

Monetäre Bewertung einer nachhaltigen Entwicklung der Stromlandschaft Elbe

**Forschungsvorhaben gefördert durch das
Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF)
im Rahmen des Programms Elbe-Ökologie**

Förderkennzeichen: 0339594/1

**Endbericht
Dezember 2003**

Prof. Dr. Volkmar Hartje (Projektleiter),
Dipl.-Volkswirt Jürgen Meyerhoff
Dipl.-Agraringenieurin Alexandra Dehnhardt (IÖW)

unter Mitarbeit von
Sabine Wagner
Inga Schmidt

Danksagung

Für Beratung, Unterstützung und Zusammenarbeit während der Projektbearbeitung möchten sich die Projektbearbeiter insbesondere bei den folgenden Personen bedanken:

Dr. Horst Behrendt (Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin), Dr. Ingo Bräuer (Universität Göttingen), Dr. Peter Elsasser (Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Hamburg), Dr. Gerhard Hartmuth (Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Leipzig), Herrn Reymann (USUMA GmbH, Berlin), Dr. Kai Rommel (BTU Brandenburg, Cottbus) sowie Dr. Sebastian Kofalk (Projektgruppe Elbe-Ökologie, Berlin)

Adressen

- Institut für Landschaftsarchitektur und Umweltplanung
Technische Universität Berlin, FR 2-7
Franklinstr. 28/29
10587 Berlin
<http://www.tu-berlin.de/fak7/ilup/fg-hartje/index.shtml>
- Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW)
Potsdamer Straße 105
D-10785 Berlin
<http://www.ioew.de/index.html>

Zusammenfassung

Feuchtgebiete wie Flussauen produzieren vielfältige Leistungen, aus denen die Gesellschaft einen Nutzen zieht. Zu den Leistungen gehören die hydrologische Funktion (z.B. Schutz vor Hochwasser), die ökologische Funktion (z.B. Habitat für gefährdete Arten, Erhalt biologischer Vielfalt) als auch die biogeochemischen Funktionen (z.B. Retention von Nährstoffen). Jedoch werden die Nutzen aus diesen Leistungen bei Entscheidungen über die Entwicklung von Flusslandschaften häufig nicht adäquat berücksichtigt. Vor diesem Hintergrund war es Ziel des Forschungsprojektes, den ökonomischen Wert ausgewählter Leistungen für neu zu gewinnende Überflutungsflächen entlang der Elbe zu ermitteln. Aufbauend auf anderen Untersuchungen des Forschungsverbundes und Informationen der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe (IKSR) wurde von einer potentiell möglichen Rückgewinnung von Auen durch Deichrückverlegungen entlang der Elbe im Umfang von 15.000 ha ausgegangen. Entsprechend den ökologischen Zielvorstellungen wird für diese Auen ein Nutzungsmosaik aus Auwald, Sukzession und extensiver Grünlandnutzung angestrebt.

Zur Abschätzung der Nutzen aus zwei verschiedenen Leistungen der zusätzlichen Auen wurden zwei Methoden eingesetzt: Erstens wurde mithilfe der Kontingenten Bewertung (KB) die Zahlungsbereitschaft für einen verbesserten Schutz biologischer Vielfalt ermittelt. Die KB ist eine umfragebasierte Methode und erlaubt es daher, auch die von einer Nutzung unabhängige Wertschätzung für eine veränderte Versorgung mit öffentlichen Gütern zu ermitteln. Befragt wurde eine Zufallsauswahl von 1.304 Haushalten in den Einzugsgebieten von Elbe, Weser und Rhein. Von den befragten Personen waren 22,5% grundsätzlich bereit, sich an der Finanzierung der Maßnahmen zu beteiligen. Bezogen auf die gesamte Stichprobe ergibt sich eine mittlere Zahlungsbereitschaft von 11,9 € pro Haushalt und Jahr bei konservativer Schätzung (z.B. Korrektur um Embedding-Effekt, getrimmter Mittelwert). Die Hochrechnung der Zahlungsbereitschaft für die Haushalte drei Flusseinzugsgebiete ergab insgesamt eine Zahlungsbereitschaft von 153 Mio. € für das erste Jahr und eine von 108 Mio. € für die darauf folgenden Jahre.

Zweitens wurden am Beispiel der Funktion Nährstoffretention indirekte Nutzungswerte mithilfe der Ersatzkostenmethode monetarisiert. Bei der Methode werden die Kosten technischer Substitute für die jeweiligen Leistungen als Maßstab für ihren ökonomischen Wert herangezogen. Unstellt wird dabei, dass die Kosten eine hinreichend genaue Approximation der Nutzen für die Gesellschaft darstellen. Als Maßstab für die Bewertung dieser Funktion wurden in der Studie erstens die Kosten für das Substitut „Klärwerk“ herangezogen, zweitens die Kosten, die aus Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft entstehen würden. Bei konservativer Schätzung beträgt der monetäre Wert aus der Reduzierung der Stickstofffracht durch die hinzugewonnenen Elbauen 8,8 Mio. € jährlich (ca. 585 € je Hektar).

Zum Vergleich der Nutzen und Kosten, die aus der Gewinnung neuer Überflutungsflächen resultieren würden, wurde eine Nutzen-Kosten-Analyse (NKA) durchgeführt. Für ihre wurden zum einen verschiedene Szenarien definiert, mit denen die Spannweite möglicher Entwicklungen repräsentiert werden soll (z.B. Größe der potenziellen Retentionsfläche 10.000 ha/15.000 ha; Kosten für Deichbau oder Landnutzungsänderung), zum anderen Annahmen getroffen über die Projektdauer (20 Jahre) und die Höhe der Diskontrate (3%). Der jeweilige Nettogegenwartswert

liegt für die insgesamt acht Szenarien zwischen 850 Mio. € und 1.080 Mio. €. Das Ergebnis zeigt, dass auch das Szenario mit den höchsten Kosten - sowohl hinsichtlich Deichneubau als auch Landnutzung – und dem größten Umfang an neu zu gewinnenden Retentionsflächen mit einem Nutzen-Kosten-Verhältnis (NKV) von 2,5:1 deutlich wirtschaftlich ist. Mit jedem investierten Euro ist ein Nutzen in Höhe von 2,5 € verbunden. Das Szenario mit den geringsten Kosten und einer zusätzlichen Retentionsfläche von lediglich 10.000 ha ist mit einem NKV von 4,2:1 am wirtschaftlichsten.

Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse wurden zentrale Einflussgrößen wie die hochgerechnete Zahlungsbereitschaft und die Nutzen aus der Nährstoffretention sowie die Kosten für den Deichneubau und für die Änderung der Landnutzung jeweils halbiert und verdoppelt. Die Analyse zeigt eine hohe Stabilität der Ergebnisse der NKA, d.h. auch unter ungünstigsten Bedingungen ergibt sich ein positives Nutzen-Kosten-Verhältnis für die Rückgewinnung der Überflutungsflächen entlang der Elbe. Somit ist die Renaturierung und Wiedergewinnung von Überflutungsflächen an der Elbe aus ökonomischer Sicht sinnvoll. Die Nutzen daraus übersteigen auch bei konservativen Annahmen die damit verbundenen Kosten deutlich. Umgekehrt formuliert: Die Unterlassung von Deichrückverlegungen führt dazu, dass die Gesellschaft sich schlechter stellt als dies unter Beachtung der Nutzen aus den bewerteten Leistungen von Natur und Landschaft rational wäre.

Inhalt

Einleitung

Teil I

- Ansätze und Verfahren zur ökonomischen Bewertung von Feuchtgebieten

Teil II

- Die direkte Bewertung mithilfe der Kontingenten Bewertung: Der Nutzen aus dem Schutz biologischer Vielfalt in den Elbauen.

Teil III

- Die indirekte Bewertung ökologischer Leistungen: Der ökonomische Wert der Elbauen als Nährstoffsенke.

Teil IV

- Gegenüberstellung der der Nutzen und Kosten einer Rückgewinnung und Renaturierung von Retentionsflächen entlang der Elbe

Einleitung

Das Ziel des Vorhabens „Monetäre Bewertung einer nachhaltigen Entwicklung der Stromlandschaft Elbe“ war es, *Entscheidungsgrundlagen* für die Auswahl von Maßnahmen zur Förderung einer ökologisch nachhaltigen Entwicklung der Stromlandschaft Elbe zu schaffen. Als Kriterien für eine derartige Entwicklung wurden in der Forschungskonzeption des Forschungsprogramms (BMBF) unter anderem folgende genannt:

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

Während in verschiedenen Projekten zur *Ökologie der Auen* Kosten für Änderungen der Landnutzungen ermittelt werden (vgl. DEHNHARDT & MEYERHOFF, 2002), mit denen diese Zielen zumindest teilweise erreichbar sind, fehlen jedoch Informationen über die Nutzen der Maßnahmen, die ein Abwägen der positiven und negativen Auswirkungen mithilfe einer Kosten-Nutzen-Analyse erlauben. Da es sich bei diesen positiven Auswirkungen aus ökonomischer Sicht um öffentliche Güter handelt, spiegeln sie sich nicht im Preissystem wider.

Entsprechend wurden in dem Projekt zwei Methoden zur monetären Bewertung der Nutzen eingesetzt. Erstens die Kontingente Bewertung (KB), der eine besondere Bedeutung zukommt, da mit ihrer Hilfe nutzungsunabhängige Werte erhoben werden können. Zweitens die Ersatzkostenmethode. Ihr kommt besondere Bedeutung zu wenn spezifische ökologische Leistungen wie die Reinigungsleistung zusätzlicher Überflutungsflächen monetär bewertet werden soll. Beide Bewertungsansätze sind komplementär zueinander und liefern einen Baustein für den ökonomischen Gesamtwert einer nachhaltigen Entwicklung in der Stromlandschaft Elbe.

Der Endbericht¹ ist in vier Teile gegliedert: Im ersten Teil wird der Ansatz zur ökonomischen Bewertung von Feuchtgebieten vorgestellt. In den beiden folgenden Teilen werden jeweils die Ergebnisse aus dem Einsatz der Kontingenten Bewertung und der Ersatzkostenmethode präsentiert. Abschließend werden die ermittelten Nutzen den Kosten gegenübergestellt, die in anderen sozioökonomischen Projekten des Forschungsprogramms Elbe-Ökologie ermittelt wurden.

Literatur

- Bundesministerium für Bildung Wissenschaft Forschung und Technologie (BMBF), Ed. (1995). *Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe (Elbe-Ökologie). Forschungskonzeption.* Bonn.
- Dehnhardt, A., Meyerhoff, J. (2002). *Nachhaltige Entwicklung der Stromlandschaft Elbe. Nutzen und Kosten der Wiedergewinnung und Renaturierung von Überschwemmungsaunen.* Kiel, Vauk.

¹ Der Bericht basiert im Wesentlichen auf den Beiträgen von A. Degenhardt und J. Meyerhoff in dem Band DEHNHARDT & MEYERHOFF (2002).

Teil I

Ansatz und Verfahren zur ökonomischen Bewertung von Feuchtgebieten

1 Einleitung

Im vorhergehenden Abschnitt des Buches wurden die Ergebnisse verschiedener Projekte im Rahmen des Forschungsprogramms Elbe-Ökologie vorgestellt, die unter anderem die Kosten für eine Rückgewinnung und Renaturierung von Auen entlang der Elbe ermittelt haben. Um eine Nutzen-Kosten-Analyse für diese Maßnahmen durchführen zu können, müssen auch Informationen über den Nutzen, der aus der Umsetzung der Maßnahmen resultieren würde, vorliegen. Bevor Ergebnisse eines Projektes zur Monetarisierung verschiedener ökologischer Leistungen von Auen entlang der Elbe vorgestellt werden, sollen einige Vorüberlegungen zur ökonomischen Bewertung von Natur und Landschaft präsentiert werden.

