligen. Wenn Konsument 2 also vorhat, ab und zu entlang der Möll spazieren zu gehen, um sich zu erholen, verhält er sich als Trittbrettfahrer (*free-rider*).⁶ Da Konsument 1 sich in die Lage des Konsumenten 2 versetzen kann, ihn jedoch nicht zwingen kann, seinen Reservierungspreis auch tatsächlich zu erlegen, wird er sich der dominanten Strategie anschließen (*zahlt nicht ein, zahlt nicht ein*). Die Verfolgung der dominanten Strategie durch

⁶ Wenn Konsument 2 die Naturnähe der Möll überhaupt nicht interessiert, so liegt seine Zahlungsbereitschaft abweichend von den getroffenen Annahmen nicht bei 100 ÖS, sondern bei 0 ÖS. In diesem Fall würde der soziale Planer schließen, dass ein pareto-effizienter Zustand nicht möglich ist, weil die Summe der individuellen Zahlungsbereitschaften (100 ÖS von Konsument 1 und 0 ÖS von Konsument 2 die Projektkosten in der Höhe von 150 ÖS um ein Drittel unterschreiten).

beide Individuen führt dazu, dass keiner der beiden Konsumenten einen Beitrag leistet, das Projekt also nicht zustande kommt.

In dem Beispiel tritt jedoch bei der Realisierung des Projekts eine Verbesserung der Wohlfahrtssituation ein, was letztendlich das ausschlaggebende Kriterium darstellt. Ein sozialer Planer wird daher in einer solchen Situation dafür sorgen, dass die Einzelbeiträge gesammelt werden und das Projekt umgesetzt wird.

4.2.3 Ausblick

Anhand dieses Beispiels wurde gezeigt, dass unter den getroffenen Bedingungen die Bereitstellung des öffentlichen Gutes über den Markt nicht erfolgt, weil sich jeder Konsument als Trittbrettfahrer verhält. Tatsächlich sind aber Mechanismen und Ansätze verfügbar, Trittbrettfahrerverhalten auszuschließen und damit die Projektfinanzierung zu sichern. Sehr häufige Beispiele findet man im Bereich der *Clubgüter*, bei denen im Gegensatz zu *öffentlichen Gütern* ein Ausschluss möglich ist. Der Schutzwasserbau, der den Liegenschaftsanwohnern das Clubgut "Schutz vor Hochwasser" zur Verfügung stellt, stellt ein Beispiel für einen öffentlich geförderten 'Club' dar.⁷

Bei der Operationalisierung der oben angeführten Effizienzkriterien müssen im Einzelfall Angebots- und Nachfragefunktionen bestimmt werden. Die Angebotsseite stellt häufig kein zentrales Problem dar, da die Grenzkosten der Bereitstellung von Landschaftsgütern oft bekannt sind (im Landwirtschaftsbereich z.B. aus Deckungsbeitragskalkulationen). Die größere Schwierigkeit besteht in der Regel darin, den Charakter des Gutes genau zu bestimmen und die monetäre Nachfrage festzustellen.

Im vorliegenden Fall sind jedoch auch die Kosten der Bereitstellung schwer zu bestimmen, da ein Flusssystem vielfältige Funktionen hat, zahlreiche Individuen und Unternehmen einen Fluss gemeinsam nutzen und zahllose Rechte mit dem Fluss und dem unmittelbaren Umland verbunden sind.

Es ist zwar relativ leicht möglich, für ein öffentliches Gut in abstrakter Weise die theoretischen Bedingungen für eine Pareto-optimale, d.h. effiziente Allokation zu definieren. Ungleich schwieriger ist es aber, die individuellen Präferenzen für öffentliche Güter zu erfassen, auf deren Grundlage erst die Entscheidung über die bereitzustellende Menge getroffen wird.

Die Ermittlung dieser Informationen ist jedoch nicht nur erforderlich, um die allokativen Effizienz öffentlichen Handelns zu steigern, d.h. insbesondere zu einer besser fundierten Abschätzung von Nutzen und Kosten staatlicher Maßnahmen im Rahmen einer Nutzen-Kosten-Analyse zu gelangen, sondern auch, um die Verteilungswirkungen staatlicher Maßnahmen, genauer die Inzidenz der Kosten und Nutzen in personeller, aber auch in räumlicher Hinsicht, abzuschätzen (POMMEREHNE/RÖMER, 1992, 172).

Zur Bestimmung eines optimalen Gleichgewichtes ist also die Kenntnis der aggregierten Nachfragekurven nach Umweltgütern erforderlich. Im vorliegenden Fall muss die Nachfrage nach dem Gut "gute ökologische Qualität" der Möll ermittelt werden. Um den Komplexitätsgrad einer solchen Fragestellung zu reduzieren, beschränkt man sich für praktische Fragestellungen auf die Schätzung des Wertes einer mehr oder weniger eng

⁷ Mit der privaten Bereitstellung solcher Güter beschäftigen sich ausführlich CORNES / SANDLER (1986) oder HOFREITHER (1993).

definierten Ressource (z.B. naturnahe Flusslandschaft) im Hinblick auf eine bestimmte Nutzung (z.B. Nutzung zu Erholungszwecken). Dieses pragmatische Vorgehen lässt dann zwar keine Aussagen über ein optimales Gleichgewicht zu, Verteilungsfragen – in welchem Ausmaß nutzen Konsumenten ein bestimmtes Umweltgut? – können jedoch behandelt werden.

5 Die Bewertung externer Effekte und öffentlicher Güter

5.1 Definition des Wertes

5.1.1 Vorbemerkung

Die Methoden der Bewertung hängen von der **Art des Wertes** ab. In der Ökonomie wird im Zusammenhang mit der Bestimmung der Nachfrage nach öffentlichen Gütern versucht, **einen ökonomischen Gesamtwert** (total economic value) zu bestimmen. Dieser setzt sich aus der Summe verschiedener Wertkomponenten zusammen (siehe nächste Seite; vgl. PEARCE et al., 1991, 85):⁸

5.1.2 Gebrauchswerte

Der **direkte Gebrauchswert** einer Ressource ist, wenn es sich um marktgängige Güter handelt, durch ökonomische Parameter relativ eindeutig bestimmbar. Werden diese Güter auf Märkten gehandelt, kann man aus den Preisen die relative Knappheit und damit ihren Wert eindeutig bestimmen. Strom ist ein solches Gut. Durch die aktuelle Liberalisierung der Strommärkte werden die bisher auf diesem Markt beobachteten Verzerrungen abgebaut und es ist zu erwarten, dass sich Gleichgewichtspreise herausbilden, die die sozialen Opportunitätskosten reflektieren. Da es jedoch möglicherweise eine Zeitlang braucht, bis sich solche Preise am Markt stabilisieren, ist bei der Bewertung mit Unsicherheiten zu rechnen.

