

# **Ökonomische Bewertung ökologischer Leistungen**

**- Stand der Diskussion und mögliche Bedeutung  
für das BMBF-Programm  
„Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe“**

**Studie im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde**

**Jürgen Meyerhoff**

**Zweite, korrigierte Auflage**

**Berlin, Juli 1999**

Die Arbeit geht auf einen Werkvertrag zurück, den der Autor am Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW), Berlin, im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde bearbeitet hat. Erweiterungen und die Überarbeitung für die Veröffentlichung erfolgten dann am Institut für Management in der Umweltplanung der TU-Berlin. Danken möchte ich Daniela Krysiak, die während eines Praktikums am IÖW an der Erstellung des Kapitels „Bewertung ökologischer Leistungen mit Hilfe objektiver Bewertungsansätze“ mitgearbeitet hat.

- Technische Universität Berlin, Fachbereich 7, Institut für Management in der Umweltplanung, Sekr. FR 2-7 - Franklinstr. 28/29, D-10587 Berlin, Telefon: +49-30-314-73492, Fax +49-30-314-73517, E-mail: meyerhoff@imup.tu-berlin.de, <http://www.gp.tu-berlin.de/instvl/imup/index.htm>
- Institut für ökologische Wirtschaftsforschung gGmbH, Giesebrechtsr. 13, 10629 Berlin, Tel.: 030/884 594-0, Fax: 030/882 54 39, E-Mail: mailbox@ioew.b.eunet.de, <http://www.ioew.de/kontakt/index.html>

# Inhalt

<b>1</b>	<b>EINLEITUNG</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>ÖKONOMISCHE BEWERTUNG IM FORSCHUNGSPROGRAMM ELBE-ÖKOLOGIE</b>	<b>3</b>
2.1	Ein Beitrag zur umweltpolitischen Zielfindung	3
2.2	Definition des zu bewertenden Gutes	7
2.3	Bedeutung der ökonomischen Bewertung für andere Teilprojekte des Forschungsprogramms	9
<b>3</b>	<b>KNAPPES GUT FLUßAUEN</b>	<b>14</b>
3.1	Situation der Flußauen in Deutschland	14
3.2	Ökologische Leistungen von Gewässer und Aue	16
3.3	Ein Überblick über Studien zur monetären Bewertung von Feuchtgebieten	17
<b>4</b>	<b>ÖKONOMISCHE BEWERTUNG NATÜRLICHER RESSOURCEN</b>	<b>20</b>
4.1	Grundlagen der ökonomischen Bewertung und der Ansatz der Naturschutz-Ökonomie	20
4.2	<b>Total Economic Value und Bewertungsmethoden</b>	<b>22</b>
4.2.1	Konzept des Total Economic Value	22
4.2.2	Existenzwerte als nicht-nutzungsabhängige Werte	24
4.3	<b>Bewertungsmethoden</b>	<b>25</b>
4.4	<b>Probleme und Grenzen der ökonomischen Bewertung</b>	<b>28</b>
4.4.1	Begrenzte Substituierbarkeit: Primary and secondary values	30
4.4.2	Safe Minimum Standard als Grenze für die Monetarisierung	32
<b>5</b>	<b>CONTINGENT VALUATION METHOD – METHODE ZUR BEWERTUNG VON NON-USE VALUES</b>	<b>34</b>
5.1	Einleitung	34
5.2	Aufbau einer Contingent Valuation Method	35
5.3	Maße zur Bewertung von Umweltveränderungen	36
5.4	Verfahren zur Präferenzenthüllung	39
5.5	Verfahren zur Befragung	41
5.6	Differenzierung der Zahlungsbereitschaft in Use und Non-use Values	41

<b>5.7 Anwendungsprobleme der Contingent Valuation Method</b>	<b>43</b>
5.7.1 Gütekriterien für die Beurteilung der Ergebnisse der Contingent Valuation	44
5.7.2 Strategisches Verhalten ( <i>Strategic Bias</i> )	45
5.7.3 Hypothetischer Charakter ( <i>Hypothetical Bias</i> )	47
5.7.4 Einfluß verschiedener Zahlungsinstrumente ( <i>Vehicle Bias</i> )	47
5.7.5 Zuordnungsfehler ( <i>Part-Whole Bias / Embedding- Effect</i> )	48
5.7.6 Beteiligungsproblem ( <i>Nonresponse Bias</i> ) und Behandlung von „Ausreißern“	52
5.7.7 Problematische Annahmen über die Präferenzen	53
5.7.8 Die Richtlinien des NOAA-Panels	57
<b>5.8 Fazit zur Contingent Valuation Method</b>	<b>60</b>
<b>5.9 Ergebnisse von CVM-Studien zur Bewertung von Flüssen und Flußlandschaften</b>	<b>62</b>
5.9.1 Sanders, Walsh, Loomis (1990): Toward Empirical Estimation of the Total Value of Protecting Rivers	62
5.9.2 Loomis (1996): Measuring the economic benefits of removing dams and restoring the Elwha River: Results of a contingent valuation survey	63
5.9.3 Schönböck et al. (1997): Kosten-Nutzen-Analyse ausgewählter Varianten eines Nationalparks Donauauen	63
5.9.4 Turner et al. (1995): Wetland valuation: three case studies	65
5.9.5 HAMPICKE, SCHÄFER (1994): Forstliche, finanzmathematische und ökologische Bewertung des Auenwalds Isarmündung	67
<b>6 BEWERTUNG ÖKOLOGISCHER LEISTUNGEN MIT HILFE OBJEKTIVER BEWERTUNGSANSÄTZE</b>	<b>70</b>
<b>6.1 Definition ökologischer Leistungen</b>	<b>72</b>
<b>6.2 Funktionsorientierte Bewertung von Feuchtgebieten</b>	<b>73</b>
<b>6.3 Methoden zur Bewertung der ökologischen Leistungen</b>	<b>75</b>
<b>6.4 Studien zur Bewertung ökologischer Leistungen</b>	<b>78</b>
6.4.1 Costanza et al. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital	78
6.4.2 Gren (1995): The value of investing in wetlands for nitrogen abatement	82
6.4.3 Gren et al. (1995): Economic Values of Danube Floodplains	85
<b>7 FAZIT: ÖKONOMISCHE BEWERTUNG IN DER STROMLANDSCHAFT ELBE</b>	<b>88</b>
<b>8 LITERATUR</b>	<b>90</b>

## **Tabellen**

<i>Tabelle 1: Entwicklung der Elbauen ohne und mit Programm „nachhaltige Entwicklung“</i>	8
<i>Tabelle 2: Ökologisch erweiterte Kosten-Nutzen-Analyse</i>	11
<i>Tabelle 3: Bedeutende rezensente Auengebiete größerer Ströme in Deutschland</i>	15
<i>Tabelle 4: Studien zur Bewertung von Feuchtgebieten in Europa</i>	18
<i>Tabelle 5: Total Economic Value</i>	23
<i>Tabelle 6: Zusammenhang zwischen Wohlfahrtsmaßen und der Rechtsetzung</i>	37
<i>Tabelle 7: Zusammenfassung zu den Kriterien der Reliabilität und Validität</i>	45
<i>Tabelle 8: Part-Whole Bias beim Gut „Flußauen“</i>	50
<i>Tabelle 9: Ökologische Funktionen</i>	71
<i>Tabelle 10: Funktionen von Flußauen (River Marginal Wetland)</i>	75
<i>Tabelle 11: Charakterisierung der bewerteten ökologischen Leistungen</i>	80
<i>Tabelle 12: Bewertung der ökologischen Leistungen</i>	81
<i>Tabelle 13: Marginaler Wert der Stickstoffreduktion in SEK pro kg reduzierten Stickstoff</i>	85
<i>Tabelle 14: Ökonomischer Wert je Hektar Aue sowie Gesamtwert der Donauauen</i>	86

## **Abbildungen**

<i>Abbildung 1: Die Elbe und ihr Einzugsgebiet</i>	2
<i>Abbildung 2: Ökologische Leistungen von Flußauen</i>	30
<i>Abbildung 3: Gesamter Wert eines Ökosystems</i>	32
<i>Abbildung 4: Aufbau einer Contingent Valuation Studie</i>	36
<i>Abbildung 5: Darstellung der Funktionszusammenhänge in Flußauen</i>	74



## 1 Einleitung

Ziel dieser Arbeit ist es, die mögliche Bedeutung der ökonomischen Bewertung von Natur und Landschaft im Rahmen der „Ökologischen Forschung in der Stromlandschaft Elbe“ aufzuzeigen. Mit dem Förderschwerpunkt „Ökologische Konzeptionen für Fluß- und Seenlandschaften“ verfolgt das Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF) das übergreifende Ziel, Entscheidungsgrundlagen für die Praxis zu schaffen (vgl. Bornhöft 1997). Dazu sollen

- der Erkenntnisstand über die Funktionsweise von Ökosystemen verbessert,
- umwelt-, wirtschafts- und sozialverträgliche Gestaltungsstrategien aufgezeigt und
- Managementkonzepte für eine nachhaltige Entwicklung erarbeitet werden.

Auf der Basis dieser übergeordneten Ziele werden vom BMBF seit Juli 1996 anwendungsorientierte Forschungsvorhaben in der Stromlandschaft Elbe gefördert. Diese Stromlandschaft zeichnet sich im Gegensatz zu anderen vergleichbaren Flüssen in Europa dadurch aus, daß sie auf einigen Strecken als weitgehend naturnahes Gewässer angesehen werden kann, an dem weite Vorländer, Flachwasserbereiche und Auwälder noch vorhanden sind. Insbesondere aufgrund der Biotopstrukturen bietet sie einen einmaligen Lebensraum für eine große Anzahl bestandsbedrohter Tier- und Pflanzenarten. Als Rast-, Ruhe- und Durchzugsgebiet besitzen die Elbe und ihre Flußauen darüber hinaus für viele Vogelarten eine internationale Bedeutung (ISKE 1994, 1995).

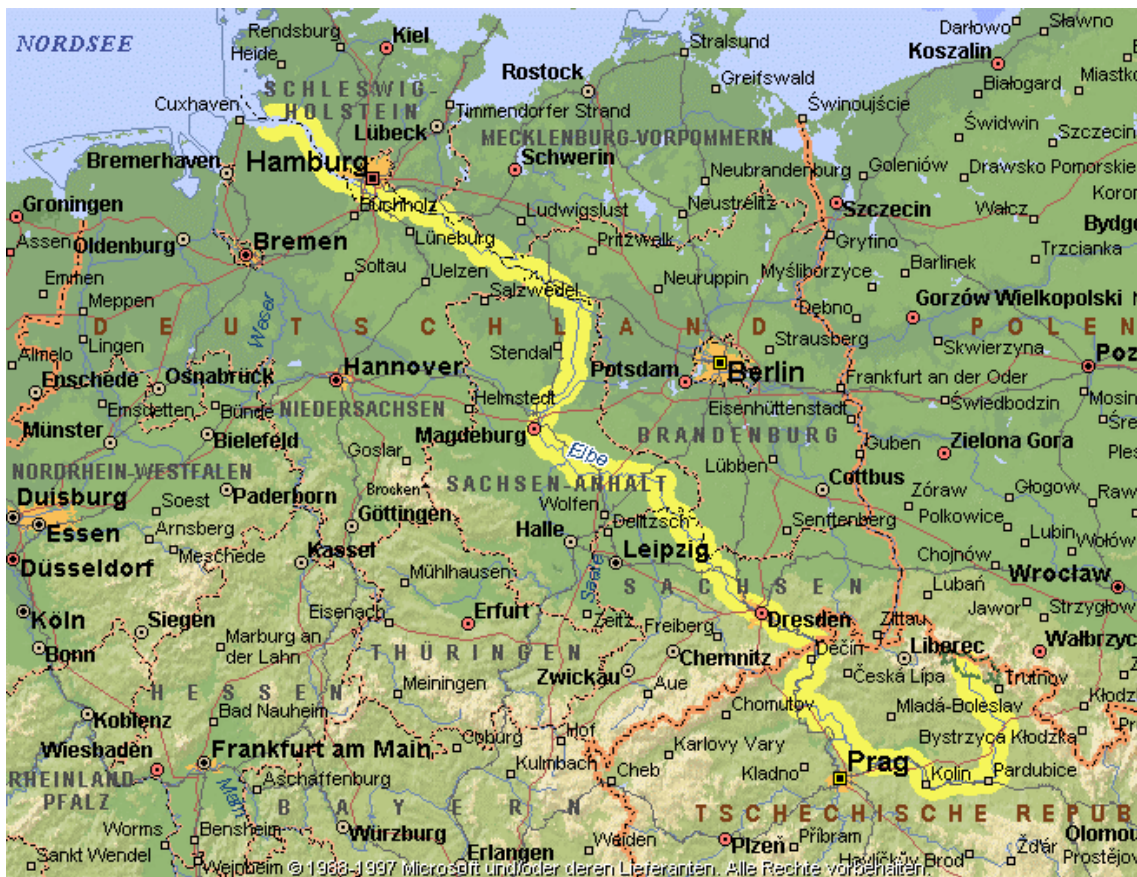
Der Ökonomie kommt vor diesem Hintergrund auch die Aufgabe zu, einen Beitrag zur umweltpolitischen Zielfindung zu leisten. Diese Aufgabe leitet sich aus der Annahme ab, daß die Verfolgung des Ziels einer nachhaltigen Entwicklung in der Stromlandschaft Elbe Nutzungskonflikte mit sich bringen wird und damit die Abwägung zwischen verschiedenen Handlungsoptionen erforderlich macht. Die Lösung derartiger Nutzungskonflikte kann als eine der klassischen Domänen der Ökonomie angesehen werden. Wie ihr Beitrag zur umweltpolitischen Zielfindung daher aussehen könnte, versucht die vorliegende Arbeit aufzuzeigen.

Zunächst wird in Kapitel 2 auf die Bedeutung der Monetarisierung im Forschungsprogramm Elbe eingegangen. Es soll zum einen der Beitrag der ökonomischen Bewertung zur umweltpolitischen Zielfindung aufgezeigt werden, zum anderen die Bedeutung der hierdurch gewonnenen Informationen für andere Teilprojekte des Forschungsprogramms. Anschließend wird in Kapitel 3 auf das Thema „Flußauen als knappes Gut“ eingegangen. Danach werden die Grundlagen der ökonomischen Bewertung kurz skizziert und die wichtigsten Bewertungsmethoden vorgestellt (Kapitel 4). Kapitel 5 beinhaltet eine ausführlichere Beschreibung der Contingent Valuation Method

(CVM), die zur Zeit als bedeutendste ökonomische Bewertungsmethode anzusehen ist. Mit ihrer Hilfe können auch die sogenannten Non-use Values ermittelt werden, so daß ihr als Methode für die Bewertung natürlicher Ressourcen eine besondere Bedeutung zukommt.

Einen zweiten Schwerpunkt stellt die ökonomische Bewertung ökologischer Leistungen mit Hilfe sogenannter „objektiver“ Bewertungsverfahren dar (Kapitel 6). Die beiden Kapitel 5 und 6 schließen jeweils mit der Darstellung empirischer Ergebnisse aus Studien zur Bewertung von Feuchtgebieten, in denen die jeweilige Bewertungsmethode Anwendung gefunden hat. Damit soll gezeigt werden, daß der Einsatz ökonomischer Bewertungsmethoden für die ökologische Forschung in Stromlandschaften sowohl innerhalb als auch außerhalb Europas mittlerweile Stand der Forschung ist und zunehmend Anwendung findet. Die Arbeit schließt in Kapitel 7 mit einem Fazit zur ökonomischen Bewertung im Rahmen des Forschungsprogramms „Elbe-Ökologie“.

**Abbildung 1: Die Elbe und ihr Einzugsgebiet**



Quelle: Microsoft Encarta Weltatlas 1998



---

## 2 Ökonomische Bewertung im Forschungsprogramm Elbe-Ökologie

### 2.1 Ein Beitrag zur *umweltpolitischen Zielfindung*

Der Konzeption für die „Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe“ (BMBF 1995) folgend ist es das Ziel des Forschungsprogramms, die interdisziplinäre Forschung für eine nachhaltige Entwicklung in dieser Landschaft zu fördern (vgl. BMBF 1995). Mit ihrer Hilfe sollen Entscheidungsgrundlagen für die Auswahl von Maßnahmen zur Lösung von Nutzungskonflikten unter Berücksichtigung sozio-ökonomischer Rahmenbedingungen und ökosystemarer Zusammenhänge geschaffen werden. Dies heißt u.a.,

- der Erkenntnisstand über das natürliche Funktionieren von Ökosystemen soll verbessert werden,
- umwelt-, wirtschafts- und sozialverträgliche Sanierungs- und Gestaltungsstrategien sollen aufgezeigt werden und darauf aufbauend sollen
- Managementkonzepte für eine nachhaltige, d.h. dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung erarbeitet werden.

Vor diesem Hintergrund kommt der ökonomischen Bewertung von Natur und Landschaft für das Forschungsprogramm eine wichtige Rolle zu: Durch sie sollen Informationen darüber gewonnen werden, in welchem Maße von der Bevölkerung, genauer von den betroffenen Individuen, die Bereitstellung des „öffentlichen Gutes“ Stromlandschaft Elbe entsprechend den Kriterien einer nachhaltigen Entwicklung „gewünscht“ wird. Als betroffene Individuen werden hierbei nicht nur diejenigen verstanden, die z. B. in dieser Region wohnen und dadurch als „Nutzer“ betroffen wären, sondern zu dieser Gruppe werden auch die sog. Nicht-Nutzer gezählt. Auf die hiermit angesprochenen Wertkategorien *Nutzungswerte* (auch als Use Values bezeichnet) und *Nicht-Nutzungswerte* (auch als Non-use Values bezeichnet), die in der Umwelt- und Naturschutz-Ökonomie eine wichtige Rolle spielen, wird näher in Kapitel 4.2 eingegangen. Als Kriterien für eine nachhaltige Entwicklung werden in der Forschungskonzeption u.a. genannt:

- Naturnähe der Strukturen, der Dynamik und der biologischen Ausstattung,
- möglichst naturnahe Ökosysteme mit entsprechender Artenvielfalt und
- Erweiterung der Retentionsräume (Stichwort ökologischer Hochwasserschutz) und damit auch der Auenflächen.

Den Informationen über die Wertschätzung der betroffenen Individuen kommt aus ökonomischer Sicht dann Bedeutung zu, wenn die Entwicklung der Stromlandschaft Elbe

im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung zu Nutzungskonflikten führt: Derartige Konflikte sind z. B. mit der Landwirtschaft zu erwarten, wenn sich aufgrund der Anforderungen einer nachhaltigen Entwicklung die Möglichkeiten der Flächennutzung, d.h. der möglichen Bewirtschaftungsformen, verändern und die Landwirtschaft ihre Wirtschaftsweise entsprechend anpassen müßte (z. B. extensive Bewirtschaftung der Grünflächen in den Auen, Verzicht auf Einsatz von Dünger- und Pflanzenschutzmitteln). Aber auch Konflikte mit der Schifffahrt sind denkbar, wenn eine Entwicklung der Stromlandschaft Elbe im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung angestrebt wird. Nach Ansicht der ISKE (1994: 96) würden immer dann Konflikte zwischen Ökologie und Ökonomie besonders hervortreten, wenn die anthropogene Nutzung zur Gefährdung und Vernichtung unersetzbarer Ökosysteme und Kulturlandschaften führt. In der Konsequenz führe dies dazu, so die ISKE, daß gegensätzliche Standpunkte hinsichtlich der künftigen Nutzung der Elbe, insbesondere hinsichtlich des geplanten Ausbaus, zur Zeit nicht harmonisiert, sondern nur einander gegenübergestellt werden könnten. Genau an dieser Stelle setzt aber die Ökonomie an, wenn es darum geht, einen Beitrag zur (umwelt-) politischen Zielfindung zu leisten. Es soll nicht nur eine Gegenüberstellung der verschiedenen Nutzungsmöglichkeiten erfolgen, sondern eine Abwägung - und damit letztlich auch eine Harmonisierung - zwischen ihnen erreicht werden.

Um die aus den Nutzungsmöglichkeiten resultierenden Konflikte einer „Lösung“ zuführen zu können, sind Informationen darüber notwendig, welche der verschiedenen Nutzungen den größeren positiven Beitrag zur gesellschaftlichen Wohlfahrt beitragen, d.h. individuellen Nutzen stiften. Aus ökonomischer Sicht lassen sich Preise als Meßgröße für diese individuellen Nutzen heranziehen: Im Idealfall reflektieren sie die Knappheit der jeweiligen Güter und ermöglichen dadurch Rückschlüsse auf die Bedeutung der Güter für die gesellschaftliche Wohlfahrt. Produkte der Landwirtschaft und Transportleistungen der Binnenschifffahrt haben dabei den Vorteil, daß beide marktfähige Güter sind. Dadurch wird auf den entsprechenden Märkten „automatisch“ der Indikator *Marktpreis* erzeugt, der Rückschlüsse auf die Wertschätzung für die produzierten Güter erlaubt. Da aber für ökologische Dinge Märkte in der Regel nicht spontan entstehen, wird auch für das „Gut“ nachhaltige Entwicklung der Stromlandschaft Elbe (vgl. hierzu Abschnitt 2.2) der Indikator *Marktpreis* nicht analog, d.h. nicht automatisch, erzeugt. Damit aber fehlen Informationen über die Wertschätzung für dieses Gut. Dies führt in der Entscheidungspraxis dann häufig dazu, daß sich im Falle von Nutzungskonflikten eher die mit der Produktion privater Güter verbundenen Interessen durchsetzen können und den anderen möglichen Nutzungen implizit häufig ein Wert von Null zugewiesen wird (vgl. hierzu die Diskussion um die Berücksichtigung von Natur und Landschaft in der Kosten-Nutzen-Analyse der Bundesverkehrswegeplanung, MEYERHOFF, PETSCHOW 1995).

---

An dieser Stelle werden die Verfahren zur ökonomischen Bewertung öffentlicher Güter wie Natur und Landschaft bedeutend: Mit ihrer Hilfe sollen die Informationen über die Wertschätzung für öffentliche Güter gewonnen werden, wie sie auf Märkten für private Güter automatisch erzeugt werden. Unter ihrer Hinzuziehung sind dann „vollständige“ Kosten-Nutzen-Analysen möglich, in die auch die Auswirkungen auf Natur und Landschaft angemessen einfließen. Derartige Analysen sind im Rahmen des Forschungsprogramms Elbe-Ökologie z. B. dann von Bedeutung, wenn darüber zu entscheiden ist, in welchem Umfang durch Rückverlegung von Deichen Retentionsflächen und damit an die Flußdynamik angeschlossene Auen wieder zurückgewonnen werden sollen und die Vorhaben in Konkurrenz zu anderen Verwendungen stehen und damit zu Nutzungskonflikten führen. Es stellt sich z. B. für Sachsen-Anhalt die Frage, ob nur die bisher im Rahmen eines beantragten Forschungsprojektes untersuchten Flächen an Auen zurückgewonnen werden oder bis zu welchem Umfang darüber hinaus das vorhandene Potential zur Rückgewinnung von Retentionsflächen (nach Angaben von JÄHRLING (1997) rd. 20.000 ha) ausgeschöpft werden soll. Somit kommt den durch die Monetarisierung gewonnenen Informationen eine über das Forschungsprogramm hinausgehende Bedeutung zu, denn sie gehen als entscheidungsvorbereitende Informationen in den politischen Entscheidungsprozeß mit ein, in dem darüber zu entscheiden ist, wie weit die Entwicklung der Stromlandschaft Elbe in Richtung Nachhaltigkeit vorangebracht werden soll und in welchem Umfang konkurrierende Nutzungen hierfür verdrängt werden sollen.

Die durch die Monetarisierung gewonnenen Informationen würden daher im Rahmen der interdisziplinären Forschung in der Stromlandschaft Elbe *einen* wichtigen Beitrag zur umweltpolitischen Zielfindung leisten. Damit würden sie auch unmittelbar dem Ziel des BMBF entsprechen, Entscheidungsgrundlagen für die Praxis zu schaffen, denn es kann nicht davon ausgegangen werden, daß umweltpolitische Entscheidungen mit dem Ziel einer nachhaltigen Entwicklung in dieser Stromlandschaft jenseits ökonomischer Abwägungen getroffen werden können. Derartige Entscheidungen ziehen immer alloкатive und distributive Auswirkungen nach sich und können sich letztlich nicht dem Phänomen der Knappheit und dem daraus abzuleitenden Postulat der Effizienz entziehen. JABUKOWSKI ET AL. (1997) schlagen ein Entscheidungsverfahren vor, in dem der Monetarisierung und der damit zusammenhängenden Kosten-Nutzen-Analyse eine ähnliche Bedeutung zukommt, wie sie dem Verständnis dieser Arbeit entspricht. Ihr Vorschlag besteht aus den folgenden Elementen: Ausgehend von definierten Schutzobjekten sei es zunächst die Aufgabe von Naturwissenschaftlern, Indikatoren zu ermitteln, die die Belastung der Schutzobjekte hinreichend beschreiben. In einem weiteren Schritt würden dann Naturwissenschaftler und Mediziner Zielbandbreiten, d.h. aus ihrer Sicht jeweils tolerierbare Werte der Indikatoren, vorschlagen. Für diese würden dann jeweils Kosten-Nutzen-Analysen erstellt. Nach einer Diskussion der Zielband-

breiten im politischen Raum werden die Entscheidungsalternativen schließlich in einer allgemeinen Abstimmung den Stimmbürgern zur Wahl vorgelegt. Der Monetarisierung und der Kosten-Nutzen-Analyse kommt somit in diesem Verfahren die Aufgabe zu, den Bereich abzustecken, in dem eine optimale Lösung (vor dem Hintergrund der Knappheit) liegen könnte. Sie schränkt damit den Suchraum ein und verbessert die Informationsgrundlagen für die Entscheidung (vgl. JABUKOWSKI et al. 1997).

Wieweit diese Informationen letztlich tatsächlich im Entscheidungsprozeß Berücksichtigung finden, ist im voraus nur schwer abzuschätzen. So geht KOSZ (1997a) z. B. davon aus, daß eine von ihm mit erstellte Untersuchung über die Wirtschaftlichkeit eines Nationalparks Donauauen in der Nähe von Wien nur geringe Berücksichtigung bei der eigentlichen politischen Entscheidung über die Projektumsetzung gefunden hat. Und auch in der umweltpolitischen Praxis der Bundesrepublik kommt der monetären Bewertung bisher kaum Bedeutung zu. Jedoch zeigt ein Blick in die USA oder Großbritannien, daß bei entsprechenden institutionellen Rahmenbedingungen der monetären Bewertung im Entscheidungsprozeß durchaus eine höhere Bedeutung zukommen kann. In den USA dürfte dies in erster Linie darauf zurückzuführen sein, daß die Ergebnisse der monetären Bewertung von Natur und Umwelt gerichtsverwertbar sind. D.h., sie werden mit als Grundlage für die Bestimmung von Schadenssummen herangezogen. Das Unglück des Tankers Exxon Valdes und die sich hieran anschließende, zum Teil sehr intensiv geführte Diskussion um die Bewertung der dadurch entstandenen Schäden ist ein exponiertes Beispiel für die Bedeutung der monetären Bewertung von Natur und Landschaft. BISHOP und WELSH (1992: 415) bewerten insbesondere die Einbeziehung der sogenannten Non-use Values in die Bewertung von Schäden und auch ihre Berücksichtigung bei politischen Entscheidungen als eine *Art evolutorischen Prozeß*, der zu einer zunehmenden Bedeutung der monetären Bewertung führen könnte. „The institutional status of existence of natural assets should not be viewed as static, however. If preferences and concerns that express themselves as existence values are becoming more evident over time and can be quantified, and if the welfare effects associated with existence are indeed substantial, property rights may evolve to give existence values greater clout in public decisions. We have noted evidence that such property rights are indeed evolving, at least with respect to damages to public resources from spills of oil and hazardous substances”.

Somit würden die im Rahmen der „Ökologischen Forschung in der Stromlandschaft Elbe“ gewonnenen Informationen über den ökonomischen Wert dieser Landschaft auch einen Schritt in jenem evolutorischen Prozeß darstellen, der notwendig ist, um eine angemessene Berücksichtigung der ständig zunehmenden Verknappung des Gutes Natur und Landschaft im - politischen - Entscheidungsprozeß zu erreichen.

## 2.2 Definition des zu bewertenden Gutes

Eine zentrale Voraussetzung für die ökonomische Bewertung ist die adäquate Definition eines Gutes, daß Gegenstand der Bewertung sein soll. Damit stellt sich für die ökonomische Bewertung im Forschungsprogramm Elbe-Ökologie zunächst die Aufgabe, ein den Zielen dieses Programms entsprechendes Gut zu definieren. Ausgangspunkt dafür sind die in der Forschungskonzeption „Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe“ (BMBF 1995) genannten Ziele für die nachhaltige Entwicklung. Hierzu gehören, wie weiter oben schon angeführt:

- Naturnähe der Strukturen, der Dynamik und der biologischen Ausstattung,
- möglichst naturnahe Ökosysteme mit entsprechender Artenvielfalt,
- eine Erweiterung der Retentionsräume und damit auch der Auenflächen.

Neben Maßnahmen z. B. zur Verbesserung des Landschaftswasser- und stoffhaushaltes, die sich auf das gesamte Einzugsgebiet der Elbe beziehen, stehen vor allem der Fluß selbst und seine Uferrandregionen im Mittelpunkt der Forschung: So beziehen sich zwei von drei Schwerpunkten, d.h. die Bereiche „Fließgewässerökologie“ und „Auenökologie“, direkt auf das Gewässer.

Als Ansatzpunkt für die Definition eines Gutes, das die in diesen Forschungsbereichen intendierten Ziele repräsentiert, bieten sich in erster Linie die Elbauen an. Dies aus verschiedenen Gründen: Es kann davon ausgegangen werden, daß sowohl ihre Quantität (gemessen in Fläche) als auch ihre Qualität (z. B. Ausstattung mit auentypischen Tier- und Pflanzenarten, etc.) als gute Indikatoren für eine – ökologisch – nachhaltige Entwicklung dieser Stromlandschaft dienen können. So kommt der Vergrößerung intakter Auenflächen entlang der Elbe eine besondere Rolle zu, da sie eine zentrale Größe für die Strukturgüte der Elbe darstellen (ISKE 1994; vgl. REICHHOFF, ZUPPKE 1998). Sie bieten sich aber auch deshalb an, weil sie gegenüber den Individuen, die aus Sicht der Ökonomie die zentrale Bewertungsinstanz darstellen (vgl. hierzu Kapitel 4), „relativ“ einfach als ein Gut darstellbar sind.

Um die ökonomische Bewertung des Gutes Auenlandschaft<sup>1</sup> vornehmen zu können, wäre auf einem „hypothetischen Markt“ (mit Hilfe der CVM) ein Programm anzubieten, mit dem sowohl die Quantität als auch die Qualität der als zentral angesehenen Größe Flußauen im Sinne der Zielsetzungen des Programms verbessert werden könnte.<sup>2</sup> Als Gut wird somit die quantitative und qualitative Verbesserung der Auen entlang der Elbe

---

<sup>1</sup> Zu den Eigenschaften des Gutes „funktionierendes Ökosystem Auenlandschaft“ siehe auch SCHÖNBÄCK et al. (1997: 209ff), die das Gut Flußauen als eine Komponente ihrer Kosten-Nutzen-Analyse Nationalpark Donauauen mit Hilfe einer Contingent Valuation Method bewertet haben.

<sup>2</sup> Die Begründung, warum gerade diese Bewertungsmethode hier angeführt wird, wird im Verlauf der weiteren Arbeit gegeben.

angeboten. Die Wertschätzung für dieses Gut würde sich dann in der Zahlungsbereitschaft für das genannte Programm ausdrücken, mit dem die Bereitstellung des Gutes erreicht werden soll. Analog zu der Studie von SCHÖNBÄCK ET AL. (1997) wäre zu überlegen, ob nicht als Grundlage für die ökonomische Bewertung ein übergreifender „Nationalpark Elbauen“ sinnvoll als Gut definiert werden könnte. Soll er entsprechend den IUNC-Richtlinien (The World Conservation Union IUNC) Anerkennung finden, dann wären bestimmte Anforderungen zu erfüllen, um den Status als Nationalpark erreichen und halten zu können. Die mit der Erfüllung dieser Anforderungen verbundenen Verzicht auf andere Nutzungsmöglichkeiten sind dann als Kosten des Nationalparks anzusehen. Ziel des ökonomischen Beitrages zur umweltpolitischen Zielfindung ist es letztlich, über einen Abgleich der ermittelten Wertschätzung mit den Kosten, die mit der Umsetzung dieses Programmes verbunden wären, diejenige Größe zu bestimmen, die den aus gesellschaftlicher Sicht „optimalen“ Umfang an Flußauen bzw. eines Nationalparks darstellen würde.

**Tabelle 1: Entwicklung der Elbauen ohne und mit Programm „nachhaltige Entwicklung“**

Ohne Programm	Mit Programm
<ul style="list-style-type: none"> <li>• heutiger Umfang an Retentionsflächen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Vergrößerung der Retentionsflächen</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• durch künstliche Einengung des Flusses höhere Wasserstände bei Hochwasser</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• besserer (ökologischen) Hochwasserschutz</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Zahl der Fischarten und Bestand gering</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Zahl der Fischarten und Bestand gestiegen</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bestand an terrestrischen Tier- und Pflanzenarten entspricht nur bedingt natürlicher Auenlandschaft</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bestand an terrestrischen Tier- und Pflanzenarten entspricht natürlicher Auenlandschaft</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Grundwasserstand niedrig</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Grundwasserstand normalisiert</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• heutige, z.T. schlechte Gewässergüte</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verbesserung der Gewässergüte durch erhöhte Reinigungsleistungen der Auen</li> </ul>

Quelle: eigene Darstellung in Anlehnung an KUIK, Spannicks (1996)

Bestandteil des Programms wären Maßnahmen wie die Rückverlegung von Deichen entlang der Elbe, um so die Retentionsräume wieder zu vergrößern (vgl. für weitere Maßnahmen ISKE 1994: 94). Um die Wirkung des Programms gegenüber den Befragten zu beschreiben, müßten zentrale Parameter einander gegenübergestellt werden, um jeweils den Zustand der Flußlandschaft mit und ohne die Maßnahmen dieses Programms darzustellen. Tabelle 1 deutet dies *beispielhaft* an. Es werden jeweils für beide Fälle, d.h. einmal ohne und einmal mit den Maßnahmen, die entsprechenden

Veränderungen zentraler Parameter aufgeführt. Darüber hinaus sind für die Beschreibung des Gutes vor allem Landkarten und auch Photos einsetzbar.

Um das Gut „Auenlandschaft entlang der Elbe“ im oben genannten Sinne beschreiben zu können, wäre insbesondere auf Ergebnisse aus den folgenden, zum Teil schon laufenden Projekte des Forschungsprogramms zurückzugreifen (Stand Juni 1998 entsprechend der Homepage ELISE - Das Informationssystem für das Forschungsprogramm "Elbe-Ökologie" des BMBF: <http://elise.bafg.server.de/index.html>)

- *Möglichkeiten und Grenzen der Auenregeneration und Auenwaldentwicklung am Beispiel von Naturschutzprojekten an der Unteren Mittelelbe (Brandenburg)* der Landesanstalt für Großschutzgebiete,
- *"Revitalisierung der Unstrut-Aue"* der Thüringer Landesanstalt für Umwelt (TLU),
- *„Leitbilder des Naturschutzes und deren Umsetzung mit der Landwirtschaft in den Elbtalauen - Ziele, Instrumente und Kosten einer umweltschonenden und nachhaltigen Landnutzung in den niedersächsischen Elbtalauen“* der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz, Schneverdingen (NNA),
- *"Übertragung und Weiterentwicklung eines robusten Indikationssystems für ökologische Veränderungen in Auen"* des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle GmbH.
- *"Ökologische Zusammenhänge zwischen Fischgemeinschafts- und Lebensraumstrukturen der Elbe"* der Universität Hamburg, Institut für Hydrobiologie und Fischereiwissenschaft

Darüber hinaus wären die folgenden, noch in der Antragsphase befindlichen Projekte (ebenfalls nach dem Stand der oben genannten Homepage) für die Definition des Gutes wesentlich:

- *Umweltgerechte Landnutzung im BIOSR Mittlere Elbe (FÖLV),*
- *Retentionsflächen Rückgewinnung (MRLU LSA),*
- *Ökologische Konzepte für Elbe-Auenwälder (TUDD),*
- *Ökologische Leitbilder für die Elbauen-Ökosysteme (WWF).*

### **2.3 Bedeutung der ökonomischen Bewertung für andere Teilprojekte des Forschungsprogramms**

In einigen Verbundprojekten des Forschungsprogramms „Elbe-Ökologie“ gibt es sozio-ökonomisch ausgerichtete Teilprojekte, in denen u.a. auch die Wirtschaftlichkeit der in diesen Projekten angestrebten Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Situation untersucht werden sollen. Zu diesem Zweck wird in den jeweiligen Teilprojekten auch auf das Instrument der Kosten-Nutzen-Analyse zurückgegriffen (vgl. auch TAMPE 1997). Zu nennen sind hier u. a. die Projekte in Thüringen (Revitalisierung der Unstru-

taue), Niedersachsen (Leitbilder des Naturschutzes und deren Umsetzung mit der Landwirtschaft in den Elbtalauen) und auch das geplante Vorhaben in Sachsen-Anhalt (Retentionsflächen Rückgewinnung in den Gebieten Sandau und Rogätz).