Als Erstes wird kurz auf einige spezielle Charakteristika des ökonomischen Gutes „Natur und Landschaft“ eingegangen. Zweitens wird der Ansatz des ökonomischen Gesamtwertes eingeführt und entsprechende Bewertungsmethoden damit in Verbindung gebracht. Anschließend wird die Verknüpfung der ökologischen Charakteristika von Feuchtgebieten mit der ökonomischen Bewertung präsentiert und ein Überblick über bisherige Studien zur ökonomischen Bewertung von Feuchtgebieten im deutschsprachigen Raum gegeben.

2 Eigenschaften von Natur und Landschaft als ökonomischem Gut

Für die Beschreibung des Gutes „Natur und Landschaft“ sind im hier vorliegenden Zusammenhang folgende Eigenschaften von besonderer Bedeutung: der Öffentlichkeitsgrad des Gutes, die Ungewissheit des Nutzens und die Bereitstellung über die Kuppelproduktion (vgl. FISHER & KRUTILLA (1985), HAMPICKE (1991: 81ff.), BIZER (1997: 17ff.).

Natur und Landschaft als öffentliches Gut

Aus Sicht der Ökonomik stellen Natur und Landschaft öffentliche Güter dar. Öffentliche Güter und private Güter stellen als Gegensatzpaar die Endpunkte eines Kontinuums dar, das von völliger Nicht-Ausschließbarkeit und vollständiger Nicht-Rivalität im Falle reiner öffentlicher Güter bis hin zu vollständigen Ausschließbarkeit und Rivalität im Fall von reinen privaten Gütern reicht. Dabei besteht Nicht-Ausschließbarkeit dann, wenn kein Konsument vom Konsum eines Gutes ausgeschlossen werden kann, auch dann nicht, wenn er keinen Beitrag zur Deckung der Kosten für die Bereitstellung des Gutes zahlt. Nicht-Rivalität besteht dann,

wenn der Konsum eines Gutes durch einen Konsumenten nicht in Konkurrenz zum Konsum durch einen weiteren Konsumenten steht.

Allerdings treten sowohl private als auch öffentliche Güter nur selten in einer der beiden Reinformen auf, die beiden Endpunkte des Kontinuums stellen somit Sonderfälle dar. Der Begriff des Öffentlichkeitsgrades (vgl. BONUS 1980) dient daher zur Beschreibung verschiedener Kombinationen von Ausschließbarkeit und Rivalität auf dem Kontinuum zwischen einem reinen öffentlichen Gut und einem reinen privaten Gut. Eigen ist diesen Zwischenformen, dass mit ihnen immer auch Wirkungen auf dritte Personen verbunden sind. So führt z.B. der Konsum eines privaten Gutes nicht nur zu Auswirkungen auf den Konsumierenden, sondern kann auch Auswirkungen auf dritte Personen haben. Diese Auswirkungen werden in der Ökonomie durch den Begriff der externen Effekte beschrieben.

Im Fall von Natur und Landschaft kann der Öffentlichkeitsgrad sehr verschiedene Zustände annehmen, wie einige Beispiele zeigen mögen: Sehr häufig wird in diesem Zusammenhang das Landschaftsbild als Gut mit hohem Öffentlichkeitsgrad genannt. Es kann von vielen Personen genossen werden, ohne dass es dadurch einer anderen Person nicht mehr in gleicher Qualität zur Verfügung steht. Es stellt somit den Fall eines reinen öffentlichen Gutes dar. Ähnlich verhält es sich mit den positiven Effekten eines „ökologischen Hochwasserschutzes“, der durch die Gewinnung zusätzlicher Retentionsflächen im Oberlauf eines Flusses erreicht würde und von dem Personen flussabwärts nicht auszuschließen sind. Negative externe Effekte können z.B. von der Landwirtschaft ausgehen, wenn sich aufgrund zu hoher Düngung auf bewirtschafteten Flächen im Uferbereich, aber auch im gesamten Einzugsgebiet, die Gewässerqualität verschlechtert. Das Problem der externen Effekte ist, dass bei ihrem Vorliegen kein Signal bzw. Anreiz an den Verursacher des Effektes geht, seine Tätigkeit einzuschränken (negativer Effekt) oder auszudehnen (positiver Effekt).

Unvollständige Informationen und Ungewissheit des Nutzens

Arten und Ökosysteme stiften auf sehr vielfältige Weise Nutzen. Das Spektrum der Nutzen reicht von der Bereitstellung von Produktionsinputs (Saatgut) bis hin zur Bereitstellung von Konsumgütern wie bestimmten Nahrungsmitteln (z.B. Fisch) oder dem schon genannten Landschaftsbild. Für eine Großzahl dieser Nutzungen sind die daraus entstehenden Nutzen zumindest in ihrer Größenordnung bekannt. Jedoch gibt es auch Nutzenstiftungen, die aus heutiger Sicht noch nicht bekannt sind. Ein häufig genanntes Beispiel ist der Wert der biologischen Vielfalt. So können Tier- und Pflanzenarten einerseits wichtige Stoffe und Informationen für die Schaffung und Herstellung von Medikamenten haben. Zum heutigen Zeitpunkt ist aber der Nutzen, der in Zukunft davon ausgehen könnte, noch unbekannt. Dies hängt u.a. damit zusammen, dass nicht einmal der Umfang an Tier- und Pflanzenarten vollständig bekannt ist, aber auch damit, dass für die bekannten Arten häufig unklar ist, ob sie für die Entwicklung von Medikamenten relevante Stoffe produzieren bzw. enthalten. Andererseits können die Tier- und Pflanzenarten wichtige Funktionen zur Aufrechterhaltung von Ökosys-

temen haben. „A second major way in which species are useful is as components of living ecosystems that provide the basic physical and biological supports for human life” (FISHER & KRUTILLA 1985: 171). Da aber die Kenntnis über diese Funktionen innerhalb des Ökosystems nur begrenzt, zum Teil gar nicht, vorhanden ist, sind auch die daraus resultierenden Nutzen nicht vollständig bekannt.