Bei Gütern mit einem direkten Gebrauchswert, die *nicht* auf Märkten gehandelt werden, handelt es sich um Einsatzfaktoren oder Zwischenprodukte, wie sie im betrieblichen Ablauf bei der Herstellung von Marktgütern anfallen (dabei handelt es sich z.B. um Wasser, das abgeleitet und an ein Kraftwerk außerhalb des Wassereinzugsgebiets geliefert wird). Diese **Betriebswerte** werden in der betriebswirtschaftlichen Praxis nicht mit Hilfe ihrer Herstellungskosten bewertet, sondern nach dem ökonomischen Vorteil (Gesamtdeckungsbeitrag oder Gewinn), der durch den Einsatz des betreffenden Gutes in einem Betrieb entsteht. Die Wertermittlung erfolgt in diesem Fall über "simultane Betriebsplanungsmodelle, in denen der Grenzwert der knappen Güter mit dem Nutzungswert der letzten eingesetzten Einheit (= Schattenpreis) ausgewiesen wird" (REISCH/ZEDDIS, 1983, 57). Da der Aufwand für solche Modelle im vorliegenden Projekt nicht betrieben werden kann, muss nach alternativen Verfahren zur Bestimmung solcher Betriebswerte gesucht werden.

⁸ Es wird also nicht der "Wert eines Dinges an sich" bestimmt, sondern lediglich ein exakt definierbares monetäres Maß, von dem man vermutet, dass es zu diesem Wert in gewissen Äquivalenzbeziehungen steht.

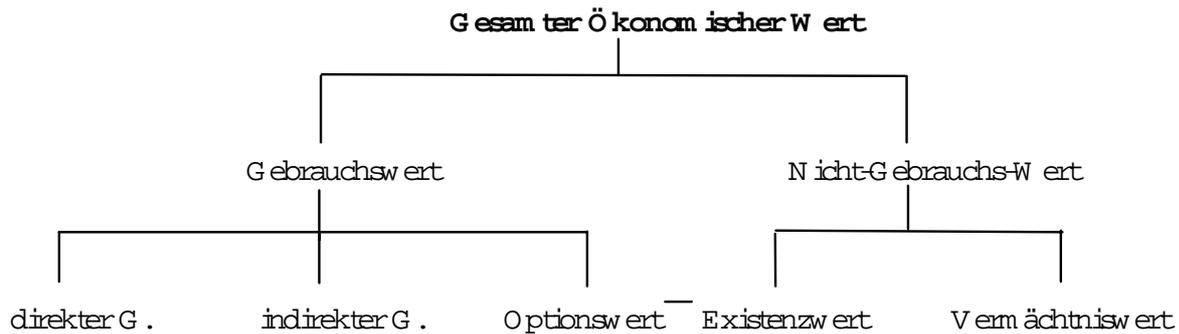


Abb. 1: Die Komponenten des ökonomischen Gesamtwerts

Ein **indirekter Gebrauchswert**, beispielsweise der Nutzen aus Hochwasserschutz, kann durch Schadenskosten bzw. Vermeidungskosten gut bestimmt werden. Zur Bestimmung des Ausmaßes, in dem solche Güter bereitgestellt werden, kommen ebenfalls Marginal-Betrachtungen zur Anwendung: (Grenzkosten = Grenzscha-den).

Ebenfalls dieser Gruppe kann man den **Optionswert** zurechnen. Dieser bezieht sich auf die potentiellen Vorteile einer zeitlich späteren Nutzung dieser Ressource und liefert daher ein zentrales Motiv für die Konservierung von Umweltressourcen. Der Optionswert drückt eine Präferenz in bezug auf die Wahrung der Möglichkeit einer späteren Nutzung aus, die sich in einer konkreten Zahlungsbereitschaft äußert (wenn z.B. ein Kontrakt angeboten wird, der die künftige Nutzung zu einem bestimmten Preis sichert). In der Realität sind jedoch meist sowohl die nachfrage- als auch die angebotsseitigen Faktoren in bezug auf Umweltgüter mit mehr oder weniger großen Unsicherheiten behaftet, wodurch Optionswerte schwierig zu bestimmen sind. Wir wissen weder mit Sicherheit, ob die Existenz eines gegebenen Naturraumes in 20 Jahren noch gesichert ist, noch haben wir ausreichende Voraussicht in bezug auf unsere Einkommens- oder Präferenzsituation.

Als **Quasi-Optionswert** wird schließlich eine Risikoprämie bezeichnet, die Konsumenten bereit sind zu zahlen, um ein Ereignis nach hinten zu verschieben, weil dadurch eine Möglichkeit geschaffen wird, mehr Informationen über andere Wertkomponenten einer Ressource zu gewinnen. Dieser Begriff lässt sich am einfachsten anhand eines Beispiels erklären: Aufgrund der Artenfülle im Lebensraum einer Flusslandschaft sind wir zur Zeit noch nicht in ausreichendem Maße in der Lage, die zu erwartenden Vorteile eines Artenerhaltes genau abzuschätzen. Wissenschaftliche Analysen werden erst im Zeitablauf zunehmend Klarheit über die tatsächlichen Gebrauchs- bzw. Optionswerte dieser Arten liefern. Diese Analysen können jedoch nur durchgeführt werden, wenn ein Flusssystem erhalten bleibt. Der Quasi-Optionswert gibt damit den Wert einer Konservierungsaktivität *bei gegebenen Erwartungen bezüglich des Informationsgewinnes in zukünftigen Perioden* an.

Die Summe aus direktem und indirektem Gebrauchswert sowie dem Optionswert ergibt schließlich den **totalen Gebrauchswert** einer Umweltressource.