Generelles Ziel einer Kosten-Nutzen-Analyse (vgl. MÜHLENKAMP 1994; GANS, MARGGRAF 1997) ist es, sämtliche Auswirkungen öffentlicher Investitionsprojekte zu erfassen und sie sortiert nach positiven und negativen Effekten einander gegenüberzustellen. Damit wird im Grunde das Modell unternehmerischer Investitionsentscheidungen auf öffentliche Projekte übertragen. Allerdings werden im Gegensatz zum betrieblichen Investitionskalkül die Kosten- und Nutzenkomponenten weiter gefaßt: Während dem betrieblichen Investitionskalkül lediglich die Kosten und Erträge, die für das Unternehmen unmittelbar anfallen, zugerechnet werden, sind bei öffentlichen Investitionen die Gesamtwirkungen zu berücksichtigen. Ziel ist es, diese Auswirkungen in monetären Größen zu erfassen. Die entsprechende Entscheidungsregel lautet:

$$\text{Projektumsetzung, wenn } \sum_{i=1}^t (B - C) * (1 + r)^{-i} > 0$$

wobei **B** die Nutzen aus der Projektrealisierung und **C** die Kosten der Projektrealisierung bezeichnet, **r** ist die Diskontrate und **t** bezeichnet das jeweilige Jahr. Ist die Summe der Nutzen minus den Kosten kleiner Null, wird das Projekt entsprechend nicht durchgeführt. Mit Hilfe der Kosten-Nutzen-Analyse sollen entscheidungsvorbereitende Informationen darüber geliefert werden, ob das jeweilige Projekt einen positiven oder negativen Beitrag zur gesellschaftlichen Wohlfahrt liefert.

Tabelle 2 gibt einen Überblick über die relevanten Kosten- und Nutzenkategorien für eine ökologisch erweiterte Kosten-Nutzen-Analyse, die neben den „traditionellen“ Kriterien auch die Auswirkungen auf Natur und Landschaft mit berücksichtigt und in die Analyse einfließen läßt. Darüber hinaus werden die einzelnen Kosten- und Nutzenkategorien anhand des Beispiels „Rückverlegung von Deichen“ näher erläutert<sup>3</sup>.

---

<sup>3</sup> Vgl. insbesondere zu den verschiedenen Kosten derartiger Maßnahmen ROMMEL (1998). Er ist in seiner Untersuchung zu den Kosten und Nutzen des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin ausführlich auf die verschiedenen Typen von Kosten eingegangen (Kapitel III: Kostenanalyse des Biosphärenreservates).



**Tabelle 2: Ökologisch erweiterte Kosten-Nutzen-Analyse**

<b>Ökologische erweiterte Kosten-Nutzen-Analyse</b>	
<b>Kosten</b>	<b>Nutzen</b>
<i>unmittelbare Projektkosten:</i> ⇒ Baukosten, Flächenankauf, etc. <i>Opportunitätskosten</i> aufgrund zu unterlassener Nutzungen; so z.B. durch ⇒ Begrenzung der Binnenschifffahrt ⇒ unterlassenen Kiesabbau ⇒ extensivierte Landwirtschaft ⇒ Reduzierung des Wildbestandes <i>Bewirtschaftungs- und Pflegekosten</i> ⇒ Ausgleichszahlungen	<i>Total Economic Value</i> der Flußlandschaft der Elbe ⇒ direkte Nutzen (Erholung, Tourismus, Fischerei etc.) ⇒ indirekte Nutzen (Reinigungsfunktion für Wasser, Stabilisierung von Mikroklima, Trägerfunktion für bestimmte Arten und Biotope, etc.) ⇒ Optionswert und Existenzwert (Non-use Values; Ermittlung mit Hilfe der Contingent Valuation)

Quelle: nach BLÖCHLIGER et al. (1995)

### ***Kosten einer Deichrückverlegung***

a) *Projektkosten:* Zu den Projektkosten gehören einmal die unmittelbaren Kosten der Projektrealisierung wie z. B. die bei der Rückverlegung von Deichen entstehenden Baukosten. Dabei ist zu untersuchen, bis zu welchem Grad die Baukosten entscheidungsrelevant sind: Aufgrund des Hochwasserschutzes müssen in nächster Zeit an einigen Abschnitten unabhängig davon, ob Deichrückverlegungen durchgeführt werden oder nicht, Erneuerungsinvestitionen an den jetzigen Deichen durchgeführt werden. Da somit auch ohne die Deichrückverlegungen Kosten entstehen, stellt sich die Frage, wie hoch die tatsächlich für die Entscheidung „Deichrückverlegung Ja/Nein“ relevanten Kosten sind. Sie ergeben sich aus den Gesamtkosten für die projektierte Maßnahme abzüglich der "indisponiblen Ersatzanteile".<sup>4</sup> Für die Kosten-Nutzen-Analyse wären somit nur diejenigen Kosten relevant, die zusätzlich zu diesen indisponiblen Ersatzanteilen entstehen.

Zum anderen müssen diejenigen Auswirkungen mit in die Kostenbetrachtung einbezogen werden, die sich in anderen Flußabschnitten durch die Maßnahme ergeben: So können die Deichrückverlegungen dazu führen, daß in den nachfolgenden Flußabschnitten die Belastung der dortigen Deiche bei Hochwasser durch die geschaffenen

<sup>4</sup> Die indisponiblen Ersatzanteile sind die Kosten, die zur Aufrechterhaltung der Leistungsfähigkeit der Deiche in ihrem bisherigen Zustand aufgewendet werden müssen.

Retentionsflächen abnimmt: dies könnte sich in veränderten Unterhaltungsaufwendungen und geringerem Reinvestitionsbedarf (nur noch geringere Deichhöhen erforderlich) äußern.

b) *Verdrängungskosten*: Werden die Altauen reaktiviert, dann sind etliche Nutzungseinschränkungen zu erwarten: Kann z.B. die Landwirtschaft nicht mehr so hohe Flächenerträge erzielen, dann stellen die verminderten Erträge aus volkswirtschaftlicher Sicht Kosten dar. Dies gilt in ähnlicher Weise für die entgangene Möglichkeit, in diesen Gebieten Kiesabbau zu betreiben. Und auch die Binnenschifffahrt könnte von den Maßnahmen betroffen sein: Hat die Rückverlegung der Deiche Einfluß auf die Schiffbarkeit der Elbe, dann führt auch dies auf volkswirtschaftlicher Ebene zu Kosten. Die Verdrängungskosten werden für all diejenigen Nutzungskonflikte ermittelt, die vor dem Hintergrund des ökologischen Leitbildes zu erwarten sind und als entscheidungsrelevant angesehen werden.

c) Schließlich fallen drittens noch *Bewirtschaftungs- und Pflegekosten* an. Um die Ziele der Deichrückverlegungen zu erreichen, müssen eventuell Pflegemaßnahmen durchgeführt werden, so daß eine Bewirtschaftung und Pflege von Flächen weiterhin notwendig sein wird. Nach BLÖCHLIGER et al. (1995: 148) kann davon ausgegangen werden, daß typische Extensiv-Betriebszweige, welche die Schönheit der Landschaft gewährleisten, Unterdeckungen der Kosten zwischen 300 und 1.000 DM pro Hektar und Jahr aufweisen<sup>5</sup>. Auch die hierdurch notwendig werdenden Ausgleichszahlungen sind als Kosten der Projektmaßnahmen anzusehen und müssen deshalb in eine Kosten-Nutzen-Analyse eingestellt werden.

### ***Nutzen einer Deichrückverlegung***

a) *Direkte Nutzen*: Feuchtgebiete wie die Elbauen stellen vielfältige „Use-values“ zur Verfügung (siehe Tabelle über Total Economic Value in Kapitel 4.2). Hierzu gehören die direkten Leistungen in Form von „Produkten“ wie Fisch, Holz etc. Zu ihrer Bewertung können Marktpreise herangezogen werden. Die direkten Nutzen sind insbesondere dann von Bedeutung, wenn in einigen Bereichen eine Zunahme der „Produktivität der Natur“ infolge der Deichrückverlegungen zu erwarten ist: Hier ist u.a. die Flußfischerei zu nennen. Da sich die Lebensbedingungen für die Fischpopulationen durch die Deichrückverlegungen deutlich verbessern werden, ist mit einem Anstieg des Fischbestandes zu rechnen.

---

<sup>5</sup> Vgl. zu den Kosten von naturschützenden Maßnahmen bzw. Wirtschaftsweisen wie z. B. die Schafhaltung oder extensive Grün- und Ackerlandnutzung das entsprechende Kapitel bei DEGENHARDT, GRONEMANN (1998: 99ff.).

---

b) *Indirekte Nutzen (ökologische Leistungen)*: Die Natur erbringt bestimmte Leistungen für den Menschen, die aus ökonomischer Sicht bedeutend sind. So können Überschwemmungsaue eine entsorgende Funktion als Nährstoffsinken und als Schadstofffilter übernehmen. Damit stellt die Natur Funktionen bereit, die sonst von entsprechender "Umwelttechnik" übernommen werden müßten. Da der Einsatz dieser Technik Kosten verursacht, können diese als Maßstab für die Bewertung der natürlichen Funktionen herangezogen werden. Die Wiedergewinnung von Retentionsflächen dürfte zu einer Steigerung der Leistungsfähigkeit der Natur in diesem Sinne führen. Diese Steigerung der Leistungsfähigkeit müßte dann den Projektmaßnahmen als positive Auswirkung, als Nutzen zugeschrieben werden (vgl. DE GROOT 1994 sowie Kapitel 6 „Bewertung ökologischer Leistungen“ in dieser Studie).

c) *Options- und Existenzwerte*: Weiterhin ist davon auszugehen, daß Umweltressourcen wie z. B. Feuchtgebieten ein Optionswert zukommt. Er resultiert aus der Absicht der Individuen, sich die spätere Nutzung einer Ressource als Möglichkeit zu erhalten, auch wenn heute noch nicht absehbar ist, ob und wann das Individuum von dieser Nutzungsmöglichkeit Gebrauch machen wird. Schließlich geht die Umwelt- und Naturschutz-Ökonomie seit der Veröffentlichung von KRUTILLA (1967) davon aus, daß Natur und Landschaft auch für diejenigen einen Nutzen stiften, die nicht unmittelbare Nutzer sind: Hiermit sind die sogenannten Existenzwerte angesprochen.

Auf die hier angeführten Nutzen der Projektrealisierung, insbesondere auf die Existenzwerte, wird in Kapitel 4.2 näher eingegangen.

### 3 Knappes Gut Flußauen

#### 3.1 *Situation der Flußauen in Deutschland*

Als Flußauen werden die „parallel zum Fluß verlaufenden Niederungen“ bezeichnet, „die vom Wechsel zwischen Überflutung und Trockenfallen geprägt werden“ (ANL 1991:8). Die Dynamik der Wasserstände beeinflusst die Dynamik von Grundwasserständen, flußmorphologischen Prozessen der Erosion, von Materialtransport und Sedimentation. Bei Hochwasser werden Nährstoffe und Sedimente in die Auen eingetragen, wodurch die Auenböden zu den fruchtbarsten natürlichen Böden gehören. Außerdem gelangen Pflanzenteile und Tiere in andere Auengebiete und Fische können zwischen dem Flußsystem und den Auen wandern. Auen sind somit offene Systeme, die mit dem Fluß und ihrem Einzugsgebiet eine untrennbare Einheit bilden. Aufgrund der periodischen Wechsel zwischen Überschwemmung und Trockenheit, Erosion und Sedimentation, der starken mechanischen Beanspruchung und des hohen Nährstoffaustausches müssen sich die dort lebenden Tier- und Pflanzenarten speziell an die vielfältigen Lebensbedingungen anpassen.

Dies führt dazu, daß in Auen zahlreiche ökologische Nischen bestehen, die einen außergewöhnlichen Artenreichtum bewirken. Es wird daher auch vermutet, daß Auen zu unseren artenreichsten Lebensräumen gehören. COLDITZ (1994: 26) setzt daher die mitteleuropäischen Auenwälder auch mit den tropischen Regenwäldern gleich: Sie würden bei uns dieselbe Stellung einnehmen wie die Regenwälder in den Tropen. Und auch auf einer anderen Ebene sind sie vergleichbar: beide sind massiv in ihrer Existenz bedroht. So sind von den früher vorhandenen Auenwäldern Mitteleuropas etwa 90 Prozent nicht mehr vorhanden. In Deutschland kommen zusammenhängende Bereiche nur noch an wenigen Stellen an der Donau, dem Rhein und der Elbe vor (vgl. hierzu und zur Situation in Europa EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (1994)).

Auen finden sich dort, wo das Flußbett im Lockermaterial verläuft und die angrenzenden Gebiete überflutet werden können. Dementsprechend liegen die großen zusammenhängenden Auengebiete in Deutschland zum einen am Oberrhein und an der Donau mit ihren rechten Nebenflüssen, zum anderen an Flußabschnitten des Niederrheins, der Ems, Weser und Aller sowie am oberen Abschnitt der Elbe. Die Norddeutschen Flüsse weisen Winter- bzw. Frühjahrshochwässer auf, die eine Grünlandnutzung ermöglichen, weshalb die natürlichen Auwälder vielfach gerodet und diese Flächen in Grünland für landwirtschaftlicher Nutzung umgewandelt wurden. Die Elbe hat als einziger Flußabschnitt in Norddeutschland noch Auengebiete aufzuweisen, die Reste von Hartholzwäldern beinhalten. Tabelle 3 gibt einen Überblick über bedeutende rezensente Auengebiete größerer Ströme in Deutschland.

Im Jahr 1994 wurde erstmals eine Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen für Deutschland veröffentlicht (RIECKEN ET AL. 1994). Darin werden von den aufgeführten 509 Biotoptypen mehr als zwei Drittel aller vorkommenden und nahezu alle schutzwürdigen Biotoptypen (rund 92 Prozent) als gefährdet eingestuft. 15 Prozent werden als von vollständiger Vernichtung bedroht eingestuft. Als Ursachen hierfür werden die Gefährdung durch direkte Vernichtung (Flächenverlust) und die Gefährdung durch qualitative Veränderungen genannt. Von denjenigen Lebensräumen, die nach dieser Liste als nicht gefährdet eingestuft werden können, ist der überwiegende Teil aus Sicht des Naturschutzes entweder nicht besonders schutzwürdig oder wird gar als *unerwünscht* eingestuft.

**Tabelle 3: Bedeutende rezensente Auengebiete größerer Ströme in Deutschland**

Flußgebiet		Fläche in Hektar
<b>Donau</b>	Donau zwischen Ulm und Deggendorf	8.935
	Isar zwischen Bad Tölz und Wolfratshausen	1.220
	Isarmündungsgebiet (Kernbereich I)	523
<b>Rhein</b>	Rheinauen zwischen Rastatt und Karlsruhe	1.800
	Kühlkopf-Knoblauchsau	2.400
	Lampertheimer Altrhein	500
	Hördter Rheinaue	1.158
	Rüdesheimer Au	30
	Xantener Altrhein/Bislicher Insel	600
<b>Elbe</b>	Heuckenlock	76
	Elbholz von Gartow und Pevestorfer Elbwiesen	800
	Elbauen zwischen Schnackenburg und Lauenburg	
	Bisphärenreservat „Mittlere Elbe“	17.500

Quelle: Auswahl nach HAMPICKE, SCHÄFER (1997), BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (1996)

Die Auswertung nach dem Kriterium der Regenerationsfähigkeit, das zusätzlich für die einzelnen Biotoptypen erhoben wurde, ergibt folgendes Bild: von den insgesamt 350 gefährdeten Lebensraumtypen wurden 12 Prozent als nicht, 22,9 Prozent als kaum und 37,7 Prozent als schwer regenerierbar eingeschätzt; nur etwa ein Fünftel könne mit Hilfe von Naturschutzmaßnahmen „wiederhergestellt“ werden (RIECKEN et al. 1994). Für die Weichholz- und Hartholzauenwälder finden sich in der Roten Liste folgende Angaben:

- *Weichholzauenwälder*: Auenwälder in längerfristig überfluteten Auenbereichen von Flüssen und Strömen des Tief- und Berglandes; auf kiesig-sandigen, aufgrund der Sedimentation von Schwebstoffen bei Überflutungen nährstoffreiche Standorte, die starken Wasserstandsschwankungen unterliegen.

*Gefährdungsfaktoren:* Eindämmung, Fließgewässerbegradigungen, Gewässerunterhaltungsmaßnahmen, Erd-, Sand- und Kiesabbau, Siedlungsbauwesen, intensive Freizeitnutzung, landwirtschaftliche Nutzung (allgemein), Aufforstung mit biotopfremden Gehölzen.

*Gefährdungseinschätzung:* In der Roten Liste wird dieser Biotoptyp, insbesondere in bezug auf die weitgehend ungestörte Überflutungsdynamik, für fast alle Regionen der Bundesrepublik als von vollständiger Vernichtung bedroht eingestuft. Einzige Ausnahmen bilden das Nordostdeutsche Tiefland und die Alpenregion. In diesen Regionen wird dieser Biotoptyp als stark gefährdet eingestuft. Dabei wird die Gefährdung durch direkte Vernichtung (Flächenverlust) höher eingestuft als durch qualitative Veränderung (schleichende Degradierung). Als Gesamtbeurteilung für die Bundesrepublik wird dieser Biotoptyp in die Kategorie „von vollständiger Vernichtung bedroht“ eingestuft, eine Regenerationsfähigkeit wird nicht als gegeben angesehen.

- *Hartholztauenwälder:* Periodisch bis episodisch überflutete Wälder in den höher gelegenen Auenbereichen der großen Flüsse und Ströme; Standorte mit mächtigen, nährstoffreichen Aueböden. Artenreiche Baum- und Strauchschicht, Krautschicht aus anspruchsvollen Arten zusammengesetzt (Basen- und Nährstoffanzeiger); vielschichtiger Aufbau und relativ hoher Lianenreichtum.

*Gefährdungsfaktoren:* Siedlungsbauwesen, Eindämmung, intensive forstwirtschaftliche Nutzung, Schadstoffeintrag, Erd-, Sand- und Kiesabbau.

*Gefährdungspotential:* In der Roten Liste wird dieser Biotoptyp, insbesondere in bezug auf eine weitgehend ungestörte Überflutungsdynamik, für fast alle Regionen der Bundesrepublik als von vollständiger Vernichtung bedroht eingestuft. Ausnahme ist auch hier das Nordostdeutsche Tiefland. In dieser Region wird „lediglich“ von einer starken Gefährdung ausgegangen. Dabei wird die Gefährdung durch direkte Vernichtung (Flächenverlust) wie bei den Weichholzaunenwäldern eingestuft, die durch qualitative Veränderung (schleichende Degradierung) allerdings oft noch eine Kategorie höher als bei diesen. Als Gesamtbeurteilung für die Bundesrepublik wird dieser Biotoptyp in die Kategorie „von vollständiger Vernichtung bedroht“ eingestuft, eine Regenerationsfähigkeit wird als nicht oder kaum gegeben angesehen.

### **3.2 Ökologische Leistungen von Gewässer und Aue**

Generell können *ökologische Leistungen* definiert werden als „die Fähigkeit, natürliche Prozesse und Bestandteile, Güter und Leistungen zur Verfügung zu stellen, die menschliche Bedürfnisse - direkt oder indirekt - befriedigen“ (vgl. DE GROOT 1994: 152). Da Ökosysteme in der Regel nicht nur eine einzige dieser Funktionen zu leisten in der Lage sind, werden sie auch als *multifunktional* bezeichnet. Die folgende Aufzäh-

lung gibt einen Überblick über die vielfältigen Güter und Leistungen, die Flüsse und Auen „produzieren“<sup>6</sup>:

- Natürliche Hochwasserrückhaltung: Insbesondere die naturbelassene Aue mit ihrer Überschwemmungskapazität trägt zur Dämpfung und Verzögerung der Hochwasserwellen bei.
- Natürliche Niedrigwasserhaltung: Insbesondere hohe Grundwasserstände in der naturbelassenen Aue tragen zur Verminderung der Vegetations- und Schäden an Lebewesen durch Niedrigwasser bei.
- Natürliche Strukturregeneration: Der natürliche Geschiebetransport und die Varianz in der Abflußdynamik führen zu einer ständigen Wiederherstellung und Erneuerung der natürlichen gewässertypischen Strukturen.
- Natürliche Refugienbildung: Gewässer- und auetypische Teillebensräume bilden und regenerieren sich selbständig.
- Natürliche Biotopvernetzung: Lenkung und Förderung der Ausbreitung und natürlichen Wanderung von vielen Organismen.
- Die Überschwemmungsaunen übernehmen entsorgende Funktion als Nährstoffsinken und großräumige Schadstofffilter.
- Flußauen tragen zum lokalen und regionalen Klima bei.
- Flußauen haben Leitfunktion für den internationalen Vogelflug, u.a. als Rastplätze während des Zuges.
- Flußauen sind wichtige Wanderungs- und Ausbreitungsachsen für stromtaltypische Tier- und Pflanzenarten.
- Flußauen bilden wertvolle Erholungslandschaften und bereichern und prägen das Landschaftsbild.
- Flußlandschaften sind hochproduktive Standorte für angepaßte Formen landwirtschaftlicher forstwirtschaftliche Nutzungen.
- Die Flüsse und Altwässer sind Existenzgrundlage der Flußfischerei.

### **3.3 Ein Überblick über Studien zur monetären Bewertung von Feuchtgebieten**

Mittlerweile sind verschiedene Typen von Feuchtgebieten Gegenstand von ökonomischen Bewertungsstudien gewesen. Dies dürfte in ihrer besonderen ökologischen Bedeutung, ihren vielfältigen Leistungen mit ökonomischer Bedeutung und vor allem in ihrer recht schnell voranschreitenden Verknappung begründet liegen. Die Spannweite der untersuchten Typen reicht dabei von Flußauen bis hin zum Wattenmeer. Einen Überblick über diese Studien bieten GREN und SÖDERQVIST (1994) und BARBIER ET AL.

---

<sup>6</sup> Vgl. ARBEITSGEMEINSCHAFT DER LANDESANSTALTEN UND -ÄMTER FÜR NATURSCHUTZ, BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (1994: 28). Auf die ökologischen Leistungen wird ausführlicher in Kapitel 6 eingegangen.

(1997) sowie speziell über Studien, die sich der Contingent Valuation Method bedient haben, BROUWER ET AL. (1997). Tabelle 4 gibt für einige in Europa durchgeführte Studien zur Bewertung von Feuchtgebieten die Bewertungsmethode, die bewertete ökologische Leistung und die jeweiligen Ergebnisse in Geldeinheiten an.

**Tabelle 4: Studien zur Bewertung von Feuchtgebieten in Europa**

<b>AutorInnen</b>	<b>Region</b>	<b>bewertete Leistungen</b>	<b>Methode</b>	<b>Ergebnisse</b>
Bateman et al. (1993)	Großbritannien, East Anglia,	Erholungswert	CVM	108 bis 226 US \$ (1993) pro Hektar und Jahr
Brouwer, Slangen (im Erscheinen)	Niederlande	Schutz wildlebender Arten auf Torfwiesen in den Niederlanden, Alblasserwaard	CVM	66 Holländische Gulden pro Haushalt und Jahr
Cravener (1994)	Schweden, Oxelösund	Use (außer Senke für Stickstoff) und Non-use Values	CVM	570 – 1,150 US \$ (1993) pro Hektar und Jahr
Ecotec (1993)	Großbritannien	Aquatische Ökosysteme, use und Non-use Values	CVM	42 US \$ (1993) pro Haushalt/Jahr in der gesamten Stichprobe, 52 US \$ bei Nutzern und 28 US \$ bei Nicht-Nutzern
Folke (1991)	Gotland, Schweden	Nährstoffsенke, Fischfang, Wasserdargebot	indirekt	240 US \$ (1993) pro Hektar und Jahr
Garrod, Willis (1996)	England, River Darent im Südosten von England	Erhaltung und Verbesserung des Wasserstandes in 40 Flüssen	CVM	Erhaltung: 15 bis 18,5 £ (1993) bei Nutzern und 17 £ bei Nicht-Nutzern
Gren (1993)	Schweden, Stockholm	Stickstoffsенke	indirekt	430 US \$ (1993) pro Hektar und Jahr
Gren (1994)	Gotland, Schweden	Stickstoffsенke, Fischfang, Wasserdargebot	indirekt und CVM	239 bis 585 US \$ (1993) pro Hektar und Jahr
Hampicke, Schäfer (1997)	Deutschland	Mündungsgebiet der Isar, Erhalt von Arten- und Biotopen	„Benefit Transfer“	1.000 DM pro Hektar und Jahr



Hanley, Craig (1991)	Schottland	Use und Non-use Values	CVM	34 US \$ (1993) pro Hektar und Jahr
Kuik, Spaninks (1996)	Niederlande	Wattenmeer vor der niederländischen Küste	CVM	50 bis 70 Dfl. pro Haushalt und Jahr
Schönbäck, Kosz, Madreiter (1997)	Österreich, Donau-Auen östlich von Wien	Flußauen in naturnahem Zustand, von IUCN anerkannter Nationalpark	CVM	47 DM pro Kopf der Bevölkerung in Österreich über 14 Jahre
Tomasin (1991)	Italien, Delta des Po	Fisch, Jagd, Erholung	indirekt	1,500 US \$ (1993) pro Hektar und Jahr
Ungermann (1994)	Nové Mlyny, Tschechien	Forst- und Landwirtschaftsprodukte, Jagd	indirekt	290 US \$ (1993) pro Hektar und Jahr

Quelle: Gren, Söderqvist (1994: 28); eigene Ergänzung

CVM: Contingent Valuation Method

Indirekt: Methoden wie Reisekostenansatz oder hedonischer Ansatz

## 4 Ökonomische Bewertung natürlicher Ressourcen

### 4.1 Grundlagen der ökonomischen Bewertung und der Ansatz der Naturschutz-Ökonomie

Ausgangspunkt für die ökonomische Bewertung von Natur und Landschaft ist, daß zwei in der ökonomischen Theorie getroffene Annahmen erfüllt sind: *Erstens* stiften Natur und Landschaft individuellen Nutzen, d.h. sie sind Gegenstand individueller Präferenzen, und stellen *zweitens* knappe Güter dar. Individuelle Präferenzen, und damit die Möglichkeit, daß etwas Wert haben kann, sowie bestehende Knappheit, die als ein universales Phänomen anzusehen ist, können als zentrale Kategorien der Wirtschaftswissenschaft angesehen werden. Darüber hinaus wird in der ökonomischen Theorie von zwei weiteren grundlegenden Annahmen ausgegangen, die den Umgang mit Präferenzen in sehr restriktiver Weise regeln (WEIMANN 1997):

1. Präferenzen werden als gegeben angesehen, das heißt, die Entstehung und Wandel sind nicht Gegenstand ökonomischer Theorien.
2. Präferenzen sind private Informationen, das heißt, allein das Individuum weiß (und kann wissen), welche Präferenzen es tatsächlich besitzt.

In der Regel wird angenommen, daß Umwelt auf drei verschiedene Arten in der *Nutzenfunktion eines Individuums* vorkommen kann - und damit ökonomischen Wert haben kann. Beispielsweise kann ein Individuum die folgende Nutzenfunktion haben (vgl. HANLEY, MILNE 1996: 2)

$$U = U(X_1, X_2, X_3 \dots X_n, Q, W)$$

mit  $X$  als Variable für Marktgüter,  $Q$  als Variable für Fisch, der in einem nahegelegenen Fluß gefangen werden kann, und  $W$  als Variable für ein Naturschutzgebiet. Damit geht die Umwelt nun folgendermaßen in die Nutzenfunktion ein:

- direkt durch den Term  $Q$  (das Individuum geht gerne Angeln),
- direkt durch den Term  $W$  (das Individuum „sorgt“ sich um das Niveau des Naturschutzes, auch wenn es selbst die Schutzgebiete nie aussuchen wird) und
- indirekt als ein Produktionsfaktor für die Marktgüter  $X$  (als Grundlage für die Nahrungsmittelproduktion).

Die *Knappheit* führt dazu, daß sich die verschiedenen Nutzungsinteressen, die auf eine Ressource oder ein Gut gerichtet sind, im Konflikt befinden. Die nicht zu beseitigende Knappheit wird daher auch als ökonomisches Kardinalproblem angesehen (WEIMANN 1996a: 418). Aus ihm leitet sich unmittelbar der für die Ökonomie zentrale Begriff der

Opportunitätskosten ab: „Unter den Bedingungen der Knappheit muß das Wirtschaftssubjekt unter konkurrierenden Alternativen eine Wahl treffen. Das bedeutet, die mit der Durchführung irgendeiner Aktivität A verbundenen Kosten sind definiert als der Nutzen- (Gewinn)entgang, der dadurch entsteht, daß eine oder mehrere nutzenstiftende Aktivitäten nicht mehr realisiert werden können. Kosten sind also der entgangene Nutzen (Gewinn) der sonst vom Entscheidungsträger gewählten Alternative ...“ (BRANDES ET AL. 1997: 29). Ist eine Ressource oder ein Gut nicht beliebig vermehrbar, dann besteht die Lösung des Nutzungskonfliktes in der effizienten Verwendung der knappen Ressourcen und Güter. Eine effiziente Verwendung wiederum ist dadurch gekennzeichnet, daß die Ressource in diejenigen Verwendungen gelenkt wird, die zusammen den maximalen Nutzen erzeugen, d.h. umgekehrt die geringsten Opportunitätskosten nach sich ziehen, und dadurch die gesellschaftliche Wohlfahrt in größtmöglicher Weise gesteigert wird. Um dies Ziel zu erreichen, wird angenommen, daß das einzelne Individuum oder der einzelne Haushalt als entscheidende Einheit genau das Güterbündel aus der Gesamtheit aller Güterbündel auswählt, mit dem er seinen Nutzen entsprechend seiner Präferenzen vor dem Hintergrund der Budgetrestriktion maximiert.

Gibt es nun gegenüber der Natur verschiedene Nutzungsansprüche, die sich gegenseitig ausschließen, dann ist auch Natur aus ökonomischer Sicht als ein knappes Gut anzusehen. Damit bedarf es einer Bewirtschaftung, d.h. einer Zuweisung an diejenige Nutzung, die den höchsten Nutzen stiftet oder umgekehrt ausgedrückt die geringsten Opportunitätskosten nach sich zieht. Die unterschiedlichen Nutzungsinteressen an der Natur lassen sich vereinfacht durch folgende zwei Grundpositionen beschreiben, die sich gegenseitig ausschließen (BLÖCHLIGER 1992: 8ff.):

- Auf der einen Seite stehen die Nutzer bzw. die Nutzungsinteressierten. Sie haben ein wirtschaftliches Nutzungsinteresse an der Umwelt und verwenden die Umwelt als privaten, marktfähigen Produktionsfaktor.
- Auf der anderen Seite befinden sich die Schützer bzw. die Schutzinteressierten. Sie sind an einer möglichst naturnahen Bewahrung des Umweltguts in seinem ursprünglichen Zustand interessiert. Für die Schützer stehen die verschiedenen konsumtiven und nicht-konsumtiven Nutzen der natürlichen Umwelt im Vordergrund.

Während die Nutzungsinteressen in Kosten-Nutzen-Analysen entsprechender Projekte erfaßt werden, finden die Schutzinteressen hierin aber oftmals keine Berücksichtigung. Dies liegt vor allem daran, daß es sich bei "Natur und Landschaft" um ein öffentliches Gut handelt: Dieses zeichnet sich dadurch aus, daß niemand von der Nutzung bzw. dem Konsum ausgeschlossen werden kann und auch keine Rivalität im Konsum besteht. Jemand, der eine Landschaft besucht oder der sich allein schon daran erfreut, daß er um ihre Existenz weiß, kann weder von dieser Nutzung ausgeschlossen werden, noch konkurriert er mit anderen Individuen im Konsum.

Im Gegensatz zu den privaten Gütern werden die öffentlichen Güter nicht über den Markt angeboten. Während der Konsument im Bereich privater Güter seine Zahlungsbereitschaft offenbaren muß, wenn er einen Nutzen aus diesen Gütern ziehen will, besteht bei den öffentlichen Gütern kein Anreiz, die Wertschätzung für diese Güter entsprechend zu äußern. Es kann davon ausgegangen werden, daß eine Nachfrage nach Umwelt im naturnahen Zustand besteht, sich diese aber nicht artikuliert bzw. artikulieren kann. Ein zentrales Anliegen der Naturschutz-Ökonomie<sup>7</sup> ist es daher, die Präferenzen der Individuen für Natur in einem bestimmten Zustand zu ermitteln, um sie aggregiert als Nachfrage nach Natur und Landschaft dem Nutzen aus anderen der wirtschaftlichen Nutzung gegenüberzustellen.

Bei der Monetarisierung von Natur und Landschaft geht es aber nicht darum, die Natur *an sich* zu bewerten. Das Ziel der Monetarisierung besteht vielmehr darin, Informationen darüber zu gewinnen, wie von den Individuen Veränderungen in der Umwelt bewertet werden. Es geht also etwa um die Frage, wie die Veränderung zwischen einem Umweltzustand mit einer bestimmten Tier- oder Pflanzenart und dem Zustand ohne diese Art bewertet wird. "What is being valued is not 'the environment' or 'life', but people's preferences for changes in the state of their environment, and their preferences for changes in the level of risk to their lives" (PEARCE 1993: 14). Letztlich verbirgt sich hinter den Bemühungen der Monetarisierung die Frage, in welchem Umfang das Gut "Umwelt" oder "Natur" gekauft werden würde, wenn es auf Märkten angeboten würde. Monetarisierung stellt das Individuum in den Mittelpunkt und fragt nach seinen Präferenzen für den Erhalt von Natur bzw. danach, wie von ihm Veränderungen in der Ausstattung mit Natur und Landschaft bewertet werden. Die zentrale Frage lautet somit: Sind die Menschen bereit, von ihrem begrenzten Budget einen Beitrag zur Abwehr einer Verschlechterung oder zur Verbesserung der derzeitigen Situation im Naturschutz aufzuwenden, und wie groß ist dieser Betrag?

## **4.2 Total Economic Value und Bewertungsmethoden**

### **4.2.1 Konzept des Total Economic Value**

Ein umfassendes Konzept zur Ermittlung des ökonomischen Wertes von Natur und Landschaften ist das des "Total Economic Value (TEV)" (PEARCE 1993: 15). Es umfaßt zum einen verschiedene Motive für die individuelle Wertschätzung. Darüber hinaus werden aber die sog. indirekten Nutzen herangezogen. Grundgedanke bei der Ermittlung des TEV ist, daß der gesamte ökonomische Wert aus mehreren Bestandteilen

---

<sup>7</sup> Für eine Darstellung dieses Zweiges der Ökonomie siehe vor allem HAMPICKE (1991) sowie BLÖCHLIGER (1992) und jüngst ROTHGANG (1997).

besteht. Die Zusammensetzung des gesamten ökonomischen Werts läßt sich wie folgt beschreiben (Tabelle 5 gibt Beispiele für entsprechende Nutzen):<sup>8</sup>

$$\begin{aligned} \text{TEV} &= [\text{nutzungsabhängige Werte}] + [\text{nicht-nutzungsabhängige Werte}] \\ &= [\text{Direkte Werte} + \text{Indirekte Werte} + \text{Optionswert}] + [\text{Existenzwert}] \end{aligned}$$

*Direkte Werte:* In diese Kategorie gehören die Beträge, die *direkt über die Nutzung der Ressource gewonnen werden*. So sind z.B. bestimmte Formen der Holzwirtschaft mit dem Erhalt einer Landschaft oder ein bestimmter Umfang an Fischfang mit dem Ziel des Ressourcenschutzes vereinbar. Die beim Verkauf dieses Holzes oder des Fischfangs erzielten Preise stellen nach dem TEV-Konzept einen Teil des Werts dar. Zum anderen gehört hierzu der Erlebniswert: Er resultiert daraus, daß Natur den Individuen als "Konsumgut" dient. Sie ziehen einen Nutzen daraus, eine Landschaft "erleben" zu können, Tiere und Pflanzen beobachten zu können etc.

**Tabelle 5: Total Economic Value**

<b>Total Economic Value (TEV)</b>			
<b>nutzungsabhängige Werte +</b>			<b>nicht - nutzungsabhängige Werte</b>
(1) Direkte Werte +	(2) Indirekte Werte +	(3) Optionswert +	(4) Existenzwert
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Erholung</li> <li>• Fischerei</li> <li>• Ökologische Land- und Forstwirtschaft</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Schutz von Wasserressourcen</li> <li>• Nährstoffsенke</li> <li>• Abbau von Schadstoffen</li> <li>• Einfluß auf lokales und regionales Klima</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• zukünftige Nutzungen von (1) und (2)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Objekte intrinsischer Werte, (einmalige Naturlandschaften)</li> <li>• Verantwortung gegenüber Späteren</li> </ul>
<b>jeweils mögliche ökonomische Bewertungsverfahren</b>			
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Marktanalyse</li> <li>• Reisekostenansatz</li> <li>• Hedonischer Preisansatz</li> <li>• Contingent Valuation Method</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ausgaben für präventive Maßnahmen</li> <li>• Bewertung von Veränderungen der Produktivität</li> <li>• Wiederherstellungskosten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Contingent Valuation Method</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Contingent Valuation Method</li> </ul>

Quelle: nach BARBIER (1994)

<sup>8</sup> Die Zuordnung der verschiedenen Wertkomponenten zu *Use Values* und *Non-use Values* wird in der Literatur nicht einheitlich vorgenommen. So wird der Optionswert von Pommerehne z.B. als ein *Non-use Value* angesehen, Pearce dagegen rechnet ihn zu den *Use Values*. Die hier vorgenommene Aufteilung lehnt sich im wesentlichen an PEARCE (1993) an.

*Indirekte Werte:* Die indirekten Werte korrespondieren zum Ansatz der ökologischen Leistungen, die von den Ökosysteme bereitgestellt werden (vgl. PEARCE 1993: 20). Für Flußauen wurde in Abschnitt 3.2 schon eine Auswahl ökologischer Leistungen vorgestellt.

*Optionswert:* Der Optionswert resultiert aus der Absicht der Individuen, sich selber die spätere Nutzung einer Ressource als Möglichkeit zu erhalten, auch wenn heute noch nicht absehbar ist, ob und wann das Individuum von dieser Nutzungsmöglichkeit Gebrauch machen wird. Er wurde als Wertkategorie von WEISBROD (1964) eingeführt. Der Optionswert kann als eine Art Versicherungsprämie dafür angesehen werden, daß ein Angebot der betreffenden Ressource auch später noch besteht. Ohne die Zahlung eines solchen Optionswertes wäre das Angebot aber unsicher. Da der Optionswert in keinerlei Verbindung zu aktuellen Markthandlungen steht, kann dieser Wertbestandteil nur mit Hilfe der Contingent Valuation Method ermittelt werden.