Um diese ungewissen Nutzen bei Entscheidungen über den Schutz oder die Entwicklung einer Ressource, d.h. einer Landschaft, berücksichtigen zu können, wurden zwei Wertkategorien in die Ökonomik eingeführt: Der Optionswert und der Quasi-Optionswert. Während der Optionswert eine Risikoprämie für risikoaverse Konsumenten beinhaltet (siehe hierzu den nächsten Abschnitt), stellt der Quasi-Optionswert den erwarteten Nutzen zusätzlicher Informationen dar. Der Quasi-Optionswert unterscheidet sich vom Optionswert, weil er nicht dem Konzept der Risikoaversion entspringt. Er entsteht, weil eine irreversible Entscheidung zukünftige Informationen zerstört und damit Lernen, d.h. die Informationsgewinnung aus der Existenz von Umweltgütern, unmöglich macht (BLÖCHLIGER 1992: 23ff.).

Natur und Landschaft als Kuppelprodukt

Qualität und Quantität von Natur und Landschaft sind häufig nicht das Ergebnis einer gezielten Produktion und Bereitstellung, sondern entstehen eher als Nebenprodukt anderer Güterbereitstellungen. So beeinflusst die Landwirtschaft maßgeblich das Landschaftsbild oder den Artenreichtum. Die Interdependenz zwischen der Produktion bestimmter privater Güter wie in der Landwirtschaft und der Produktion von Gütern des Natur- und Landschaftsschutzes wird als Kuppelproduktion bezeichnet. Damit sind jedoch die bereit gestellte Menge und Qualität des Gutes Natur und Landschaft abhängig von Art und Umfang der Produktion des privaten Gutes. Aus diesem Grund kann es zu einer Bereitstellung des Kuppelproduktes kommen, die nicht mit den individuellen Präferenzen übereinstimmt (BIZER 1997: 27).

Für die ökonomische Analyse bedeuten diese dargestellten drei Eigenschaften, dass die Marktfähigkeit des Gutes Natur und Landschaft eingeschränkt ist. Höchstens ein Teil der Nutzen wird in den Marktpreisen reflektiert und damit bei Angebot und Nachfrage berücksichtigt. Damit ist aber auch fraglich, ob das Gut in einem für die Gesellschaft optimalen Umfang angeboten wird. Fraglich deshalb, weil zum Beispiel für Produzenten nur ein geringer Anreiz besteht, das Gut zu produzieren, wenn andere Personen nicht von der Nutzung ausgeschlossen werden können. Entsprechend sind zusätzliche Vorkehrungen notwendig, um eine mögliche suboptimale Bereitstellung allein durch den Markt, die zu höheren Kosten als Nutzen führen würde, zu korrigieren. Während z.B. bei Ungewissheit der zukünftigen Nutzen Instrumente wie ein Safe-Minimum-Standard (vgl. CROWARDS 1998), mit dem unabsehbarer Schaden einer Ausrottung verhindert werden kann, herangezogen werden können, kann die Erfassung der Präferenzen für das öffentliche Gut Natur und Landschaft Auskunft darüber geben, wie viel heute von dem Gut bereit gestellt werden sollte.

3 Gesamter ökonomischer Wert von Natur und Landschaft

Ein vielfach gewählter Ausgangspunkt für die ökonomische Bewertung von Veränderungen in Natur und Landschaft ist das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes (Total Economic Value (TEV)) (vgl. PEARCE & TURNER 1990, auch WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT DER BUNDESREGIERUNG GLOBALE UMWELTVERÄNDERUNGEN 2000). Es bietet den Rahmen für die Erfassung der individuellen Präferenzen für Natur und Landschaft. Der zentrale Grundgedanke ist, dass der gesamte Wert aus mehreren Bestandteilen besteht. Unterschieden werden zunächst *nutzungsabhängige* und *nutzungsunabhängige* Werte. Bei den nutzungsabhängigen Werten lassen sich darüber hinaus direkte, indirekte Nutzungswerte sowie Optionswerte unterscheiden. Bei den nutzungsunabhängigen Werten sind vor allem die Existenzwerte zu nennen, denen in machen Fällen noch Vermächtniswerte zur Seite gestellt werden.

TOTAL ECONOMIC VALUE =

nutzungsabhängige Werte + nicht- nutzungsabhängige Werte
direkte Werte + indirekte Werte + Optionswert + Existenzwerte

Quelle: nach PEARCE, TURNER (1990); vgl. für die Unterscheidung einzelner Wertbestandteile u.a. BARBIER 1994a, BARBIER (1994b), FROMM (2000), PEARCE & MORAN (1994), PERRINGS (1995) und TURNER (1999).

Anhand einiger ökologischer Leistungen von Flussauen (vgl. Kasten auf Seite 7) sollen die einzelnen Wertkategorien des ökonomischen Gesamtwertes im Folgenden näher beschrieben werden (vgl. zur Bewertung ökologischer Leistungen u.a. die Beiträge in SIMPSON & CHRISTENSEN 1997 sowie in DAILY 1997). Die Tabelle 1 zeigt eine Auswahl ökonomischer Bewertungsverfahren und setzt sie mit den Wertkategorien in Verbindung.