5.1.3 Existenzwerte und Vermächtniswerte

Im Unterschied zur Bestimmung des Gebrauchswertes ist die Beurteilung **intrinsischer Werte** um einiges komplizierter. Hier geht es um den "eigentlichen" Wert einer Sache, welcher nicht von menschlichen Präferenzen und damit Gebrauchsformen abhängig ist, sondern im inneren Wert dieser Sache begründet liegt. Es geht hier also um einen "non-use-

value", der sich im großen und ganzen mit dem **Existenzwert** einer Ressource gleichsetzen lässt. Dieser Existenzwert entspricht dem Wert eines Umweltgutes unabhängig von derzeitigen bzw. künftigen Nutzungsformen.

In der Praxis arbeiten viele Umweltfonds oder Umweltschutzorganisationen in Richtung eines Erhaltes bestimmter Umweltgüter (Lebensräume, Arten,...). Nachdem der Existenzwert einer Ressource sowohl von Ökonomen akzeptiert als auch von Ökologen als zentraler Inhalt angesehen wird, ergibt dieser ein tragfähiges **Bindeglied zwischen Ökonomie und Ökologie**, auch wenn er nicht mit Hilfe traditioneller ökonomischer Motive ausreichend erklärbar ist.

Grundsätzlich lassen sich die Motive, die für die Beimessung von Existenzwerten verantwortlich sind, in zwei Untergruppen einteilen. Die eine Gruppe bezieht sich auf Motive, die in irgendeiner Form auf **altruistischem Verhalten** beruhen:

- **Vermächtniswert** (*bequest motive*): Umwelt ist aus dieser Sicht ebenso als Vermächtnis zu sehen wie z.B. ein Sparguthaben oder ein Haus. Sie stellt Teil des Gebrauchswertes künftiger Individuen dar und dient damit in gleicher Weise wie andere Konsumgüter der Bedürfnisbefriedigung. Einzelne Autoren sehen den Vermächtniswert als eine Teilkomponente des Existenzwertes, während andere zwischen den beiden Werten differenzieren.
- **Geschenkmotiv** (*gift motive*): In diesem Fall geht es um die Übertragung eines ökonomischen Wertes zwischen derzeit lebenden Individuen. Das Gut induziert damit einen Gebrauchswert für bestimmte Gesellschaftsbereiche, der aus altruistischem Verhalten anderer Gesellschaftsbereiche entstanden ist.
- **Sympathie** für Tier, Natur, Menschen: Das Ausmaß dieser Sympathie variiert z. T. beträchtlich zwischen verschiedenen Kulturkreisen bzw. Nationen und unterliegt zudem oft der paradoxen Ausprägung, dass das Wohl künftiger Generationen stärker beachtet wird als jenes von in der Jetztzeit durch Hungersnöte oder Kriege bedrohter Generationen.

Alle diese auf Altruismus basierenden Begründungen für den Existenzwert von Umweltgütern lassen sich grundsätzlich in das traditionelle ökonomische Entscheidungsmodell einbinden, weil sie auf einer nachvollziehbaren Form von Rationalität beruhen.

Andere Begründungen für einen positiven Existenzwert von Umweltgütern dagegen sind einer ökonomischen Analyse von vornherein nicht zugänglich. Bekannte Beispiele dafür sind die Diskussion um das Lebensrecht von Tieren oder die Sichtweise des Menschen als Verwalter der Erde. Das bedeutet jedoch nicht, dass diesen **außerökonomischen Motiven** weniger Relevanz zukäme.

Der **gesamte ökonomische Wert** (*total economic value*)⁹ eines Gutes ergibt sich schließlich als Summe aus aktuellem Gebrauchswert, Optionswert sowie Existenz- und Vermächtniswert. Dieser *total economic value* ist in der Regel stark durch Charakteristika wie Irreversibilität, Unsicherheit, oder Einmaligkeit des Umweltobjektes geprägt, wodurch sich z.T. breite Unschärfen bei der Bestimmung ergeben können. Generell ist eine relativ stark

⁹ Man beachte, dass von einem "ökonomischen (Gesamt)Wert" die Rede ist und nicht vom "Wert" an sich. Mit ökonomischen Methoden lässt sich nur der "ökonomische Gesamtwert" bestimmen. Über andere Wertkomponenten kann keine Aussage getroffen werden.

divergierende Einschätzung der wissenschaftlichen Möglichkeiten in bezug auf die Bestimmung des *total economic value* zu beobachten.

5.2 Methoden der Bewertung

Zur Bestimmung des *Ökonomischen Gesamtwertes* genügt es nicht, wie ansonsten bei marktgängigen Gütern üblich, Preise mit Mengen zu multiplizieren, also lediglich die Ausgaben zu bestimmen. Nach RANDALL und STOLL (1983; zit. n. PRUCKNER, 1994, 87) lässt sich der Wert einer Ressource in die zum Konsum erforderlichen Ausgaben und die *Konsumentenrente* unterteilen (siehe Abb. 2).

Der Wert einer Ressource lässt sich jeweils in die zum Konsum erforderlichen *Ausgaben* (Wertuntergrenze) und die darüber hinausgehende *Konsumentenrente* (Wertobergrenze) unterteilen. Die Konsumentenrente entspricht - einfach formuliert - der über den Kaufpreis eines Gutes oder einer Dienstleistung hinausgehenden Zahlungsbereitschaft des einzelnen Käufers. Die Frage nach der Zahlungsbereitschaft für eine *Umweltverbesserung* (*willingness to pay*) kann in der Praxis einen anderen Wert erbringen als die Frage nach der erforderlichen Entschädigung für eine *Umweltverschlechterung* (*willingness to accept*). Aus der Untersuchungsmethodik schließlich leiten sich *direkte* und *indirekte* Methoden der Bewertung ab.

Die Ausgaben-Komponente bei der Bestimmung von *Nicht-Gebrauchswerten* einer Ressource kann z.B. aus den freiwilligen Beiträgen für ein Artenschutzprogramm von Naturschutzorganisationen ermittelt werden, bei den *Gebrauchswerten* kann man die Reisekostenaufwendungen zur Erreichung eines Erholungsgebietes heranziehen (beim *vor-Ort*-Segment) bzw. aus den Ausgaben für Bücher oder Filme, die über eine solche Ressource berichten (beim *nicht-vor-Ort*-Segment).