#### **4.2.2 Existenzwerte als nicht-nutzungsabhängige Werte**

Während die bisher angeführten Wertbestandteile letztlich alle im Zusammenhang mit der Nutzung bzw. einer möglichen zukünftigen Nutzung stehen, wird der Existenzwert als völlig unabhängig von einer – sowohl tatsächlichen als auch potentiellen - Nutzung angesehen. Der Existenzwert beruht lediglich auf dem Wissen um die Existenz einer Ressource. Aus diesem Grund werden die Existenzwerte in der Literatur auch als passive Nutzungswerte bezeichnet, da die reine Existenz der jeweiligen Ressource allein nicht hinreichend ist für die Wertschätzung, sondern es zumindest ein Wissen um ihre Existenz geben muß. Ohne dieses Wissen um ihre Existenz kann auch keine Wertschätzung für sie artikuliert werden.

Der Existenzwert wurde von KRUTILLA (1967) in seinem für die Naturschutz-Ökonomie mit grundlegenden Artikel „Conservation Reconsidered“ in die Diskussion eingeführt. „There are many persons who obtain satisfaction from mere knowledge that part of wilderness North America remains even though they would be appalled by the prospect of being exposed to it. ... An option demand may exist therefore not only in active market for the object of demand, but among others who place a value on the mere existence of biological and / or geomorphological variety and its widespread distribution“ (KRUTILLA 1967: 781). Der Existenzwert stellt ein reines öffentliches Gut dar, d.h. entsprechend der Definition öffentlicher Güter kann in diesem Fall niemand vom Konsum ausgeschlossen werden und es besteht auch keinerlei Rivalität im Konsum. Dies ist darauf zurückzuführen, daß das Wissen z. B. um die Existenz einer Tierart weder in seinem Ausmaß noch in seinem Wert geringer wird, wenn andere Personen von der Existenz der Tierart wissen. Daß es für die reine Existenz von Umweltgütern eine Wertschätzung gibt, dafür werden in der Literatur mindestens zwei Faktoren im-

mer wieder angeführt (z. B. BLÖCHLIGER 1992: 20): Zum einen sind Individuen bereit, für den Erhalt von Tierarten wie z. B. Wale Geld zu spenden, ohne das sie jemals eine Nutzung im Sinne der Use Values beabsichtigen. Zum anderen wird auch der Einsatz und die Unterstützung für die Errichtung von Kernzonen in Naturschutzgebieten, die nicht betreten werden dürfen, als ein weiteres Anzeichen hierfür gesehen.

Zwar besteht heute weitgehend Konsens unter Ökonomen, daß Existenzwerte eine wichtige Wertkategorie bei der Bewertung natürlicher Ressourcen darstellen. Doch wird auf der anderen Seite aber auch von vielen Ökonomen angezweifelt, daß Non-use Values mit dem Konzept ökonomischer Präferenzen konsistent seien und sie sich über die Verfahren zur ökonomischen Bewertung, d.h. der Contingent Valuation Method, abgesichert messen lassen. Die Diskussion wurde vor allem im Anschluß an das Unglück des Tankers Exxon Valdes stark geführt (vgl. die Beiträge in HAUSMAN 1993), in deren Folge auch das sogenannte NOAA-Panel eingerichtet wurde<sup>9</sup>. Seine Aufgabe war es vor allem, zu prüfen, ob Non-use Values mit Hilfe der CVM zuverlässig ermittelt werden können und damit auch zur Bestimmung von Schadenssummen vor Gericht herangezogen werden können.

Viele Studien, in denen explizit auch Non-use Values ermittelt wurden, zeigen, daß die Non-use Values einen erheblichen Anteil am gesamten ökonomischen Wert natürlicher Ressourcen ausmachen können. Je nach dem, wie groß der Kreis derjenigen ist, die als betroffen von Qualitätsänderungen der zu bewertenden Ressource angesehen werden, können sich für die Non-use Values Werte ergeben, die aggregiert ein Vielfaches über den Use Values liegen (GARROD, WILLIS 1996; vgl. unter anderem auch die Ergebnisse in GARROD, WILLIS 1995; BATEMAN, LANGFORD 1997). Damit kommt ihnen eine bedeutende Rolle zu: Kann doch ihre Einbeziehung in Kosten-Nutzen-Analysen den Ausschlag dafür geben, ob der Erhalt oder die Nutzung natürlicher Ressourcen aus ökonomischer Sicht die vorzuziehende Alternative ist.

### **4.3 Bewertungsmethoden**

Dieser Abschnitt gibt einen kurzen Überblick über die wesentlichen, im unteren Teil der Tabelle 5 zum Total Economic Value (vgl. oben) aufgeführten Verfahren zur Bewertung öffentlicher Güter. Sie werden grob in indirekte und direkte Ansätze unterteilt: Während die indirekten Ansätze aus tatsächlichem Verhalten Informationen über die Wertschät-

---

<sup>9</sup> Vgl. für einen Überblick über die „Geschichte“ der Anerkennung von Non-use Values bei der Bemessung von Schadenssummen, in der das National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) Panel für einen wichtigen Abschnitt steht, KOPP und PEASE (1997). Auf die von diesem Panel aufgestellten Richtlinien zur Durchführung von CVM-Studien wird in Kapitel 5.7.8 näher eingegangen. Generell zu den Non-use Values sei hier auch auf CROWARDS (1995) verwiesen.

zung abzuleiten versuchen, zielen die direkten Ansätze darauf ab, diese Informationen direkt von den Individuen zu bekommen, indem diese z. B. befragt werden.<sup>10</sup> Auf die Methoden zur Bewertung der indirekten Werte bzw. der ökologischen Leistungen wird in Abschnitt 0 im Rahmen der Bewertung ökologischer Leistungen mit Hilfe „objektiver“ Bewertungsansätze näher eingegangen.

### **Indirekte Ansätze**

Zu den indirekten Ansätzen der ökonomischen Bewertung, die für die Ermittlung der Präferenzen für Natur und Landschaft relevant sind, gehören die Reisekostenmethode und der hedonische Preisansatz. Mit den beiden Ansätzen wird die Zahlungsbereitschaft aus beobachtbarem Marktverhalten abgeleitet, d.h. die Wertschätzung für die Umwelt wird über ein komplementäres Verhältnis zwischen beobachtbaren Markthandlungen und dem zu bewertenden Gut bestimmt.

- **Reisekostenmethode**

Bei der Bewertung mit Hilfe der Reisekostenmethode<sup>11</sup> werden die *komplementären privaten Kosten*, die bei der Inanspruchnahme von öffentlichen Gütern entstehen, als Indikator für die Wertschätzung genutzt. Grundannahme hierbei ist, daß die Aufwendungen für die Nutzung des öffentlichen Gutes mindestens der Wertschätzung für dieses Gut entsprechen. Andernfalls würde die Nutzung dieses Gutes von den Individuen nicht in Erwägung gezogen. Bekanntes Beispiel hierfür sind Aufwendungen, die für den Besuch eines Sees getätigt werden - vor allem Ausgaben für die Anreise. Ziel ist es, aus den Informationen eine Nachfragefunktion für den Besuch der Seen ableiten zu können.

Da die Werte weitgehend direkt aus dem beobachteten Verhalten abgeleitet werden, ist die Wahrscheinlichkeit strategischen Verhaltens durch die Befragten sehr gering. Zudem können die Angaben über die Aufwendungen für die Reise von den Befragten ohne größere Schwierigkeiten gemacht werden, da es sich bei den Reisekosten im wesentlichen um bekannte und zum Teil dokumentierte Daten (Preis der Fahrkarte, Quittung für Tankfüllung etc.) handelt. Allerdings wird mit der Reisekostenmethode nur ein unterer Wert für die Wertschätzung erfaßt, denn

---

<sup>10</sup> Vgl. aus der umfangreichen Literatur zu den ökonomischen Bewertungsmethoden u.a. POMMEREHNE, RÖMER (1992), PEARCE, TURNER (1990), CROPPER, OATES (1992), PEARCE (1993), WEIMANN (1996), GRONEMANN, HAMPICKE (1997) sowie die anschauliche Beschreibung der Bewertungsmethoden bei ENDRES und HOLM-MÜLLER (1998).

<sup>11</sup> Ausführlichere Darstellungen und Anmerkungen zur Reisekostenmethode finden sich z. B. bei ELSASSER (1996: 28ff.) oder GEISENDORF ET AL. (1996: 200ff.).



- es ist durchaus wahrscheinlich, daß der Nutzen der Individuen über die tatsächlich getätigten Ausgaben hinausgeht. Wenn sie z.B. auch für den doppelten Preis ange-reist wären, so ist ihr Wertschätzung doppelt so hoch, wird aber, da sie tatsächlich ja nur die Hälfte zahlen mußten, um in den Genuß des Gebiets zu gelangen, nur als halb so hoch erfaßt.
- Der ermittelte Nutzen ist positiv abhängig von der Entfernung zum Gebiet: Individu-en, die nahe an einem Naturgebiet wohnen, müssen nicht soviel für die Anfahrt aufwenden, können jedoch einen genauso hohen Nutzen aus dem Gebiet haben wie Leute, die von weither Anreisen. Es spricht auch einiges dafür, daß der Nutzen eher höher ist, je näher das Gebiet am Wohnort liegt, da hier die Möglichkeit einer Nutzung öfter gegeben ist als bei einem Gebiet, für das erst eine kostspielige und zeitintensive Anreise in Kauf genommen werden muß.

- **Hedonischer Preisansatz**

Dieser Ansatz, der auch als Marktpreisdifferenzmethode bezeichnet wird, geht davon aus, daß Individuen ein bestimmtes Gut aufgrund ganz bestimmter Charakteristika nachfragen (Preis eines Gutes ist eine Funktion seiner Charakteristika). Im Zusam-menhang mit Umweltbelastungen wurde z.B. mit Hilfe dieser Methode versucht, die Differenzen für Mieten in verschiedenen Wohnlagen zu ermitteln. Leitende Fragestel-lung dabei ist: Ändert sich die Miete signifikant, wenn sich Eigenschaften der Wohn-umgebung und damit des Gutes Wohnung wie z.B. Luft- oder Lärmbelastung verän-dern. Bekanntes Beispiel ist der Umzug aus der Stadtmitte an den Stadtrand aufgrund der dort besseren Umweltsituation. Eine dort höhere Miete wird als Wertschätzung für die dort geringere Umweltbelastung angesehen.

Auch beim hedonischen Preisansatz kann davon ausgegangen werden, daß strate-gisches Verhalten ausgeschlossen werden kann. Ein großes Problem dieser Methode ist dagegen, die Umweltqualität der Wohnlage als Charakteristika der Immobilie zu isolieren von anderen Charakteristika wie z.B. Nähe zum Arbeitsplatz, zu Freunden, zu kulturellen Einrichtungen usw. Auch stehen auf dem Wohnungsmarkt nur selten äqui-valente Angebote zur Verfügung, die sich lediglich durch die Umweltqualität unter-schieden, oder es mangelt an Angeboten in der angestrebten Preisklasse. Insgesamt ist dieser Ansatz nur eingeschränkt nutzbar, da er von relativ perfekten Märkten aus-geht und der Einfluß der Umwelt für die Wohnungswahl sich von anderen Einflüssen nur schwer isolieren läßt.

### ***Direkte Ansätze - Contingent Valuation Method***

Die direkten Ansätze versuchen, wie schon angedeutet, nicht über Ableitung aus be-obachtbarem Verhalten Informationen über die Wertschätzungen der Individuen zu

gewinnen. Vielmehr werden die betroffenen Individuen direkt nach ihrer Wertschätzung gefragt. Es handelt sich hierbei um die Erfassung der (zunächst) hypothetischen Zahlungsbereitschaft ("Was wäre es ihnen wert, wenn diese oder jene Veränderung passiert / nicht passiert?"). Grundsätzlich sind zwei Ansätze zu unterscheiden:

- Ermittlung der maximalen Zahlungsbereitschaft (*Willingness to Pay* -> *WTP*): Bei diesem Untersuchungsansatz befindet sich der Befragte in der Situation eines Käufers, der angeben soll, wieviel er für das zur Bewertung anstehende Gut zu zahlen bereit wäre (Verbesserung der Umweltsituation).
- Ermittlung der minimalen Entschädigungsforderung (*Willingness to Accept* -> *WTA*): Bei diesem Ansatz befindet sich der Befragte in der Situation eines Verkäufers. D.h. er „besitzt“ das entsprechende Gut und soll angeben, zu welchem Preis er bereit ist, das zur Bewertung anstehende Gut zu "verkaufen" (Hin-nahme einer Verschlechterung der Umweltsituation).

Ein ausführlichere Darstellung der Contingent Valuation Method und der im Rahmen dieser Methode verwendeten kompensierten Wohlfahrtsmaße erfolgt in Kapitel 5.

#### **4.4 Probleme und Grenzen der ökonomischen Bewertung**

Wie jedem anderen Bewertungsverfahren so sind auch der monetären Bewertung Grenzen für einen sinnvollen Einsatz gesetzt. Wichtig für die Diskussion um die Eignung der Monetarisierung als ein Instrument zur umweltpolitischen Zielfindung sind somit nicht nur die Möglichkeiten des Ansatzes, sondern auch die Berücksichtigung der damit verbundenen Grenzen. Diese Grenzen ergeben sich daraus, daß die dem neo-klassischen Ansatz zugrundeliegenden Annahmen, auf denen die monetäre Bewertung aufbaut, zum einen im „Widerspruch“ zur Empirie stehen (z. B. Annahme der Substituierbarkeit) und zum anderen aus ethischen Erwägungen nicht akzeptiert werden (Fragen intergenerativer Gerechtigkeit). Entscheidend für die Beurteilung der monetären Bewertung sind aber letztlich nicht nur die Möglichkeiten und Grenzen dieses Ansatzes, sondern der Vergleich mit der Leistungsfähigkeit anderer Bewertungsmethoden (vgl. ANKELE, MEYERHOFF 1997). Oftmals ergeben sich die Probleme und Grenzen nicht so sehr aus einem spezifischen Bewertungsansatz, sondern stellen generell ein Problem für die Bewertung dar. So steht im Grunde jeder Bewertungsansatz vor dem Problem der Verdichtung von Informationen, im extrem zu einer einzigen Meßzahl, mit der in der Regel immer ein Verlust an Informationen verbunden ist.

Einige der Probleme und Grenzen der monetären Bewertung seien hier kurz angeführt (vgl. allgemein HANLEY 1992, HAMPICKE 1993, FROMM 1997):

- *Problem der Konsumentensouveränität*: Werden für die Bereitstellung der öffentlichen Güter wie Natur und Landschaft die individuellen Präferenzen als maßgebend

---

angesehen - es herrscht Konsumentensouveränität -, dann kann es nur für diejenigen Dinge eine Wertschätzung geben, die Eingang in die Nutzenfunktion eines Individuums oder in die Produktionsfunktion eines Unternehmens finden. Ist dies nicht der Fall, dann ist auch kein ökonomischer Wert für die Sache gegeben (vgl. HANLEY, SPASH 1993: 121).

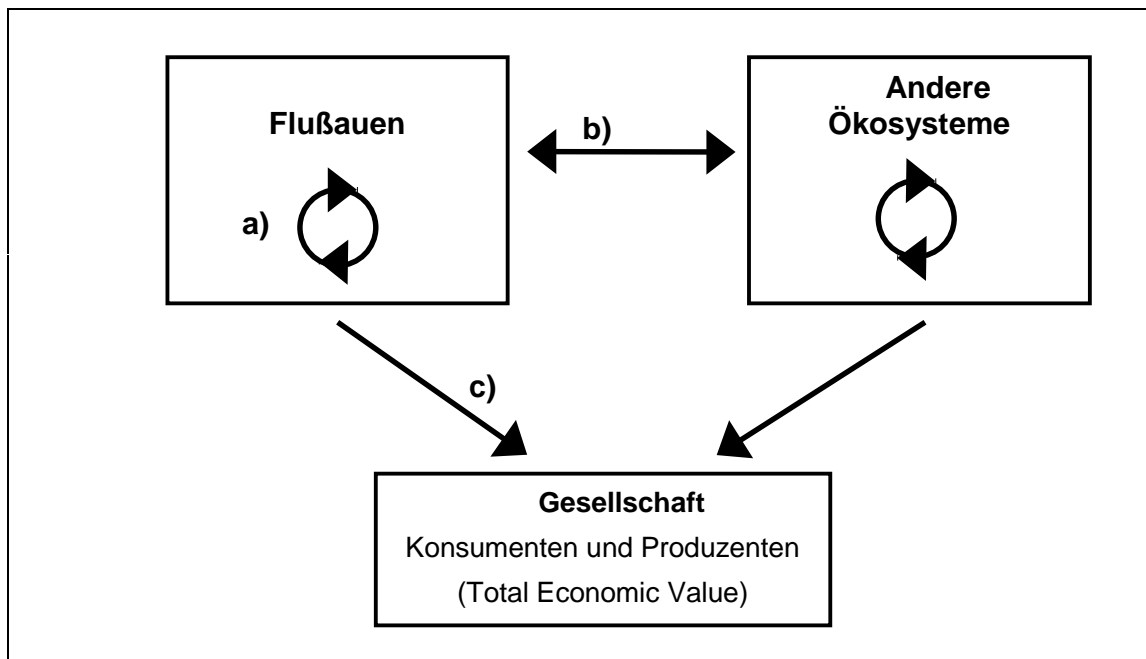
- *Problem der unvollständigen Information.* Die Wertschätzung der Individuen hängt sehr stark von dem Grad der ihnen zur Verfügung stehenden und auch genutzten Informationen ab. Wird in der Theorie unterstellt, daß die Konsumenten vollständig informiert sind, so ist die Realität doch völlig anders: Hier ist von deutlichen Informationsdefiziten auszugehen. Die Individuen sind nur sehr begrenzt darüber informiert, wieweit bestimmte Entwicklungen Einfluß auf ihre Wohlfahrt haben. Dies muß allerdings nicht generell gegen die Monetarisierung sprechen, sondern kann auch als Aufforderung dahingehend verstanden werden, bessere Information zur Verfügung zu stellen.
- *Intergenerative Verteilung:* Da die zukünftigen Generationen nicht auf den heutigen Märkten vertreten sind, können sie auch nicht ihre Präferenzen artikulieren. Die Bedürfnisse zukünftiger Generationen müssen also in die Entscheidungen über die Nutzung von Ressourcen auf andere Weise mit einbezogen werden. Zwar wissen wir nicht, was zukünftige Generationen wünschen, doch läßt sich mit einiger Sicherheit sagen, was sie nicht wünschen: HAMPICKE (1991) nennt hier z.B. Hautkrebs als Folge einer Zerstörung der Ozonschicht. Die Schädigung der Ozonschicht würde sich verbieten, wenn wir späteren Generationen nicht Schaden zufügen wollen, den wir selber nicht erdulden wollten. Auch damit ist eine Grenze für die Monetarisierung definiert: Sind die Interessen der Späteren aufgrund der Marktentscheidungen der Heutigen in dieser Weise gefährdet, dann können die individuellen Präferenzen der Heutigen nicht allein bestimmend sein (vgl. HANLEY, SPASH 1993: 133).
- *Intragenerative Verteilung:* Nicht nur zwischen den Generationen tritt die Frage der Verteilung auf, sondern auch innerhalb von Generationen spielt sie eine wichtige Rolle für die ökonomische Bewertung. Denn die Höhe der Zahlungsbereitschaft kann als abhängig von der Zahlungsfähigkeit angesehen werden. Je nachdem, wie hoch das verfügbare Einkommen der Haushalte ist, verändert sich auch die Zahlungsbereitschaft für öffentliche Güter. In der Ökonomie wird hier die Möglichkeit der Korrektur von ungleichen Zahlungsfähigkeiten durch entsprechende Verteilungsgewichte diskutiert (so z. B. KOSZ 1998). Allerdings werden derartige Ansätze in der Literatur als durchaus problematisch angesehen (vgl. hierzu ENDRES, HOLM-MÜLLER 1998: 151).

#### 4.4.1 Begrenzte Substituierbarkeit: Primary and secondary values

Eine weitere Grenze für die ökonomische Bewertung ist die Annahme der *Substituierbarkeit bzw. Zulässigkeit von Tausch*: Märkte setzen die Möglichkeit und Zulässigkeit von Tausch voraus. Dies ist aber insbesondere in der Natur bzw. bei Umweltressourcen oft nicht der Fall. Ökosysteme zeichnen sich gerade durch eine wechselseitige Abhängigkeit ihrer Elemente aus. Dadurch sind sie aber nicht gegenseitig austauschbar bzw. substituierbar. Zwischen ihnen besteht vielmehr Komplementarität, da das System nur dann funktionsfähig ist, wenn alle Elemente vorhanden sind.

Die Berücksichtigung der begrenzten Substituierbarkeit kann als eine Trennlinie zwischen der traditionellen Umweltökonomie und der ökologischen Ökonomie angesehen werden (vgl. Hampicke 1995, Perrings et al. 1995). Anknüpfend an die Frage nach der Zulässigkeit von Tausch haben Gren et al. (1994) im Rahmen einiger Untersuchungen zum ökonomischen Wert von Feuchtgebieten die Unterscheidung zwischen primären und sekundären Werten getroffen. Ausgangspunkt dafür war die Erkenntnis, daß nicht alle Nutzen, die ökologische Systeme für menschliche Gesellschaften haben, über individuelle Präferenzen ermittelt werden können. Umgekehrt hängen aber diejenigen Werte, die sich mit Hilfe der individuellen Präferenzen bestimmen lassen, von der Existenz und Dauerhaftigkeit der Ökosysteme unmittelbar ab.

**Abbildung 2: Ökologische Leistungen von Flußauen**



Quelle: eigene Darstellung

---

Die gesamte „Produktion“ von Feuchtgebieten kann daher folgendermaßen differenziert werden (GREN ET AL. 1994):

- a) Produktion für die eigene Entwicklung und Erhaltung;
- b) Export zu anderen Ökosystemen;
- c) Export zur Gesellschaft.

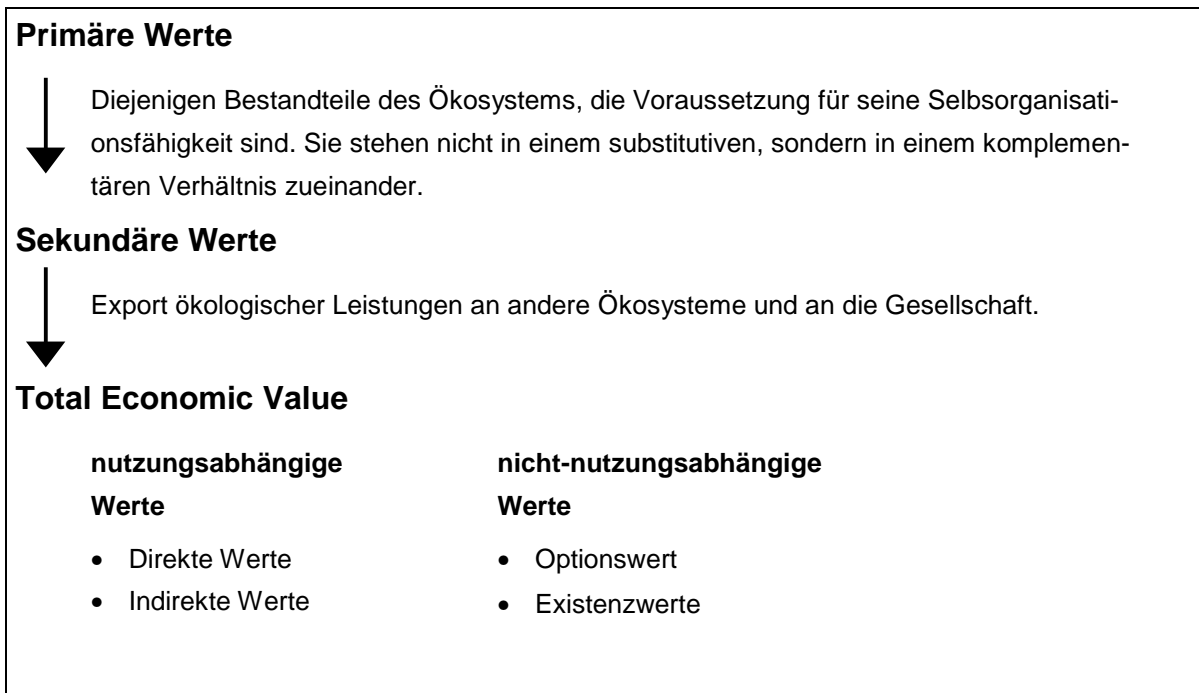
Als primäre Werte werden die unter a) genannten Werte bezeichnet. Erfasst werden damit diejenigen Bestandteile eines Ökosystems, die für die Selbstorganisationsfähigkeit des Systems und ihre Aufrechterhaltung Voraussetzung sind<sup>12</sup>. In bezug auf diese Funktionen sind sie nicht substituierbar, denn nur wenn die primären Werte gegeben sind, können die unter b) und c) genannten ökologischen Leistungen erbracht werden. Sie werden daher als sekundäre Werte bezeichnet.

Mit Hilfe des Total Economic Value (TEV; siehe Abschnitt 4.2) werden aber nur die unter c) genannten Nutzen oder Wertbestandteile erfasst. Somit sind auch die sekundären Werte größer als der TEV, da hierzu noch die für andere Ökosysteme erbrachten ökologischen Leistungen zählen. „But though such primary value is clearly a component of the economic value of environmental resources (it is an indirect use value) it is not directly measurable in terms of consumer preferences for the reason indicated in the last section. That is, it is a public good whose role is subject to fundamental uncertainty. Not only do economic agents seldom understand the role of functional ecosystems in the provision of goods and services, they also have a strong incentive to dissimulate about their preferences“ (PERRINGS et al. 1995: 19). Abbildung 3 auf der folgenden Seite verdeutlicht noch einmal den Zusammenhang zwischen primären, sekundären Werten und dem Total Economic Value.

Durch die Unterscheidung in primäre und sekundäre Werte wird eine Grenze für die Monetarisierbarkeit natürlicher Ressourcen gezogen. Sie resultiert aber nicht aus einer Ablehnung der ökonomischen Bewertung, sondern aus sachlogischer Erwägung: Mit dem primären Wert wird Naturgütern ein von den individuellen Präferenzen unabhängiger Wert zugeschrieben, der sich aus dem unersetzlichen Beitrag zur Funktionssicherheit der Biosphäre ableitet und daher gegen nichts in monetären Maßstäben zu messendes tauschbar ist (HAMPICKE 1995: 143).

---

<sup>12</sup> Ein kurzer Überblick über diese der ökologischen Ökonomie zuzuordnende Argumentation, nach der die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen eine Grenze für die ökonomische Bewertung darstellt, findet sich in MEYERHOFF (1997).

**Abbildung 3: Gesamter Wert eines Ökosystems**

Quelle: eigene Darstellung

#### 4.4.2 Safe Minimum Standard als Grenze für die Monetarisierung

Ein in der ökologischen Ökonomie zunehmend häufiger angeführtes „Instrument“ ist der von CIRIACY-WANTRUP schon in den fünfziger Jahren in die Diskussion eingebrachte *Safe Minimum Standard* (SMS). Mit ihm soll ein Kriterium in den Entscheidungsprozeß über die Umsetzung von Projekten eingeführt werden, mit dem explizit die Unsicherheit und Irreversibilität der möglichen Folgen einer Nutzung natürlicher Ressourcen berücksichtigt wird. Grundidee dabei ist, daß Grenzen für - normale, alltägliche - ökonomische Abwägungen gesetzt werden. Eine derartige Grenze könnte z. B. in der Regel bestehen, daß durch Folgen von Investitionsprojekten keine Tier- oder Pflanzenart aussterben darf. Erst wenn die Kosten dieser Regel inakzeptabel hoch sind, ist über ein Abweichen von der Regel zu entscheiden. Als Kosten für die Anwendung des Safe Minimum Standard werden dabei die *Nettonutzen* der angestrebten Projektrealisierung angesehen (vgl. BISHOP 1993: 72): „The SMS rule places biodiversity beyond the reach of routine trade-offs, where to give up ninety cents worth of biodiversity to gain a dollar worth of ground beef is to make a net gain. It also avoids claiming trump status for biodiversity, permitting some sacrifice of biodiversity in the face of intolerable costs to justify relaxation of the SMS. The idea of intolerable costs invokes an extraordinary decision process that takes biodiversity seriously by trying to distinguish costs that are intolerable from those that are merely substantial“ (RANDALL, zitiert nach BISHOP 1993: 72)

---

Der Safe Minimum Standard kann als ein Instrument angesehen werden, daß dem Ansatz der „primären Werte“ (vgl. oben) recht weitgehend entspricht: Es soll ein Mindestbestand gesichert werden, der Voraussetzung für die Funktionsfähigkeit der Ökosysteme ist. Für die ökonomische Bewertung bedeutet dies, daß mit Hilfe der ökologisch bewußten Kosten-Nutzen-Analyse nur innerhalb bestimmter Grenzen zwischen verschiedenen Güterbündeln gewählt werden kann (vgl. CROWARDS 1996b). Die Entscheidung über die Vorteilhaftigkeit von ökonomischen Aktivitäten, die zum Aussterben oder zum Verdrängen von Arten führen würde, kann nicht allein aufgrund des Opportunitätskostenkalküls erfolgen. Dies ist darin begründet, daß einzelne Arten nicht ausschließlich als von ihrer Umwelt unabhängig angesehen werden, d.h. sie sind nicht ohne weiteres substituierbar. Tier- und Pflanzenarten kommt ein instrumenteller Wert zu, der über die individuellen Wertschätzungen hinausgeht.

Würde die Bewertung allein auf Grundlage der individuellen Wertschätzungen getroffen, dann wäre die Erhaltung der primären Werte zwar ein mögliches, aber kein notwendiges Ergebnis. Um die Selbstorganisationsfähigkeit ökologischer Systeme, und damit ihre Fähigkeit, für das menschliche Leben grundlegende ökologische Leistungen zu „produzieren“, aufrechtzuerhalten, ist daher die Festlegung von Mindeststandards im Sinne des Safe Minimum Standards<sup>13</sup> notwendig.

---

<sup>13</sup> Vgl. zur Diskussion um den Safe Minimum Standard auch PEARCE, TURNER (1990), HAMPICKE (1992: 310ff), BISHOP (1993), RANDALL, FARMER (1995), PERRINGS, TURNER, FOLKE (1995), NORTON, TOMAN (1996), CROWARDS (1996a, 1996b) und FARMER, RANDALL (1998).

## 5 Contingent Valuation Method – Methode zur Bewertung von Non-use Values

### 5.1 Einleitung

Der Contingent Valuation Method (CVM) kommt bei der ökonomischen Bewertung von Natur und Landschaft eine besondere Rolle zu, da mit ihr im Gegensatz zu den indirekten Methoden die Non-use Values ermittelt werden können (vgl. Tabelle 5). Weiterhin ist als ein weiterer bedeutender Vorteil dieser Methode zu nennen, daß mit ihr auch zukünftige Zustände bewertet werden können (vgl. RÖMER 1991: 414ff.). Dieser Eigenschaft der Methode kommt insbesondere dann Bedeutung zu, wenn über verschiedene Entwicklungspfade in der Umweltpolitik entschieden werden soll. So stellt sich z. B. für die „Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe“ die Frage, welchen Umfang z. B. die Retentionsflächen an der Elbe im Jahr 2010 haben sollen. Für eine derartige Entscheidung nur diejenigen Nutzen heranzuziehen, die mit Hilfe der indirekten Methoden erfaßt werden können, kann zu einer deutlichen Unterschätzung des Beitrags der jeweiligen Ressource zur gesellschaftlichen Wohlfahrt führen (vgl. Abschnitt 4.2.2).

Betrachtet man die historische Entwicklung<sup>14</sup> der CVM, dann sind vor allem drei Publikationen wesentlich: CIRIACY-WANTRUP (1947), WEISBROD (1964) und KRUTILLA (1967). So wird auf CIRIACY-WANTRUP die Grundidee der Contingent Valuation Method zurückgeführt. Im Rahmen einer Arbeit zu den Nutzen der Vorbeugung von Bodenerosion stellte er fest, daß einige der bedeutendsten Nutzen in Form öffentlicher Güter anfallen. Als einen möglichen Weg, deren Nutzen zu erfassen, sah er Interviews an, in denen die Individuum direkt nach ihrer Zahlungsbereitschaft für die Vorbeugung vor weiterer Bodenerosion befragt würden. Allerdings hat CIRIACY-WANTRUP selber nicht den Versuch unternommen, diese Zahlungsbereitschaft auch tatsächlich zu ermitteln. WEISBROD machte in seiner Veröffentlichung darauf aufmerksam, daß ein Individuum einen öffentlichen Park auch dann schätzen kann, wenn er ihn bisher noch kein einziges mal genutzt hat. Dies könne sowohl aus dem Motiv herrühren, daß sich das Individuum die spätere Nutzung offenhalten möchte oder aber auch daraus, daß seine Kinder später einmal die Möglichkeit haben, den Park zu nutzen. Auf KRUTILLA wird dann zurückgeführt, daß allein schon die reine Existenz eines Naturgutes unabhängig von jeder Option für eine persönliche Nutzung einen Wert haben kann: den sogenannten Existenzwert.

---

<sup>14</sup> Die Ausführungen zu diesem Punkt gehen auf HANEMANN (1992), PRUCKNER (1995) und STEPHAN, AHLHEIM (1996) zurück.



Die ersten Anwendungen der CVM werden von HANEMANN (1992) auf den National Park Service (NPS) im Jahre 1958 und auf DAVIS im Jahre (1963) zurückgeführt. In der Studie für den NPS wurden Erholungsaktivitäten in der Natur und die Wertschätzung für Wohnen im Delaware River Basin bewertet. Dabei wurde nach der Bereitschaft gefragt, für dieses Gebiet Eintrittspreise zu zahlen. DAVIS hat dann einige Jahre später Jäger und andere Besucher nach ihrer Wertschätzung für die Jagd bzw. für die Naherholung in den Wäldern von Maine gefragt. Wieviele CVM-Studien seitdem angefertigt wurden, läßt eine von CARSON et al. (1995) herausgegebene Bibliographie vermuten, in der schon rund 1.600 Studien verzeichnet sind.

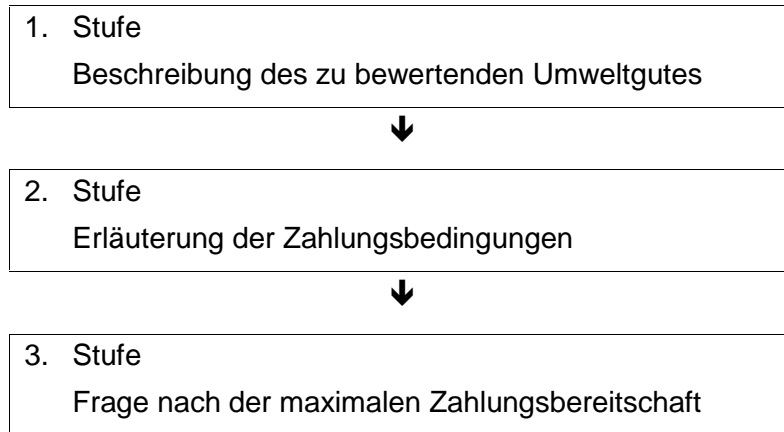
In den letzten Jahren wurde in den USA die Diskussion um die Zuverlässigkeit der Contingent Valuation Method relativ heftig geführt (vgl. z. B. PRUCKNER 1995). Zurückzuführen ist dies insbesondere auf das Unglück des Öltankers Exxon Valdes. Quasi als Antwort auf diesen Unfall hat der amerikanische Kongreß den „Oil Pollution Act“ verabschiedet. Darin wurde gegenüber den Regelungen im Rahmen der „Vorschriften zur Sanierung von industriellen Umweltaltlasten (CERCLA)“ der Umfang entschädigungswürdiger Leistungen ausgedehnt und die „Non-use Values“ fixiert. Nach einer CVM-Studie von CARSON et al. (1992) hatte das Tankerunglück zu Schäden in Höhe von drei Mrd. Dollar geführt. Mit diesen Zahlen konfrontiert hat der Exxon Konzern dann eine Reihe von Studien finanziert, die sich mit der Validität der Ermittlung vor allem von Non-use Values auseinandersetzen sollten. In den Studien wurde u.a. die hypothetische Entscheidungssituation, die Möglichkeit zum strategischen Verhalten und die mögliche Beeinflussung durch den Interviewer hervorgehoben. Diese Punkte wurden als systematische Fehlerquellen der Contingent Valuation angesehen. Eine Zusammenfassung der Ergebnisse dieser Studien findet sich in DIAMOND, HAUSMANN (1994). Einen weiteren Markstein in der Diskussion stellt das NOAA-Panel dar. Dieses Panel sollte die Zuverlässigkeit der Contingent Valuation für die Messung der Non-use values klären. Auf die von diesem Panel aufgestellten Richtlinien zur Durchführung von CVM-Studien wird in Kapitel 5.7.8 näher eingegangen.

## **5.2 Aufbau einer Contingent Valuation Method**

Generell kann der Aufbau einer CVM-Studie in drei Stufen unterteilt werden (vgl. Abbildung 4). In der ersten Stufe wird dem befragten Individuum das zu bewertende Gut beschrieben, das ihm auf dem hypothetischen Markt angeboten werden soll. In der zweiten Stufe werden den Befragten dann die Zahlungsmodalitäten vermittelt. Hierzu gehört die Angabe eines Zahlungsinstrumentes, der Verweis auf die Budgetrestriktion des Befragten (Geld fehlt für den Erwerb anderer Güter) sowie Informationen über einen Zusammenhang zwischen eigener Zahlungsbereitschaft und der späteren Versor-

gung mit dem jeweiligen öffentlichen Gut. Ziel ist es, den Befragten einen höheren Anreiz zur Offenbarung ihrer tatsächlichen Präferenzen zu geben.