Direkte nutzungsabhängige Werte: Sie resultieren aus der *unmittelbaren Nutzung der jeweiligen Ressource*. Bestimmte Formen der land- oder forstwirtschaftlichen Nutzung von Natur und Landschaft führen nicht zu einem Konflikt mit einer spezifischen Umweltqualität und können so über die produzierten Marktgüter zu ökonomischen Werten führen. Im Fall von Feuchtgebieten ist als ein Beispiel die extensive Beweidung mit Rindern zu nennen. Weiterhin gehört zu den direkten Werten der Erlebnis- und Erholungswert einer Landschaft, den die Individuen durch den Aufenthalt in der Landschaft erfahren.

Indirekte nutzungsabhängige Werte: Die indirekten Nutzungswerte resultieren zwar auch aus der Nutzung bestimmter Leistungen von Ökosystemen, werden aber nicht unmittelbar konsumiert wie zum Beispiel landwirtschaftliche Erzeugnisse oder der Erholungswert einer Landschaft. So schreiben TURNER et al. (2001), dass ein Merkmal bestimmter ökologischer Leistungen ist, dass der von ihnen gestiftete Nutzen nicht vor Ort wirksam wird. Vielmehr fallen die Nutzen an anderen Orten oder in anderen Regionen an (benefits derived off-site). Im Falle von Feuchtgebieten entlang von Flüssen sind dies z.B. die Leistungen Nährstoffre-

tention oder Schutz vor Hochwasser, die erst weiter stromabwärts als Nutzen wirksam werden.

Optionswerte: Das Konzept der Optionswerte wurde von WEISBROD (1964) eingeführt. Er reagierte damit auf eine Äußerung von FRIEDMAN, der gefordert hatte, dass öffentliche Anlagen wie z. B. Nationalparke dann geschlossen werden sollten, wenn sie nicht durch Abgaben wie Eintrittsgelder der Besucher finanziert werden könnten (FRIEDMAN 1962: 31 ff., zitiert nach CUMMINGS & HARRISON 1995). Nach WEISBROD kann eine Wertschätzung aber auch aufgrund einer zeitlich erst später beabsichtigten Nutzung entstehen. Den Wert eines Nationalparks nur anhand der jeweils aktuellen Präferenzäußerungen zu bestimmen, wie FRIEDMAN dies vorschlug, würde zu einer Unterschätzung und in der Konsequenz zu einem Wohlfahrtsverlust führen, wenn der Park aus diesem Grund geschlossen würde. Ein Konsument, der zum jetzigen Zeitpunkt nicht weiß, ob er später einmal die zu bewertende Ressource nutzen will, kann danach bereit sein, mehr als den Erwartungswert des Nutzens zu zahlen, wenn er dadurch die Garantie erhält, dass er die Ressource in Zukunft bei Bedarf nutzen kann. Der Optionswert ist somit die Differenz, die sich aus der maximalen Zahlungsbereitschaft (Optionspreis) und dem erwarteten Nutzen ergibt (vgl. ENDRES & HOLM-MÜLLER 1998: 145). Allerdings stellt der Optionswert nach Ansicht vieler Ökonomen keine eigenständige Wertkategorie dar, sondern entsteht dann, wenn nutzungsabhängige Werte ex-ante bewertet werden.

Nutzungsunabhängige Werte: Darauf, dass nicht nur diejenigen, die Natur und Landschaft selber direkt nutzen, eine Wertschätzung für den Erhalt oder die Herbeiführung einer bestimmten Umweltqualität haben, hat KRUTILLA (1967) als Erster aufmerksam gemacht. Als mögliche Motive für eine nutzungsunabhängige Zahlungsbereitschaft sah er den Existenz- und Vermächtniswert an. Als Hinweis auf eine nutzungsunabhängige Wertschätzung wird in der Literatur u.a. angeführt, dass Individuen bereit sind, für den Erhalt von Tierarten wie z. B. Walen Geld zu spenden, ohne dass sie jemals eine direkte Nutzung beabsichtigen. Ein anderer Hinweis kann in der Unterstützung für die Einrichtung von Kernzonen in Naturschutzgebieten, die nicht betreten werden dürfen, gesehen werden. Der hieraus entstehende Nutzen kann per Definition nicht aus dem eigenen Erleben resultieren (BLÖCHLIGER 1992: 20).

Ökologische Leistungen von Flussauen

- 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 Abflusssdynamik führen zu einer ständigen Wiederherstellung und Erneuerung der natürlichen gewässertypischen Strukturen.
- Natürliche Biotopvernetzung: Lenkung und Förderung der Ausbreitung und natürlichen Wanderung von vielen Organismen.
- Flussauen tragen zum lokalen und regionalen Klima bei und dienen als Nährstoffsinken und Schadstofffilter.
- Flussauen haben Leitfunktion für den internationalen Vogelflug und dienen als Rastplätze während des Zuges.
- Flussauen sind wichtige Wanderungs- und Ausbreitungsachsen für stromtaltypische Tier- und Pflanzenarten.
- Flussauen bilden wertvolle Erholungslandschaften und prägen das Landschaftsbild.
- Sie sind Standorte für angepasste Formen land- und forstwirtschaftliche Nutzungen.
- Flüsse und Altwässer sind Existenzgrundlage der Flussfischerei.

Viele Studien zeigen, dass die nutzungsunabhängigen Werte einen beträchtlichen Anteil am ökonomischen Gesamtwert natürlicher Ressourcen ausmachen können. Abhängig vom Kreis derjenigen, die jeweils von Qualitätsänderungen betroffen sind, können sie aggregiert ein Vielfaches der nutzungsabhängigen Werte ausmachen (GARROD & WILLIS 1996, BATEMAN & LANGFORD 1997). Dadurch können sie maßgeblich das Ergebnis von Kosten-Nutzen-Analysen beeinflussen und den Ausschlag dafür geben, ob der Erhalt oder die Nutzung natürlicher Ressourcen aus ökonomischer Sicht vorzuziehen ist. Doch gibt es innerhalb der Ökonomie eine Debatte darüber, ob die nutzungsunabhängigen Werte mit den Annahmen der Wohlfahrtsökonomie vereinbar sind (vgl. MARGGRAF 2001, SCHNEIDER 2001).