Zu beachten ist, dass bei der Bestimmung des Ökonomischen Gesamtwertes über die Ermittlung des Vermächtniswertes versucht wird, die praktische Unmöglichkeit zu umgehen, den Wert eines Gutes für künftige Generationen zu ermitteln. Derartige Probleme treten auch bei der praktischen Durchführung von Kosten-Nutzen-Analysen bei der Wahl eines Diskontsatzes generell und im Rahmen von Environmental-Impact-Assessments im Besonderen auf (ausführlich diskutiert z.B. bei HEAL, 1997).

Die meisten Güter werden über Markttransaktionen gehandelt. Die Preise, die bei diesen Transaktionen beobachtbar sind, werden herangezogen, um den direkten Gebrauchswert von Gütern und Dienstleistungen zu messen. Die solchermaßen ermittelten Größen gehen in die volkswirtschaftliche Gesamtrechnung ein.

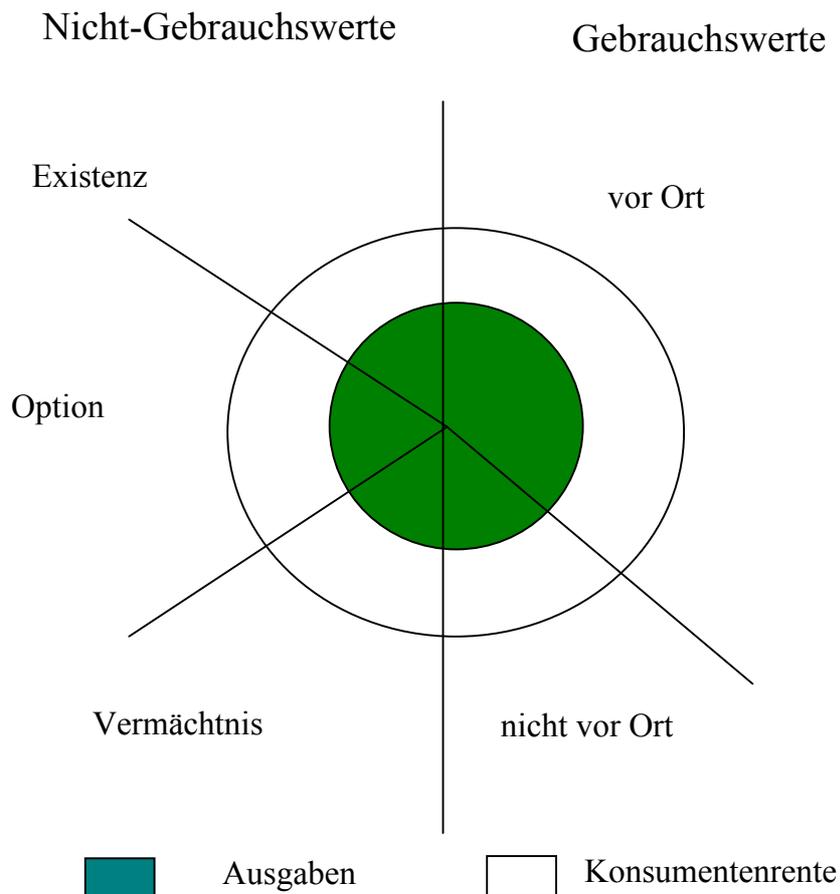


Abb. 2: Die Komponenten des ökonomischen Gesamtwerts

Quelle: nach PRUCKNER, 1994, 88

Bei zahlreichen Transaktionen sind jedoch Preise nicht unmittelbar beobachtbar oder existieren überhaupt nicht. Dies trifft vor allem für Dienstleistungen durch den Staat, insbesondere die Landesverteidigung, das Gerichtssystem oder auch die Verwaltung zu. Um die Gesamtrechnung durchführen zu können, behilft man sich hier damit, die *Kosten der Bereitstellung* heranzuziehen, also die Aufwendungen des Staates für diese Dienstleistungen. Man bedient sich dieser Methode "in Ermangelung besser geeigneter Indikatoren für den Wert" dieser Dienstleistungen (SACHS/LARRAIN, 1993, 20). Der Wert der durch den Staat bereitgestellten öffentlichen Güter wird also generell mit den Kosten ihrer Herstellung gleichgesetzt.

Die Kostenseite (über die Angebotsfunktion) ist eine Determinante, um festzustellen, in welchem Ausmaß ein öffentliches Gut bereitgestellt werden soll. Die Ermittlung derartiger Größen ergibt allerdings erst dann einen Sinn, wenn die Nachfrage nach diesen Gütern bekannt ist und eine Nachfragefunktion geschätzt werden konnte.

Die im Folgenden beschriebenen Methoden der Bewertung widmen sich folglich lediglich der Nachfrageseite. Probleme, die bei der Ermittlung der Kosten für die Bereitstellung anfallen, werden separat behandelt.

Für die Bestimmung der Präferenzen für öffentliche Güter wurden zahlreiche Konzepte entwickelt (vgl. Übersicht in *Tab. 1*).

Tab. 1: Ansätze zur Erfassung der Präferenzen für öffentliche Güter und Dienste

indirekte Erfassung		direkte Erfassung
Marktsphäre	politische Sphäre	
Transportkostenansatz	Medianwähleransatz	kontingente Bewertung
Vermeidungskostenansatz	Analyse von Referendumsergebnissen	Marktsimulation öffentlicher Güter
hedonischer Preisansatz		
Wanderungsanalyse		

Quelle: POMMEREHNE/RÖMER, 1992, 173

Beim Transportkostenansatz, Vermeidungskostenansatz und hedonischen Preisansatz wird aufgrund eines beobachteten Verhaltens der untersuchten Individuen entweder auf die Verringerung bzw. Erhöhung der Konsumentenrente geschlossen oder es werden nur die pagatorischen Kosten ermittelt, woraus eine Nachfragefunktion abgeleitet wird. Die übrigen Verfahren finden vor allem in der Politikberatung ihre Anwendung, wobei beim Medianwähleransatz ökonomische Methoden Verwendung finden. Wenn z.B. das Einkommen des Medianwählers bekannt und eine Abstimmung über ein bestimmtes Vorhaben erfolgt ist, so lassen sich aus den Angaben über die tatsächlichen Ausgabenbeschlüsse ökonometrisch Einkommens- und Preiselastizitäten der Nachfrage ermitteln.