#### Abbildung 4: Aufbau einer Contingent Valuation Studie



Quelle: STEPHAN, AHLHEIM (1996)

Schließlich wird in der dritten Stufe die Frage nach der eigentlichen Zahlungsbereitschaft gestellt. Zur dritten Stufe gehören weiterhin Fragen nach dem sozioökonomischen Hintergrund des Befragten (Einkommen, Alter, Bildungsstand, Mitgliedschaft in Umweltorganisation etc.).

### 5.3 Maße zur Bewertung von Umweltveränderungen

In Abschnitt 4.1 wurde ausgeführt, daß „Umwelt“ ein Argument in der Nutzenfunktion von Individuen darstellen kann. Damit stellt sich die Frage, wie die Auswirkungen einer Veränderung der Umwelt auf das Nutzenniveau eines Individuums gemessen werden können. Im wesentlichen gibt es hierzu zwei Ansätze: Die Erfassung der Konsumentenrente oder die Ermittlung sogenannter kompensierter Wohlfahrtsmaße. Während z. B. der oben angeführte Reisekostenansatz die Erfassung der Konsumentenrente zum Ziel hat, liegt der Contingent Valuation Method die Messung der kompensierenden Variation zugrunde. Aus diesem Grund soll hier nur auf letztere näher eingegangen werden und für die Darstellung der Konsumentenrente auf die Literatur verwiesen werden (z. B. HANLEY, SPASH 1993 oder MARGGRAF, STREB 1997).

#### **Kompensierende und äquivalente Variation**

Als kompensierte Wohlfahrtsmaße werden die beiden auf HICKS zurückgehenden Maße der *Kompensierenden Variation (CV)* und der *Äquivalenten Kompensation (EV)* verstanden (vgl. u.a. HAMPICKE 1991, PRUCKNER 1994, AHLHEIM 1995). Bei den kompensierten Wohlfahrtsmaßen wird eine Nachfragekurve zugrundegelegt, in der der Einkommenseffekt einer Nachfrageänderung durch die Konstanthaltung des Einkommens

kompensiert wird und dadurch in seiner Wirkung ausgeschaltet wird. Dabei gibt die kompensierende Variation jenen Geldbetrag an, den das Individuum maximal zu zahlen bereit wäre oder den man dem Individuum mindestens geben müsste, damit es nach der Durchführung des betreffenden Projektes nicht schlechter gestellt ist als in der Ausgangssituation, d.h. vor der Projektdurchführung. Dieser Geldbetrag würde somit das Individuum für die Durchführung des Projektes (im negativen oder positiven Sinne) nutzenmäßig kompensieren. Entsprechend handelt es sich bei der äquivalenten Variation um den Geldbetrag, den man dem Individuum im Falle eines wohlfahrtserhöhenden Projektes mindestens geben müsste, um es bei einem Verzicht auf das betreffende Projekt nicht schlechter zu stellen als bei Durchführung des Projektes. Im Falle eines Projektes, das sich negativ auf die individuelle Wohlfahrt eines Individuums auswirkt, steht die äquivalente Variation für den Betrag, den das Individuum maximal zu zahlen bereit wäre, um eine Durchführung des fraglichen Projektes zu verhindern. Es handelt sich bei der äquivalenten Variation somit um den Geldbetrag, der für den Haushalt (im positiven und negativen Sinne) nutzenäquivalent zu dem betrachteten Projekt ist.

**Tabelle 6: Zusammenhang zwischen Wohlfahrtsmaßen und der Rechtsetzung**

	nutzenerhöhende Änderung des Umweltgutes	nutzenvermindernde Änderung des Umweltgutes
Kompensierende Variation (CV)	<b>WTP</b> für die geplante Änderung des I-ten Gutes (Fall I)	<b>WTA</b> für die geplante Änderung des I-ten Gutes (Fall II)
Äquivalente Variation (EV)	<b>WTA</b> für den Verzicht auf die geplante Änderung des I-ten Gutes (Fall III)	<b>WTP</b> für den Verzicht auf die geplante Änderung des I-ten Gutes (Fall IV)

Quelle: nach AHLHEIM (1995: 338)

Ob nach der Zahlungsbereitschaft (Willingness to Pay -> WTP) oder der Entschädigungsforderung (Willingness to Accept -> WTA) gefragt wird, hängt davon ab, wie die Rechte an dem zu bewertenden (Umwelt-) Gut verteilt sind: Wird davon ausgegangen, daß die Individuen *kein* Recht auf die Verbesserung einer Umweltsituation oder auf die Abwehr einer Verschlechterung haben, dann wird nach der Willingness to Pay gefragt. Sie müssen durch ihre Zahlung sicherstellen, daß die Verbesserung durchgeführt werden kann bzw. keine Verschlechterung eintritt. Wird dagegen davon ausgegangen, daß

den Individuen ein Recht auf die Verbesserung oder die Erhaltung der Umweltsituation zusteht, dann wird nach der Willingness to Accept gefragt. Tabelle 6 zeigt die Zusammenhänge den kompensierten Wohlfahrtsmaßen und zwischen Willingness to Pay und Willingness to Accept.

Je nach Situation lassen sich grundsätzlich vier Fälle und die damit verbundenen prinzipiellen Typen von Fragestellungen unterscheiden (AHLHEIM 1995: 337):

- **Fall I:** Bei einer *nutzenerhöhenden* Änderung des Umweltgutes (z. B. der Anlage eines Badesees) führt die Frage nach der CV zur WTP für das betreffende Projekt:  
*Welchen Geldbetrag würden sie maximal für die Durchführung des Projektes zahlen?*
- **Fall II:** Bei einer *nutzenvermindernden* Änderung des Umweltgutes (z. B. Zerstörung eines Naturschutzgebietes) führt die Frage nach der CV zur WTA für das betreffende Projekt:  
*Welchen Geldbetrag müßte man Ihnen mindestens geben, um sie für die Durchführung des Projektes zu entschädigen?*
- **Fall III:** Bei einer nutzenerhöhenden Änderung des Umweltgutes führt die Frage nach der EV zur WTA für einen Verzicht auf das betreffende Projekt:  
*Welchen Geldbetrag müßte man Ihnen mindestens geben, um Sie für einen Verzicht auf das vorgesehene Projekt zu entschädigen?*
- **Fall IV:** Bei einer nutzenmindernden Änderung des Umweltgutes führt die Frage nach der EV zur WTP für eine Verminderung des betreffenden Gutes:  
*Welchen Geldbetrag würden Sie maximal für die Verhinderung des Projekts (hier Erhaltung des Naturschutzgebietes) zahlen?*

### **Abweichungen zwischen Willingness to Pay und Willingness to Accept**

Für beide Ansätze – die maximale Zahlungsbereitschaft (WTP) und die minimale Entschädigungsforderung (WTA) - ist aufgrund der theoretischen Analyse zunächst zu erwarten, daß sie Ergebnisse gleicher Größenordnung liefern. Der zu erwartende Einkommenseffekt legt allerdings schon nahe, daß sich die beiden Maße unterscheiden werden (vgl. HAMPICKE 1991: 123). Empirische Untersuchungen zeigen jedoch erhebliche Abweichungen in der Größenordnung der Ergebnisse. Als Erklärung hierfür sind etliche Gründe in der umweltökonomischen Literatur genannt worden, zu denen insbesondere die folgenden gehören:<sup>15</sup>

- Bei der Zahlungsbereitschaft geht das jeweilige Einkommen als Restriktion stärker ein (vgl. SCHULZ 1989: 47).

---

<sup>15</sup> Für einen aktuellen Überblick über die Diskussion um WTP und WTA siehe SÖLLNER (1997).

- WTP und WTA unterscheiden sich nach HANEMANN (1991) dann um so stärker voneinander, desto weniger Substitutionsmöglichkeiten für das zu betreffende Gut, die betreffende Ressource bestehen.
- Nach KAHNEMAN und TVERSKY (1979) kann die Abweichung zwischen den beiden Größen mit der von ihnen entwickelten Prosepktttheorie als psychologisches Phänomen interpretiert werden. Danach werden ausgehend von einem erreichten Vermögenszustand Verluste generell viel stärker bewertet als Gewinne. Dies gelte auch für einen bestimmten Umweltzustand.
- Die Befragten sind nicht so vertraut mit dem Verkauf wie mit dem Kauf eines Gutes. So wurde in Experimenten festgestellt, das sich WTP und WTA nach mehreren Durchgängen angeglichen haben (vgl. CROPPER, OATES 1992: 711)

Für die Bewertungspraxis stellt sich somit die Frage, auf welches Maß bei der Bewertung von Umweltveränderungen zurückgegriffen werden soll. "Die Wohlfahrtsökonomie kann diese Frage nicht beantworten - sie läßt grundsätzlich jede Vorgehensweise zu. Das aber bedeutet, daß zwischen WTP und WTA politisch entschieden werden muß. Greift man auf die WTP zurück, so ordnet man alle Umweltrechte dem Schädiger zu. Entscheidet man sich für die WTA, so sieht man alle Umweltrechte beim Geschädigten" (SCHULZ 1989: 47).

In der Praxis und vor allem auch in den in den letzten Jahren publizierten Vorschlägen (so u.a. HOEVENAGEL 1992, BATEMAN, TURNER 1993) bzw. Richtlinien (ARROW et al. 1993) zur Durchführung der Contingent Valuation Method hat sich weitgehend die Analyse der WTP durchgesetzt. Diese Entwicklung dürfte vor allem der politischen Verwertbarkeit der Ergebnisse der CVM geschuldet sein: Die Frage nach der WTP führt in der Regel zu deutlich geringeren Ergebnissen, so daß sie als das konservative Maß zur Bestimmung der gesellschaftlichen Wohlfahrtsveränderung anzusehen ist. Bei den zur Zeit noch vorhandenen methodischen Problemen der Contingent Valuation Method und der daraus resultierenden Skepsis gegenüber den damit gewonnenen Ergebnissen scheint sich daher ihre Anwendung zu empfehlen: Mit der Entscheidung für die Ermittlung der Zahlungsbereitschaft geht man zumindest dem Vorwurf aus dem Weg, die Methode strategisch ausgewählt zu haben, um eine hohe Wertschätzung geltend machen zu können. Das dieses Vorgehen aus theoretischer Perspektive nicht befriedigend ist, darauf macht u.a. PRUCKNER (1994) aufmerksam.

#### **5.4 Verfahren zur Präferenzenthüllung**

In der Literatur werden vor allem drei (Grund-)Verfahren unterschieden, mit denen die Präferenzen der Individuen enthüllt werden sollen:

1. *Offene Frage (open ended)*: Bei diesem Frageformat werden die Individuen direkt danach befragt, wieviel sie maximal für das betreffende Projekt zu zahlen bereit

wären. Der Nachteil daran ist, daß den Befragten in der Regel Erfahrungen mit der Bewertung nicht-marktlicher Güter fehlen und es ihnen von daher schwer fallen könnte, ihre Wertschätzung in einen Geldbetrag umzusetzen. Aus diesem Grund werden z. B. Hilfsmittel wie Zahlungskarten für den Fall der offenen Fragestellung diskutiert. Hierauf ist ein Spektrum möglicher Beiträge aufgetragen, die den Befragten Anhaltspunkte geben sollen. Zum Teil wird daher vorgeschlagen, auf diesen Karten die Ausgaben pro Kopf für bestimmte öffentliche Güter anzugeben. In der Literatur wird weitgehend davon ausgegangen, daß die offene Frageform eher zu einer Unterschätzung der Zahlungsbereitschaft führt.

2. *Referendum (Dichotomous Choice oder Take-it-or leave-it)*: Bei diesem Format wird den Befragten in der Grundform ein einziger Wert genannt und gefragt, ob sie bereit wären, einen Beitrag in dieser Höhe zu leisten. Der Vorteil dieses Vorgehens wird darin gesehen, daß die Befragten sich in einer ähnlichen Situation befinden, wie sie es oft als Käufer auch sind: Waren sind mit einem Preis versehen und die Käufer können sich überlegen, ob sie diesen Preis akzeptieren (d.h. das Gut kaufen) oder ihn ablehnen (nicht kaufen). Daher wären sie eher mit der Fragestellung/Entscheidungssituation vertraut als im Fall z. B. der offenen Frage. Außerdem soll diese Frageformat weniger Anreiz zu strategischem Verhalten bieten. Doch ist das Verfahren deutlich aufwendiger: Da pro Befragten jeweils nur die Zustimmung oder Ablehnung zu einem ihm genannten Wert abgefragt wird, ist ein größerer Stichprobenumfang als bei der offenen Fragestellung erforderlich, um eine vergleichbare Menge an Informationen aus der Stichprobe zu gewinnen. Darüber hinaus muß zum einen das Spektrum der möglichen Beträge festgelegt und aus diesem Spektrum wiederum müssen einzelne Beträge festgelegt werden, zum anderen müssen die verschiedenen Beträge über die Fragebögen verteilt werden. Dabei wird als minimaler Zahlungsbeitrag innerhalb der Stichprobe ein Betrag angegeben, der für nahezu alle Befragten akzeptabel sein müßte, als maximaler Beitrag einer gewählt, der von nahezu keinem Befragten akzeptiert werden sollte. Die Verteilung der dazwischen liegenden Niveaus für die Zahlungsbereitschaft muß so gewählt sein, daß für jedes Niveau etwa gleich viele Befragte als Zahlende in Frage kommen.
3. *Versteigerungsmethode (bidding game)*: Bei diesem Verfahren sollen die Befragten in eine Versteigerungssituation versetzt werden. Ausgehend von einem Startwert werden je nach Antwort die Beträge um eine bestimmte Summe erhöht (bei Zustimmung) oder herabgesetzt (bei Ablehnung), bis der Befragte die jeweiligen Werte akzeptiert. Somit handelt es sich um eine erweiterte Form des Dichotomous Choice. Ein wesentliches Problem dieser Methode besteht allerdings darin, daß der vom Interviewer vorgegebene Startwert einen deutlichen Einfluß auf die Zahlungs-

bereitschaft der Befragten haben kann (sog. *starting point bias*). Weiterhin wird als negativ angesehen, daß diese Methode sehr zeitintensiv ist und „ermüdend“ auf die Befragten wirkt.

### **5.5 Verfahren zur Befragung**

Zur Ermittlung der Zahlungsbereitschaft stehen drei verschiedene Verfahren zur Verfügung: das persönliche Interviews (face to face), die telefonische Umfrage sowie die Befragung per Briefsendung. Die Methoden haben ihre jeweiligen Grenzen, können selber wieder zu Verzerrungen führen und erfordern jeweils sehr unterschiedliche finanzielle Aufwendungen.

Das persönliche Interview wird weitgehend als die verlässlichste Methode angesehen (vor allem vom NOAA-Panel): Sie bietet die Möglichkeit, Hilfsmaterialien (Karten, Photos etc.) zu präsentieren, bei Verständnisproblemen zusätzliche Erklärungen zu geben und die Einhaltung der Reihenfolge der Fragen zu gewährleisten. Andererseits besteht hier die Befürchtung, daß die Interviewer selbst zur Quelle von Verzerrungen werden, wenn sie die Befragten im Sinne ihrer eigenen Meinung bzw. der im Sinne der Auftraggeber beeinflussen. Die Befragung per Telefon hat dagegen den Nachteil, daß keine Hilfsmittel eingesetzt werden können, sondern die notwendigen Informationen müssen alle während des Telefonates vermittelt werden.

Beiden mündlichen Verfahren kommt der Vorteil zugute, daß sie höhere Antwortquoten haben als die schriftliche Befragung. Dagegen hat die schriftliche Befragung den Vorteil, daß Hilfsmaterialien zur Verdeutlichung des betreffenden Gutes bereitgestellt werden können und ein Einfluß des Interviewers ausgeschlossen werden kann. Dafür ist es schwieriger, hohe Rücklaufquoten zu erreichen und auf die Ausfüllung des Fragebogens kann kein Einfluß genommen werden (Reihenfolge der Fragen, Kontrolle, ob Informationen und Frage verstanden wurden, Anzahl der Personen, die daran beteiligt sind [Haushalt vs. Individuum]). Darüber hinaus sind Kombinationen denkbar: Es könnte z. B. den zu Befragenden zuerst ein Brief mit Informationsmaterial zugeschickt werden, dem dann ein Telefoninterview folgt.

### **5.6 Differenzierung der Zahlungsbereitschaft in Use und Non-use Values**

Das Konzept des Total Economic Value (TEV) geht davon aus, daß der gesamte ökonomische Wert aus mehreren Bestandteilen besteht (siehe oben). Wird entsprechend den genannten Wohlfahrtsmaßen ein Geldbetrag für die Nutzenänderung ermittelt, dann stellt sich im nächsten Schritt die Frage, wie dieser Wert in seine verschiedenen Nutzenkomponenten differenziert werden kann. So deutlich sich die Unterscheidung der einzelnen Motive für die Wertschätzung auf theoretischer Ebene vornehmen läßt, so wenig kann davon ausgegangen werden, daß die befragten Individuen

mit (großer) Exaktheit eine Zuordnung ihrer Wertschätzung zu den verschiedenen Motiven vornehmen können. Es stellt sich vor allem das Problem, die Non-use Values der Nutzer als Bestandteil ihrer Wertschätzung zu bestimmen (vgl. CUMMINGS, HARRISON 1995). Ist bei den Nicht-Nutzern eine Zuordnung der genannten WTP zu den Non-use Values relativ eindeutig möglich (zu berücksichtigen sind allerdings Optionswerte), so dürfte ein Nutzer vor erhebliche Schwierigkeiten gestellt sein, wenn er durch einen Interviewer gebeten wird, seine gesamte Wertschätzung in Use und Non-use Values zu unterteilen und diesen entsprechende monetäre Werte zuzuordnen. MITCHELL und CARSON (1989: 288ff.) nennen vier verschiedene Ansätze zur Quantifizierung der einzelnen Nutzenkomponenten:

1. Den Befragten werden die einzelnen Nutzenkomponenten genau beschrieben, um sie dann danach zu fragen, welche Subkategorie ihnen wieviel wert ist. Doch besteht hier zum einen das schon genannte Problem der Trennschärfe für die Motive der Wertschätzung bei den Individuen („fallacy of motivational precision“) und zum anderen das Problem, daß eine Addition der getrennt genannten Wertbestandteile zu einer Überschätzung der Zahlungsbereitschaften führen dürfte.
2. Es wird zunächst die gesamte Zahlungsbereitschaft abgefragt, um dann im zweiten Schritt die genannte Wertschätzung auf verschiedene Nutzenkomponenten aufzuteilen. So haben LOOMIS ET AL. (1993) in einer Untersuchung den Befragten folgende Motive „angeboten“, um daraus eine Disaggregation ableiten zu können:
  - > Befriedigung, Geld für eine gute Sache zu geben,
  - > eigene Nutzung z. B. für Urlaub und Erholung,
  - > Möglichkeit, den Ort in der Zukunft besuchen zu können,
  - > Wissen, daß das Gut besteht und bestehen bleibt,
  - > Erhalt für spätere Generationen.
3. Die Gesamtstichprobe wird in unterschiedliche Stichproben aufgeteilt, denen jeweils Szenarien vorgelegt werden, die sich allein durch die zu berücksichtigenden Nutzenkomponenten unterscheiden. Aus der Differenz der jeweils für die Szenarien genannten Wertschätzungen ließe sich dann die relative Größe der einzelnen Nutzenkomponenten ermitteln. Da die Individuen bei diesem Verfahren jeweils nur ein Szenario zu bewerten hätten, sollen Verzerrungen, die sich auf eine ungenaue Wahrnehmung der Motive für die Wertschätzung zurückführen lassen, durch diese Variante vermieden werden können.
4. Die nicht an eine Nutzung gebundenen Wertschätzungen werden auf „indirekte“ Weise ermittelt. Die Befragten werden danach unterschieden, ob sie die Ressource tatsächlich nutzen oder nicht bzw. schon einmal zu einem früheren Zeitpunkt genutzt haben. Während die Angaben derjenigen, die die Ressource nicht nutzen und/oder noch nie vorher genutzt haben, als „reine“ Non-use Values interpretiert



werden können, ist davon auszugehen, daß bei der Gruppe der Nutzer sowohl Nutzungskomponenten aus dem Bereich der Use als auch Non-use Values enthalten sind. Unter der Annahme, daß die Nutzer gleiche durchschnittliche Existenzwerte haben wie Nicht-Nutzer, die über die Residualgröße der Wert für die Non-use Values der Nutzer ermittelt.

Laut PRUCKNER (1994) gilt das vierte Verfahren als zuverlässigste Methode zur Bestimmung der Existenzwerte. Dies bestätigt sich auch, wenn das Design von Studien zur Bewertung von Umweltressourcen mit Hilfe der CVM betrachtet wird: Mehrheitlich wurde angestrebt, in der gewählten Stichprobe eine entsprechende Anzahl von Nicht-Nutzern zu haben, um darüber den Anteil der Non-use Values abzuleiten zu können (vgl. GARROD, WILLIS 1995, GARROD, WILLIS 1996, BATEMAN, LANGFORD 1997, GOODMAN ET AL. 1998, BROUWER, SLANGEN, im Erscheinen).

### **5.7 Anwendungsprobleme der Contingent Valuation Method**

In der Literatur werden verschiedene Anwendungsprobleme der Contingent Valuation Method diskutiert, die zu Verzerrungen bei den Ergebnissen führen können und somit die Güte der Ergebnisse beeinträchtigen. Verzerrungen in diesem Sinn liegen dann vor, wenn davon ausgegangen werden kann, daß die mit Hilfe der Contingent Valuation ermittelten Werte nicht denen entsprechen, die die Individuen auf realen, unverzerrten Märkten äußern würden. Aus Sicht der Kritiker ist daher fraglich, ob die von Befragten gegebenen Antworten tatsächlich deren maximale Zahlungsbereitschaft repräsentieren und wie stark geäußerte und wahre Zahlungsbereitschaft voneinander abweichen. ELSASSER (1996: 75) folgend läßt sich die Kritik an den Anwendungsproblemen der CVM in zwei Linien unterteilen. Der eine, in seiner Kritik gemäßigte Ansatz geht davon aus, daß die geäußerte Zahlungsbereitschaft zwar auch von den wahren Präferenzen der Nutzer geprägt würde, darüber hinaus aber von anderen, situationsspezifischen Einflüssen verfälscht würden. Diese Position kann als Hypothese schwacher „Verzerrungen“ bezeichnet werden.

Darüber hinaus gibt es Kritiker, die dem Ansatz der „starken Verzerrung“ zuzuordnen sind. Ihnen folgend wäre die geäußerte Zahlungsbereitschaft von der wahren Zahlungsbereitschaft der Befragten völlig unabhängig. Sie stelle lediglich eine Funktion anderer Einflüsse dar. Zu den *anderen Einflüssen* wird vor allem der hypothetische Charakter der Contingent Valuation Method gezählt, an dem dann weitere Verzerrungsmöglichkeiten festgemacht werden. Die Aufzählung gibt einen Überblick über die Verzerrungsmöglichkeiten, die intensiv diskutiert wurden bzw. noch werden:

- Hypothetischer Charakter (Hypothetical Bias),
- Strategisches Verhalten (Strategic Bias),

- Einfluß des Zahlungsinstrumentes (Payment Vehicle Bias),
- Startwertverzerrung (Starting Point Bias),
- Zuordnungsfehler (Part-Whole-Bias) und
- Beeinflussung durch Informationen.

### 5.7.1 Gütekriterien für die Beurteilung der Ergebnisse der Contingent Valuation

Bevor auf die oben genannten Verzerrungsmöglichkeiten näher eingegangen wird, sollen noch zwei Kriterien zur Beurteilung der Güte der ermittelten empirischen Daten vorgestellt werden: die Reliabilität und die Validität.<sup>16</sup> Den Anforderungen der *Reliabilität* wird dann entsprochen, wenn gezeigt werden kann, daß die Antworten der Befragten nicht beliebig waren. Dies kann durch eine spätere Wiederholung der Befragung, durchaus auch mit einem kleineren Teil der ursprünglichen Stichprobe, überprüft werden. Da dieses Verfahren aber sehr kostenintensiv ist, wird in der Regel eine Regressionsanalyse zur Überprüfung der Reliabilität eingesetzt. Dabei wird angenommen, daß je höher der Anteil der durch die unabhängigen Variablen erklärten Varianz an der Gesamtvarianz einer Schätzungsgleichung für die Zahlungsbereitschaften ist, desto geringer ist der restliche, nicht oder nur durch Zufall erklärbare Anteil an den Antworten.

Das Bestimmtheitsmaß<sup>17</sup>  $R^2$  kann als das einfachste Maß zur Beurteilung der Reliabilität angesehen werden. Es gibt jedoch nur dann einen guten Eindruck der Reliabilität, wenn es aus Einflußvariablen gewonnen wurde, die plausiblerweise einen relevanten Einfluß auf die Zahlungsbereitschaft haben. Für  $R^2$  muß ein bestimmter Funktionszusammenhang unterstellt werden (meist linear oder loglinear). Nur wenn dieser angenommene Zusammenhang die Verhältnisse in der Realität trifft, dann ist  $R^2$  ein gutes Maß für den Erklärungsgehalt einer Regression. CARSON und MITCHELL (1989) fordern, daß mit wenigen zentralen Variablen ein  $R^2$  von mindestens 0,15 erreicht werden sollte.

Mit dem Kriterium der Validität soll überprüft werden, ob die Resultate mit theoretischen Überlegungen oder Nutzeneinschätzungen anderer Verfahren konsistent sind. Der theoretischen Validität entspricht ein Verfahren, wenn es mit den aus der Nutzentheorie eingeleiteten Hypothesen übereinstimmt. Auch die theoretische Validität

---

<sup>16</sup> Vgl. u.a. MITCHELL, CARSON (1989): 189ff; BISHOP ET AL. (1995); BISHOP ET AL. (1997); GRONEMANN, HAMPICKE (1997) sowie ENDRES, HOLM-MÜLLER (1998).

<sup>17</sup> Das Bestimmtheitsmaß ist eine Maßzahl zur Beurteilung der Güte der Anpassung eines Regressionsmodells. Es bietet eine Entscheidungshilfe darüber, ob die exogenen Variablen insgesamt die endogenen Variablen erklären können (vgl. ECKEY ET AL. 1995: 50).

kann mit Hilfe der Regressionsanalyse untersucht werden. Hierzu werden jene erklärenden Variablen (z. B. Einkommen, Bildung, Alter) herangezogen, deren Einfluß auf die Zahlungsbereitschaft aus dem theoretischen Modell abgeleitet werden kann.

**Tabelle 7: Zusammenfassung zu den Kriterien der Reliabilität und Validität**

Kriterium	Definition
Reliabilität	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Maß für den Erklärungsgehalt, den die zugrunde gelegten Einflußvariablen (z. B. Einkommen, Bildung, Alter) auf die geäußerte Zahlungsbereitschaft haben. Eine Untersuchung hat einen hohen Grad an Reliabilität, wenn der Grad der unerklärten Varianz niedrig ist.</li> </ul>
Validität	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Läßt sich am treffendsten mit Verlässlichkeit übersetzen; Validität mißt systematische Verzerrungen zwischen dem theoretischen Konstrukt und der erhobenen Meßgröße. Konzept der Validität ist in drei Dimensionen unterteilt: <ul style="list-style-type: none"> <li>→ <i>Inhaltliche Validität (content validity)</i>: bezieht sich in erster Linie auf die Identität des tatsächlichen Objektes der Messung mit dem intendierten Objekt</li> <li>→ <i>Kriterium-Validität (criterion validity)</i>: Frage, ob eine verwendete Meßgröße überhaupt prinzipiell geeignet ist, den Untersuchungszustand zu erfassen; d.h. in diesem Fall die Zahlungsbereitschaft; Problem ist hier vor allem die hypothetische Situation, da in realen Märkten auch gezahlt werden muß</li> <li>→ <i>Konstrukt-Validität (construct validity)</i>: Frage, ob sich die Meßgröße (die erfragte Zahlungsbereitschaft) zu andern Größen so verhält, wie es die Theorie voraussagt</li> </ul> </li> <li>• <i>Konvergenz Validität (convergent Validity)</i>: Mißt die Korrelation der Meßgröße mit anderen Meßgrößen für dasselbe theoretische Konstrukt.</li> <li>• <i>Theoretische Validität (theoretical validity)</i>: Stellt die Frage, ob sich die Meßgröße zu anderen Größen so verhält, wie es aus theoretischen Überlegungen heraus erwartet wird.</li> </ul>

Quelle: zusammengestellt u.a. nach ENDRES, HOLM-MÜLLER (1998: 74ff)

### 5.7.2 Strategisches Verhalten (*Strategic Bias*)

Mit dem strategischen Verhalten wird eine Möglichkeit zur Verzerrung angesprochen, die auf das in der Ökonomie nicht nur in bezug auf die Zahlungsbereitschaftsanalyse viel diskutierte Problem des *Trittbrettfahrers* - oder auch *free riders* – zurückzuführen ist. Der Trittbrettfahrer zeichnet sich dadurch aus, das er nicht seine tatsächlichen Präferenzen offenbart sondern sich durch "falsche" Angaben einen individuellen Vorteil verschaffen will. Zwei mögliche Fälle sind zu unterscheiden.

- Der Befragte geht davon aus, daß er zur Zahlung für die Bereitstellung des öffentlichen Gutes herangezogen wird. Da er selbst seinen Einfluß auf die gesamte Nachfrage für unwesentlich hält, nennt er einen Betrag, der unterhalb seiner eigentlichen Präferenzen liegt. Dabei geht er davon aus, daß durch die Präferenzäußerungen der anderen und deren Zahlungen das öffentliche Gut in einer auch für ihn selbst ausreichenden Menge bereitgestellt wird. Damit käme der Trittbrettfahrer in den Genuß des öffentlichen Gutes ohne aber entsprechend seiner tatsächlichen Präferenzen dafür zahlen zu müssen.
- Der Befragte nimmt umgekehrt an, daß er nicht zur Zahlung eines Beitrages herangezogen wird. Vielmehr geht er davon aus, daß die Bereitstellung des öffentlichen Gutes durch das allgemeine Budget finanziert wird. In dieser Situation besteht nun ein Anreiz, eine höhere Wertschätzung als tatsächlich vorhanden anzugeben.

Strategisches Verhalten in diesem Sinn wird als eines der Hauptprobleme der direkten Bewertungsmethode angesehen. Die Ergebnisse empirischer Untersuchungen legen jedoch nahe, daß dies aus der Theorie abgeleitete Argument überbewertet wird. Es konnte gezeigt werden, daß die Befragten sich nicht in dem erwarteten Maß strategisch verhalten haben (vgl. POMMEREHNE, SCHNEIDER 1980, RÖMER 1991, WEIMANN 1996b). Dies soll umgekehrt nicht heißen, daß die Bedeutung strategischen Verhaltens bei der Durchführung von CVM-Studien zu vernachlässigen ist. Insbesondere beim Aufbau von Fragebögen muß dies berücksichtigt werden. So empfehlen z. B. BATEMAN und TURNER (1993), den Befragten zusammen mit der Frage nach ihrer Zahlungsbereitschaft zu vermitteln, daß bei insgesamt zu geringer Zahlungsbereitschaft das betreffende Produkt auch nicht angeboten bzw. erstellt würde. Umgekehrt würde die Information, daß die Kosten für die Produkterstellung letztlich vom Staat, von der Allgemeinheit getragen würden, einen starken Anreiz zu strategischem Verhalten bieten. POE et al. (1997) berichten von Ergebnissen empirischer Untersuchungen, die die positive Anreizwirkung sog. Zahlungs- und Implementierungsregeln<sup>18</sup> bestätigen. Sie haben die Ergebnisse einer Umfrage für die Zahlungsbereitschaft zur Förderung regenerativer Energieträger, in denen den Befragten diese Regeln präsentiert wurden, mit den Ergebnissen eines tatsächlichen Marktes, den sie parallel zur Befragung errichtet haben, verglichen und eine hohe Übereinstimmung zwischen den Ergebnissen festge-

---

<sup>18</sup> Poe et al. (1997) haben sinngemäß folgende drei Regeln verwendet:

1. Kommt dabei genug Geld zusammen, um die Kosten für das Programm zu decken, dann würden die Maßnahmen durchgeführt.
2. Sollte mehr Geld als notwendig zusammenkommen, wird die Maßnahme natürlich auch durchgeführt. Das übrige Geld würde aber an die Haushalte entsprechend zurückgezahlt.
3. Wenn jedoch weniger Geld zusammenkommt, dann können die Maßnahmen nicht durchgeführt werden. In diesem Fall bekommen die Haushalte ihr gesamtes Geld zurückgezahlt.

---

stellt. Dies sehen sie als Beleg dafür an, daß auch hypothetische Märkte anreizkompatibel ausgestaltet werden können. In Deutschland hat RÖMER (1993) vergleichbare Zahlungs- und Implementierungsregeln eingesetzt, allerdings nicht explizit ausgewertet, wie sie sich auf die geäußerten Zahlungsbereitschaften ausgewirkt haben.

### **5.7.3 Hypothetischer Charakter (*Hypothetical Bias*)**

Der hypothetische Charakter der Befragung kann dazu führen, daß die Individuen - zwar eher unbewußt und nicht als Resultat strategischen Verhaltens - systematisch von ihren tatsächlichen Wertschätzungen abweichen. Dies wird einmal darauf zurückgeführt, daß die Korrelation zwischen Einstellung und Verhalten zu niedrig sei, um aus einer Frage nach einem möglichen Verhalten Rückschlüsse auf späteres wirkliches Verhalten abzuleiten. Zum anderen würde die hypothetisch geäußerte Bewertung von der wahren Wertschätzung abweichen, da es in der hypothetischen Situation nicht genügend Anreize gebe, die eigene Wertschätzung durch sorgfältiges Abwägen festzulegen. RÖMER (1991: 422 f.) merkt dazu folgendes an:

- Zwischen Einstellung und Verhalten ist fast immer dann eine Korrelation nachweisbar, wenn die Befragten in möglichst konkrete Situationen versetzt werden. So müßten z.B. Ziel, Handlungsalternativen, Kontext und Zeitrahmen der Frage genau festgelegt werden. Dieser Art des Repräsentanzproblems kann durch eine geeignete Ausgestaltung der Befragung begegnet werden.
- Laborexperimente und entsprechend angelegte Untersuchungen würden zeigen, daß weder Anhaltspunkte für ein deutliches Abweichen noch für eine gänzliche Übereinstimmung von hypothetisch-kontingenter und experimentell-simulierter Bewertung vorliegen.
- Schließlich sei festzuhalten, daß der hypothetische Charakter auch positive Folgen haben könne, da die Anreize zum strategischen Verhalten deutlich geringer sein können.

### **5.7.4 Einfluß verschiedener Zahlungsinstrumente (*Vehicle Bias*)**

Die Angabe des Zahlungsinstrumentes ist ein wesentlicher Bestandteil der Konstituierung des hypothetischen Marktes. Denkbar sind als Zahlungsinstrumente z. B. eine einmalige Abgabe, die Erhöhung der Einkommenssteuer oder einer indirekten Steuer wie der Mineralölsteuer, die Erhebung eines Eintrittsgeldes oder Spenden an einen Fond zur Erhaltung der Flußauen.

Entsprechend ausgerichtete Studien haben gezeigt, daß die Ausgestaltung des Zahlungsinstrumentes Einfluß auf die Höhe der Zahlungsbereitschaft hat bzw. im Extremfall sogar zu Protestantworten führen kann. Letzteres kann z. B. eintreten, wenn als Zahlungsinstrument eine Erhöhung der Steuer angegeben wird, nach Meinung der

Befragten die Steuerlast schon ohne diese weitere Erhöhung zu hoch ist und dem Staat auch kein Vertrauen entgegen gebracht wird, daß er die Mittel entsprechend der genannten Zielsetzung verwendet, sondern die erhobenen Beiträge im allgemeinen Haushalt verschwinden würden. So kam HAMPICKE z. B. im Rahmen einer Untersuchung über die Zahlungsbereitschaft für den Arten- und Biotopschutz in der BRD zu dem Ergebnis, daß an staatliche Stellen wesentlich weniger gezahlt würde als an unabhängige Stellen (HAMPICKE 1991: 133). Andererseits kann eine Steuer aber auch positive Auswirkungen auf die Zahlungsbereitschaft haben, da die Befragten dann davon ausgehen, daß im Falle der Bereitstellung des öffentlichen Gutes auch alle anderen zur Finanzierung herangezogen werden und dadurch Trittbrettfahren ausgeschlossen wird.

Als Konvention, so ELSASSER (1996: 25), habe sich daher herauskristallisiert, daß in der jeweiligen Situation plausibelste Zahlungsinstrument vorzustellen. Daher empfiehlt es sich, verschiedene Instrumente in Pretests auf ihre Akzeptanz hin zu untersuchen, um hieraus möglicherweise resultierende negative Beeinflussungen der eigentlichen Untersuchung so weit möglich auszuschließen (vgl. auch HANLEY et al. 1996: 20). Bei der Wahl des Zahlungsinstrumentes zu berücksichtigen ist, daß sich nicht alle Zahlungsinstrumente eignen, wenn Non-use Values (mit) ermittelt werden sollen. So können diese z. B. nicht über Eintrittspreise ermittelt werden, zumindest nicht bei Personen, deren Wertschätzung ausschließlich aus der Nicht-Nutzung resultiert.