Bei der Anwendung des ökonomischen Gesamtwertes als Rahmen für die Bewertung ist zu beachten, dass der Unterscheidung einzelner Wertkategorien vor allem eine heuristische Bedeutung zukommt. In der Bewertungspraxis dagegen fällt eine eindeutige Trennung dieser Bestandteile oft schwer. So stellen die in der Literatur genannten Gründe für eine nutzungsunabhängige Wertschätzung eher plausible Motive für die geäußerte Zahlungsbereitschaft denn diskret messbare Wertkategorien dar. „How useful the TEV classification is in practice is debatable. Existing valuation techniques can distinguish use values from ‘non-use’ values, but attempts to isolate option, bequest and existence value are more problematic“ (PEARCE & MORAN 1994: 20f.).

Tabelle 1: Auswahl von Verfahren zur Monetarisierung ökologischer Leistungen

Methode	Beschreibung	dnW	inW¹	nuW
Marktanalyse	Bei bestehenden Märkten können Marktpreise für Produktionsfaktoren und produzierte Güter herangezogen werden.	✓	✓	
Produktivitätsverluste	Veränderungen im Ertrag eines Unternehmens; Form der Marktanalyse.	✓	✓	
Produktionsfunktion	Ökologische Leistungen werden als Input für die Produktion anderer Güter behandelt; basiert auf ökologischen Verknüpfungen und Marktanalyse.		✓	
Hedonischer Preisansatz	Veränderungen von Preisen für Marktgüter, z.B. von Immobilien, aufgrund von Veränderungen in der Umweltqualität.	✓	✓	
Reisekostenmethode	Kosten, die durch den Besuch von Naturlandschaften aufgrund der Anreise und des Aufenthalts entstehen.	✓	✓	
Kontingente Bewertung	Umfragebasierte Methode; betroffene Individuen werden direkt nach ihrer Wertschätzung für eine Verbesserung oder die Abwehr einer Verschlechterung gefragt.	✓	✓	✓
Choice Experimente	Umfragebasierte Methode, bei der nicht nur eine Umweltveränderung als Ganzes bewertet wird, sondern explizit einzelne Attribute.	✓	✓	✓
Ersatzkosten/Wiederherstellungskosten	Kosten für den Ersatz einer ökologischen Leistung durch technische Substitute wie eine Kläranlage oder für die Wiederherstellung eines Feuchtgebietes.	✓	✓	✓ ²
Vermiedene Schadenskosten	Kosten, die entstehen würden, wenn eine ökologische Funktion nicht vorhanden wäre; z.B. Hochwasserschäden wenn kein Retentionsraum vorhanden ist.		✓	

dnW: direkte nutzungsabhängige Werte

inW: indirekte nutzungsabhängige Werte

nuW: nutzungsunabhängige Werte

¹ Da die indirekten nutzungsabhängigen Werte nicht an ihrem Produktionsort, sondern erst an anderer Stelle erfahrbar sind, können auch Reisekostenmethode und Hedonischer Preisansatz diese Nutzen prinzipiell bewerten. Ein Beispiel ist eine verbesserte Wasserqualität stromabwärts an einem Fluss aufgrund der Nährstoffretention durch Auen.

² Eine vollständige ersetzte ökologische Leistung kann rein theoretisch auch den selben Umfang an nutzungsunabhängigen Werten stiften wie das ersetzte Gut oder die ersetzte Leistung. Jedoch kann dies aufgrund von Restriktionen wie zum Beispiel dem Ort oder dem Zeitpunkt der Bereitstellung eines wiederhergestellten Feuchtgebietes sehr eingeschränkt sein.

Quelle: in Anlehnung an TURNER et al. (2001: 17)

Und selbst die Trennung von nutzungsabhängigen und nutzungsunabhängigen Werten ist nicht in allen Fällen unproblematisch. In der Literatur wird häufig davon ausgegangen, dass auch Nutzer von Natur und Landschaft eine nutzungsunabhängige Wertschätzung haben können. Jedoch ist es empirisch im Grunde nicht möglich, bei den Nutzern eine eindeutige Trennung zwischen ihren nutzungsabhängigen und nutzungsunabhängigen Werten vorzunehmen (vgl. MEYERHOFF 2001a).

3.1 Die Verknüpfung von ökologischen Leistungen und ökonomischer Bewertung

In Abbildung 1 ist dargestellt, wie ökologische Konzepte, mit denen zum Beispiel Feuchtgebiete beschrieben werden, zu den schon aufgeführten ökonomischen Werten in Beziehung gesetzt werden können. Im oberen Teil der Abbildung finden sich die drei Größen „Charakteristika“, „Struktur“ und „Prozesse“ von Feuchtgebieten (vgl. TURNER et al. 2000).

Mit *Charakteristika* werden wesentliche Eigenschaften des jeweiligen Feuchtgebietes beschrieben. Sie umfassen sowohl generelle als auch für das jeweilige Feuchtgebiet spezifische Merkmale, zu denen biologische, chemische und physikalische Aspekte gehören. Beispiele sind Anzahl der Spezies, Eigenschaften des Substrats, hydrologische Bedingungen sowie Größe und Gestalt. *Struktur* kann definiert werden als diejenigen biotischen und abiotischen Netze bzw. Verknüpfungen, die sich aufbauend auf den jeweiligen Charakteristika bilden. Beispiele sind die Vegetation oder der Boden. Schließlich beschreibt *Prozesse* die Transformationen von Materie und Energie innerhalb des Ökosystems. Aus der Interaktion dieser drei Größen resultieren einerseits die Entwicklung und Erhaltung des Feuchtgebietes, andererseits die ökologischen Güter und Leistungen.