Auf *direkte Verfahren* der Präferenzfassung ist man insbesondere dann angewiesen, wenn zwischen dem betrachteten öffentlichen Gut und einem privaten Gut kein oder kein eindeutiger Zusammenhang besteht. Überdies haben direkte Ansätze den Vorzug, dass sie die gegenwärtige, aber auch die künftige Nachfrage von Individuen erfassen können, ohne - wie bei den indirekten Verfahren der Fall - auf Beobachtungen in der Vergangenheit aufbauen zu müssen (POMMEREHNE/RÖMER, 1992, 189).

Bei der Kritik an den Bewertungsmethoden lassen sich drei generelle Linien feststellen:

- fundamentale Kritiker bezweifeln, dass mit Hilfe ökonomischer Methoden tatsächlich der Wert einer Umweltressource erfasst werden kann, zumal vielfältige, oft schwer erfassbare funktionale Komponenten prinzipiell nicht bewertet werden können (vgl. PETERSON, et al., 1993),
- andere Kritiker lehnen das diesen Bewertungen zugrundeliegende Konzept der neoklassischen Ökonomie als ungeeignet ab (vgl. NEUNTEUFEL, 1993),
- zahlreiche Kritiker lehnen die angewandten Methoden nicht grundsätzlich ab, zeigen jedoch Probleme der einzelnen Methoden auf (unter vielen vgl. HOEHN, 1991, KLING, 1988).

5.2.1 Bewertungsmethoden für Umweltleistungen: Theoretischer Hintergrund

Im Zuge der Entscheidung, ob man eine absehbare Veränderung einer Umweltressource einem ökonomischen Vorteil opfern soll, geht es grundsätzlich um einen Vergleich zwischen folgenden beiden Faktoren:

- **Ökonomischer Nettovorteil** aus der Wirtschaftsaktivität, also der Saldo aus dem daraus resultierenden Vorteil (= Gewinn oder Nutzenerhöhung), möglichst bewertet mit Marktpreisen, abzüglich der Summe der ebenfalls mit Marktpreisen bewerteten Inputs (= Kosten);

- **Minderung des *total economic value*** in Form der dem Entwicklungsprojekt geopfertem Umweltgüter, ausgedrückt in einem vergleichbaren ökonomischen Maßstab.

Eine positive Entscheidung für ein Entwicklungsprojekt wird sich immer dann ergeben, wenn der Nettovorteil den Verlust an *total economic value* übersteigt. Das zentrale Problem dieser Entscheidungsfindung ergibt sich daraus, dass für die Bewertung des Umwelteffektes in der Regel keine Marktpreise verfügbar sind. Aus diesem Grund muss man sich mit alternativen Techniken behelfen.

Die Weiterentwicklung der ökonomischen Wohlfahrtstheorie spiegelt sich auch in einer zunehmenden Vielfalt von Bewertungsmethoden für Externalitäten wieder. **Indirekte Techniken** begnügen sich entweder mit einem auf physischen Effekten beruhenden Ursache-Wirkungs-Zusammenhang oder aber mit der Beobachtung von ähnlichen Vorgängen auf existierenden Märkten bzw. durch die Bezugnahme auf Ersatzmärkte. **Direkte Techniken** versuchen dagegen, dadurch zu einem monetären Maßstab zu kommen, dass sie Personen einer Befragung unterziehen bzw. ihr Verhalten in einer experimentellen Situation beobachten. Das potentielle Anwendungsfeld direkter Techniken ist damit breiter gesteckt.

Diese Bewertungsversuche dienen vornehmlich zwei Interessen:

- der konsistenten Integration von Funktionen der Natur in Kosten-Nutzen-Analysen sowie
- der Illustration des ökonomischen Stellenwerts von Umweltschäden und Ressourcenraubbau.

Daneben sind monetäre Bewertungen aber auch für die Beurteilung von Umweltgesetzen sowie zur Festlegung von Schadenersatzansprüchen erforderlich (*natural resource damage assessment*). Auch "*environmental costing*" – das ist die Festlegung optimaler Ressourcenallokationen bei vorhandenen negativen Externalitäten – erfordert eine ökonomische Umweltbewertung. Nicht zuletzt aber ist eine Umstellung der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung in Richtung einer Berücksichtigung des Verzehrs von Umweltressourcen (*green accounting*) ohne ökonomische Quantifizierung von Umweltleistungen nicht durchführbar.

Die vier wichtigsten Methoden für "benefits/damage assessments" werden im folgenden in ihrer chronologischen Entwicklungsfolge kurz dargestellt.

5.2.2 "Dose-Response"-Ansätze

Bei dieser indirekten Technik, die eigentlich einen Grenzfall einer ökonomischen Bewertung darstellt, stehen primär *physische* Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge und nicht ökonomische Werte im Mittelpunkt. Das kann z.B. der mit einer gegebenen Schadstoffemission zusammenhängende Gesundheitseffekt für die betroffene Bevölkerung sein, die physische Materialzerstörung in bezug auf öffentliche Gebäude oder aber die verschiedenen Auswirkungen auf Vegetation oder Gewässer.

Man versucht dabei, die interessierende Variable (z.B. die Anzahl von Lungenerkrankungen) durch die potentiell dafür verantwortlichen Variablen zu 'erklären'. Man kann so z. B. angeben, welchen Einfluss eine bestimmte Asbestkonzentration auf die Wahrscheinlichkeit hat, an Lungenkrebs zu erkranken, oder dass bei x Zigaretten pro Tag eine Schwangere mit einer um y erhöhten Wahrscheinlichkeit mit einer Fehlgeburt zu rechnen hat. Die Ergebnisse sind zwar eindeutig interpretierbar, doch stellt das Fehlen ökonomischer Wertigkeiten in der politischen Praxis eine gravierende Einschränkung dar. Eine Abwägung zwischen zwei Alternativen ist nur dann möglich, wenn sich diese auf dieselbe Zielgröße beziehen. Es ist

eher unwahrscheinlich, dass dieser Bewertungsansatz beim vorliegenden Projekt zum Einsatz kommen wird.