### **5.7.5 Zuordnungsfehler (*Part-Whole Bias / Embedding- Effect*)**

Die Diskussion um den Part-Whole Bias<sup>19</sup> bezieht sich im wesentlichen auf einen Artikel von KAHNEMAN und KNETSCH aus dem Jahr 1992. Darin führten sie anhand der Ergebnisse einer eigenen Umfrage aus, daß die Validität der Contingent Valuation Method nach ihrer Einschätzung fraglich sei: Zum einen würde ein Embedding-Effekt auftreten, da die Bewertung des (Umwelt-) Gutes davon abhängig sei, ob es als eigenständiges Gut oder als Teil eines umfassenderen Güterbündels präsentiert würde. Zum anderen würde die Reihenfolge, in der die Präsentation der Güter erfolgen würde, entscheidenden Einfluß auf die WTP haben. D.h., die jeweils zuerst genannten Güter würden die höchste Zahlungsbereitschaft auf sich ziehen, während nachfolgend genannte nur noch eine geringere Zahlungsbereitschaft auf sich ziehen könnten. Diesen zweiten Effekt erklären KAHNEMAN und KNETSCH mit der „moralischen Befriedigung“,

---

<sup>19</sup> Für den Part-Whole-Bias werden, wie schon Überschrift und erste Zeilen des Absatzes zeigen, unterschiedliche Begriffe verwendet. In der englischen und amerikanischen Literatur wird häufig auch als Oberbegriff der Terminus „Scope“ (Scope Insensitivity) verwendet (z. B. CARSON 1997). Von ELSASSER wurde der Begriff des Zuordnungsfehlers als Übersetzung eingeführt. In anderen Studien findet aber auch der Embedding-Effekt als Oberbegriff Verwendung (z. B. DEGENHARDT, GRONEMANN 1998).

die die Befragten aus ihrem Beitrag für eine gute Sache ziehen würden (auch als *Warm Glow of Giving* bezeichnet). Es bestehe keine Präferenz für das jeweils zu bewertende Gut, sondern eine für das Gut „moralische Befriedigung“, also etwas Gutes zu tun. Daher könne aus den mit Hilfe der Contingent Valuation gewonnenen Informationen auch nicht auf den ökonomischen Wert, d. h. die hierfür jeweils bestehende Wertschätzung auf Grundlage der individuellen Präferenzen, geschlossen werden. Vielmehr komme lediglich eine moralische Befriedigung zum Ausdruck.

Vor dem Hintergrund dieser Kritik wird daher als Anforderung an die Contingent Valuation Method formuliert, daß sie für Situationen, für die die ökonomische Theorie unterschiedliche Werte vorhersagt bzw. erwarten läßt, auch tatsächlich verschiedene Ergebnisse liefert. Würden die von KAHNEMAN und KNETSCH erhobenen Vorwürfe gegenüber der CVM in Gänze zutreffen, dann wäre die Methode als Instrument zur Ermittlung ökonomischer Werte weitgehend diskreditiert und die damit gewonnenen Werte könnten weder als Grundlage für die Festlegung von Schäden in Gerichtsverfahren noch für Kosten-Nutzen-Analysen herangezogen werden. Dementsprechend hat sich im Anschluß an diese Veröffentlichung eine sehr umfassende und intensive Diskussion um die Existenz des Embedding-Effektes und des Warm-Glow-Effektes - beide werden als den Part-Whole Bias konstituierend angesehen - entwickelt.

Zur Illustration soll folgendes Beispiel dienen (vgl. Tabelle 8): Aufgrund der ökonomischen Theorie wäre zu erwarten, daß die Zahlungsbereitschaft für das Gut „Erhalt der Flußauen in Deutschland“ höher sein müßte als für das Gut „Erhalt der Flußauen in den neuen Bundesländern“ als wiederum für das Gut „Erhalt der Flußauen an der Saale“. Würden verschiedene Gruppen nach jeweils allen drei Gütern, nach den beiden letzten oder lediglich nach ihrer Wertschätzung für das Gut „Erhalt der Flußauen an der Saale“ gefragt, dann dürften sich die Ergebnisse zumindest in ihrer Größenordnung nicht widersprechen. D.h. auch die Zahlungsbereitschaft derjenigen, die nur nach dem Gut „Erhalt der Flußauen an der Saale“ gefragt werden, dürfen keine signifikant größere Zahlungsbereitschaft nennen als diejenigen, die nach der Zahlungsbereitschaft für das Gut „Erhalt der Flußauen an der Saale“ als Bestandteil eines umfassenderen Schutzprogramms gefragt werden.

Anhand von Tabelle 8 lassen sich weiterhin zwei Begriffe verdeutlichen, die zur Differenzierung des Embedding-Effektes genutzt werden (vgl. HOEVENAGEL 1996: 59): Perfect- und Regular-Embedding. Von Perfect Embedding ist dann auszugehen, wenn die WTP für ein bestimmtes Gut ähnlich hoch ist wie die für ein umfassenderes Gut. Für die in der Tabelle dargestellten Programme würde dies bedeuten, daß  $WTP_{K_1} = WTP_{K_2} = WTP_{K_3}$  für die auf der Diagonale angeordneten Güter ist. Die Zahlungsbereitschaft dürfte nur dann annähernd gleich sein, wenn die Güter auf den jeweiligen Ebene perfekte Substitute wären, d.h. der Einfluß auf ihre Wohlfahrt eines nationalen Pro-

gramms zur Erhaltung von Flußauen derselbe wäre wie der eines Programms für die Erhaltung der Flußauen an der Elbe.

*Regular Embedding* liegt dann vor, wenn für ein Gut andere Zahlungsbereitschaften geäußert werden abhängig davon, ob die Zahlungsbereitschaft aus einem umfassenderen Gut abgeleitet wird oder das Gut allein für sich stehend bewertet wird. Die Werte für die „eingebetteten“ Güter ( $K_2$  und  $K_3$ ) sollten geringer sein als wenn die Güter unabhängig voneinander bewertet werden (z.B. nur  $K_3$ ). Nach HOEVENAGEL hängt die Antwort darauf davon ab, wie die unabhängig bewerteten Güter definiert sind. Würde den Befragten aus Gruppe III gesagt, daß das Schutzprogramm an der Elbe das einzige ist, das durchgeführt werden soll, dann wäre eine höhere Wertschätzung dieser Gruppe für  $K_3$  konsistent gegenüber einer geringeren Wertschätzung in Gruppe I, die das Gut  $K_3$  als Bestandteil eines umfassenderen Programmes präsentiert bekommt. Würde den Befragten aus Gruppe III aber das Programm  $K_3$  als eines von mehreren Programmen zum Schutz von Flußauen dargestellt, dann müßte die Wertschätzung für alle  $K_3$  horizontal in etwa gleich sein.

**Tabelle 8: Part-Whole Bias beim Gut „Flußauen“**

	Umweltgut	Jeweilige Gruppe von Befragten		
		I	II	III
$K_1$	Erhalt der Flußauen in Deutschland	$WTP_{K_1}$		
$K_2$	Erhalt der Flußauen in den neuen Bundesländern	$WTP_{K_2}$	$WTP_{K_2}$	
$K_3$	Erhalt der Flußauen an der Elbe	$WTP_{K_3}$	$WTP_{K_3}$	$WTP_{K_3}$

Quelle: eigene Darstellung nach HOEVENAGEL (1996)

Die Diskussion um den Part-Whole Bias hat zu diversen Studien geführt, die sich insbesondere einer empirischen Überprüfung dieses Phänomens zugewandt haben. Einen guten Überblick über diese Studien gibt CARSON (1997). Er kommt zu der Einschätzung, daß die Hypothese des Part-Whole Bias (bei ihm *Scope Insensitivity*) in der überwiegenden Zahl der Studien zurückgewiesen werden konnte. In den Studien, in denen eine Zurückweisung dieser Hypothese nicht eindeutig möglich war, waren CARSON zufolge u. a. die Stichprobenumfänge zu klein oder es wurden Umfragen in Einkaufszentren oder per Telefon durchgeführt, so daß die Befragten sich dem Interview nicht mit der notwendigen Aufmerksamkeit widmen konnten. Insbesondere weist er daraufhin, daß in 19 der Studien auch Non-use Values ermittelt wurden und trotzdem die Hypothese des Part-Whole Bias zurückgewiesen werden konnte. Weitere em-



pirische Belege dafür, daß der Part-Whole Bias bei entsprechender Ausgestaltung der Untersuchung nicht die verzerrende Wirkung auf die Ergebnisse hat, finden sich z. B. in ELSASSER (1996) und DEGENHARDT, GRONEMANN (1998). Letztere haben ihre Arbeit explizit der Erklärung des Embedding-Effektes gewidmet und bieten hierfür einige über die bisher in der Literatur diskutierten Erklärungsansätze an. Schließlich sei noch eine Untersuchung von BATEMAN ET AL. (1997) angeführt, in der untersucht wurde, ob der Part-Whole Bias auch bei privaten Gütern auftreten kann. Folgt man ihren Ergebnissen, dann muß davon ausgegangen werden, daß dieser Bias sehr wohl auch bei privaten Gütern auftritt und nicht nur als ein Spezialproblem der Bewertung öffentlicher Güter mit Hilfe der CVM angesehen werden kann.

In der Literatur werden weitere Arten möglicher Zuordnungsfehler unterschieden (vgl. ELSASSER 1996: 94f.), die hier kurz aufgeführt werden sollen:

- *Zeitbezug der Zahlung:* Vor allem bei periodischen Zahlungsverkehrsmitteln (Steuern, befristete Nutzungslizenzen) könnten Zahlungen auf abweichende oder nicht definierte Zeithorizonte bezogen werden. Beispiel hierfür wäre, daß sich die Befragten nicht ausreichend darüber im Klaren wären, daß es sich bei einer monatlichen Zahlungsbereitschaft um regelmäßig wiederkehrende Zahlungen handelt.
- *Geographische Fehlbezüge:* Sie können dann auftreten, wenn den Befragten der geographische Bezug bzw. die räumliche Abgrenzung des Gutes nicht deutlich ist (z. B. Elbauen nur ein Teil der gesamten Flußauen in Deutschland).
- *Personelle Fehlbezüge:* In diesem Fall würden Antworten auf andere Personen bzw. Gruppen bezogen als dies vom Fragesteller beabsichtigt war. Als typisch hierfür kann das Problem angesehen werden, zwischen individuellen Zahlungsbereitschaften und denen von Haushalten zu unterscheiden.
- *Kategorien von Gütern bzw. Güterbündeln und Nutzen:* Dieser Zuordnungsfehler könnte dann vorliegen, wenn die Befragung z. B. auf den Freizeitnutzen abzielen würde, aber die Befragten auch Nutzenquellen wie Existenzwert oder ökologische Leistungen einbeziehen.
- *Politischer Kontext:* Dieser Fehler kann schließlich dann auftreten, wenn eine spezifische Maßnahme als Bestandteil eines Politikprogramms aufgefaßt wird und folglich das gesamte Programm und nicht die spezifische Maßnahme bewertet wird (Beispiel: Luftreinhaltungspolitik als Bestandteil der gesamten Umweltpolitik).

### 5.7.6 Beteiligungsproblem (*Nonresponse Bias*) und Behandlung von „Ausreißern“

Insbesondere bei schriftlichen Befragungen ist es häufig ein Problem, daß nicht alle Befragten antworten. Eine Erklärung hierfür könnte darin liegen, daß die Antwortenden ein höheres Interesse am Gegenstand der Befragung besitzen als diejenigen, die nicht antworten. Dadurch entstehen aber Probleme mit der Repräsentativität der Stichprobe. Damit ist dann das Problem verbunden, daß es zu einer Überschätzung des ökonomischen Wertes kommen kann, wenn insbesondere Haushalte oder Personen mit höherem Bildungsniveau und/oder höherem Einkommen sich an der Umfrage beteiligen und so die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft höher liegt als sie eigentlich bei einer repräsentativen Beantwortung gewesen wäre.

Gleichzeitig stellt sich aber die Frage, ob die tatsächliche Wertschätzung für ein Gut dadurch nicht auch unterschätzt werden kann. Es könnte sein, daß die Verweigerung einer Antwort bzw. die Nicht-Beteiligung an einer schriftlichen Befragung auf Protestverhalten zurückzuführen ist. In diesem Fall hängt es von den Protestgründen ab, ob davon ausgegangen werden kann, ob tatsächlich keine Wertschätzung für das Gut besteht, eine unendlich hohe Wertschätzung (lexikographische Präferenzen: vgl. SPASH, HANLEY 1995 sowie das Kapitel 5.7.7) oder aber von einer „normalen“ bzw. durchschnittlichen Zahlungsbereitschaft ausgegangen werden kann. So ist der Fall denkbar, daß eine Antwort mit der Begründung verweigert wird, daß die Bereitstellung des jeweiligen Gutes Aufgabe des Staates sei. In diesem Fall kann durchaus eine Wertschätzung für das zu bewertende Gut bestehen, allerdings wird diese durch die Untersuchung nicht erfaßt. Um eine Zuordnung der Protestantworten zu ermöglichen, werden in etlichen Studien Filterfragen eingebaut. Damit wird versucht, zu ermitteln, warum die Befragten nicht bereit waren, eine Zahlungsbereitschaft zu nennen (vgl. HOEVENAGEL 1996: 67). So wird z. B. danach gefragt, ob generell kein Interesse an dem zu bewertenden Umweltgut besteht, die derzeitige Einkommenssituation keine Zahlung ermöglicht oder ob kein Vertrauen gegenüber dem Zahlungsempfänger besteht. Je nachdem, wie konservativ die Abschätzung sein soll, können zum einen Personen, die eine Antwort auf die Frage nach der Zahlungsbereitschaft oder die Teilnahme an der Befragung generell abgelehnt haben, aus dem Sample herausgenommen werden. Zum anderen kann für diejenigen, die keine Zahlungsbereitschaft geäußert haben, für die aber aufgrund ihrer Antwort auf die Filterfragen eine positive Wertschätzung angenommen werden kann, die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft „unterstellt“ werden.

Darüber hinaus stellt sich das Problem, wie mit Ausreißern umgegangen werden soll. Hierzu gehören insbesondere Wertschätzungen, die deutlich über der tatsächli-

chen Zahlungsbereitschaft - und zum Teil auch der Zahlungsfähigkeit - liegen dürften. Zur Aufdeckung vermeintlicher Ausreißer bietet sich ein Abgleich mit dem von der Person genannten Einkommen an. Macht die geäußerte Zahlungsbereitschaft einen Großteil des Einkommens aus, oder liegt gar darüber, dann ist davon auszugehen, daß es sich um Protestantworten oder strategische Antworten handelt. In einigen Studien wurden Beträge definiert, oberhalb derer die genannten Zahlungen nicht mehr als „richtiger“ Ausdruck gewertet werden. So hat HOEVENAGEL (1996: 67) in einer von ihm durchgeführten Untersuchung festgelegt, daß genannte Zahlungsbereitschaften oberhalb von zehn Prozent des jeweiligen Einkommens abgeschnitten werden.

### **5.7.7 Problematische Annahmen über die Präferenzen**

Über die beiden in Abschnitt 4.1 genannten Voraussetzungen für den Umgang mit Präferenzen hinaus werden in der neoklassischen Ökonomie weitere Annahmen getroffen, die insbesondere für die Bewertung mit Hilfe der Contingent Valuation Method von Bedeutung sind: Dies ist zum einen die Annahme, daß die Präferenzordnung vollständig und transitiv ist. Zum anderen ist dies die Annahme, daß die Präferenzordnung stetig ist. Für den Fall einer unvollständigen und nicht transitiven Präferenzordnung kann es dazu kommen, daß Präferenzen „konstruiert“ werden. Ist die Präferenzordnung nicht stetig, dann können lexikographische Präferenzen vorliegen. Wenn davon ausgegangen werden muß, daß die grundlegenden Annahmen der neoklassischen Ökonomie nicht die Struktur der bei den Individuen tatsächlich vorhandenen Präferenzen beschreiben, dann ist fraglich, inwieweit die mit Hilfe der Monetarisierung ermittelten Werte in Kosten-Nutzen-Analysen eingestellt werden können. Auf beide Fälle soll hier kurz eingegangen werden.

#### ***Konstruierte Präferenzen***

Von der ökonomischen Theorie wird angenommen, daß die Individuen über eine vollständige Präferenzordnung verfügen. Daran anknüpfend geht die Ökonomie von der Annahme gegebener Präferenzen aus, d.h. auch für Güter wie z. B. Umweltgüter, die noch nicht auf Märkten gehandelt werden, kennt das Individuum schon seine Wertschätzung und kann diese in monetären Größen angeben. „In other words, it is assumed that people have true hidden preferences for environmental changes and that they are capable of transforming them into monetary units“ (HOEVENAGEL 1992 177). Aufgabe der Ökonomie wäre es dann nur noch, diese gegebenen, aber bisher versteckten Präferenzen durch den Einsatz geeigneter Techniken „ans Tageslicht“ zu bringen.

Doch zeigen die Ergebnisse entsprechender Experimente deutlich, daß von gegebenen, „nur“ versteckten Präferenzen nicht generell ausgegangen werden kann. Wären

sie gegeben, dann müßten z. B. die in entsprechenden Situationen geäußerten Präferenzen für bestimmte Umweltgüter unabhängig von den jeweiligen Umständen der Präferenzermittlung gleich sein. Tatsächlich hängt die geäußerte Zahlungsbereitschaft aber stark von den Umständen der Präferenzermittlung ab. Zurückgeführt wird dies darauf, daß die Präferenzordnung der Individuen nicht vollständig, sondern vielmehr unvollständig ist und Präferenzen für das zu bewertende Gut überhaupt erst einmal gebildet – konstruiert - werden müssen. „Die Theorie kümmert sich nicht um die Frage, wie Präferenzen entstehen, aber sie setzt voraus, daß sie entstanden sind. Ist dies eine sinnvolle Annahme? Es sei an dieser Stelle die Vermutung erlaubt, daß die Annahme gegebener Präferenzen nur in Kontexten Sinn macht, in denen Märkte für private Güter existieren. Im Falle öffentlicher Güter oder externer Effekte verliert sie ihre Überzeugungskraft, und zwar aus dem folgenden Grund: Es ist eine Alltagserfahrung, die vielfach experimentell bestätigt worden ist, daß Menschen nicht a priori über Präferenzen (erst recht keine konsistente Präferenzordnung) verfügen. Präferenzordnungen werden ad hoc gebildet, wenn sie benötigt werden“ (WEIMANN 1996a: 438).

Somit ist eine Unterscheidung zwischen privaten und öffentlichen Güter in bezug auf die Beurteilung der Präferenzordnung wesentlich: Während im Fall privater Güter viel eher davon ausgegangen werden kann, daß gegebene Präferenzen vorliegen, dürfte dies bei öffentlichen Gütern weit weniger der Fall sein. Allerdings weisen ARROW (1993) am Beispiel des Kaufs eines Autos und WEIMANN (1996a) am Beispiel des Kaufs eines Hauses darauf hin, daß bei komplexen privaten Gütern, die zudem nur selten erworben werden – zumindest im Vergleich zu eher alltäglichen erworbenen Gütern – ähnliche Phänomene auftreten können. Für die Bewertung öffentlicher Güter ergibt sich daraus die Notwendigkeit, Informationen über die Präferenzen bzw. diejenigen Größen zu gewinnen, die Einfluß auf die geäußerte Zahlungsbereitschaft haben. Denn wenn angenommen wird, daß Präferenzen konstruiert werden, dann ist es zentral zu wissen, „woraus“ sie konstruiert wurden und ob die geäußerten Zahlungsbereitschaften mit dem von den Ökonomen unterstellten Verständnis von Präferenzen vereinbar sind.<sup>20</sup>

Als ein Ansatz, der in der Forschung in diesem Zusammenhang zunehmend an Bedeutung gewinnt, ist die Messung sog. Einstellungen (*Attitudes*) im Rahmen der Contingent Valuation Method zu nennen. Der Begriff der Einstellungen hat in der (Sozial-) Psychologie im Laufe der Zeit mit dem Auf und Ab verschiedener Schulen und Erklä-

---

<sup>20</sup> Unter anderem angestoßen durch die Diskussion um die Güte der Ergebnisse von CVM-Studien ist eine Vielzahl von Beiträgen zur psychologischen Erklärung der geäußerten Zahlungsbereitschaften erschienen, die zum Teil an die ältere Diskussion um die Rationalitätsannahme der Ökonomie anknüpfen (vgl. z. B. KAHNEMAN ET AL. (1993), SLOVIC (1995), für einen breiteren Überblick über das Verhältnis von Psychologie und Ökonomie siehe den jüngst erschienenen Überblicksartikel von RABIN (1998)).

rungsansätze unterschiedliche Deutungen und eine Vielzahl von Definitionen erfahren.<sup>21</sup> Nach STADE sind soziale Einstellungen „erlernte, relative überdauernde Wahrnehmungsorientierungen und Reaktions- bzw. Handlungsbereitschaften; sie sind verhaltenswirksam und dabei explizit evaluativ, d.h. bewertend auf eine Klasse sozialer Objekte bezogen“ (zitiert nach SPADA 1990). In den Befragungen wird daher nicht nur nach der Zahlungsbereitschaft gefragt, sondern es wird auch versucht, Einstellungen der Befragten gegenüber dem Bewertungsobjekt zu messen. Hierfür werden ihnen Aussagen<sup>22</sup> präsentiert, die sie mit Hilfe einer vorgegebenen Bewertungsskala (z. B. Likert-Skala, semantisches Differential) bewerten sollen. Die hierdurch gewonnenen Indikatoren werden dazu genutzt, zu prüfen, ob die geäußerten Zahlungsbereitschaften eher von ökonomischen Größen (z. B. Einkommen) oder aber eher von eben den Einstellungen der Befragten bestimmt werden. Die Ergebnisse bisheriger Arbeiten sind dabei durchaus unterschiedlich: Während AJZEN ET AL. (1992) zu dem Ergebnis kommen, daß in ihrer Untersuchung die Einstellungen die geäußerte Zahlungsbereitschaft dominierten, kam WIERSTRA (1997) zu dem Ergebnis, daß es sehr stark von Typus des jeweiligen Gutes abhängt, ob eher ökonomische Größen oder Einstellungen die geäußerte Zahlungsbereitschaft dominieren (vgl. hierzu z. B. die Arbeiten von AJZEN und DRIVER (1992), MCCELLAND (1997), WIERSTRA (1997)). Die Messung von Einstellungen kann als ein vielversprechender Ansatz angesehen werden, um einer Beantwortung der von WEIMANN (1996a: 438) gestellten Frage näher zu kommen, was eigentlich gemessen wird, wenn nicht von gegebenen Präferenzen ausgegangen werden kann.

### ***Lexikographische Präferenzen***

Eine Präferenzordnung wird als lexikographisch bezeichnet, wenn ein Individuum die Güterbündel zunächst ausschließlich nach der Menge eines Gutes beurteilt und erst danach die Mengen der anderen Güter von Bedeutung sind (vgl. FEESS-DÖRR 1991: 191). Der Name lexikographische Präferenzen leitet sich aus einer Analogie zum Lexikon ab, in dem alle Wörter mit dem Anfangsbuchstaben A vor allen Wörtern mit dem Anfangsbuchstaben B kommen, egal welcher Buchstabe an zweiter Stelle folgt (Azz vor Baa).

Liegen lexikographische Präferenzen vor, dann wäre die Stetigkeitsannahme verletzt. In diesem Fall würden gar keine physisch unterschiedlichen Güterbündel vorlie-

---

<sup>21</sup> Für einen kurzen Überblick vgl. GÜTTLER (1996).

<sup>22</sup> Beispiele für derartige Aussagen sind: „Mich beunruhigt, daß viele Tier- und Pflanzenarten in Deutschland vom Aussterben bedroht sind“, „Der Verlust an Natur und Landschaft läßt sich durch einen Zuwachs bei anderen Gütern wieder ausgleichen“ oder „Es ist fair, wenn jeder einen angemessenen Beitrag für den Schutz von Natur und Landschaft zahlt“.

gen, die gleich beurteilt werden. Entweder gleichen sich die Güterbündel vollständig, oder es wird unabhängig von den Mengen aller nachgeordneten Güter das Güterbündel mit der größeren Menge des Gutes vorgezogen, das in der lexikographischen Ordnung am höchsten rangiert. Anders ausgedrückt: Die Individuen sind nicht bereit, ein bestimmtes Gut durch ein anderes Gut zu substituieren bzw. zu ersetzen, unabhängig von der Menge, die ihnen für die Aufgabe des einen Gutes geboten wird. Übertragen auf den Bereich der monetären Bewertung von Natur und Landschaft heißt dies, daß Eingriffe in die Umwelt kategorisch abgelehnt werden. Als Beispiel hierzu wird z. B. angeführt, daß eine Verringerung im Bestand einer Tier- und Pflanzenart als Folge eines Eingriffes hingenommen wird, wenn dieser Verlust entsprechend kompensiert wird. Die Kompensation kann z. B. durch eine Steigerung des Konsums von Marktgütern erfolgen. Für den Fall aber, daß die Tier- und Pflanzenart durch den Eingriff ausgerottet würde, wäre der Verlust aus Sicht der bewertenden Individuen nicht mehr kompensierbar. In diesem Fall kann keine noch so hohe Steigerung des Konsums von Marktgütern den Verlust kompensieren.

In einigen wenigen Untersuchungen wurde bisher die Existenz lexikographischer Präferenzen geprüft. Zu nennen sind hier STEVENS ET AL. (1991) und SPASH und HANLEY (1995). Während STEVENS et al. es zum Ziel hatten, vier verschiedene Tierarten Neuenglands zu bewerten, haben SPASH und HANLEY versucht, den Wert von Restbeständen des Caledonischen Kiefernwaldes in Schottland zu ermitteln. Diese immer schneller verschwindenden Wälder stellen das Habitat für einige seltene Vogelarten sowie Säugetiere dar. Beide Studien kommen zu dem Ergebnis, daß etwa ein Viertel der Befragten lexikographische Präferenzen gezeigt hätte, daß heißt einen Trade-off zwischen einem Geldbetrag und der Frage, ob die gefährdeten Arten erhalten bleiben sollen, abgelehnt haben.

Die Frage ist nun, welche Konsequenzen lexikographische Präferenzen für die ökonomische Bewertung haben. Stellt sie nach Meinung einiger Autoren eine Grenze für die ökonomische Bewertung dar (vgl. KOSZ 1997b), so halten MARGGRAF und STREB dem entgegen, daß dies nicht richtig sei. Nach ihrer Ansicht ist die Bereitschaft zum Tausch zwischen zwei Gütern keine Voraussetzung des ökonomischen Wertbegriffs. „Der Kern des ökonomischen Wertbegriffs umfaßt die Vorstellung, den Wert einer Umweltveränderung als minimale Kompensationsforderung oder maximale Zahlungsbereitschaft zu bestimmen und beinhaltet keine Aussage darüber, wie groß diese Beträge sein müssen“ (MARGGRAF, STREB 1997: 227).

Für eine Studie zur ökonomischen Bewertung insbesondere von Natur und Landschaft, wie dies auch im Fall der Stromlandschaft Elbe der Fall wäre, stellt sich daher die Aufgabe, die Möglichkeit dieser Form von Präferenzstruktur im Untersuchungsdesign zu berücksichtigen. Da bei Vorliegen lexikographischer Präferenzen ein Tausch

abgelehnt wird, bietet allein die CVM die Möglichkeit, diese Präferenzen aufzudecken. Durch entsprechende Fragen könnte aufgedeckt werden, ob von den Individuen die Zahlung für eine Verbesserung oder sogar eine Kompensation für eine Verschlechterung der Umweltqualität abgelehnt wird. In diesem Fall wäre zu klären, wie mit den Werten im Rahmen einer Kosten-Nutzen-Analyse umzugehen ist und welche Empfehlungen sich daraus an die Politik ergeben. Als ungeklärt muß es bis dato aber ebenfalls angesehen werden, ob die lexikographischen Präferenzen nicht zumindest zum Teil auch der hypothetischen Situation der CVM zuzuschreiben sind: „Individuals who claim that no amount of money would compensate them for any environmental change, no matter how small, in a hypothetical market might well change their position if offered real cash to accept a small degradation in environmental quality“ (HANLEY ET AL. 1995: 261).

### 5.7.8 Die Richtlinien des NOAA-Panels

Das NOAA-Panel kam in seinem Schlußbericht zu dem Ergebnis, daß mit Hilfe der Contingent Valuation Method sehr wohl auch die sog. Non-use Values für die Feststellung von Schäden an Umweltgütern ermittelt werden können (ARROW ET AL. 1993). Allerdings seien bei der Durchführung der CVM bestimmte Richtlinien zu berücksichtigen, um die Validität der Ergebnisse zu gewährleisten. Das Panel hat einen Katalog von Richtlinien vorgestellt, dessen Berücksichtigung die Zuverlässigkeit weitgehend „gewährleisten“ soll. In WILLIS (1995) findet sich u.a. ein Überblick darüber, welche dieser Richtlinien zur Zeit in welchem Umfang Anwendung in welchen Contingent Valuation Studien finden. Hier soll eine Auswahl dieser Richtlinien aufgeführt werden, um dann kurz auf die durch sie ausgelöste Diskussion einzugehen.

## NOAA - Richtlinien für die Durchführung von CVM-Studien

### 1. Generelle Richtlinien

- *Stichprobenart und -größe*: Die Verwendung von Zufallsstichproben ist notwendig.
- *Antwortverweigerungen*: Sie sollten minimiert werden, da Ergebnisse sonst unzuverlässig werden.
- *Persönliche Befragung*: Es ist unwahrscheinlich, daß verlässliche Schätzungen der Werte durch schriftliche Befragungen ermittelt werden können. Persönliche Interviews sind vorzuziehen, obwohl telefonische Interviews Vorteile bezüglich der Kosten und einer zentralen Überwachung bieten.
- *Pretest auf Interviewereffekt*: Die Interviewer können zu einer Verzerrung in Richtung auf das „sozial erwünschte“ Verhalten führen, da die Erhaltung der Natur vielfach als etwas Positives angesehen wird. Contingent Valuation (CV) Studien sollten Experimente enthalten, die solche Interviewereffekte abschätzen.

- *Dokumentation*: Jede CV Studie sollte dokumentieren, welche Stichprobe erhoben wurde, das Verfahren zur Stichprobenziehung, die Größe der Stichprobe und die Rate der Antwortverweigerung. Der verwendete Fragebogen sollte präsentiert werden und die Daten anderen Forschern zur Verfügung gestellt werden
- *Pretest des Fragebogens*: Durch entsprechende Pretests soll sichergestellt werden, daß die Antwortenden die Beschreibungen und Fragen ausreichend verstanden haben.

## 2. Richtlinien für Studien zur Wertermittlung

- *Konservatives Design*: Dies erhöht die Zuverlässigkeit, da extreme Antworten, die die geschätzten Werte erhöht, wegfallen. Es wird die Alternative bevorzugt, die die Zahlungsbereitschaft unterschätzt.
- *Frageformat*: Es sollte die Zahlungsbereitschaft (Willingness to pay) verwendet werden statt der Verkaufsbereitschaft (Willingness to sell), da WTP die konservative Alternative ist.
- *Entscheidungsformat*: Die Bewertungsfrage sollte wie eine Abstimmungsfrage gestellt werden.
- *Akkurate Beschreibung von Programm oder Politik*: Der Befragte muß ausreichende Informationen über das zu bewertende Umweltprogramm erhalten.
- Erinnerung an *ungeschädigte Substitute*
- *Angemessener Zeitabstand zu eingetretenen Unfällen*: Dadurch sollen Fehleinschätzungen bezüglich der Möglichkeiten der Wiederherstellung vermieden werden, da Befragte oft einen substantiellen Verlust an passivem Nutzen angeben, auch wenn sie darüber informiert werden, daß eine vollständige Wiederherstellung später eintreten wird.
- *Ja/Nein Folgefragen*: Um zu erfassen, warum Befragte mit ja oder nein auf die Frage nach der Zahlungsbereitschaft geantwortet haben

## 3. Ziele für Studien zur Wertermittlung

- *Alternative Ausgabemöglichkeiten*: Befragte sollten daran erinnert werden, daß ihre Zahlungsbereitschaft für Umweltgüter ihre Konsummöglichkeiten für andere Güter reduziert.
- *Verhinderung des Warm Glow Effektes*: Die Untersuchung sollte so gestaltet sein, daß nicht der Nutzen aus dem Akt des Gebens gemessen wird, sondern der Nutzen aus der Veränderung des Güterangebotes.
- *Dauerhafte oder vorläufige Verluste*: Befragte sollten zwischen diesen beiden unterscheiden können, da vollständige Wiederherstellung in der Zukunft passive Nutzungsverluste erheblich reduziert.
- *Kalkulationen des Gegenwartswertes bei vorläufigen Verlusten*: Es sollte dargestellt werden, daß Befragte bezüglich auf den Wiederherstellungszeitpunkt deutlich reagieren.
- *Nachweis der Zuverlässigkeit*: Derjenige, der CVM-Studie entwirft, hat die Aufgabe, die Zuverlässigkeit seiner Ergebnisse plausibel zu machen.

Quelle: eigene Übersetzung nach WILLIS (1995)



Die ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA) hat neben Anderen relativ deutliche Kritik an den vom NOAA-Panel aufgestellten Kriterien geübt (vgl. EPA 1994). Hauptmotiv dafür war, daß durch die Regelungen die Kosten für eine CVM deutlich in die Höhe getrieben werden. Zum einen sei damit die Gefahr verbunden, daß als Folge nur noch eingeschränkt von diesem Instrument Gebrauch gemacht wird. Dies hätte aber zur Konsequenz, daß die Non-use Values in vielen Entscheidungsprozessen nicht berücksichtigt würden und damit die Schäden an den natürlichen Ressourcen unterschätzt würden. Zum anderen sei es aber auch fraglich, wie stark durch die Regeln des NOAA-Panels tatsächlich die Qualität der Untersuchungsergebnisse verbessert würde. So gesehen müßten die Regeln selbst einer Kosten-Nutzen-Analyse unterzogen werden. Schließlich wird von seiten der EPA (1994) befürchtet, daß die weitere Entwicklung der Methode zum Stillstand kommt, da die Regeln als Standard angesehen werden und Untersuchungen, die sich nicht daran orientieren, nur geringe Akzeptanz bei den Entscheidungsträgern finden (vgl. hierzu auch SCHULZE 1996). Es stellt sich somit die Frage, ob aus Sicht der methodischen Entwicklung schon der Zeitpunkt gegeben ist, Verfahrensregeln festzuschreiben und damit zumindest die Wahrscheinlichkeit methodischer Verbesserungen zu verringern.

Insbesondere die Frage nach dem Verfahren zur Präferenzenthüllung hat eine kontroverse Diskussion ausgelöst. Das NOAA-Panel hatte das dichotome Frageformat als dasjenige festgelegt, das für die Ermittlung „gesicherter“ Werte für die Wertschätzung vorzuziehen sei. Allerdings sprechen auch etliche Gründe für den Einsatz anderer Formate, so daß aus der wissenschaftlichen Diskussion keine eindeutige Empfehlung abzuleiten ist. So dürfte die offene Frage - zusammen mit Zahlungskarten - insbesondere aufgrund ihres geringeren Aufwandes und dadurch auch geringeren Kosten häufig Anwendung finden<sup>23</sup>. Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, daß länderspezifische Gegebenheiten eine Rolle spielen. So weist WILLIS (1995: 127) darauf hin, daß „...people in Britain are unfamiliar with voting on tax propositions, compared with people in the USA where they are a regular feature of state election process“. Weiterhin ist davon auszugehen, daß auch die dichotome Frageform zu Verzerrungen führen kann. Liegt z. B. der dem Befragten genannte Betrag nur knapp über dem, den er eigentlich zu zahlen bereit ist, dann kann er geneigt sein, in diesem Fall zuzustimmen. Einige Studien weisen daraufhin, daß die dichotome Frageform zu signifikant höheren Zah-

---

<sup>23</sup> Nach Kenntnis des Autors haben bis auf wenige Ausnahmen alle bisher im deutschsprachigen Raum durchgeführten und veröffentlichten Studien - ohne allerdings Anspruch auf Vollständigkeit zu erheben - mit offenen Fragen bzw. mit Zahlkarten gearbeitet: so u.a. HAMPICKE et al. (1991), PRUCKNER (1994), LÖWENSTEIN (1994), ZIMMER (1994), ELSASSER (1996), KÄMMERER et al. (1996), SCHÖNBÄCK et al. (1997). Ausnahmen bilden JUNG (1995) und HACKL (1997).

lungsbereitschaft führt (vgl. u.a. die Ausführungen bei BATEMAN et al. 1993, GEISENDORF et al. 1996).

Letztlich gibt es für die Auswahl der Frageform keine grundsätzlichen Vorgaben, wie WILLIS (1995: 127) schreibt. Nach ihm spricht vor allem die Verwendung großer Stichproben sowie der höhere statistische Aufwand häufig gegen den Einsatz der dichotomen Frageform. BATEMAN ET AL. (1993: 41) ziehen zwar aus ihrer Untersuchung den Schluß, daß die Befragten große Unsicherheit bei der Beantwortung der open ended-Frage gezeigt hätten, doch kann dieses Ergebnis nicht als dominante Begleiterscheinung der open ended-Frage angesehen werden. Zumindest deuten die Ergebnisse vieler Studien nicht darauf hin bzw. geben die jeweiligen Autoren dies nicht als ein vorrangliches Problem ihrer Untersuchung an. Im Gegenteil: In der Literatur erlebt die open ended-Fragestellung zur Zeit sogar wieder eine gewisse Renaissance (vgl. hierzu HANLEY ET AL. 1996, READY ET AL. 1996). Somit geben die vom NOAA-Panel aufgestellten Richtlinien auf der einen Seite eine Orientierung und stellen sicher auch einen Maßstab für die Beurteilung empirischer Studien dar. Doch können die Richtlinien derzeit in ihrer Gesamtheit keinesfalls als allgemeingültige Standards angesehen werden. Vielmehr ist bei der Durchführung von CVM-Studien jeweils zu prüfen, ob und welche Richtlinien angewendet bzw. nicht angewendet werden.

### **5.8 Fazit zur *Contingent Valuation Method***

Der Überblick über die „methodischen Problemzonen“ der CVM sollte zeigen, welche möglichen Fehlerquellen auftreten können und dementsprechend bei der Durchführung zu berücksichtigen sind. Angesichts der genannten Anwendungsprobleme kann einerseits sicher noch nicht davon ausgegangen werden, daß mit der CVM ein routinemäßig anwendbares Bewertungsinstrument zur Verfügung steht - gleichwohl mittlerweile auf eine große Anzahl an Studien und den darin gewonnenen Erfahrungen zurückgegriffen werden kann (vgl. CARSON, MITCHELL 1995). Es können aber andererseits bei Berücksichtigung der Verzerrungsmöglichkeiten – so die überwiegende Einschätzung in der Literatur – mit Hilfe der CVM Informationen über den ökonomischen Wert von Umweltgütern ermittelt werden, die einen wichtigen Beitrag für den (umwelt-) politischen Entscheidungsprozeß liefern und die belastbar sind.