Der untere Teil von Abbildung 1 gibt die Bestandteile des ökonomischen Gesamtwertes wieder, die schon oben vorgestellt wurden. Sie stellen, so TURNER et al. (2000: 11), eine komplementäre Typologie zu den ökologischen Konzepten dar. In der Mitte der Abbildung findet sich die Schnittstelle von ökologischen und ökonomischen Konzepten. An dieser Schnittstelle entscheidet sich, welche ökologischen Leistungen auch einen ökonomischen Wert haben. „Economic values will always be contingent upon the wetland performing functions that are somehow perceived as valuable by society. Functions in themselves are therefore not necessarily of economic value; such value derives from the existence of a demand for wetland *goods* and wetland *services* due to these functions“ (TURNER ET AL. 2000: 11, kursiv im Original).

Umfasst der ökonomische Gesamtwert tatsächlich den gesamten Wert des Ökosystems, also hier des Feuchtgebietes? Diese Frage wird in der jüngeren Literatur einhellig verneint. Der ökonomische Gesamtwert stellt nur einen Teil des gesamten Wertes eines Ökosystems

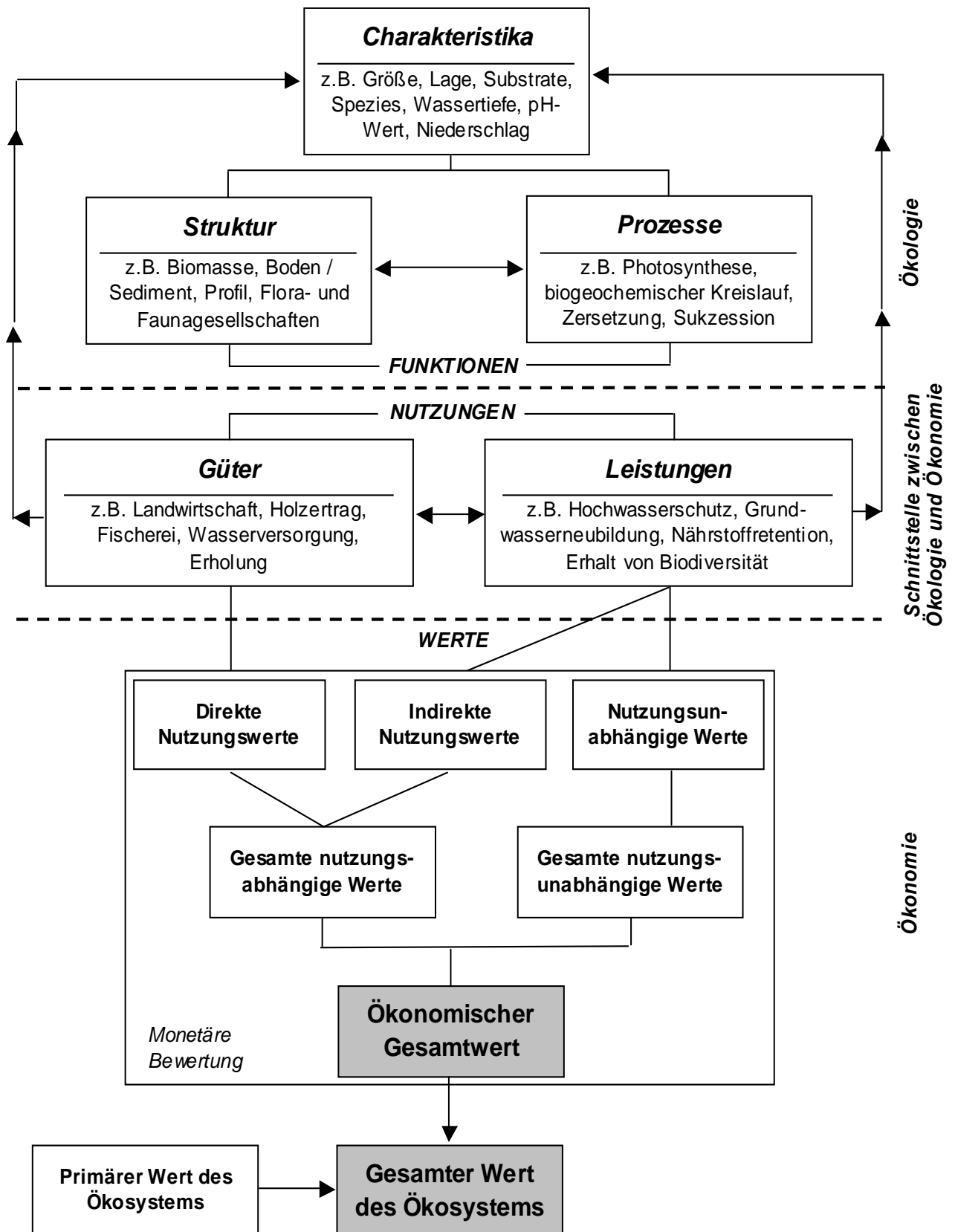


Abbildung 1: Verknüpfung ökologischer Leistungen und ökonomischer Bewertung

Quelle: in Anlehnung an TURNER et al. (2000: 12)

dar. Um dies zu beschreiben, haben GREN et al. (1994) die Unterscheidung zwischen „Primary Values“ und „Secondary Values“ eingeführt. Erstere umfassen diejenigen Bestandteile eines Ökosystems, die für die Selbstorganisation des Systems und ihre Aufrechterhaltung Voraussetzung sind. Dagegen umfassen die Secondary Values neben den ökonomischen Werten noch diejenigen, die aus dem Export ökologischer Leistungen an andere Ökosysteme hervorgehen. Nur den ökonomischen Gesamtwert für Entscheidungen im Fall von Nutzungskonflikten heranzuziehen, könnte daher zu einer Unterschätzung des Wertes führen, den Ökosysteme wie Feuchtgebiete für die Gesellschaft haben (vgl. TURNER et al. 2001).