5.2.3 Vermeidungskostenansatz

Dieser Ansatz basiert auf dem Umstand, dass bestimmte Umweltschäden durch Investitionen oder andere zugekaufte Inputs ausgeglichen (*substituiert*) werden können. Ein typisches Beispiel ist der Wildbachverbau: hier wird ein durch Umwelteinflüsse verursachter Verlust der Schutzfunktion von Gebirgswäldern durch technische Vorrichtungen "repariert". Umgekehrt lässt sich damit der Wert dieser Wildbachverbauung mit diesen "Reparaturkosten" bestimmen. Allerdings ist offensichtlich, dass es nur in jenen Regionen tatsächlich zu derartigen Investitionen kommen wird, in denen die Gefährdung durch Wildbäche (Erwartungswert der Schadenssumme) diese Investitionen rechtfertigen.

5.2.4 Aufwandmethode

Die theoretische Basis dieser Bewertungsmethode ergibt sich - im Unterschied zum Vermeidungskostenansatz - aus einer *komplementären* Beziehung zwischen Umweltattributen und konkreten Konsumausgaben. Das klassische Einsatzgebiet für diesen Ansatz ist die Bewertung von Naturräumen, die einer menschlichen Nutzung unterliegen. Aus den von den einzelnen Besuchern eines Naturparks aufgewendeten Kosten unter expliziter Betonung des Wertes von Zeit wird auf die individuelle Zahlungsbereitschaft zurückgeschlossen. Aus diesen Informationen lässt sich eine Nachfragefunktion ableiten, deren Kenntnis es erlaubt, die Summe der anfallenden Konsumentenrenten und damit den monetär bewerteten Gesamtnutzen dieses Naturparks zu ermitteln. Ändern sich nun zentrale Charakteristika dieses Nationalparks, dann zieht das eine Veränderung der Konsumentenrente nach sich. Diese Änderung stellt ein theoretisch konsistentes Maß für die monetäre Bewertung der Qualitätsänderung von Umweltgütern dar.

5.2.5 Hedonische Preise

Umweltmerkmale können den Preis von privaten Gütern, Dienstleistungen und Produktionsfaktoren beeinflussen. Der Besitz von Gütern bewirkt z.B. in der Regel einen mehr oder weniger kontinuierlichen Strom von Nutzen bzw. Vorteilen. Im Falle von ortsgebundenen Gütern (Haus, Garten, Felder, usw.) ist es für den daraus resultierenden Nutzenstrom jedoch nicht unerheblich, wo diese Güter räumlich situiert sind. Ein Wohnhaus ist attraktiver, wenn es an sicherer Stelle in der Nähe eines Flusses und nicht unmittelbar neben der Bundesstraße innerhalb des HQ100 Bereiches steht. Diese Faktoren beeinflussen - neben den Merkmalen des Hauses selbst - den Preis.

Mit Hilfe von ökonometrischen Methoden lassen sich Parameter für diese einzelnen Einflussgruppen ermitteln, die das relative Gewicht jeder Einflussgröße widerspiegeln. Grundsätzlich geht man dabei zweistufig vor: zuerst ermittelt man den **Anteil der Umweltbedingungen** am Wert des untersuchten Gutes, dann erst wird die (marginale) **Zahlungsbereitschaft** für eine Veränderung der Umweltcharakteristika bestimmt. Auf dieser Grundlage lässt sich z.B. ein Zusammenhang zwischen Umweltqualität und Immobilienpreisen herstellen. Analog kann man auch aus Lohndifferentialen zwischen zwei Regionen auf regionale oder arbeitsplatzbezogene Umwelteinflüsse zurückschließen (Cropper, Oates, 1992, 708f.).

Kommt es nun z.B. im Zuge einer umweltpolitischen Maßnahme zu einer Verbesserung der Umweltsituation, dann können wir unmittelbar den ökonomischen Wert dieser Verbesserung ableiten. Summiert man über alle Haushalte die daraus resultierenden Gewinne an Konsumentenrente auf, erhält man den ökonomischen Wert dieser Umweltverbesserung.

5.2.6 'Contingent Valuation'-Methode (CVM)

Diese wichtigste direkte Methode der Umweltmessung basiert auf der Befragung von Wirtschaftssubjekten. Ziel dabei ist eine persönliche Bewertung der Qualitätsänderung eines (Umwelt-)Gutes. Diese Methode zeichnet sich besonders durch zwei Vorzüge aus: Zum einen stellt sie in bestimmten Fällen - z.B. Existenzwerte - die einzige Technik für die Vorteilsabschätzung dar, zum anderen ist sie aufgrund ihrer Konstruktion für viele umweltökonomische Fragen gut einsetzbar. Grundsätzlich lassen sich damit sowohl Zahlungsbereitschaften (*willingness to pay*) für Umweltverbesserungen als auch Akzeptanzforderungen (*willingness to accept*) für Umweltverschlechterungen abfragen.

Der wichtigste **Anwendungsbereich** für die Bewertung mithilfe der CVM liegt eindeutig darin, Existenzwerte für Umweltgüter zu bestimmen. Die Methode wurde z.B. für die Abschätzung der durch die Tankerunfälle in ökologisch sensiblen Gebieten der USA entstandenen Schadensersatzforderungen eingesetzt.

Praktisch wird bei der Durchführung der CVM ein hypothetischer Markt konstruiert, der eine möglichst gute Annäherung an reale Bedingungen darstellt. Dies kann geschehen, indem man den Fragebogen entsprechend gestaltet, oder aber den Befragten in eine möglichst realistische experimentelle Situation einbindet. Man beginnt dann mit einem Erstangebot (*starting point bid*) und erhöht dieses schrittweise solange, bis der Respondent seine maximale Zahlungsbereitschaft bzw. seine minimale *willingness to accept* erreicht.