Die vom NOAA-Panel aufgestellten Richtlinien stellen zwar eine Art „Quasi“-Standard dar. So schreibt z. B. WEIMANN (1996a: 433), daß das NOAA-Panel mit seinen Richtlinien Standards gesetzt hat, an denen in Zukunft jede Studie zu messen sein wird. Doch zeigt die kurz dargestellte Diskussion um einige dieser Richtlinien, daß ihre „exakte“ Umsetzung nicht in allen Fällen angeraten scheint. So ist bei einigen Richtlinien wie der Empfehlung des Referendumformates eine Abwägung der Vor- und Nachteile notwendig. Dies gilt vor allem für die Auswahl des Frageformates: Hier sind in der

---

Zeit seit dem NOAA-Bericht viele Untersuchungen erschienen, die auf deutliche Probleme mit dem dichotomen Format aufmerksam gemacht haben und andererseits gute Ergebnisse bei der offenen Fragestellung aufzeigen konnten. Andere Empfehlungen wie die, die Zahlungs- (WTP) und nicht die Akzeptanzbereitschaft (WTA) zu ermitteln, bedürfen dagegen zur Zeit keiner großen Diskussion: Die Ergebnisse für die beiden Maße weichen derart voneinander ab, ohne daß dies ausreichend theoretisch erklärt werden kann, daß für die Ermittlung politikrelevanter Ergebnisse die WTP als konservativeres Maß vorzuziehen ist (vgl. BATEMAN, TURNER 1993, GEISENDORF et al. 1996).

Schließlich stellt sich bei der Beurteilung der Contingent Valuation Method aber noch eine andere Frage: Sind die angesprochenen Anwendungsprobleme tatsächlich allein ein Problem dieser Methode oder verbergen sich dahinter nicht eher generelle Unstimmigkeiten zwischen mikroökonomischer Theorie und in der Realität beobachtbaren Verhaltens von Individuen?<sup>24</sup> Einerseits werden für die CVM Abweichungen zwischen theoretisch erwartetem und empirisch beobachtbarem Verhalten festgestellt und daraus starke Kritik an der Methode abgeleitet, wenn es um die Verlässlichkeit der bei der Bewertung öffentlicher Güter mit dieser Methode gewonnenen Daten geht. Andererseits wird aber kaum diskutiert, ob beim Kauf privater Güter das Verhalten der Individuen völlig im Einklang mit der mikroökonomischen Theorie steht. Im Grunde genommen wird in diesem Fall die Tatsache, daß ein Kaufpreis entrichtet wurde, als Indikator dafür angesehen, daß die Bedingungen der Theorie erfüllt sind. Doch ist vielmehr davon auszugehen, daß sich Individuen auch beim Kauf privater Güter nicht immer streng rational im Sinne der Theorie verhalten. Fehlkäufe, d.h. Käufe, die anschließend bereut wurden, dürften bei entsprechenden empirischen Untersuchungen relativ leicht nachweisbar sein. Auch die an der CVM kritisierten Reihenfolgeeffekte sind ebenso im normalen Wirtschaftsleben zu beobachten. Und gleiches gilt auch für das Problem, daß Güter nicht entsprechend dem Marginalprinzip, das dem mikroökonomischen Ansatz der Nutzenmaximierung zugrundeliegt, in beliebigen (kleinen) Teilmengen erworben werden können, sondern nur in bestimmten, diskreten Mengen. Allein dieses Problem verhindert die Maximierung der Nutzen auch bei privaten Gütern in der Realität. „Die Liste unvermeidlicher Unvollkommenheiten ließe sich fortführen. In allen Beispielen zeigt sich, daß das Verhalten der Individuen *sowohl* in der CV *als auch* in realen Kaufsituationen mit einer gewissen Frequenz tatsächlich oder scheinbar von den Postulaten der Mikroökonomie abweicht. Entweder ist dies in beiden Fällen hinzunehmen – dann muß die CV gelegentlich gnädiger beurteilt werden -, oder es ist in beiden Fällen nicht hinzunehmen – dann muß nicht nur über die CV, sondern über die Mikroökonomie als ganze nachgedacht werden“ (GRONEMANN, HAMPICKE 1997: 201).

---

<sup>24</sup> Die folgenden Ausführungen basieren weitgehend auf GRONEMANN und HAMPICKE (1997: 199ff).

## **5.9 Ergebnisse von CVM-Studien zur Bewertung von Flüssen und Flußlandschaften**

In der Literatur sind - sowohl innerhalb als auch außerhalb Europas - Untersuchungen zu finden (für einen Überblick siehe SANDERS ET AL. 1990), die mit Hilfe der Contingent Valuation Method den ökonomischen Wert von Flüssen und Flußlandschaften ermittelt haben. Im Mittelpunkt stand dabei jeweils die Frage, welche Zahlungsbereitschaft bei den Betroffenen besteht, um aus ökologischer Sicht signifikante Verbesserungen durchführen zu können - so z.B. Dämme abzubauen - oder negative Beeinflussungen abwehren zu können (Bau von Staustufen).

### **5.9.1 Sanders, Walsh, Loomis (1990): Toward Empirical Estimation of the Total Value of Protecting Rivers**

In der Studie wurde die Wertschätzung für den Schutz einiger Flüsse in Colorado untersucht. Ausgangspunkt dafür war die Feststellung, daß ein Großteil der Flüsse in Colorado u.a. durch die Folgen der wirtschaftlichen Entwicklung negativ beeinträchtigt ist. Um dieser Entwicklung entgegen zu wirken, wurde die Einrichtung eines Schutzprogramms erwogen, für das elf Flüsse als geeignet bestimmt wurden. Ziel sollte es sein, die Flüsse als freifließend zu erhalten und daher jede mit diesem Ziel nicht verträgliche Entwicklung wie die Errichtung von Dämmen, Wasserspeichern etc. zu unterlassen. Für die Entscheidung über das Programm sollten auch Informationen über den ökonomischen Nutzen des Schutzes der Flüsse herangezogen werden. Da bisherige Studien, so SANDERS ET AL., vor allem Use Values insbesondere im Zusammenhang mit Erholungsnutzen ermittelt hatten, war es ihr Ziel, den gesamten Wert bestehend aus Use und Non-use Values zu ermitteln.

Das Ergebnis der Untersuchung zeigt, daß eine deutliche Wertschätzung der Bevölkerung des Staates Colorado für den Schutz der Flüsse besteht. Für die drei ökologisch am höchsten bewerteten Flüsse ergab sich eine Wertschätzung von 40 \$ pro Haushalt. Sie setzte sich aus 8 \$ Erholungsnutzen und 32 \$ Nutzen aus dem Schutz der Flüsse ohne eigene Nutzung zusammen. Für die sieben am höchsten bewerteten Flüsse ergab sich eine Wertschätzung von 74 \$, während für alle elf Flüsse die gesamte Wertschätzung auf 95 \$ je Haushalt bezog. Als ein Fazit ziehen die Autoren aus ihren Ergebnissen, daß nur auf der Grundlage von Use values wie dem Erholungsnutzen der Umfang an geschützten Flüssen bzw. Flußabschnitten zu gering wäre. Die positiven Auswirkungen der Flüsse im „natürlichen“, freifließenden Zustand auf die gesellschaftliche Wohlfahrt würden unterschätzt und so z. T. irreversible Entscheidungen für die Entwicklung der Flüsse im Sinne der herkömmlichen wirtschaftlichen Nutzung getroffen.

### **5.9.2 Loomis (1996): Measuring the economic benefits of removing dams and restoring the Elwha River: Results of a contingent valuation survey**

Mit Hilfe dieser Untersuchung sollte die Wertschätzung dafür ermittelt werden, daß an dem Fluß Elwha (Bundesstaat Washington, USA) zwei Dämme beseitigt und wieder ein natürlicher Zustand erreicht werden kann. Hintergrund für die Untersuchung war, daß die Lachspopulationen sowohl im Atlantik als auch im Pazifik deutlich abnehmen und hierfür vor allem die Verbauung der Flüsse durch Kraftwerke verantwortlich gemacht wird. Einige Gesetze des Kongresses sehen daher vor, dieser Entwicklung entgegenzuwirken. Im Elwha River and Ecosystem Act war vorgesehen, die Möglichkeiten zum Abbau zweier Dämme und der „Renaturierung“ der Ökosysteme sowie zur Erholung der Lachspopulationen zu untersuchen. Die Dämme wurden zur Erzeugung von Elektrizität errichtet.

Da der Elwha River oberhalb der durch die Dämme gestauten Strecke freifließend ist - er fließt durch den Olympic National Park -, wurden die Möglichkeiten für die Renaturierung des Flusses und ein Wiederansteigen der Lachspopulationen als günstig eingeschätzt. Weil aber der Abbau der beiden Dämme oder der Bau von Fischtreppe, dies als weitere Option geprüft werden sollten, zum Teil erhebliche Kosten verursachen würde, wurde eine Untersuchung über den ökonomischen Nutzen dieser Vorhaben erstellt.

Die zur Ermittlung der Nutzen durchgeführte Contingent Valuation bezog die gesamten USA mit ein, da Renaturierung und Erhöhung der Lachspopulationen als ein öffentliches Gut angesehen wurde, das in der ganzen USA verfügbar ist. Es wurden daher Fragebögen an 600 Haushalte in Clallam County (ein Kreis, durch den der Fluß fließt), an 900 Haushalte im Bundesstaat Washington außerhalb von Clallam County und an 1.000 Haushalte in den übrigen Bundesstaaten verschickt. Für diese drei Gruppen konnten Rücklaufquoten von 55 bis 77 Prozent erreicht werden, wobei die Rate in Clallam County am höchsten, die für die gesamte USA die geringste war. Als durchschnittliche Zahlungsbereitschaft pro Haushalt ergaben sich für Clallam County 59 \$ pro Jahr, 73 \$ für den Rest des Staates Washington und 68 \$ für die Haushalte in den übrigen USA.

### **5.9.3 Schönböck et al. (1997): Kosten-Nutzen-Analyse ausgewählter Varianten eines Nationalparks Donauauen**

In dieser Untersuchung wurde eine Kosten-Nutzen-Analyse für vier verschiedene Varianten der Gestaltung des Donauabschnitts zwischen Wien und der Staatsgrenze bei Wolfsthal/Berg und dessen voraussichtliche Nutzung in der Periode 1993 bis 2068 vorgenommen (vgl. SCHÖNBÄCK ET AL. 1997, KOSZ 1996 und 1997). Der Untersuchung lag die Annahme zugrunde, daß zwischen der Erhaltung der Donau-Auen in diesem Ab-

schnitt und der Errichtung von zwei Staustufen mit Kraftwerken zur Stromerzeugung ein Nutzungskonflikt besteht: Eine Variante ist jeweils nur auf Kosten einer anderen umzusetzen. Jede Variante, in der zumindest ein Kraftwerk gebaut wird, hätte aufgrund der Überstauung eine deutliche Abnahme der Auenflächen zur Folge. Die zu untersuchenden Varianten waren:

- Variante 1: Es wird ein Nationalpark auf den verfügbaren Flächen, d.h. denen, die sich im öffentlichen Besitz befinden, errichtet (9.300 Hektar). Es werden keine flußbaulichen Maßnahmen vorgenommen, die der Erosion der Donausohle entgegenwirken. Diese wurden durch die Donauregulierung Ende des vorigen Jahrhunderts verursacht und können langfristig durch die Absenkung des Grundwasserspiegels infolge niedrigerer Wasserspiegellagen des Hauptstromes ein ernsthaftes ökologisches Problem darstellen. Variante 1 hätte sehr gute Chancen auf internationale Anerkennung als Nationalpark gemäß den Kriterien der International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN).
- Variante 2: In diesem Fall wird der Nationalpark nicht nur auf den verfügbaren Flächen errichtet, sondern auch auf denen, die sich im privaten Besitz befinden. Die gesamte Fläche des Nationalparks beläuft sich dann auf 11.500 Hektar. Umfangreiche flußbauliche Maßnahmen, v. a. die Sohlerollierung ("Sohlepflasterung"), sollen die weitere Eintiefung der Donau verhindern. Es soll durch die Niederwasserregulierung eine durchgängige Fahrwassertiefe von 27 dm erreicht werden, um die Schifffahrtsverhältnisse zu verbessern. Diese Variante hätte ausgezeichnete Chancen auf internationale Anerkennung durch die IUCN.
- Variante 3.1 (Kraftwerk Wolfsthal/Bratislava) und Variante 3.2 (Kraftwerk Wildungsmauer): Es wird jeweils ein Stauwerk errichtet, das der Stromerzeugung und der Schifffahrt dient. Flußbauliche Maßnahmen wie die Stabilisierung der Donausohle durch Sohlerollierung und die Niederwasserregulierung sind auch in diesen Varianten notwendig. Die Varianten mit Kraftwerk haben verringerte (3.1) bzw. kaum (3.2) Chancen auf internationale Anerkennung, produzieren jedoch je nach Variante zwischen 0,7 bis 1,5 Prozent des österreichischen Strombedarfs und führen zu einer Einsparung von fossilen Brennstoffen und den damit verbundenen CO<sub>2</sub>-Emissionen.

Neben umfangreichen Untersuchungen zu den Auswirkungen auf die Schifffahrt, der Ermittlung der externen Kosten der Kraftwerkserstellung, den Kosten von Einsparmöglichkeiten von Strom und der Durchführung einer Reisekostenerhebung wurde auch eine Zahlungsbereitschaftsanalyse (CVM) durchgeführt. Ziel war es, die nicht-nutzungsabhängigen Werte für die Existenz eines Donau-Auenparks zu ermitteln. In dieser Untersuchung wurde eine Repräsentativbefragung von 1.000 Österreichern durchgeführt. Wichtige Ergebnisse der Befragung sind:

- 58 Prozent der Befragten sprachen sich gegen beide abgefragten Varianten mit je einem Flußkraft aus und votierten für die Schaffung eines Nationalparks in der Variante II.
- 36,6 Prozent der Befragten äußerten eine positive Zahlungsbereitschaft für die Nationalparkvariante ohne Kraftwerk. Hochgerechnet auf die österreichische Gesellschaft ergab sich daraus insgesamt eine Zahlungsbereitschaft von 2.698 Mrd. S pro Jahr bzw. pro Kopf der Teilmenge eine positive Zahlungsbereitschaft von 1.128 S pro Jahr; dieser Wert beruht allerdings auf einer Berechnung, die die höchste einzelne Wertschätzung von 36.000 S pro Jahr mit einbezog. Da die nächst größere Wertschätzung 12.000 S waren, wurde der höchste Wert aus der Berechnung genommen, um Überschätzungen zu vermeiden. Damit ergab sich ein Wert von 920 S (131 DM) für die Variante II.
- 63,4 Prozent der Befragten äußerten keinerlei Zahlungsbereitschaft für eine Nationalparkvariante (von den Befragten, die sich für die Nationalparkvariante aussprachen, äußerten knapp unter 50 Prozent eine positive Zahlungsbereitschaft). Wird die geäußerte Zahlungsbereitschaft auf alle Befragten umgelegt - d.h. auch auf die, die dazu keine Angaben gemacht haben -, dann ergibt sich eine Höhe von 330 S (47 DM) für die Variante II.
- Den Befragten war der Existenzwert mit 50 Prozent am wichtigsten, gefolgt vom Vermächtniswert (37 Prozent) und dem Optionswert (13 Prozent).

Der Gegenwartswert der Nationalparkvariante II beträgt bei einer unendlich langen Planungsreihe unabhängig von menschlicher Nutzung (Total Economic Value) und einem Zinssatz von zwei Prozent pro Jahr rund 110 Mrd. Schilling (15,7 Mrd. DM). Das Ergebnis der Bewertung der vier verschiedenen Varianten eines Donau-Nationalparks sieht folgendermaßen aus: Bereits bei Heranziehung von 20 Prozent der geäußerten Zahlungsbereitschaft wird der absolute wirtschaftliche Vorteil eines Laufkraftwerkes durch die Wertschätzungen für die Natur aufgewogen. Damit ist ab einer Zahlungsbereitschaft von 64 S pro Jahr und Österreicher/in (über 14 Jahre) der Barwert der Variante 2 (Nationalpark-Maximalvariante) größer als der Barwert der "besten" Variante mit Kraftwerk.

#### **5.9.4 Turner et al. (1995): Wetland valuation: three case studies**

Im Rahmen dieser Veröffentlichung werden u.a. die Ergebnisse einer Contingent Valuation für die Erhaltung der Broadlands in England dargestellt. Bei den Broadlands handelt es sich um ein Feuchtgebiet von besonderer Bedeutung: Innerhalb des Gebietes liegen drei nationale Naturschutzgebiete, wovon zwei von der britischen Regierung im Rahmen der Ramsar-Konvention als Feuchtgebiete internationaler Bedeutung

anerkannt wurden. Auch unter dem Agriculture Act von 1986 wurden die Broadlands als „Environmentally Sensitive Area“ ausgewiesen. In den letzten Jahren ist es jedoch zu verstärkten Nutzungskonflikten gekommen. Zunehmende Nachfrage nach landwirtschaftlicher Produktion, Freizeitnutzung und Wasserentnahme haben zu erheblichen negativen Auswirkungen auf die Feuchtgebiete. Die Eutrophierung des Wassers führte zu verstärkter Algenbildung, Verlust an Vegetation und organischem Verfall. Das charakteristische Landschaftsbild veränderte sich, Schilfgürtel und Grünland gingen verloren, sowie Populationen an Vögeln und wirbellosen Tieren.

Vor diesem Hintergrund wurde eine CVM-Studie durchgeführt, um die Zahlungsbereitschaft für die Erhaltung der Broadlands zu ermitteln. Zum Schutz ist es neben der Verringerung der genannten Nutzungskonflikte vor allem wichtig, durch die Erneuerung veralteter Dämme das Eindringen von Salzwasser zu verhindern. Mit der Contingent Valuation sollten sowohl nutzungsabhängigen Werte aus der Erholung als auch die Wertschätzung für die Existenz der Feuchtgebiete (nicht-nutzungsabhängige Werte) erfaßt werden. Zum einen wurde daher eine Befragung der Besucher durchgeführt, zum anderen erfolgte eine postalische Befragung von Nicht-Nutzern. Beide Gruppen wurden nach ihrer Zahlungsbereitschaft zum Erhalt des derzeitigen Zustands befragt. Darüber hinaus wurden bei dieser Studie verschiedene Frageformate eingesetzt, um ihren Einfluß auf die geäußerte Zahlungsbereitschaft zu prüfen. Es wurden die offene Fragestellung (OE), die dichotome Fragestellung (DC) und das iterative Bieten (IB) eingesetzt.

Die Auswertung der über 3.200 durchgeführten Interviews zeigte lediglich Antwortverweigerungen in Höhe von gut einem Prozent bei der Gruppe mit offener Fragestellung und viereinhalb Prozent bei der Gruppe mit dichotomer Frage bzw. dem iterativen Bieten. Verzerrung durch den Part-whole Bias sollten dadurch vermindert werden, daß die Befragten nach ihrem jährlichen Budget für Erholung befragt wurden und diese Angaben dann mit der angegebenen Zahlungsbereitschaft für die Erhaltung der Broadlands verglichen wurde. Es zeigte sich, daß keine signifikante Verzerrung vorlag. Eine weitere Kontrollfrage sollte sicherstellen, daß es sich auch tatsächlich um jährliche Zahlungsbereitschaften handelte. Die Werte der erklärenden Variablen (Einkommen, Alter, erster oder wiederholter Besuch etc.) waren signifikant und stimmten mit der ökonomischen Theorie überein. Die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft der mit Hilfe der offenen Frage befragten lag bei £ 77 pro Haushalt und pro Jahr. Bei denjenigen, die mit Hilfe der dichotomen Frage befragt wurden, ergab sich eine durchschnittliche Zahlungsbereitschaft von £ 244 pro Haushalt und Jahr. Entsprechende Tests er-



gaben eine starke Verzerrung durch eine Verankerung an den den Befragten vorgelegten Zahlungsbeträgen (*anchoring bias*) bei der dichotomen Fragestellung.<sup>25</sup>

Zusätzlich zu der mündlichen Befragung wurde eine Befragung per Brief im „übrigen“ Großbritannien durchgeführt. Ziel war es, den Existenzwert der Non-user zu ermitteln. Getestet werden sollte der Zusammenhang einerseits mit sozio-ökonomischen Faktoren sowie andererseits die Bedeutung der Entfernung zu den Broadlands auf die Zahlungsbereitschaft der Nicht-Nutzer. Dabei konnte nur eine signifikante Beziehung zwischen der genannten Zahlungsbereitschaft und der Entfernung festgestellt werden. Die Befragten, die in einer nahe den Broadlands gelegenen Zone lebten, hatten mit einer durchschnittlichen Zahlungsbereitschaft von £ 12.45 pro Haushalt und Jahr eine deutlich höhere Zahlungsbereitschaft als diejenigen, die weiter entfernt lebten. Ihre durchschnittliche Zahlungsbereitschaft lag bei £ 4.08 pro Haushalt und Jahr.<sup>26</sup>

#### **5.9.5 HAMPICKE, SCHÄFER (1994): Forstliche, finanzmathematische und ökologische Bewertung des Auenwalds Isarmündung**

Im Auftrag des Gräflichen Forstamtes Moos haben HAMPICKE und SCHÄFER 1993 eine Studie zur Bewertung des Auenwalds Isarmündung angefertigt. Die Autoren greifen sowohl auf das Instrument der Kosten-Nutzen-Analyse und die damit in Zusammenhang stehenden ökonomischen Bewertungsmethoden zur Bestimmung des ökologischen Wertes als auch auf die forstwirtschaftliche Bewertungsmethode zur Bestimmung des Holzbestandes und des Bodenwertes zurück. bei der zunächst vorgenommenen ökologischen Bewertung des Mündungsgebietes der Isar kommen Hampicke und Schäfer, zusammengefaßt, zu folgender Einschätzung: Das Gebiet der Isarmündung unterscheidet sich aufgrund seiner Flächenausdehnung, Komplexität, Naturausstattung und regionaltypischen Ausprägung deutlich von den üblichen Schutzgebieten. Aufgrund der hervorragenden ökologischen Bedeutung wurde es auch als ein ca. 2.800 ha großes Projektgebiet und schutzwürdiger Teil von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung ausgewiesen.

Der besondere ökologische Wert des Isarmündungsgebietes besteht insbesondere in der einmaligen biogeographischen Situation und der einzigartigen Mündungssituation eines Alpenflusses in die Donau mit intakter Wasserstandsdynamik. Weiterhin existiere aufgrund der ungewöhnlich hohen Struktur- und Standortvielfalt sowie der besonderen Standortbedingungen ein Mosaik von unterschiedlichen hochwertigen und

---

<sup>25</sup> Eine ausführliche Beschreibung der Wirkungen der verschiedenen Zahlungsinstrumente sowie Ansätze zur Erklärung finden sich in BATEMAN ET AL. (1993).

<sup>26</sup> Eine ausführliche Beschreibung der Ergebnisse der Untersuchung der Non-use Values findet sich in BATEMAN, LANGFORD (1995).

weiter entwicklungsfähigen Teil-Ökosystemen. Hinzu kommt schließlich, daß im Isarmündungsgebiet eine Vielzahl artenreicher Lebensgemeinschaften mit verschiedenen extrem seltenen oder bedrohten Tierarten vorkommen.

Für die ökonomische Bewertung des Auenwalds ermitteln die Autoren sowohl die Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung als auch diejenige des Staates. Im ersten Fall bedienen sie sich der Ergebnisse eigener und anderer Studien zur Bewertung für den Naturschutz in der Bundesrepublik Deutschland, im zweiten Fall leiten sie aus Förderprogrammen des Staates z. B. zur Extensivierung eine staatliche Zahlungsbereitschaft ab. Ausgangspunkt für diesen „Benefit Transfer“ ist die Annahme, daß die Bevölkerung für ein ökologisch sehr wertvolles Ökosystem, wie es mit den Auen im Bereich der Isarmündung gegeben ist, auch die höchste Wertschätzung hat bzw. für den Staat die Kriterien für die höchste Förderwürdigkeit gegeben sind.

*Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung:* Eine Studie von HAMPICKE ET AL. (1991) hatte eine Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung von mindestens 3 Mrd. DM pro Jahr ermittelt. Den Befragten wurde in der Untersuchung mitgeteilt, daß die Summe nicht über das gesamte Gebiet der Bundesrepublik (damals alte Bundesländer), sondern auf die Fläche ökologischer Vorranggebiete im Umfang von etwa 15 Prozent der Landfläche der Bundesrepublik umgelegt werden soll. Damit ergibt sich ein Intervall von 800 bis 1.800 DM pro ha und Jahr. Zwar wäre es gerechtfertigt gewesen, für ein Spitzenbiotop wie die Isarmündung den Höchstsatz oder sogar ein vielfaches davon als Wertschätzung anzunehmen. Um den Wert keinesfalls zu überschätzen, entschieden sich die Autoren dazu, lediglich die Untergrenze des ermittelten Intervalls leicht anzuheben. Sie gehen daher aufgrund der Nachfrage der Bevölkerung nach Naturschutz von einem Wert von 1.000 DM pro Hektar und Jahr aus.

*Zahlungsbereitschaft des Staates:* Der Staat fördert mit bestimmten Summen Naturschutzleistungen. Je nach Biotop liegen die Fördersummen zwischen einigen hundert und einigen tausend DM pro Hektar und Jahr. Unterstellt man auch bei der staatlichen Nachfrage eine Konsistenz der Präferenzen, dann müßte der Staat bei höherwertigen Biotopen eine mindestens gleichhohe Summe aufwenden. Wird die staatliche Zahlungswilligkeit beim Vertragsnaturschutz als Anknüpfungspunkt genommen, dann kann davon ausgegangen werden, daß für den Auwald der Isarmündung mindestens eine gleiche hohe „Wertschätzung“ wie bei den Ackerrandstreifenprogrammen angenommen werden kann. Auch hier kommen die Autoren auf einen Wert von 1.000 DM pro Hektar und Jahr.

Eine parallel durchgeführte Befragung von 120 ökologischen Experten an Hochschulen in Süddeutschland, der Schweiz und Österreich ergab, daß bei einer Zahlungsbereitschaft des Staates für Maßnahmen zum Artenschutz wie Ackerrandstreifenprogramme von 1.000 DM pro Hektar und Jahr diese mindestens in der selben Höhe

für einen einmaligen Auwald geäußert werden müsse. Im arithmetischen Mittel lagen die von den Experten genannten Werte sogar bei fast 1.300 DM pro Hektar und Jahr. Insgesamt kommen HAMPICKE und SCHÄFER für die ökonomische Bewertung im Zusammenhang mit der Kosten-Nutzen-Analyse zu dem Ergebnis, das der ökologische Wert des Auwaldes Isarmündung im Bereich von mindestens 1.000 DM pro Hektar und Jahr liegt (HAMPICKE, SCHÄFER 1997: 65).

## 6 Bewertung ökologischer Leistungen mit Hilfe objektiver Bewertungsansätze

Der Total Economic Value als Bewertungskonzept schließt mit der zweiten Wertkomponente, den indirekten Werten, an das Konzept der ökologischen Funktionen an. „Indirect values ... refer to the benefits deriving from ecosystem functions such as a forest's function in protecting the watershed“ (PEARCE, MORAN 1994: 19). Den ökologischen Funktionen lassen sich Leistungen der Natur zuordnen, die einen positiven Beitrag zur gesellschaftlichen Wohlfahrt leisten. So übernehmen in Stromlandschaften z. B. Überschwemmungsaue eine entsorgende Funktion als Nährstoffsene und Schadstofffilter. Damit stellt die Natur Gratisleistungen bereit, die bei Wegfall dieser Leistungen von entsprechender "Umwelttechnik" übernommen werden müßten, um Umweltqualitätsziele wie z. B. eine bestimmte Gewässerqualität erreichen zu können. Eine frühe Behandlung dieses Themas findet sich bei WESTMAN (1977), der in seinem Beitrag „How Much Are Nature's Services Worth?“ nach den Möglichkeiten und Grenzen der monetären Bewertung fragte.<sup>27</sup>

Damit stellt sich aus ökonomischer Sicht die Frage, wie derartige Gratisleistungen bewertet werden können. Probleme für ergeben sich hierbei vor allem daraus, daß diese Gratisleistungen nicht ohne weiteres über die schon vorgestellten direkten und indirekten Methoden bewertbar sind, da sie nicht unmittelbar mit den Präferenzen der Individuen verbunden sind. Um eine Vorstellung über die Größenordnung der Bedeutung dieser Funktion auch in ökonomischen Kategorien zu bekommen, müssen daher andere Bewertungsansätze herangezogen werden. Im Anschluß an die Unterscheidung von DIXON ET AL. (1994: 31ff.) sollen hier sog. „objektive Bewertungsansätze“ vorgestellt werden. Diese Autoren unterscheiden zwischen objektiven und subjektiven Bewertungsansätzen, wobei sich die objektiven Ansätze dadurch auszeichnen, daß sie an physikalische Beziehungen anknüpfen und formal Ursache-Wirkungs-Beziehungen beschreiben. Zu den „objektiven“ Ansätzen werden Bewertungsmethoden wie Ausgaben für präventive Maßnahmen, Bewertung von Veränderungen der Produktivität oder Wiederherstellungskosten gezählt. Weitere Probleme für die Bewertung der Gratisleistungen ergeben sich daraus, daß oft eher Zwischen- als Endprodukte zu bewerten sind und die Kostenanalyse technischer Alternativen sich, insbesondere bei hohem Fixkostenanteil, als sehr schwierig darstellen kann (vgl. GRONEMANN, HAMPICKE 1997: 172f.).

---

<sup>27</sup> Einen Überblick über ökologische Leistungen und die Möglichkeiten der ökonomischen Bewertung geben die Beiträge in DAILY (1997a) und SIMPSON, CHRISTENSEN (1997).

**Tabelle 9: Ökologische Funktionen**

<b>Regulierungsfunktion</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Regulierung des lokalen und globalen Klimas</li> <li>• Regulierung der chemischen Zusammensetzung der Atmosphäre</li> <li>• Regulierung der lokalen und globalen Energiebalance</li> <li>• Erhaltung biologischer und genetischer Vielfalt</li> </ul>
<b>Produktionsfunktion</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Sauerstoff, Nahrung, Trinkwasser</li> <li>• Wasser für Industrie</li> <li>• Energie und Brennstoffe</li> <li>• Genetische Ressourcen</li> <li>• Tierfutter und Dünger</li> </ul>
<b>Trägerfunktion</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Fläche für Siedlung</li> <li>• Fläche zur Kultivierung (z.B. Landwirtschaft)</li> <li>• Erholung</li> <li>• Naturschutz</li> </ul>
<b>Informationsfunktion</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ästhetische Informationen</li> <li>• Historische Informationen</li> <li>• Wissenschaftliche Information</li> </ul>

Quelle: zusammengestellt nach RSU (1987), DE GROOT (1994), PRUGH (1995)

Für das Forschungsprogramm „Elbe-Ökologie“ ist die monetäre Bewertung ökologischer Leistungen von besonderem Interesse, da mit einigen der in den Teilprojekten untersuchten Maßnahmen wahrscheinlich eine Verbesserung und quantitative Zunahme der ökologischen Leistungen in der Stromlandschaft Elbe verbunden ist. Führt z. B. die Ausweitung der Retentionsflächen durch die Rückverlegung von Deichen - wie dies an einigen Stellen der Elbe beabsichtigt ist - zu einer Erhöhung der ökologischen Leistungen, dann müssen in die ökonomische Bewertung der geplanten Deichrückverlegungen diese positiven Auswirkungen als Nutzen eingehen. Somit stellt die Bewertung der ökologischen Leistungen eine wichtige Information für die in einigen Teilprojekten beabsichtigten Kosten-Nutzen-Analysen dar (vgl. Kapitel 2 oben). Bevor anschließend auf einige Ansätze zur Bewertung ökologischer Leistungen eingegangen wird und die Ergebnisse einiger Bewertungsstudien präsentiert werden, soll zunächst der Begriff der ökologischen Leistung näher bestimmt und auf Flüsse bzw. Flußlandschaften bezogen werden.

## 6.1 Definition ökologischer Leistungen

Generell können *ökologische Leistungen* definiert werden als „die Fähigkeit, natürliche Prozesse und Bestandteile, Güter und Leistungen zur Verfügung zu stellen, die menschliche Bedürfnisse - direkt oder indirekt – befriedigen“ (vgl. DE GROOT 1994: 152). Dazu gehören z.B. der Erhalt der Atmosphäre, Erneuerung der Bodenfruchtbarkeit, Vermehrung von Spezies und Kontrolle dieser Vermehrung, Bereitstellung von Trinkwasser und Nahrungsmitteln und vieles mehr. Da Ökosysteme in der Regel nicht nur eine einzige dieser Funktionen zu leisten in der Lage sind, werden sie auch als *multifunktional* bezeichnet. DE GROOT sowie der SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN unterscheiden sie nach folgenden vier Funktionskategorien: Regulierungsfunktion, Produktionsfunktion, Trägerfunktion und Informationsfunktion (vgl. DE GROOT 1994: 153f; RSU 1987 sowie Tabelle 9 auf der vorherigen Seite).

Leistungen von Ökosystemen können als Material-, Energie- und Informationsflüsse auftreten, die entweder direkt konsumiert oder durch menschliche Aktivitäten transformiert werden und dadurch mit zur Wohlfahrt beitragen. Die von den Ökosystemen bereitgestellten ökologischen Leistungen schaffen zum Teil überhaupt erst die Grundlage für das Leben auf der Erde. Und die Möglichkeit, diese Leistungen durch technische Lösungen substituieren zu können, erscheint nach DAILY wenig realistisch, wenn z. B. Erfahrungen der bemannten Raumfahrt und des Experiments „Biosphere 2“ in Arizona herangezogen werden. Um diesen Punkt zu illustrieren, schlägt DAILY (1997b: 3ff.) vor, sich vorzustellen, der Mond hätte eine Atmosphäre, in der Leben möglich wäre und man wolle dort ein Leben wie auf der Erde aufbauen. Damit würde sich u.a. die Frage stellen, welche der Millionen Spezies von der Erde mitgenommen werden sollen. Zunächst stehen alle Arten zur Debatte, die direkt als Nahrung, für ihre Materialien und als Rohstoffe für die Industrie (z.B. Wachs, Lack oder Gummi) genutzt werden. Diese Liste ginge schon in die Hunderte, das Raumschiff wäre beinahe voll, obwohl die Spezies, die diese direkt genutzten Arten wiederum zum Leben brauchen, noch nicht berücksichtigt sind. Nach DAILY (1997b) müssten mindestens folgende Leistungen aufrecht erhalten werden:

- Reinigung der Luft und des Wassers,
- Dämpfung von Überflutungen und Dürren,
- Entgiftung und Abbau von Abfallprodukten und menschlichen Abfällen,
- Aufbau und Erneuerung der Böden und der Bodenfruchtbarkeit,
- Befruchtung von Pflanzen,
- Schutz vor ultravioletter Strahlung,
- Dämpfung extremer Temperaturen.

Jede dieser Leistungen wird durch ein komplexes Zusammenspiel von Organismen und chemischen oder physikalischen Prozessen ermöglicht. So zum Beispiel die Bo-

denfruchtbarkeit: Bodenorganismen spielen eine wichtige Rolle bei der Zirkulation von Stoffen im Boden, der chemischen Umwandlung und dem physikalischen Übergang von Nährstoffen in Pflanzen. Alle höheren Organismen, also auch der Mensch, sind von ihnen abhängig. Dabei ist die Zahl dieser Organismen beachtlich: Unter einem Quadratmeter Weideland in Dänemark fanden sich beispielsweise rund 50.000 Insekten, 50.000 Erdwürmer und 12 Mio. Rundwürmer. Weiterhin ergab eine Prise Erde ca. 30.000 Protozoen, 50.000 Algen, 400.000 Pilze und Milliarden von Bakterien (vgl. DAILY 1997b: 4).

Aufgrund der von den Ökosystemen bereitgestellten lebenswichtigen Funktionen ist der Wert des gesamten Ökosystems oder auch nur einzelner, großer Aggregate des „natürlichen Kapitals“ wie z.B. der Atmosphäre oder des Bodens unendlich groß. Eine monetäre Bewertung dieser Größen wäre daher sinnlos. Dagegen ist es jedoch oft sehr wichtig, Veränderungen in der Quantität oder Qualität der Ökosystemleistungen und die damit verbundenen Auswirkungen auf die menschliche Wohlfahrt zu bewerten. Auch wenn sich keine „exakten“ Werte ermitteln lassen, stellen die bewerteten Veränderungen doch wichtige Information über die damit verbundenen Kosten und Nutzen z. B. für die Entscheidung über die Umsetzung von Infrastrukturprojekten dar. „Nonetheless, even imperfect measures of their value, if understood as such, are better than simply ignoring ecosystem services altogether, as is generally done in the decision making today“ (DAILY 1997: 8).

## **6.2 Funktionsorientierte Bewertung von Feuchtgebieten**

Mit dem Ansatz einer funktionsorientierten Bewertung von Flußauen (River Marginal Wetland), der im Rahmen eines Forschungsprojektes der EUROPÄISCHE KOMMISSION (1996) „Functional Analysis of European Wetlands (FAEWE)“ entwickelt werden sollte, soll das Verständnis und die Möglichkeiten zur Quantifizierung von dynamischen Prozessen in diesen Feuchtgebieten verbessert werden. Ziel ist es letztendlich, einen Bewertungsansatz zur Verfügung zu stellen, der eine einfache und schnelle Bewertung von Feuchtgebieten und ihren Funktionen erlaubt, ohne daß sehr spezifisches Fachwissen erforderlich ist. Dadurch soll eine bessere Berücksichtigung der Bedeutung von Feuchtgebieten in Entscheidungen über Landnutzungen etc. erreicht werden, um so der weiteren Abnahme von Feuchtgebieten in Europa entgegenzuwirken.