Die Genauigkeit dieser Methode bestimmt darüber, ob sich daraus Schlußfolgerungen in bezug auf reale Marktprozesse ableiten lassen. Dazu zieht man in der Regel Vergleiche mit alternativen Ansätzen (z.B. der oben dargestellten Methode auf Basis hedonischer Preise) oder aber mit konkreten Studien in bezug auf reale Vorgänge in existierenden Märkten heran. Bei der Durchführung dieser Methode sind verschiedene **Fehlerquellen (biases)** möglich, die es bei der Versuchsanordnung zu berücksichtigen gilt:

- Nachdem Umwelt ebenfalls den Charakter eines öffentlichen Gutes aufweist, ist es rational, seine Zahlungsbereitschaft dafür solange zu verheimlichen, als man mit Sicherheit davon ausgehen kann, dass auch ohne den eigenen Beitrag das Gut bereit gestellt wird (**strategic bias**; vgl. BERGSTROM, STOLL, RANDALL, 1990).
- Die konkrete Konstruktion der Versuchsanordnung spielt ebenfalls eine entscheidende Rolle, wobei u.a. die Positionierung des Erstangebotes, die gewählte Zahlungsart, oder der Umfang der Voraufinformation zu beachten sind (**design bias**).
- Weil bei diesen Versuchsanordnungen **keine echten Zahlungen bzw. Entscheidungen** durchgeführt werden, können sich Differenzen zum realen Alltag ergeben (**hypothetical bias**; vgl. LOOMIS, GONZALEZ-CABAN, GREGORY, 1994 und HOEHN, 1991).
- Auch die Gestaltung der **Referenzbedingungen** ist von zentraler Bedeutung, weil hier der Wissensstand der Befragten, die bisherigen Erfahrungen mit ähnlichen Experimenten oder das vom Respondenten subjektiv empfundene Ausmaß an Unsicherheit zum Tragen kommen (**operational bias**; siehe dazu FISHER/SCHULZE, 1985).

Bei der Beurteilung der Validität der CVM muss in Betracht gezogen werden, dass es sich dabei um ein multidimensionales Konzept handelt, weshalb definitive Tests in bezug auf seine Aussagefähigkeit in der Regel nicht möglich sind. Der bei empirischen Studien

festgestellte Fehlerbereich liegt bei etwa $\pm 60\%$ und ist damit durchaus mit Fehlerquellen im Zusammenhang mit der Schätzung von speziellen Nachfragefunktionen vergleichbar.

Die vielfältigen Einsatzmöglichkeiten und auch ihre häufige Anwendung (ein aktueller kritischer Überblick findet sich bei HANEMANN, 1995) führte dazu, dass für das Bewertungsverfahren mittlerweile Standards ausgearbeitet werden konnten, deren Beachtung die Güte der Bewertungen heben soll.

Eine ausführliche Beschäftigung mit dieser Methode erfolgte im Anschluß an den Exxon-Valdez Unfall durch das Secretary of Commerce for Oceans and Atmosphere, das den Auftrag hatte, Verfahren und Abläufe zu regulieren, die nötig sind, um Umweltschäden zu bewerten. Dabei wurde festgestellt, dass für die Bewertung der *Gebrauchswerte* verlässliche Verfahren zur Verfügung stehen, die Integration von *Existenzwerten* bei legislativen Verfahren allerdings Probleme aufwirft. Durch die National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) wurde daraufhin ein hochrangig besetztes "blue-ribbon"-Panel eingesetzt, um über die Bewertung von Existenzwerten zu berichten. Dieses Panel, das von Proponenten als auch Kritikern der CVM besetzt wurde (u.a. zwei Nobelpreisträger), kam zu folgenden Erkenntnissen:

CV-Studien liefern nützliche Information, die ebenso zuverlässig sind wie jene, die man mithilfe anderer Methoden in ähnlich gelagerten Situationen erhält, beispielsweise Marktanalysen für neue und innovative Produkte und Verfahren zur Bemessung anderer Schäden, wie sie bei Gerichtsverfahren zugelassen werden.

Das NOAA-Panel schränkte allerdings insbesondere unter Bezugnahme auf die Gefahr einer Überschätzung der Zahlungsbereitschaft ein:

Die relevanten Agenturen sollten beginnen, Standardbewertungen (...) zu sammeln und im Zuge dieses Prozesses sollte die Zuverlässigkeit von CV-Studien im Zusammenhang mit der Schadensbewertung laufend verbessert werden. Dadurch könnte einerseits die Genauigkeit verbessert andererseits würden dadurch die Kosten künftiger Schadensschätzungen verringert (ARROW et al., 1993, zit. n. WILLIS, 1995).

Diese Schlussfolgerungen lassen sich auch in bezug auf die Bewertung von Leistungen zur Erhaltung von Umweltressourcen ziehen.

6 Schlussfolgerungen für den konkreten Flussabschnitt Möll und Ausblick

Langfristig wird unsere Bereitschaft für nachhaltige Lösungen von Umwelt- und Naturschutzproblemen mit Sicherheit steigen, im schlimmsten Fall als Folge der durch vergangenes Fehlverhalten verursachten und zunehmend spürbaren Kosten aus Elementarschäden. Eine rationale Umwelt- und Naturschutzpolitik sollte jedoch soviel analytische Substanz und damit auch politische Überzeugungskraft in sich tragen, dass zeitgerecht die erforderlichen Schritte gesetzt werden können. Die Änderungen, die sich aus der geplanten Wasserrahmenrichtlinie ergeben, könnten ein Anstoß dazu sein.

Weil privatwirtschaftliche Lösungen zur effizienten Herstellung eines optimalen Umweltzustandes nur in Ausnahmefällen zustande kommen, sind auch in Zukunft hoheitliche Eingriffe zur Beseitigung dieses "Marktversagens" unverzichtbar. Die zur Verfügung stehenden Budgetmittel sind aber knapp. Vorbedingung für eine kostenminimierende Bereitstellung eines gewünschten Umweltzustandes ist eine allgemein akzeptierte Beurteilungsgrundlage. Weil dafür Marktpreise im konkreten Fall nicht verfügbar sind, kann und muss diese durch die in diesem Beitrag angeführten Methoden erarbeitet werden. Zuvor muss jedoch eine Grundvoraussetzung erfüllt sein: der ehrliche Wille der Politik, ökologisch erwünschte Verhaltensänderungen von Wirtschaftssubjekten tatsächlich herbeizuführen. Der Entwicklung von Leitbildern für die konkrete Flusslandschaft Möll in einem partizipativen und die Akteure vor Ort einbinden Prozess kommt im gegenständlichen konkreten Projekt dabei eine zentrale Rolle zu.

Die nächsten Teilkomponenten der sozio-ökonomischen Analyse werden folgende Schritte umfassen:

- Definition der exakt zu untersuchenden Güter, die im Zuge dieses Projektes von Relevanz sind,
- Definition und Bewertung der Maßnahmen, die eine Veränderung in Richtung "gute ökologische Qualität" ermöglichen,
- Analyse der Literatur, die sich mit konkreten Fragestellungen im Zusammenhang mit Flusssystemen auseinandersetzen und
- Erarbeitung der Basis für die konkrete Fragestellung im Rahmen der Nutzenbewertung.

Literatur

- ARROW, K.R., R. SOLOW, P.R. PORTNEY, E.E. LEAMER, R. RADNER, H. SCHUMAN (1983): *Report of the National Oceanic and Atmospheric Administration Panel on Contingent Valuation*, U.S. Department of Commerce, Washington.
- BAUMOL W.J. und W.E. OATES (1988): *The theory of environmental policy*. Cambridge University Press, Cambridge.
- BERGSTROM, J. C.; J. R. STOLL und A. RANDALL (1990): The Impact of Information on Environmental Commodity Valuation Decision. *Amer. J. A. Econ.* (August) 614-621.
- COASE, R. H. (1992): *The Problem of Social Cost*, *Journal of Law and Economics*, III, October, 1-44, 1960. In: W.E und OATES, Hrsg: *The Economics of the Environment* 5. Reihe: BLAUG, M., Hrsg.: *The International Library of Critical Writings in Economics*, Bd. 20. Edward Elgar Publishing Company, Hants.
- CORNES, R., SANDLER, T. (1986): *The Theory of Externalities, Public Goods, and Club Goods*, Cambridge (Cambridge University Press).
- CROPPER, M. L. und W. E. OATES (1992): Environmental Economics: A Survey. *Journal of Economic Literature* XXX (June) 675-740.
- FISHER, A.C., W.D. SCHULZE, *Economics of Nature Preservation*, in: A.V. Kneese und J.L. Sweeney, Hrsg.: *Handbook of natural resource and energy economics*, Elsevier Science Publishing Company, Amsterdam 1985, 345-394.
- GIBBONS, R., (1992): *A Primer in Game Theory*. Harvester Wheatsheaf, New York.
- HANEMANN, W. M. (1995): *Contingent Valuation and Economics*. In: WILLIS, K. G. und J. T. CORKINDALE, Hrsg: *Environmental Valuation. New Perspectives* 7 79-117. Cab International, Wallingford.
- HEAL, G. M. (1997): *Topological Social Choice*. Springer, Wien.
- HOEHN, J. P. (1991): Valuing the Multidimensional Impacts of Environmental Policy: Theory and Methods. *Amer. J. A. Econ.* (May) 289-299.
- HOFREITHER, M. (1993): *Landwirtschaft, Landschaftspflege und Tourismus. Positive Externalitäten zwischen Anspruch und Wirklichkeit*. In: LANGER, G. und K. WEIERMAIR, Hrsg: *Tourismus und Landschaftsbild. Nutzen und Kosten der Landschaftspflege* 51-66. Reihe: *Tourismus und Dienstleistungswirtschaft*. Kultur Verlag, Thaur Wien München.
- KLING, C. L. (1988): The Reliability of Estimates of Environmental Benefits from Recreation Demand Models. *Amer. J. Agr. Econ.* (November) 892-901.
- LOOMIS, J.; A. GONZALEZ-CABAN und R. GREGORY (1994): Do Reminders of Substitutes and Budget Constraints Influence Contingent Valuation Estimates?. *Land Economics* 70 (4) 499-506.
- NEUNTEUFEL, M. G. (1993): *Werttheoretische Probleme in derr Analyse von Umweltfragen*. In: LANGER, G. und K. WEIERMAIR, Hrsg: *Tourismus und Landschaftsbild. Nutzen und Kosten der Landschaftspflege* 83-108. Reihe: *Tourismus und Dienstleistungswirtschaft*. Kultur Verlag, Thaur Wien München.
- PEARCE, D., A. MARKANDYA, E.B. BARBIER, BARRETT, R.K. TURNER, T. SWANSON, (1991): *Blueprint 2: greening the World Economy*

- PETERSON, M. J. und T. R. PETERSON (1993): A Rhetorical Critique of "Nonmarket" Economic Valuations for Natural Resources. *Environmental Values* 2 (1) 47-66.
- POMMEREHNE, W. W. und A. U. RÖMER (1992): Ansätze zur Erfassung der Präferenzen für öffentliche Güter. *Jahrbuch für Sozialwissenschaft* 43 171-210.
- PRÄKO (PRÄSIDENTENKONFERENZ DER LANDWIRTSCHAFTSKAMMERN ÖSTERREICHS), (1993): *Stellungnahme der Präsidentenkonferenz anlässlich der "CO₂-Unterausschußsitzung am 15.4.1993 im Parlament, Wien*
- PRUCKNER, G. (1994): *Die ökonomische Quantifizierung natürlicher Ressourcen: Eine Bewertung überbetrieblicher Leistungen der österreichischen Land- und Forstwirtschaft*. Dissertation am, Institut für Volkswirtschaftslehre, Johannes Kepler Universität, Linz.
- RANDALL, A., J.R. STOLL (1983): Existence value in a total valuation framework, In: Rowe, R.D., L.G. Chestnut (Hrsg.): *Managing air quality and scenic resources at national parks and wilderness areas*, Westview Press, Boulder, CO.
- REISCH, E. UND J. ZEDDIS, (1983): *Einführung in die landwirtschaftliche Betriebslehre 2: spezieller Teil*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 1983.
- SACHS, J. UND F.B. LARRAIN (1993): *Macroeconomics In The Global Economy*, Harvester Wheatsheaf, Hertfordshire.
- STIGLITZ, J. E. UND B. SCHÖNFELDER, (1989): *Finanzwissenschaft*. Reihe: Internationale Standardlehrbücher der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften. Oldenbourg, München.
- STREISSLER, E., (1993): *Das Problem der Internalisierung*. In: KÖNIG, H., Hrsg.: *Schriften des Vereins für Socialpolitik* 87-110. Duncker & Humblot, Berlin.
- VARIAN, H. R. (1992): *Microeconomic Analysis* W.W. Norton & Company, New York.
- WILLIS, K. G. und J. T. CORKINDALE, Hrsg: *Environmental Valuation. New Perspectives* 7 79-117. Cab International, Wallingford.