**Abbildung 5: Darstellung der Funktionszusammenhänge in Flußauen**



**Tabelle 10: Funktionen von Flußauen (River Marginal Wetland)**

Function	Services
<b>Hydrological functions</b> ( <i>Water quantity function</i> )	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Flood water control</li> <li>• Groundwater recharge</li> <li>• Groundwater discharge</li> <li>• Surface water generation</li> </ul>
<b>Biogeochemical functions</b> ( <i>Water quality functions</i> )	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Nutrient removal</li> <li>• Nutrient retention</li> <li>• Sediment retention</li> <li>• Peat accumulation</li> </ul>
<b>Ecological functions</b> ( <i>Habitat function</i> )	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ecosystem maintenance</li> <li>• Food web support</li> </ul>

Quelle: EUROPÄISCHE KOMMISSION (1996)

Wie Tabelle 10 zeigt, werden drei Kategorien von Funktionen unterschieden. Als Funktionen werden die Abläufe innerhalb von Feuchtgebieten angesehen, die durch die natürliche Interaktion zwischen der Struktur des Ökosystems und seinen Prozessen hervorgebracht werden. Jede dieser Funktionen führt zu verschiedenen ökologischen Leistungen. Sie sind in der zweiten Spalte der Tabelle angegeben.<sup>28</sup> Jede dieser ökologischen Leistungen kann dann wieder ein – ökonomischer - Wert zugewiesen werden. Den Zusammenhang zwischen diesen Größen vermittelt Abbildung 5: Die gepunktete Linie in der Abbildung soll veranschaulichen, daß die im oberen Teil beschriebenen Beziehungen ungeachtet der gesellschaftlichen Wahrnehmung von Werten „ablaufen“, während der untere Teil die gesellschaftliche Wahrnehmung dieser Werte der Feuchtgebiete versucht darzustellen.

### **6.3 Methoden zur Bewertung der ökologischen Leistungen**

- **Dosis-Wirkungs-Beziehung**

Ziel dieses Verfahrens ist es, eine Beziehung zwischen einem Umweltschaden (Wirkung) und der Ursache für den Schaden (Dosis) derart herzustellen, daß ein bestimmter Umfang an Schäden mit einer Output-Größe verbunden werden kann und diese dann mit Marktpreisen bewertbar ist. Der Vorteil dieses Verfahrens kann darin gesehen werden, daß es entsprechend der oben angeführten Unterscheidung zwischen objektiven und subjektiven Bewertungsansätzen eher an den objektiven Beziehungen zwischen verschiedenen Größen ansetzt. „Where individuals are unaware of the impact on

<sup>28</sup> Für eine detaillierte Beschreibung der Funktionen vergleiche EUROPÄISCHE KOMMISSION (1996) sowie WIGHAM (1997: 233f.) der zu einer ähnlichen Aufstellung an Funktionen kommt.

utility of a change in environmental quality then direct WTP / WTA is an inappropriate measure and so dose-response procedures which do not rely on individuals preferences can be used" (TURNER ET AL. o.J.: A2-19). Dieser Bewertungsansatz wurde u.a. zur Bewertung von Luftverschmutzung anhand von Ernteaufällen und den Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit eingesetzt (vgl. auch HANLEY, SPASH 1993: 103ff.). Voraussetzung ist allerdings, daß a) eine eindeutige Beziehung zwischen Ursache und Wirkung besteht und b) Auswirkungen auf in Märkten gehandelte Güter bestehen, deren Marktpreise dann für die Bewertung herangezogen werden können.

- **Vermeidungskosten**

Auf Veränderungen in der Umwelt können Individuen oder Haushalte derart reagieren, daß sie Aufwendungen tätigen, um den negativen Einfluß der Umweltveränderung zu „vermeiden“ bzw. auszugleichen. Es wird somit angenommen, daß ein substitutives Verhältnis zwischen Umweltgütern und anderen Marktgütern vorliegt. So können z. B. Kosten des Lärms anhand der Aufwendungen für Schallschutzfenster oder die Kosten der Trinkwasserverunreinigung anhand der Kosten für Wasserfilter geschätzt werden. Voraussetzung für die Bewertung mit Hilfe dieses Ansatzes ist es aber wiederum, daß Marktdaten (Preise) für die Aufwendungen für Vermeidungsmaßnahmen vorliegen. Eine ökologische Leistung wie die Reinigung von Wasser oder Bildung von Trinkwasser entsprechender Güte könnte somit über die Aufwendungen bewertet werden, die bei Ausfall der ökologischen Leistung notwendig werden, um potentielle Schäden aus diesem Ausfall zu vermeiden. Der Ansatz ähnelt dem der Wiederherstellungskosten.

- **Wiederherstellungskosten**

Bei diesem Ansatz wird derjenige Geldbetrag ermittelt, der aufzuwenden ist, wenn eine bestimmte Leistung eines Ökosystems durch technische Lösungen ersetzt werden muß oder soll. Referenzgröße ist hierbei in der Regel ein Qualitätsstandard wie z. B. eine festgelegte Gewässergüte. Würde der Beitrag eines Ökosystems zur Reinhaltung von Wassers verloren gehen, der Standard aber trotzdem weiterhin eingehalten werden sollte, dann müßten entsprechende alternative Maßnahmen ergriffen werden. Die Kosten für diese alternativen Maßnahmen – im Falle der Gewässerqualität z. B. der Bau einer Kläranlage mit entsprechenden Klärstufen und -kapazität – können dann zur Bewertung der ökologischen Leistung herangezogen werden. Dieser Ansatz wurde in einigen Studien zur Bewertung von Feuchtgebieten verwendet (vgl. FOLKE 1990, GREN 1995a, 1995b)

Als Vorteil der Methode ist anzuführen, daß durch ihre Anwendung deutlich wird, welche ökologische Leistung durch das jeweilige Ökosystems an die Menschen „geliefert“ wird, ob diese Leistung ersetzt werden kann und welche Kosten hieraus resultieren würden. Dem steht als Nachteil gegenüber, daß Werte wie z. B. der Nutzen aus

der Erholung oder Existenzwert sich mit dieser Methode nicht erfassen lassen. Andere Leistungen wie der Schutz der Ozonschicht vor hoher UV-Strahlung sind durch Technik praktisch nicht zu ersetzen und sind dieser Methode schon aus diesem Grund nicht zugänglich. Schließlich erreicht dieser Ansatz auch seine Grenze, wenn nicht nur die eine bewertete Leistung, sondern mehrere Leistungen eines Ökosystems von zentraler Bedeutung sind (vgl. DIXON ET AL. 1994: 58f.).

- **Produktionsfunktion**

Dieser Bewertungsansatz basiert auf einer Produktionsfunktion ( $F$ ), die wiederum in der Nutzenfunktion des Haushalts auftritt:  $U = U ( F(X_1, \dots, X_k, S), Y )$ . Das bedeutet, daß der Nutzen eines „Haushalts“ (bzw. eines Individuums; die Begriffe werden oft synonym verwendet) auf ein Gut zurückzuführen ist, dessen Herstellung durch die Produktionsfunktion  $F$  beschrieben wird, sowie aus allen anderen Gütern, die hier der Einfachheit halber zu einem „Restgut“  $Y$  zusammengefaßt sind, dessen Mengen und Preise bekannt sind. Für die Herstellung des betrachteten Gutes werden die Inputs  $X_1$  bis  $X_k$  sowie die betrachtete ökologische Leistung  $S$  benötigt. Hieraus kann nun indirekt die Wertschätzung der Individuen für diese Leistung abgeleitet werden. Darüber hinaus werden noch Informationen über Konsumstrukturen der Haushalte, die Verwendung ihrer Zeit auf verschiedene Aktivitäten, Güterpreise und Löhne, sowie über die Wahrnehmung verschiedener Umweltzustände benötigt. Ein Beispiel: Ißt ein Individuum bevorzugt einen bestimmten Fisch, der in dem bestimmten Flußgebiet vorkommt, so setzt sich seine Nutzenfunktion  $U$  zusammen aus allen anderen Gütern ( $Y$ ) und aus dem Fisch. Der Konsum des Fisches wird beschrieben durch die Funktion  $F$ , er entsteht durch den Einsatz der Produktionsfaktoren  $X_i$ , also Angeln, Gummistiefel, Zeit, etc. Benötigt wird jedoch auch eine Fläche an Flußauen als Laichplätze dieser Fischart (die ökologische Leistung  $S$  in diesem Fall), deren Wert für dieses Individuum u. a. darin besteht, daß sie indirekt zu seinem Nutzen beitragen.

Es kann als ein Vorteil der Methode angesehen werden, daß auch indirekte Nutzen der Natur in einem ökonomischen Kontext erfaßt werden und so in die ökonomische Analyse eingehen. Allerdings muß der Zusammenhang zwischen den ökologischen Leistungen und der ökonomischen Aktivität ausreichend bekannt sein und es lassen sich nur einige Leistungen gleichzeitig bewerten (z.B. Lebensraum für eine Fischart). In der Regel sind Ökosystemen aber multifunktional, d.h. sie erbringen eine Vielzahl von Leistungen. Bei der Bewertung mehrerer ökologischer Leistungen gleichzeitig stößt der Produktionsfunktionsansatz aber an seine Grenzen, da die Zusammenhänge aller Leistungen, die erbracht werden, mit berücksichtigt werden müßten. Jedoch ist allein schon die Darstellung der rein ökologischen Zusammenhänge nicht immer möglich (vgl. MÄLER ET AL. 1992 und 1994).

## 6.4 Studien zur Bewertung ökologischer Leistungen

Im folgenden sollen drei Studien vorgestellt werden, die die Bewertung ökologischer Leistungen zum Ziel hatten. Bei der ersten Studie von COSTANZA et al. (1997) wurde versucht, eine Abschätzung des Werts von Ökosystemleistungen weltweit vorzunehmen, indem die Ergebnisse bereits durchgeführter Studien zusammengetragen und übertragen wurden. Die zweite Studie von GREN (1995) untersucht den Wert von Feuchtgebieten für den Stickstoffabbau, und schließlich werden drittens die Ergebnisse einer Studie GREN ET AL. (1995) zur monetären Bewertung der Auen entlang der gesamten Donau vorgestellt.

### 6.4.1 Costanza et al. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital

Ausgangspunkt für die Studie<sup>29</sup> ist die Annahme, daß die Leistungen von Ökosystemen einen essentiellen Beitrag zum Funktionieren des *life-support-systems* Erde leisten. Die Leistungen tragen direkt und indirekt zum Wohlstand bei und stellen daher einen Teil des gesamten ökonomischen Wertes der Erde dar. Diesen ökonomischen Wert in seiner Größenordnung aufzuzeigen, war Ziel der Studie. Dadurch sollte deutlich gemacht werden, welche Leistungen gratis über die Ökosysteme zur Verfügung gestellt werden und welche Aufwendungen notwendig wären bzw. Kosten entstehen würden, wenn diese Leistungen durch technische Lösungen ersetzt werden müßten (Jenseits der Frage, ob dies überhaupt möglich ist.). Für die Untersuchung wurden 17 bedeutende Ökosystemfunktionen für 16 Biome<sup>30</sup> ausgewählt, so z. B. die Regulierung des globalen und lokalen Klimas, Wasserbereitstellung, Erosionskontrolle, Bereitstellung von Lebensraum, Nahrungsmittelproduktion, Erholung. Bewertet wurden sie dann mit Hilfe der Ergebnisse aus Bewertungsstudien, die in den vergangenen Jahren für verschiedenste Ökosysteme und ihre Leistungen erstellt wurden. Die Leistungen wurden jeweils pro Flächeneinheit Biom errechnet und dann mit der gesamten Fläche des Bioms multipliziert. Als Abschätzung für den ökonomischen Wert der weltweiten Ökosystemleistungen ergibt sich eine Größenordnung von durchschnittlich 33 Billionen US \$ pro Jahr. Diese Zahl ist allerdings aufgrund der vielfältigen Beschränkungen der Berechnung sowie etlicher nicht erfaßter Leistungen als Untergrenze anzusehen. Die Autoren

---

<sup>29</sup> Die Studie von COSTANZA et al. ist inzwischen in einer Sonderausgabe der Zeitschrift *Ecological Economics* (April 1998, Vol. 25, No. 1) dokumentiert, in der sich auch zahlreiche Diskussionsbeiträge zu verschiedenen Aspekten dieser Studie finden.

<sup>30</sup> Als Biom bezeichnet man einen einheitlichen Lebensraum, der unter bestimmten Klimaverhältnissen entstanden ist und über eine charakteristische Vegetation und die damit verbundene Tierwelt verfügt (Quelle: Microsoft Enzyklopädie Encarta 98).

sind sich der Problematik eines solchen Unterfangens durchaus bewußt, meinen jedoch, daß eine solche Vorgehensweise sinnvoll ist, da

- der Umfang potentieller Ökosystemfunktionen dadurch offensichtlich wird,
- zumindest eine erste Abschätzung der relativen Größenordnung der globalen Ökosystemfunktionen erfolgt und
- ein Ausgangspunkt für Diskussionen und weitere Analysen geschaffen wird und so besonders diskussionswürdige Bereiche identifiziert werden können.

Ökosystemfunktionen beziehen sich z.B. auf einen Lebensraum, auf biologische Eigenschaften oder Prozesse. Als Leistungen werden Güter (wie z.B. Nahrungsmittel) oder Leistungen wie Schadstoffaufnahme zusammengefaßt, die die Menschen direkt oder indirekt aus den Ökosystemfunktionen erhalten. Für die Studie wurden nur erneuerbare Leistungen betrachtet (also Leistungen, die durch angemessenen Konsum nicht verbraucht werden, da sie sich von selbst wieder erneuern). Nicht berücksichtigt wurden dagegen erschöpfbare Ressourcen wie Brennstoffe oder Mineralien. Für die Bewertung der ökologischen Leistungen wurden die Ergebnisse von über 100 Studien zusammengefaßt und auf die Einheit US \$ pro Hektar und Jahr umgerechnet. Bei der Analyse ergeben sich für jedes der Biome einige Besonderheiten, in dieser Zusammenfassung soll jedoch nur auf den Typ „Wetlands“ näher eingegangen werden. Zunächst seien jedoch einige Mängel und Grenzen wiedergegeben, welche die Autoren selber aufführen:

- Viele Leistungen werden nicht erfaßt sind, da noch zu wenig über sie bekannt ist.
- Es waren keine Bewertungen für die Gebiete Tundra, Wüste, Eis/Fels und Ackerland vorhanden.
- Die heutigen Preise, die vielen Bewertungen zugrunde liegen, sind verzerrt (u.a. erfassen sie nicht den Wert der in Anspruch genommenen Ökosystemleistungen und Hausarbeit).
- Die vorgenommene Bewertung geht davon aus, daß es keine kritischen Schwellenwerte und Irreversibilitäten bei der Reaktion von Ökosystemen auf anthropogene Eingriffe gibt. Davon kann jedoch in der Realität nicht ausgegangen werden.
- Die Extrapolation von Einzelbewertungen auf das globale System beinhaltet Fehler.
- Es wurden in der Regel jährliche Stromgrößen berechnet. Einige Schätzungen lagen jedoch als Bestandsgrößen vor, sie wurden mit 5 Prozent abdiskontiert, um sie in jährliche Stromgrößen umzuwandeln.
- Es wurde ein statisches partielles Gleichgewichtsmodell zugrundegelegt, d.h. der Wert jeder Leistung wird unabhängig ermittelt und dann alle Werte addiert. Dies ignoriert jedoch komplexe wechselseitige Abhängigkeiten. Eine mögliche Modellierung allgemeiner Gleichgewichtsmodelle oder dynamischer Modelle liegt für die hier untersuchte Größenordnung bisher nicht vor.

### **Ergebnisse der Bewertung**

Als derzeitiger marginaler Wert<sup>31</sup> der Ökosysteme und ihrer Leistungen ergaben sich mindestens 33 Billionen US \$ pro Jahr. Dabei wird der Großteil dieses Wertes nicht in Märkten berücksichtigt, sondern liegt außerhalb von ihnen. Rund 63 Prozent des Wertes wird von Ökosystemen der Meere beigetragen, vor allem von Küstengebieten. Der Beitrag terrestrischer Ökosysteme geht hauptsächlich auf Wälder und Feuchtgebiete zurück.

**Tabelle 11: Charakterisierung der bewerteten ökologischen Leistungen**

<b>Ökosystemleistung</b>	<b>Ökosystemfunktionen</b>	<b>Beispiele</b>
1. Gasregulierung	Regulierung der chemischen Zusammensetzung der Atmosphäre	CO <sub>2</sub> / O <sub>2</sub> Gleichgewicht, O <sub>3</sub> zum Schutz gegen UV-Strahlung
2. Klimaregulierung	Regelung globaler Temperatur, Niederschlag etc.	Regulierung von Treibhausgasen, Produktion von DMS, das die Wolkenbildung beeinflusst
3. Störungsregulierung	Dämpfung und Intaktheit von Ökosystemreaktionen auf Schwankungen der Umwelt	Schutz vor Stürmen, Überflutungen, Regeneration nach Dürreperioden u. Ä.
4. Wasserregulierung	Regulierung hydrologischer Flüsse	Bereitstellung von Wasser für Landwirtschaft, Industrie und Transport
5. Wasserversorgung	Speicherung und Zurückhaltung von Wasser	Bereitstellung von Wasser in Reservoirs und wasserführenden Bodenschichten
6. Erosionskontrolle und Zurückhaltung von Sedimenten	Zurückhalten von Boden in einem Ökosystem	Verhinderung von Erosion durch Wind, Auswaschung o.ä., Lagerung von Schlamm in Seen und Feuchtgebieten
7. Nährstoffkreislauf	Lagerung, interne Zyklierung, Verarbeitung und Aufnahme von Nährstoffen	Stickstoffbindung, Nitrat-Phosphat- und andere Nährstoffkreisläufe
8. Abfallbehandlung	Wiedergewinnung von Nährstoffen und Beseitigung oder Abbau von überschüssigen oder unerwünschten Stoffen	Entgiftung, Abbau von Stoffen
9. Bestäubung	Transport von Pollen	Bereitstellung von Bestäubern zur Vermehrung von Pflanzen
10. Biologische Kontrolle	Kontrolle von Populationen	Gegenseitige Kontrolle von Beutetieren und Räubern, gegenseitige Kontrolle von Pflanzen und Pflanzenfressern

<sup>31</sup> Marginaler Wert daher, da von einer zusätzlichen Einheit der jeweiligen Ökosystemleistung bei Konstanz aller anderen Größen ausgegangen wurde und die zusätzliche Einheit ökonomisch bewertet wurde.

11. Refugien	Lebensraum für lokale und durchziehende Populationen	Raum für Jungtiere, wandernde Arten, Überwinterungsgebiete
12. Nahrungsmittelproduktion	der Anteil an der Nettoprimärproduktion, der als Nahrung nutzbar ist	Produktion von Fischen, Wild, Früchten, Nüssen etc.
13. Rohmaterialien	der Anteil an der Nettoprimärproduktion, der als Rohmaterial nutzbar ist	Produktion von Holz, Brennstoffen, Viehfutter usw.
14. Genetische Ressourcen	Quellen einzigartiger biologischer Materialien und Produkte	Medizin, neue Materialien, Gene zur Resistenz gegen Schädlinge etc.

Quelle: COSTANZA et al. (1997)

In der Studie wurde zwischen Süßwasserfeuchtgebieten (Sümpfe, Überflutungsgebiete) und Küstenfeuchtgebieten (Tidenmarsch und Mangroven) unterschieden. Feuchtgebiete sind hochproduktive und dynamische Systeme, die der Gesellschaft umfangreiche ökologische Leistungen zur Verfügung stellen. Doch sind es gerade diese Leistungen, die Anlaß für die Umwandlung von Feuchtgebieten in Ackerland waren und warum alle anderen Funktionen zugunsten dieser einen Funktion aufgegeben wurden. Die ursprünglich von Feuchtgebieten bedeckte Fläche wurde so im Laufe der Jahre dramatisch verkleinert und hat zum Teil erhebliche ökonomische Schäden mit sich gebracht. Als Beispiel zu nennen sind z. B. Schäden durch Überflutungen, die durch den Verlust der ausgleichenden Funktion von Feuchtgebieten bei Hochwasser entstanden sind.

**Tabelle 12: Bewertung der ökologischen Leistungen**

Ökosystemleistung	Bewertung
Gasregulierung	Es liegt nur eine Zahl aus Malaysia vor, die sich auf 265 US \$/ ha und Jahr beläuft.
Störungsregulierung	Überflutungsgebiete in USA: 11.137 US \$/ha und Jahr Sümpfe: ca. 30 % dieses Wertes angenommen Für Sturmschutz 1 US \$/ha und Jahr bis hin zu 7.337 US \$/ha und Jahr für Ersatz der Funktion in Großbritannien
Wasserregulierung	Es ist nur ein Wert aus Malaysia zur Dämpfung der Flutung von Reisfeldern 30 US \$/ha und Jahr verfügbar.
Wasserversorgung	Kostensparnis bei der Trinkwasserbehandlung in Malaysia 104 US \$/ha und Jahr, zusätzliche Kosten alternativer Wasserbereitstellung in den USA 15.095 US \$/ ha und Jahr. Insgesamt ergab sich ein durchschnittlicher Wert für diese Funktion von 7.600 US \$/ha und Jahr.

Erosionskontrolle und Zurückhaltung von Sedimenten	Keine Werte vorhanden
Nährstoffkreislauf und Abfallbehandlung	Für Süßwasserfeuchtgebiete ergab sich bei nachhaltiger Nutzung ein Wert von 1.700 US \$/ha und Jahr, der hauptsächlich auf Kostenersparnis gegenüber anderen Verfahren beruht.
Bestäubung und biologische Kontrolle	Keine Ergebnisse vorliegend, diese Funktion wird als weniger zentral angesehen.
Refugien	Diese Funktion ist sehr wichtig als Lebensraum für Jungtiere (170 US \$/ha und Jahr für kommerzielle Arten) und durchziehende Spezies (hauptsächlich Analyse der Zahlungsbereitschaft) 439 US \$/ha und Jahr
Nahrungsmittelproduktion und Rohmaterialien	Werte zwischen 2.752 US \$/ha und Jahr (kommerzielle Mangrovenfischerei in Australien) und 11.452 US \$/ha und Jahr (Thailand)
Genetische Ressourcen	Keine Untersuchungen vorliegend

Quelle: COSTANZA et al. (1997)

Insgesamt sind Funktionen von besonderer ökonomischer Bedeutung die Überflutungskontrolle, Schutz vor Stürmen, Nährstoffkreislauf und Abfallbehandlung. Sie machen den Ergebnissen der Autoren zufolge ca. 80 Prozent des ökonomischen Wertes von Feuchtgebieten aus. Allerdings sind diese Funktionen nicht gleichmäßig über die Ökosysteme hinweg verteilt. Dem wurde bei den Berechnungen soweit wie möglich Rechnung getragen. So wurde z.B. die Annahme getroffen, daß Freizeitaktivitäten nur an den schönsten Stellen stattfinden und der ökonomische Wert dieser Funktion nur für 30 Prozent der insgesamt möglichen Fläche berechnet wurde. Darüber hinaus konnten einige wichtige Funktionen wie der Einfluß auf lokales und globales Klima, Bereitstellung genetischer Ressourcen, Lebensraum und Gasaustausch mit der Atmosphäre konnten noch nicht erfaßt werden. Die Schätzungen sind daher als (sehr) konservativ anzusehen.

#### 6.4.2 Gren (1995): The value of investing in wetlands for nitrogen abatement

In vielen Ländern stellen Stickstoffausträge aus Landwirtschaft, Abwasser und sonstigen Emissionsquellen ein großes Problem dar, da sie zur Eutrophierung der Gewässer beitragen und zu hohen Nitratkonzentration im Grundwasser führen. Dabei hat sich die Suche nach Maßnahmen zur Reduktion der Nitratwerte bislang vorwiegend auf Kläranlagen und geringeren Stickstoffeinsatz in der Landwirtschaft konzentriert. Aus diesem Grund sollte untersucht werden, ob nicht andere Maßnahmen wie z. B. „Ökotechnologien“ zur Verringerung der Belastungen als kostengünstigere Alternativen in Frage kommen. So kann der Erhalt oder die Wiederherstellung von Feuchtgebieten als eine Investition in eine ökologische Technologie zum Stickstoffabbau angesehen werden.



---

GREN untersucht daher die Wirtschaftlichkeit der Investition in Feuchtgebiete im Vergleich zu einer Investition in herkömmliche Technologien.

Bei der Bewertung einer derartigen Investition stellt sich zum einen das Problem, daß die Assimilation von Stickstoff nicht die einzige Funktion von Feuchtgebieten ist und daher ihr Wert aus dem Gesamtwert herausgerechnet werden muß. Ein weiteres Problem ist, daß sich die Fähigkeit des Feuchtgebietes zum Abbau von Stickstoff in der Zeit nach der Wiederherstellung der Flächen ändert. Auf der Insel Gotland, die das Untersuchungsgebiet darstellte, bestehen im Zusammenhang mit dem Stickstoffaustrag vor allem zwei Probleme: hohe Nitratkonzentrationen im Grundwasser und eutrophierte Küstengewässer. Der durchschnittliche Stickstoffgehalt liegt mit 40 mg NO<sub>3</sub>/l im Vergleich zum übrigen Schweden mit 10 mg/l hoch. In einigen Wasserläufen überschreitet der Stickstoffgehalt sogar 100 mg/l und liegt damit weit über der WHO-Empfehlung von bis zu 50 mg/l. Die hohen Nitratwerte haben nicht nur zu Problemen vor der Küste Gotlands geführt, sondern infolge der veränderten biologischen Bedingungen sind in der Ostsee Fischkrankheiten aufgetreten und Bodenlebewesen im Meer verschwunden. Für die Berechnungen wurden jedoch nur Maßnahmen zur Stickstoffreduzierung im Grundwasser betrachtet, da hierfür ein hydrologisches Modell zur Verfügung stand. Dieses Modell erlaubt es, den Zusammenhang zwischen Stickstoffeinträgen und Grundwasserqualität abzubilden. Hauptquellen für Stickstoff sind in Gotland Austräge aus trockengelegten Torfmooren (in den letzten 100 Jahren wurden ca. 90 Prozent der Moore in Ackerland umgewandelt) und der Einsatz von Dünger in der Landwirtschaft. Obwohl relativ wenig Stickstoff gedüngt wird (ca. 100 kg/ha und Jahr), ist der Austrag jedoch hoch. Dies liegt vor allem auch an der gotländischen Geologie, denn Gotlands Grundgestein ist hauptsächlich Kalkstein, durch den Stickstoff leicht ins Grundwasser durchsickern kann. Die monetäre Bewertung erfolgte in zwei Schritten: Zum einen die Bewertung besserer Wasserqualität, zum anderen die Bewertung anderer Funktionen der Feuchtgebiete.

*Bewertung besserer Wasserqualität:* Der verwendete monetäre Wert für bessere Wasserqualität wurde einer schwedischen Studie entnommen, in der die Zahlungsbereitschaft für eine Wasserqualität mit höchstens 50 mg NO<sub>3</sub>/l ermittelt wurde. Für die Ermittlung der Zahlungsbereitschaft mit Hilfe einer Contingent Valuation wurden in der herangezogenen Studie 1.000 Personen zwischen 16 und 74 Jahren befragt, denen u.a. Informationen über Gesundheitsrisiken im Zusammenhang mit hohen Nitratkonzentrationen im Trinkwasser zur Verfügung gestellt wurden. Um Budgetrestriktionen einzubeziehen, enthielt der Fragebogen auch die nationalen Ausgaben für Verteidigung, Gesundheitswesen, Schulsystem und Umweltschutz. Es wurden offene Fragen zur Zahlungsbereitschaft benutzt und die Befragten wurden informiert, daß die Beiträge in Form einer proportionalen Einkommenssteuer erhoben würden. Die Befragung er-

gab eine mittlere Zahlungsbereitschaft von 600 Schwedischen Kronen (SEK) pro Person und Jahr. Um die Produktionsfunktion für Grundwasserqualität zu schätzen, wurde das hydrologische Modell herangezogen. Die Ergebnisse verschiedener Simulationsrechnungen zeigten zwischen Stickstoffeintrag und Nitratgehalt im Grundwasser einen linearen Zusammenhang. Als Zahlungsbereitschaft pro Person und Jahr wurde auf Grund dieser Daten und Angaben ein Wert von 2,7 SEK pro Kilogramm Stickstoff errechnet.

*Bestimmung des Wertes weiterer Nutzen:* Als weitere Nutzen der Feuchtgebiete wurden die Funktionen Wasserregulierung, Energiebereitstellung (Torf) und Lebensraum einbezogen. Diese wurden durch ihre Wiederherstellungskosten bewertet. Zum Beispiel wurde die Funktion Wasserregulierung mit den Kosten eines Wasserwerks verglichen, das die gleiche Menge an Trinkwasser bereitstellt. Außer dem Wert des Stickstoffabbaus wurde so ein weiterer Wert von 1000 SEK/ha und Jahr ermittelt.

Um den marginalen Wert jeder der drei betrachteten Maßnahmen zur Stickstoffreduktion zu messen, sind Informationen über das Durchsickern von Stickstoff in das Grundwasser erforderlich. Eine wichtige Annahme für die Berechnungen mit dem hydrologischen Modell war hierbei, daß der Eintrag von Stickstoff ins Grundwasser 0,3 Prozent der auf das Land aufgebrachten Stickstoffmenge beträgt. Die Minderung der einsickernden Stickstoffmenge durch Feuchtgebiete wird in Höhe der Nitratabbaufähigkeit natürlicher Feuchtgebiete angenommen. Nach einer schwedischen Studie variiert diese Abbaufähigkeit je nach Art und Lage des Feuchtgebiets zwischen 100 und 500 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr. Es wird angenommen, daß die Kapazität renaturierter Feuchtgebiete in Gotland nach zehn Jahren bei 500 kg pro Hektar und Jahr liegen würde. Für das erste Jahr wurden 215 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr angenommen und von einer Steigerung jährlichen um zehn Prozent ausgegangen. Diese Steigerungsrate wurde auch für die anderen Leistungen des Feuchtgebietes angenommen.

Der Agrarsektor hat auf Gotland einen Anteil von etwa 25 Prozent am regionalen Bruttosozialprodukt, das 1990 bei 40.000 SEK pro Bürger lag. Ein weiterer wichtiger Sektor ist der Tourismus. Industrielle Produktion ist weniger wichtig und konzentriert sich auf einige wenige Firmen. Im verwendeten wirtschaftlichen Modell Gotlands werden sieben Sektoren betrachtet. Mit Hilfe der erstellten Modelle von Wirtschaft und Wassersystem wird der marginale Wert einer Investition in Stickstoffreduktion durch drei Varianten geschätzt: Investition in Feuchtgebiete, Investition in Abwasseraufbereitung und Investition in eine Senkung der Stickstoffaufbringung in der Landwirtschaft. Diese werden mit ihrer derzeit vorhandenen Kapazität betrachtet, d.h. die Ergebnisse stellen den Wert einer Steigerung des Stickstoffabbaus vom heutigen Niveau um ein kg

Stickstoff dar. Schließlich wird den Berechnungen eine Diskontrate von drei Prozent zugrunde gelegt. Tabelle 13 zeigt die Ergebnisse.

**Tabelle 13: Marginaler Wert der Stickstoffreduktion in SEK pro kg reduzierten Stickstoff**

	Einkommens- effekte	Wasserqualität	weitere Nutzen	Gesamt
Wiederherstellung von Feuchtgebieten	2	200	147	349
Kläranlagen	28	54		82
Landwirtschaft		2,7		2,7

Quelle: GREN (1995)

Diesen Ergebnissen zufolge ist der marginale Wert einer Investition in Feuchtgebiete etwa viermal so groß wie der in eine Kläranlage. Dies liegt auch mit an den weiteren Nutzen, die etwa 40 Prozent des marginalen Nutzens der Feuchtgebiete ausmachen. Aus der Untersuchung wird deutlich, daß für die Messung der Komponenten der marginalen Werte viele Daten benötigt werden. Oft sind jedoch ökonomische Daten nur für große Gebiete verfügbar, während Informationen über Ökosysteme nur für kleine Gebiete vorliegen, und es ist schwierig, diese beiden Datenquellen zu verbinden. Betrachtet man die Kosten der verschiedenen Investitionsmaßnahmen, so liegen diese für Kläranlagen je nach Anlagentyp bei 50 bis 150 SEK/kg N-Reduktion. Für Feuchtgebiete ergeben sich Opportunitätskosten in Höhe von 2.000 SEK/ha, was zu einem Wert von 93 SEK/kg N-Reduktion führt. Der abdiskontierte Nutzen pro investierter Krone liegt bei 3,7 SEK für Feuchtgebiete und 0,4 bis 1,1 SEK für Kläranlagen. Dies deutet darauf hin, daß eine Investition in Feuchtgebiete eine lohnende Alternative gegenüber den anderen genannten Maßnahmen sein kann.

Das skizzierte Vorgehen bietet eine Alternative für die Bewertung von Feuchtgebieten und anderen Ökosystemen. Indem die von Ökosystemen „produzierten“ Umweltgüter herangezogen werden, kann ihr Wert über den Produktionsfunktionsansatz zum Teil über den Output in Geldeinheiten bewertet werden. Der Ansatz erfordert jedoch eine genaue Modellierung des ökologischen und ökonomischen Systems.

#### **6.4.3 Gren et al. (1995): Economic Values of Danube Floodplains**

Im Auftrag des WWF wurde 1994 am Beijer International Institute of Ecological Economics eine Studie über den ökonomischen Wert der Donauauen durchgeführt. Einbezogen in die Untersuchung wurden die Flächen in sieben Anrainerländern. Ausgangspunkt für die Berechnungen des ökonomischen Wertes der Donauauen waren die ökologischen Leistungen, die die Auen der Gesellschaft als Gratisleistungen zur Verfü-

gung stellen. Aus der Vielzahl möglicher ökologischer Leistungen wurden drei Bereiche ausgewählt. Der Grund für diese Beschränkung ist vor allem in dem Informationsproblem zu sehen, das die Bewertung dieser ökologischen Leistungen mit sich bringt. Letztlich wäre es notwendig, die Leistungen der Auen für das ökonomische System über ein ökonomisch-ökologisches Interdependenzmodell zu erfassen. GREN et al. beschränken sich aber mangels eines derartigen Modells auf die Untersuchung der Auen als

1. „Produktionsort“ von Marktgütern (Tierfutter, Holz, Fischfang),
2. als Ort für Erholungsmöglichkeiten und
3. als alternative Umwelttechnik.

Zu 1) Die Werte von drei verschiedenen Habitaten - Wälder, Weideland, Feuchtgebiete - wurden berechnet als Input für die Produktion von Marktgütern<sup>32</sup>. Aufgrund fehlender allgemeiner oder partieller Gleichgewichtsmodelle wurden die Werte anhand der Marktpreise für Holzprodukte, Fisch und Tierfutter berechnet. Als Wert für Holzprodukte wurden 236 Mark ermittelt, als Wert für Fischfang 97 Mark und für Tierfutter 243 Mark. Der gesamte Wert der Auen ergibt sich dann aus dem Anteil der jeweiligen Habitate an den gesamten Auenflächen. Für die Gebiete in Deutschland und Österreich ergibt sich daraus ein Wert von 209 Mark je Hektar.

**Tabelle 14: Ökonomischer Wert je Hektar Aue sowie Gesamtwert der Donauauen**

	DM pro Jahr und Hektar			
	Deutschland	Österreich	Ungarn	Slowakei
Marktgüter (Holz, Fischerei, Futter)	209	209	112	112
Erholung	342	342	184	184
Nährstoffsенke	403	403	403	403
<b>Summe je Hektar Aue</b>	954	954	699	699
<b>Fläche in Hektar</b>	45.662	27.500	51.553	5.000
<b>Gesamtwert in Mio. DM</b>	<b>44</b>	<b>27</b>	<b>36</b>	<b>4</b>

Quelle: Gren et al. (1995: 342); Wechselkurs ECU / DM gleich 1,90

<sup>32</sup> Für die Bewertung der Marktgüter und Erholungsleistungen ziehen GREN et al. eine Studie von KOSZ ET AL. (1992) heran.

---

Zu 2) Die Erholungswerte der Donauauen wurden mit Hilfe der Reisekostenmethode bestimmt. Darin wurden zum einen nur die Kosten für die Anreise und zum anderen zusätzlich alle übrigen mit dem Aufenthalt verbundenen Kosten ermittelt. Im ersten Fall wurde ein Wert von 606 Mark pro Hektar ermittelt, im zweiten Fall steigerte sich dieser Wert auf 2.274 Mark pro Hektar. Da diese Werte für den Nationalpark bei Wien ermittelt wurden und damit nur eine begrenzte Übertragbarkeit auf alle anderen Flächen gegeben ist, haben Gren et al. vereinfachend angenommen, daß der durchschnittliche Erholungswert aller Flächen in etwa der Hälfte der in der ersten Variante errechneten Aufwendungen für die An- und Abreise entsprechen. Daraus haben sie für die Flächen in Deutschland und Österreich einen Wert von 342 Mark pro Hektar abgeleitet.

Zu 3) Die Belastung der Gewässer mit Nährstoffen kann einmal durch den Einsatz von Umwelttechnik reduziert werden, zum anderen können sie aber auch durch eine „Nutzung“ der Auen reduziert werden: Eine wesentliche Leistung von Auen ist es, als Nährstoffsenken und Schadstofffilter (Nitrat, Phosphat) zu wirken. Würden diese Stoffe über den Einsatz entsprechender Umwelttechnik reduziert, dann würde ihr Einsatz Kosten verursachen. Diese Kosten können daher als Maßstab für die Bewertung der natürlichen Funktionen herangezogen werden. Gren et al. (1995) ermitteln für diese Leistung der Donauauen den Wert von 308 Mark als Senke für Stickstoff und den von 95 Mark als Senke für Phosphate. Dies entspricht einem Gesamtwert von 403 Mark pro Hektar Auenflächen. Tabelle 14 faßt die Ergebnisse zusammen.

Insgesamt ergibt sich für die Donauauen ein Wert von 44. Mio. DM pro Jahr in Deutschland. Dabei ist zu berücksichtigen, daß bei dieser Studie aufgrund der angeführten Probleme nur eine Auswahl ökologischer Leistungen bewertet wurde und daher auch der ermittelte Wert eher eine untere Grenze für den ökonomischen Wert darstellt.

## 7 Fazit: Ökonomische Bewertung in der Stromlandschaft Elbe

Ziel dieser Arbeit war es, den möglichen Beitrag der ökonomischen Bewertung für das BMBF-Programm „Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe“ aufzuzeigen. Soll den Zielen einer nachhaltigen Entwicklung, wie sie in der Forschungskonzeption dargestellt sind, näher gekommen werden, dann, so die These dieser Arbeit, kann die ökonomische Bewertung hierzu einen wichtigen Beitrag leisten. Ihre Bedeutung wird darin gesehen, daß sie über die mit Hilfe der Bewertungsverfahren gewonnenen Informationen einen wesentlichen Beitrag zur umweltpolitischen Zielfindung leistet. Dies ist vor allem vor dem Hintergrund bedeutend, daß die Verfolgung einer nachhaltigen Entwicklung in der Stromlandschaft Elbe mit Nutzungskonflikten verbunden sein wird. So dürften einige der heutigen Nutzungen sowohl des Flusses als auch der Uferbereiche nicht mit dem Ziel einer nachhaltigen Entwicklung vereinbar sein. Damit stellt sich aber die Frage, welchen der jeweils möglichen Nutzungen der Vorzug gegeben werden soll. Um sie beantworten zu können, ist die Bewertung der verschiedenen Nutzungsalternativen eine notwendige Voraussetzung (vgl. BINGHAM ET AL. 1995).

Mit Hilfe der ökonomischen Bewertung können Informationen darüber gewonnen werden, welchen Wert die Umsetzung einer nachhaltigen Entwicklung in der Stromlandschaft Elbe für die Gesellschaft hat. Da die Verbesserung der Stromlandschaft im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung als öffentliches Gut anzusehen ist, werden diese Informationen nicht automatisch über die Institution Markt erzeugt. Sie können aber durch die Ermittlung der Zahlungsbereitschaft mit Hilfe der Contingent Valuation für ein entsprechendes Programm zur Erhaltung und Verbesserung der ökologischen Situation in der Stromlandschaft Elbe sowie durch die Bewertung verschiedener ökologischer Leistungen mit Hilfe indirekter Methoden zur Verfügung gestellt werden. Damit ist dann nicht nur eine Gegenüberstellung der alternativen Nutzungsmöglichkeiten möglich, wie die ISKE (1994: 96) schreibt, sondern es ist ein Vergleich der Alternativen möglich. Auf dieser Grundlage ließe sich entscheiden, welche Entwicklungsalternative – Schützen oder Nutzen - aus gesellschaftlicher Sicht vorzuziehen ist.

Für die Definition eines Gutes, das zentraler Gegenstand der ökonomischen Bewertung im Rahmen des Forschungsprogramms Elbe-Ökologie sein soll, stellen die Elbauen einen zentralen Ansatzpunkt dar. Auf der einen Seite sind sie eine wichtige Größe für die nachhaltige Entwicklung der Stromlandschaft Elbe, auf der anderen Seite könnten sie einigermaßen einfach als Gut gegenüber den bewertenden Individuen dargestellt werden. Zu prüfen wäre, ob nicht ein Nationalpark Elbauen, der den IUCN-Kriterien entsprechen würde, ein sinnvoller Ausgangspunkt für die ökonomische Bewertung sein könnte. Als wichtige Instrumente zur Messung des ökonomischen Wertes wurden die *Contingent Valuation Method* und sogenannte *objektive Bewertungsansät-*

ze ausführlicher dargestellt und diskutiert. Diese Auswahl ist darin begründet, daß beide Ansätze für die Bewertung einer nachhaltigen Entwicklung von besonderer Bedeutung sind: Zum einen können mit Hilfe der Contingent Valuation Method die sogenannten Non-use Values ermittelt werden. Ihnen dürfte im Rahmen des Total Economic Value der „Stromlandschaft Elbe“ eine größere Bedeutung zukommen. Andere Studien, in denen der gesamte ökonomische Wert – nicht nur für Feuchtgebiete – ermittelt wurde, legen diese Vermutung nahe. Daher sollte für die ökonomische Bewertung in der Stromlandschaft Elbe eine Methode gewählt werden, mit der die Non-use Values ermittelt werden können. Zum anderen wäre die Bewertung der ökologischen Leistungen anhand der „objektiven“ Bewertungsverfahren für eine Stromlandschaft wie die Elbe von besonderem Interesse, da durch Maßnahmen in Richtung einer nachhaltigen Entwicklung wie z. B. die Rückgewinnung von Retentionsflächen diese ökologischen Leistungen in qualitativer aber vor allem auch quantitativer Hinsicht zunehmen dürften.

Das Kapitel über die Contingent Valuation Method zeigte zwar, daß diese Methode nicht frei von Anwendungsproblemen ist. Doch dürfen diese, wie gleichfalls gezeigt werden sollte, nicht dahingehend interpretiert werden, daß auf den Einsatz dieser Methode besser zu verzichten sei. *Erstens* sind viele der Probleme, die angeführt wurden, nicht speziell dieser Methode zuzuschreiben: Zum einen resultieren sie aus der Konfrontation der mikroökonomischen Theorie mit der Praxis, zum anderen sind ähnliche Probleme auch bei anderen, nicht ökonomischen Bewertungsverfahren anzutreffen (z. B. Notwendigkeit der Informationsverdichtung). *Zweitens* konnte in vielen Studien gezeigt werden, daß durch sorgfältige Vorbereitung und Durchführung der Untersuchung viele dieser Anwendungsprobleme umgangen oder in ihrem Einfluß zumindest stark reduziert werden konnten. Insgesamt kann nach dem heutigen Stand der Diskussion davon ausgegangen werden, daß mit Hilfe der CVM belastbare Daten ermittelt werden können und sie daher eine valide Grundlage für den umweltpolitischen Entscheidungsprozeß darstellen.

Wenn davon ausgegangen werden muß, daß Maßnahmen wie der Schutz von Landschaften oder ihre Entwicklung in Richtung Nachhaltigkeit zu Nutzungskonflikten führen, dann ist es eine Voraussetzung für eine rationale Umweltpolitik, sich über die Größenordnung dieser Nutzungskonflikte ein Bild zu verschaffen (SPASH 1997). Und in diesem Fall sind Methoden wie die Nutzen-Kosten-Analyse und die Contingent Valuation Method als Verfahren zur Bewertung öffentlicher Güter unverzichtbare Werkzeuge, mit deren Hilfe derartige Nutzungskonflikte am besten sichtbar gemacht werden können und die auch Rückschlüsse auf ihre Größe erlauben. Angesichts des bisherigen Standes der Bewertungsmethoden vermag diese Aufgabe noch keine andere Methode überzeugender zu lösen als die ökonomische Bewertung.

## 8 Literatur

- Ahlheim, M. (1995): Nutzen-Kosten-Analyse und kontingente Evaluierung bei der Bewertung von Umweltprojekten. In *Staatwissenschaften und Staatspraxis* 6(3): 317 - 358.
- Ajzen, I., Driver, B. L. (1992): Contingent Valuation Measurement: On the Nature and Meaning of Willingness to Pay. In *Journal of Consumer Psychology* 4: 297 - 316.
- Ankele, K., Meyerhoff, J. (1997): Ökonomisch-ökologische Bewertung. Verfahren zur Bewertung und ihre Grundannahmen. In *Informationsdienst Ökologisches Wirtschaften* 3/4: 8 - 11.
- ANL (1991): Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (Hg.): Erhaltung und Entwicklung von Flußauen in Europa. Laufende Seminarbeiträge 4/91.
- Arrow, K., et al. (1993): Report to the NOAA-Panel on Contingent Valuation. In *U.S. Federal Register* 58(10): 4602 - 4614.
- Barbier, E.B. (1994): Valuing Environmental Functions: Tropical Wetlands. In *Land Economics* 70(2): 155 - 173.
- Barbier, E.B., Acreman, M., Knowler, D. (1997): Economic valuation of wetlands: a guide for policy makers and planners. Gland, Switzerland. Ramsar Convention Bureau, [http://w3.iprolink.ch/iucnlib/themes/ramsar/lib\\_val\\_e\\_index.htm](http://w3.iprolink.ch/iucnlib/themes/ramsar/lib_val_e_index.htm)
- Baron, J. (1996): Rationality and Invariance: Response to Schuman. In: Bjornstad, D. J., Kahn, J. R. (Eds.): *The Contingent Valuation of Environmental Resources*. Cheltenham, Edward Elgar, pp. 145 - 165.
- Bateman, I. J., Langford, I. H.: (1997): Non-users' Willingness to Pay for a National Park: An Application and Critique of the Contingent Valuation Method." In *Regional Studies* 31(6): 571 - 582.
- Bateman, I. J., Turner, R. K. (1993): Valuation of the Environment, Methods and Techniques: The Contingent Valuation. In: Turner, R. K. (Ed.): *Sustainable environmental management: principles and practice*. London, pp. 120 - 191
- Bateman, I., Langford, I. H., Willis, K. G., Turner, R. K., Garrod, G. D. (1993): The Impacts of Changing Willingness to Pay Questions Format in Contingent Valuation Studies: An Analysis of Open-Ended, Iterative Bidding and Dichotomous Choice Formats. CSERGE Working Paper 05, London, 45 pp.
- Bateman, I., Langford, I. H., Graham, A. (1995): A Survey of Non-Users Willingness to Pay to prevent Saline Flooding in the Norfolk Broads, CSERGE Working Paper 11, London
- Batemen, I Munro, A., Rhodes, B., Starmer, C., Sugden, R. (1997): Does Part-Whole Bias exist? An Experimental Investigation. In *The Economic Journal* 441: 322 - 332.
- Bingham, G., Bishop, R., et al. (1995): Issues in ecosystem valuation: improving information for decision making. In *Ecological Economics* No. 14(2): 73 - 90.
- Bishop, R. C., Champ, P.A., Mullarkey, D. J. (1995): Contingent Valuation. In: Bromley, D. W. (Ed.): *The Handbook of Environmental Economics*. Oxford: Blackwell, pp. 629 - 654.
- Bishop, R., Welsh, M. (1992): Existence values in benefit-cost-analysis and damage assessment. In *Land Economics* 68(4): 405 - 417
- Bishop, R.C., Champ, P.A., Brown, T.C., McCollum, D.W. (1997): Measuring the Non-use Values: Theory and Application. In: Kopp, R. J., Pommerehne, W. W., Schwarz, N. (Ed.):



Determining The Value of Non-Marketed Goods. Bosten et al., Kluwer Academic Publishers, pp. 59 - 82.

- Bjornstad, D. J., Kahn, J. R. (Eds.) (1996): The Contingent Valuation of Environmental Resources. Methodological Issues and Research Needs. Cheltenham: Edward Elgar, 305 pp.
- Blöchliger, H. (1992): Der Preis des Bewahrens. Eine Ökonomie des Natur- und Landschaftsschutzes. Chur: Ruediger, 187 pp.
- Bornhöft, D. (1997): Einleitung und Ziele des Fachgesprächs „Umwelt-/ Sozio-Ökonomie im Forschungsprogramm Elbe-Ökologie“. In: Bornhöft, D., Meyerhoff, J. (Hg.). Umwelt-/Sozio-Ökonomie im Forschungsprogramm Elbe-Ökologie. Berlin: Institut für ökologische Wirtschaftsforschung, pp. 1 – 8
- Bornhöft, D., Meyerhoff, J. (Hg.) (1997): Der Beitrag der Umwelt- und Sozioökonomie für die ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe. Dokumentation eines Fachgesprächs des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie. Schriftenreihe des Instituts für ökologische Wirtschaftsforschung 119/97, 137 pp.
- Brandes, W., G. Recke, et al. (1997): Produktions- und Umweltökonomik. Traditionelle und moderne Konzepte. Band 1. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 534 pp.
- Brouwer, R., Langford, Ian H., Bateman, Ian J., Crowards, Tom C., Turner, R. Kerry (1997): A Meta-Analysis of Wetland Contingent Valuation Studies. CSERGE-Working Paper GEC 97-20. University of East Anglia and University College London, 76 pp.
- Brouwer, R., Slangen, L. H. G. (im Erscheinen): Contingent valuation of the public benefits of agricultural wildlife management: the case of the Dutch peat meadow land. In *European Review of Agricultural Economics*
- Bundesamt für Naturschutz (1997): Daten zur Natur. Münster: Landwirtschaftsverlag
- Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (1995): Forschungskonzeption ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe (Elbe-Ökologie). Bonn
- Carson, R. T. (1997): Contingent Valuation Surveys and Tests of Insensitivity to Scope. In: Kopp, R. J., Pommerehne, W. W., Schwarz, N. (Eds.): Determining the Value of Non-Marketed Goods. Kluwer Academic Publishers, Boston et al., pp. 127 - 164
- Carson, R. T., R. C. Mitchell, et al. (1992): A Contingent Valuation Study of Lost Passive Use Values Resulting from the Exxon Valdes Oil Spill. Report to the Attorney General of the State of Alaska. Natural Recourse Damage Assessment, Inc.
- Ciriacy Wantrup, S.V. (1947): Capital Returns from Soil Conservation Practices. In *Journal of Farm Economics* 29: 1181 - 96.
- Colditz, G. (1994): Auen, Moore, Feuchtwiesen. Gefährdung und Schutz von Feuchtgebieten. Basel: Birkhäuser.
- Common, M., Reid, I., Blamey, R. (1997): Do Existence Values for Cost Benefit Analysis Exist? In *Environmental and Resource Economics* 9(2): 225 - 238.
- Costanza, R, d'Arge, R. de Groot, R. u.a. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature. In: *Nature*, <http://www.nature.com>
- Costanza, R., Faber, S.C., Maxwell, J. (1989). Valuation and Management of wetland ecosystems. *Ecological Economics* 1: 335-361.

- 
- Crowards, T. (1995): Nonuse Values and Economic Valuation of the Environment: A Review. Working Paper 25, CSERGE: London, 45 pp.
  - Cummings, R. G., Harrison, G. W. (1995): The Measurement and Decomposition of Nonuse Values: A Critical Review." In *Environmental and Resource Economics* 5: 225 - 247.
  - Daily, G. (1997a) (Ed.): *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, 392 pp.
  - Daily, G. C. (1997b): Introduction: What are Ecosystem Services? *Nature's Services. Societal Dependence on Natural Ecosystems*. In: G. C. Daily: *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington, DC, Island Press, pp. 1 - 11.
  - Davis, R. (1963): *The Value of Outdoor Recreation: An Economic Study of the Maine Woods*. Harvard University.
  - Degenhardt, S., Gronemann, S. (1998): *Die Zahlungsbereitschaft von Urlaubsgästen für den Naturschutz. Theorie und Empirie des Embedding-Effektes*. Peter Lang. Frankfurt/M., 353 pp.
  - Diamond, P.A., Hausman, J.A. (1994): "Contingent Valuation: Is Some Number Better Than No Number?" In *Journal of Economic Perspectives* 8: 45 -64.
  - Dister, E. (1991): Situation der Flußauen in der Bundesrepublik Deutschland. In: *Laufener Seminarbeiträge* 4: 8 - 16
  - Dixon, J.A., Scura, L. F., Carpenter, R. A., Sherman, Paul B. (1994): *Economic Analysis of Environmental Impacts*. London: Earthscan Publications.
  - Eckey, H.-F., Kosfeld, R., Dreger, C. (1995): *Ökonometrie*. Wiesbaden: Gabler, 339 pp.
  - Elsasser, P. (1996): *Der Erholungswert des Waldes. Monetäre Bewertung der Erholungsleistung ausgewählter Wälder Deutschlands*. Frankfurt/M.: J. D. Sauerländer, 243 pp.
  - Elsasser, P. (1997): *Die Contingent Valuation Method: Stand der Forschung, Anwendungsmöglichkeiten im Rahmen der (Elbe-)Ökologie und Grenzen der Methodik*. In: Bornhöft, D., Meyerhoff, J. (Hg.). *Umwelt-/Sozio-Ökonomie im Forschungsprogramm Elbe-Ökologie*. Berlin: Institut für ökologische Wirtschaftsforschung, pp. 22 – 33
  - Endres, A., Holm-Müller, K. (1998): *Die Bewertung von Umweltschäden. Theorie und Praxis sozioökonomischer Verfahren*. Stuttgart: Kohlhammer, 209 pp.
  - Environmental Protection Agency (EPA) (1994): *Comments on proposed NOAA/DOI regulations on natural resource damage assessment*. Washington, DC.
  - European Commission (1996): *Functional analyses of European wetland ecosystems. Phase 1 (FAEWE). The function of river marginal wetland ecosystems*. Brussels, 408 pp.
  - European Environment Agency (1994): *European Rivers and Lakes. Assessment of their Environmental State*. Copenhagen
  - Ewers, H.-J., Schulz, W. (1982): *Die monetären Nutzen gewässerverbessernder Maßnahmen, dargestellt am Beispiel des Tegler Sees in Berlin*. Berlin: Erich Schmidt.
  - Farmer, M. C., Randall, A. (1998): *The Rationality of a Safe Minimum Standard*. In *Land Economics* 74 (3): 287 - 302.
  - Feess-Dörr, E. (1991): *Mikroökonomie. Eine Einführung in die neoklassische und klassisch-neoricardianische Preis- und Verteilungstheorie*. Marburg, Metropolis, 509 pp.

- Freeman III, A. M. (1997): On Valuing the Services and Functions of Ecosystems. In: Simpson, R.D., Christensen, N.L.J.: *Ecosystem Function & Human Activities*. New York: Chapman & Hall, pp. 241 - 253
- Fromm, O. (1997): *Möglichkeiten und Grenzen einer ökonomischen Bewertung des Ökosystems Boden*. Frankfurt/M.: Verlag Peter Lang, 305 pp.
- Garrod, G. D., Willis, K. G. (1996): Estimating the Benefits of Environmental Enhancement: A case study of the River Darent." In *Journal of Environmental Planning and Management* 39(2): 189 - 203
- Garrod, G.D., Willis, K. G. (1995): Valuing the Benefits of the South Downs Environmentally Sensitive Area. In *Journal of Agricultural Economics* , 46(2): 160 - 173
- Geisendorf, S., Gronemann, S., Hampicke, U., Immler, H. (1996): Die Bedeutung des Naturvermögens und der Biodiversität für eine nachhaltige Wirtschaftsweise. Möglichkeiten und Grenzen ihrer Erfassbarkeit und Wertmessung, Forschungsvorhaben für BMU/UBA. Kassel.
- Gonzáles-Caban, A., Loomis, J. (1997): Economic benefits of maintaining ecological integrity of Río Mameyes, in Puerto Rico. In *Ecological Economics* 21: 63 - 75
- Goodman, S. L., Seabrooke, W., Jaffry, S. A. (1998): Considering Conservation Value in Economic Appraisals of Coastal Resources. In *Journal of Environmental Planning and Management* 41(3): 313 - 336
- Green, D., Jacowitz, K.E., Kahneman, D., McFadden, D. (1995): Referendum Contingent Valuation, Anchoring, and Willingness to Pay for Public Goods. Paper Presented at the World Congress of the Econometrics Society, Tokyo
- Gren, I.-M. (1995a): "Costs and benefits of restoring wetlands: two Swedish case studies." In *Ecological Engineering* 4: 153 - 162.
- Gren, I.-M. (1995b): "The Value of Investing in Wetlands for Nitrogen Abatement." In: *European Review of Agricultural Economics* 22: 157 - 172.
- Gren, I.-M. Söderqvist, T. (1994): *Economic Valuation of Wetlands: A Survey*. Beijer International Institute of Ecological Economics, Stockholm
- Gren, I.-M., Folke, C., Turner, K., Bateman, I. (1994): Primary and Secondary Values of Wetland Ecosystems. In *Environmental and Resource Economics* 4: 55 - 74.
- Gren, I.-M., Groth, K.-H., Sylven, M. (1995). Economic Values of Danube Floodplains. In *Journal of Environmental Management* 45: 333 - 345.
- Gronemann, S., Hampicke, U. (1997): Die Monetarisierung der Natur - Möglichkeiten, Grenzen und Methoden. In: *Ökonomie und Gesellschaft: Nachhaltigkeit in der ökonomischen Theorie*. Jahrbuch 14. Frankfurt/M., Campus, pp. 164 - 207.
- Groot, R. S. d. (1994): Environmental Functions and the Economic Value of Natural Ecosystems. In: Jansson, A., Hammer, M., Folke, C. & Costanza, R. (Eds.): *Investing in Natural Capital*, Washington, DC: Island Press, pp. 151 - 168
- Güttler, P.O. (1996): *Sozialpsychologie*. München: R. Oldenbourg, 247 pp.
- Hackl, F. (1997): *Contingent Valuation als Instrument zur ökonomischen Bewertung der Landschaft*. Frankfurt/M.: Peter Lang, 208 pp.
- Hampicke (1991): *Naturschutz-Ökonomie*. Stuttgart, 342 pp.

- 
- Hampicke, U., Horlitz, T., Kiemstedt, H. (1991): Kosten und Wertschätzung des Arten- und Biotopschutzes. Berlin: Erich Schmidt, 629 pp.
  - Hampicke, U., Schäfer, A. (1997): Forstliche, finanzmathematische und ökologische Bewertung des Auenwalds Isarmündung. Berlin: Institut für ökologische Wirtschaftsforschung, 101 pp.
  - Hanemann, M.W. (1991): "Willingness to Pay And Willingness To Accept: How Much Can They Differ ." In *American Economic Review*, pp. 635 - 647
  - Hanemann, W. M. (1995): Contingent Valuation and Economics. In: K. G. Willis, Corkindale, J. T. (Eds.): *Environmental Valuation. New Perspectives*. Wallingford: Cab International, pp. 79 - 166.
  - Hanemann, W.M. (1992): Preface. In: Navrud, S. (Ed.): *Pricing the Environment: The European Experience*. Oxford: University Press, pp. 9 - 35
  - Hanemann, W.M. (1994): Valuing the Environment through Contingent Valuation. In *The Journal of Economic Perspectives* 4: 19-44.
  - Hanley, N. Spash. C. (1993): *Cost-Benefit-Analysis and the Environment*. Aldershot: Edward Elgar, 278 pp.
  - Hanley, N., Milne, J. (1996): Ethical Beliefs and Behaviour in Contingent Valuation. Discussion Paper in Ecological Economics. University of Stirling.
  - Hanley, N., Parisson, D., Simpson, I. et al. (1996): Valuation of the Conservation Benefits of Environmentally Sensitive Areas. Aberdeen: MLURI, 78 pp.
  - Hanley, N., Spash, C., Walker, L. (1995): Problems in Valuing the Benefits of Biodiversity Protection. In *Environmental and Resource Economics* 5: 249 - 272.
  - Harrison, G.W. (1996): *Experimental Economics and Contingent Valuation*. South Carolina: University of South Carolina, 40 pp.
  - Hausman, J.A. (Eds.) (1993): *Contingent Valuation. A Critical Assessment*. Amsterdam: Elsevier, 503 pp.
  - Hoevenagel (1992): In: An assessment of Contingent Valuation. In: Navrud, Stale (1992): *Pricing the Environment: The European Experience*. Oxford: University Press, pp. 177 - 194
  - Hoevenagel, R. (1996): The Validity of the Contingent Valuation Method: Perfect and Regular Embedding. In *Environmental and Resource Economics* 7: 57 - 78.
  - Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (1994): *Ökologische Studie zum Schutz und zur Gestaltung der Gewässerstrukturen und der Uferrandregionen der Elbe*. Magdeburg.
  - Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (1995): *Aktionsprogramm Elbe*. Magdeburg.
  - Jährling (1997): Mündliche Mitteilung während eines Statusseminars im Rahmen des Forschungsprogramms Elbe-Ökologie in Rühstedt, Juni 1997
  - Jakubowski, P., Tegner, H., Kotte, S. (1997): Strategien umweltpolitischer Zielfindung. Eine ökonomische Perspektive. Münster: Lit, pp. 176
  - Jung, M. (1995): Präferenzen und Zahlungsbereitschaft für eine verbesserte Umweltqualität im Agrarbereich. Frankfurt/M.: Peter Lang. pp. 229
  - Kahneman, D., Ritov, I. Jacowitz, K. E. Grant, P. (1993): Stated willingness to pay for public goods. A psychological perspective. In *Psychological Science* 4(5): 310 - 315
  - Kahneman, D.K., Knetsch, J.L. (1992): Valuing public Goods: The Purchase of Moral Satisfaction. In *Journal of Environmental Economics and Management* 22: 57 - 70.

- Kahneman, D.K., Tversky, A. (1979): prospect Theory: An Analysis of Decision under Risk. In *Econometrica* 47(2): 263 - 291
- Kämmerer, S., Schmitz, P. M.; Wiegand, S. (1996): Monetäre Bewertung der Kulturlandschaft in Baden-Württemberg - Bürger bewerten ihre Umwelt. In: Linckh, G., Sprich, H., Flaig, H.; Mohr, H. (Eds.): Nachhaltige Land- und Forstwirtschaft. Berlin u.a., Springer, pp. 503 - 524
- Kopp, R. J. (1992): "Why Existence Value Should be Used in Cost-Benefit-Analysis." In *Journal of Policy Analysis and Management* 11: 123 - 130.
- Kopp, R. J., Pease, K.A. (1997): Contingent Valuation: Economics, Law and Politics. In: Kopp, R. J., Pommerehne, W. W., Schwarz, N. (Eds.): Determining The Value of Non-Marketed Goods. Boston et al., Kluwer Academic Publishers, pp. 7 - 58.
- Kosz, M. (1996): Valuing riverside wetlands: the case of the „Donau-Auen“ national park. In *Ecological Economics* 2: 109-128.
- Kosz, M. (1997a): Kosten und Nutzen eines Nationalparks Donauauen. In: Bornhöft, D., Meyerhoff, J. (Hg.). Umwelt-/Sozio-Ökonomie im Forschungsprogramm Elbe-Ökologie. Berlin: Institut für ökologische Wirtschaftsforschung, pp. 70 – 82.
- Kosz, M. (1997b): Probleme der monetären Bewertung von Biodiversität. In Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht Heft 4: 531 - 550.
- Kosz, M. (1998): Verteilungsprobleme der monetären Bewertung von Umweltproblemen. Manuskript, Klagenfurt
- Kosz, M., Brezina, B, Madreiter, T. (1992): Kosten-Nutzen-Analyse ausgewählter Varianten eines Nationalparks Donauauen. Institut für Finanzwissenschaft und Infrastrukturpolitik der Technischen Universität Wien. Wien
- Krutilla, J.V. (1967): Conservation Reconsidered. In *American Economic Review* 57: 777 - 786.
- Kuik, O., Spannicks, F. (1996): The Wadden Sea Study. In: Atkinson, G. (Ed.): The Measurement and Achievement of Sustainable Development. Directorate-General XII, European Commission, Brussels.
- Loomis (1996): Measuring the economic benefits of removing dams and restoring the Elwha River: Results of a contingent valuation survey. In *Water Resources Research* 2: 441 - 447
- Loomis, J., et al. (1997): Evaluating the Validity of the Dichotomous Choice Question Format in Contingent Valuation. In *Environmental and Resource Economics*, 10: 109 - 123.
- Loomis, J.B., Lookwood, M., DeLacy, T. (1993): Some Empirical Evidence on Embedding Effects in Contingent Valuation of Forest Protection. In *Journal of Environmental Economics and Management* 1: 45 - 55.
- Mäler, K-G. (1992): Multiple use of Environmental Resources: The Household-Production-Function Approach. Beijer Discussion Paper Series No.4, The Beijer International Institute of Ecological Economics, Stockholm.
- Mäler, K.-G., I.-M. Gren, et al. (1994): Multiple Use of Environmental Resources: A Household Production Function Approach to Valuing the Natural Capital. Investing in Natural Capital. The Ecological Economics Approach to Sustainability. A. H. Jansson, Monica; Folke, Carl; Costanza, Robert. Washington, DC, Island Press: pp. 233 - 248.

- 
- Marggraf, R. Streb, S. (1997): *Ökonomische Bewertung der natürlichen Umwelt*. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag, 270 pp.
  - McClelland, M. E. (1997): *The Use of Attitude Indicators in Contingent Valuation Research: A Test of Validity and Theoretic Compatibility*. P.h.D.-Thesis, 326 pp.
  - Meyerhoff, J. (1997): *Ökonomische Bewertung biologischer Vielfalt - aufgezeigt an der Kosten-Nutzen-Analyse der Bundesverkehrswegeplanung*. *Ökonomie und Gesellschaft: Nachhaltigkeit in der ökonomischen Theorie*. Frankfurt/M., Campus. Jahrbuch 14: 208 - 238.
  - Meyerhoff, J., Petschow, U. (1995): *Natur und Umwelt in der Kosten-Nutzen-Analyse der Bundesverkehrswegeplanung*. In *Zeitschrift für angewandte Umweltpolitik* 4: 544 - 556
  - Mitchell, R. C. Carson, R. T. (1995): *Current issues in the design, administration, and analysis of contingent valuation surveys*. In: Johansson, P. O., Kriström, B., Mäler, K. G. (Eds.): *Current issues in environmental economics*. Manchester: Manchester University Press, pp. 10 - 34.
  - Mitchell, R. C., Carson, R. T. (1989): *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*. Washington, D.C.: Resources for the Future, 463 pp.
  - Pearce, D. W. (1993): *Economic values and the natural world*. London, 129 pp.
  - Pearce, D.W., Moran, D. (1994): *The Economic Value of Biodiversity*. London: Earthscan Publications, 172 pp.
  - Perrings, C., Turner, R.K., Folke, C. (1995): *Ecological Economics: The Study of Interdependent Economic and Ecological Systems*. Beijer Discussion Paper Series No. 55. Stockholm
  - Pommerehne, W. W., Schneider, F. (1980): *Wie steht's mit dem Trittbrettfahrer? Eine experimentelle Untersuchung*. In *Zeitschrift für die gesamte Staatswirtschaft* 136: 286 - 308
  - Portney, P.R. (1994): *The Contingent Valuation Debate: Why Economists Should Care*. In *The Journal of Economic Perspectives* 4: 3 - 18.
  - Pruckner, G. J. (1994): *Die ökonomische Quantifizierung natürlicher Ressourcen*. Frankfurt/M.: Verlag Peter Lang, 191 pp.
  - Pruckner, G.J. (1995): *Der kontingente Bewertungsansatz zur Messung von Umweltgütern. Stand der Debatte und umweltpolitische Einsatzmöglichkeiten*. In *Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht* 4: 503 - 536
  - Prugh, T. (1995): *Natural Capital and Human Economic Survival*. Solomons: ISEE, 198 pp.
  - Rabin, M. (1998): *Psychology and Economics*. In *Journal of Economic Literature* XXXVI(1): 11 - 46.
  - Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1988): *Umweltgutachten 1987*. Stuttgart
  - Reichhoff, L, Zuppke, U. (1998): *Schutz, Pflege und Nutzung schützenswerter Lebensräume, dargestellt an ausgewählten Beispielen. Abschnitt Tiellandflüsse*. In: Wegner, Uwe (Hg.): *Naturschutz in der Kulturlandschaft*. Gustav Fischer, Jena et al., pp. 241 - 249
  - Riecken, U, Ries, U., Ssymank, A. (1994): *Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland*. Greven, 184 pp.
  - Römer, A. (1993): *Was ist dem Bürger die Vermeidung eines Risikos wert?* Frankfurt/M.: Peter Lang, 391 pp.

- 
- Römer, A.U. (1991): Der kontingente Bewertungsansatz: eine geeignete Maßnahme zur Bewertung umweltverbessernder Maßnahmen? In *Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht* 14: 411 – 456
  - Rommel, K. (1998): Methodik umweltökonomischer Bewertungsverfahren. Kosten und Nutzen des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin. Regensburg, transfer verlag, 267 pp.
  - Rothgang, M. (1997): Ökonomische Perspektiven des Naturschutzes. Berlin, Duncker & Humblodt, 315 pp.
  - Sanders, L.D., Walsh, R.G., Loomis, J.B. (1990): Towards Empirical Estimation of the Total Value of Protecting Rivers. In *Water Resources Research* 7: 1345 - 1357
  - Schönböck, W., Kosz, M., Madreiter, T. (1997): Nationalpark Donauauen: Kosten-Nutzen-Analyse. Wien: Springer, 342 pp.
  - Schulz, W. (1989): Sozialkostenmessung im Umweltbereich - Theoretische und Methodische Überlegungen. Berlin: IÖW-Schriftenreihe 20, pp. 43-63.
  - Schulze, W. (1993): Use of Direct Methods for Valuing Natural Resource Damages. In: Kopp, R. J., Smith, V. K. Eds.): *Valuing Natural Assets*. Washington: Resources for the Future, pp. 204 - 230.
  - Schulze, W. McClland, G., Waldman, D., Lazo, J. (1996): Sources of Bias in Contingent Valuation. In: Bjornstad, D. J., Kahn, J. R. (Eds.): *The Contingent Valuation of Environmental Resources*. Cheltenham, Edward Elgar, pp. 97 - 116.
  - Simpson, R.D., Christensen, N.L.J. (1997): *Ecosystem Function & Human Activities*. New York: Chapman & Hall, 297 pp.
  - Slovic, P. (1995): The construction of preferences. In *American Psychologist* 50: 364 - 371.
  - Söllner, F. (1997): Die Divergenz zwischen Zahlungs- und Akzeptanzbereitschaft bei der Bewertung von Umweltgütern. In *Konjunkturpolitik* 43: 43 - 81.
  - Spada, H. (1990): Umweltbewußtsein: Einstellungen und Verhalten. In: Kruse, L., Graumann, C.-F., Lankmann, E.-D. (Ed.): *Ökologische Psychologie. Ein Handbuch in Schlüsselbegriffen*. München, Psychologie Verlags Union, pp. 623 - 631.
  - Spash, C. (1997): Environmental Management without Environmental Valuation? In: J. Foster. (Ed.): *Valuing Nature? Economics, Ethics and Environment*. London et al., Routledge: pp 170 - 186.
  - Spash, C. L., Hanley, N. (1995): Preferences, information and biodiversity preservation. In *Ecological Economics* 3: 191 - 208
  - Stephan, G., Ahlheim, M. (1996): *Ökonomische Ökologie*. Berlin u. a.: Springer, 198 pp.
  - Stevens, T. H., et al. (1991): Measuring the Existence Value of Wildlife: What Do CVM Estimates Really Show? In *Land Economics* 4: 390 - 400.
  - Tampe, K. (1997): Kosten-Nutzen-Analyse zur Revitalisierung der mittleren und unteren Unstrut. In: In: Bornhöft, D., Meyerhoff, J. (Hg.): *Umwelt-/Sozio-Ökonomie im Forschungsprogramm Elbe-Ökologie*. Berlin: Institut für ökologische Wirtschaftsforschung, pp. 113 - 117
  - Thibodeau, F.R. (1981): An Economic Analysis of Wetland Protection. In *Journal of Environmental Management*, 12: 19 - 30.

- Toman, M. A. (1997): Ecosystem Valuation: An Overview of Issues and Uncertainties. In: Simpson, R.D., Christensen, N.L.J.: Ecosystem Function & Human Activities. New York: Chapman & Hall, pp. 25 - 43
- Turner, K., Jones, T. (1991): Wetlands: Market and Intervention Failures. London: Earthscan Publications, 201 pp.
- Turner, R.K., Folke, C., Gren, I-M., Bateman,, I.J. (1995): Wetland valuation: three case studies in: Perrings, C., Mäler, K-G., Folke, C., Holling, C.S., Jansson, B-O. (1995): Biodiversity loss: economic and ecological issues. Cambridge: Cambridge University Press.
- Turner, R.K., Gren, I.-M., Wulff, F. (o.J.): The Baltic Drainage Basin Project. o.O.
- Vatn, A., Bromley, D.W. (1995): Choices without Prices without Apologies. In: Bromley, D. W. (Ed.): Handbook of Environmental Economics. Oxford, Blackwell, pp. 3 - 25
- Weimann, J. (1996a): Monetarisierungsverfahren aus der Sicht der ökonomischen Theorie. In: Linckh, G. et al.: Nachhaltige Land- und Forstwirtschaft. Berlin: Springer, pp. 415 - 440
- Weimann, J. (1996b): Freifahrer im Test: Ein Überblick über 20 Jahre Freifahrerexperimente. In: Jahrbuch Ökonomie und Gesellschaft 12. Frankfurt/M.: Campus, pp. 168 - 241
- Weimann, J. (1997): Hintertür im Gefangenen-Dilemma. Präferenzen für Umweltgüter in der ökonomischen Theorie. In *Informationsdienst Ökologisches Wirtschaften* 3/4: 11 - 13.
- Westman, W. E. (1977): How much are Nature's Services worth? In: *Science* 197: 960-964.
- Whigham, D. F. (1997): Ecosystem Function and Ecosystem Values. In: Simpson, R.D., Christensen, N.L.J. (1997): Ecosystem Function & Human Activities. New York: Chapman & Hall, pp. 225 - 240
- Wierstra, E. (1996): On the domain of contingent valuation. Enschede: Twente University Press. 328 pp.
- Willis, K. (1995): Contingent Valuation in a Policy Context: The National and Oceanic and Atmospheric Administration Report and its Implications for the Use of Contingent Valuation Methods in Policy Analysis in Britain. In: Willis, K. G., Corkindale, J. T. (Eds.): Environmental Valuation. New Perspectives. Wallingford: Cab International, pp. 118 - 143
- Willis, K., Garrod, G. (1995): Transferability of Benefit Estimates. In: Willis, K. G., Corkindale, J. T. (Eds.): Environmental Valuation. New Perspectives. Oxon, Cab International, pp. 191 - 212.
- Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderung (1996): Herausforderung für die deutsche Wissenschaft. Berlin: Springer, 200 pp.
- Zimmer, Y. (1994): Naturschutz und Landschaftspflege - Allokationsmechanismen, Präferenzanalyse, Entwicklungspotentiale. Untersucht im Landkreis Emsland und im Werra-Meißner-Kreis. Kiel: Vauk, 237 pp.