4 Stand der Bewertung von Feuchtgebieten im deutschsprachigen Raum

Verglichen mit Ländern wie den Vereinigten Staaten, aber auch Großbritannien und Schweden, ist die Anzahl empirischer Studien zur ökonomischen Bewertung von Feuchtgebieten in Deutschland bzw. im deutschsprachigen Raum deutlich geringer. Noch einmal geringer wird die Anzahl der Studien, wenn speziell die ökonomische Bewertung von Feuchtgebieten betrachtet wird.²

Zu nennen sind folgende Arbeiten: Die Studie von SCHÖNBÄCK et al. (1997) untersuchte verschiedene Varianten eines Nationalparks Donau-Auen in der Nähe von Wien. HAMPICKE & SCHÄFER (1997) haben mithilfe eines Benefit-Transfers den Auwald der Isarmündung monetär bewertet. Den Wert von Schutzmaßnahmen insbesondere für Wiesenvögel auf den Meerbruchwiesen am Steinhuder Meer, nach der Ramsar-Konvention ein Feuchtgebiet von internationalem Rang, hat ENNEKING (1998) ermittelt. Den ökonomische Wert, der sich aus einer Abwehr der Verschlechterung des Zustandes der Naturlandschaft Wattenmeer an der Deutschen Nordseeküste ergeben würde, haben HARTJE et al. (2002, vgl. auch MEYERHOFF 2001b) untersucht. Dagegen hat BRÄUER (2002, vgl. auch BRÄUER 2001) die Nutzen aus der Biberwiederansiedlung im Spessart ermittelt. Er hat auch bisher als einziger indirekte Nutzungswerte für die Nährstoffretention von Feuchtgebieten publiziert (BRÄUER 2002).

Zwei weitere Bewertungsstudien, die Ende 2002 noch in Bearbeitung waren, seien abschließend erwähnt: GROSSMANN & MEYERHOFF (2003) haben für den Spreewald unter Anwendung eines Geographischen Informationssystems die Reisekostenmethode eingesetzt, um den Erholungswert zu ermitteln. Im Mittelpunkt der Studie standen dabei Besucher des Spreewaldes, die eine Kahnfahrt durchgeführt haben bzw. noch durchführen wollten. In der anderen Arbeit von BEIL (2003) wird die Artenvielfalt von Salzgrasland an der vorpommerschen Boddenküste mithilfe einer Kontingenten Bewertung monetarisiert. Die aus dem Erhalt der Artenvielfalt resultierenden Nutzen sollen in eine Nutzen-Kosten-Analyse für Projekte zum Erhalt bzw. zur Herstellung dieses gefährdeten Biotoptyps eingestellt werden.

² Ein Überblick über international durchgeführte Studien zur Bewertung von Feuchtgebieten geben die Meta-Analysen von BROUWER et al. (1999) und WOODWARD & WUI (2001). Eine allgemeine Liste von

5 Bewertung ökologischer Leistungen von Feuchtgebieten entlang der Elbe

Im Rahmen des Forschungsprojektes „Monetäre Bewertung einer nachhaltigen Entwicklung in der Stromlandschaft Elbe“ wurden ausgewählte ökologische Leistungen mithilfe verschiedener Bewertungsmethoden monetarisiert. Zum einen war dies die Leistung Habitat für bedrohte Tier- und Pflanzenarten. Da in diesem Fall sowohl die nutzungs- als auch die nutzungsunabhängigen Werte ermittelt werden sollten, wurde für die Bewertung dieser Leistung die Kontingente Bewertung eingesetzt. Die Ergebnisse hieraus sind in MEYERHOFF (in diesem Band) dargestellt. Zum anderen sollten die indirekten Nutzungswerte verschiedener Leistungen der Feuchtgebiete bestimmt werden. Aufgrund mangelnder ökologischer Informationen (Auen als Kinderstube für Fische) oder sehr geringer Auswirkungen (Auen als Beitrag zum Hochwasserschutz) wurde letztlich die ökologische Leistung Nährstoffretention mithilfe der Ersatzkostenmethode monetarisiert. Die Ergebnisse aus diesem Ansatz sind in DEHNHARDT (in diesem Band) dargestellt. Zusammengeführt werden die ermittelten Nutzen und die Kosten dann in einer Nutzen-Kosten-Analyse, deren Ergebnisse abschließend in DEHNHARDT & MEYERHOFF (in diesem Band) präsentiert werden.

Literatur

- Barbier, E. B. (1994a): Economic Valuation of Environmental Impacts. In: Weiss, J. (Hg.): *The Economics of Project Appraisal and the Environment*. Aldershot, pp. 16-30.
- Barbier, E. B. (1994b): Valuing Environmental Functions: Tropical Wetlands. In: *Land Economics* 70(2), pp. 155-173.
- 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), pp. 571-582.
- Beil, T. (2003): Ökonomische Bewertung der Biodiversität von Salzgrasland. Landschafts-ökonomisches Teilprojekt im Rahmen des BIOLOG-Projektes "Entwicklung der Biodiversität in Salzgrasländern der Vorpommerschen Boddenlandschaft", in Bearbeitung. Greifswald.
- Bizer, K. (1997): Marktanaloge Instrumente im Natur- und Landschaftsschutz. Berlin.
- Blöchliger, H. (1992): Der Preis des Bewahrens. Chur/Zürich.
- Bonus, H. (1980): Öffentliche Güter und der Öffentlichkeitsgrad von Gütern. In: *Zeitschrift für die gesamte Staatswissenschaft* (1), pp. 50-81.
- Bräuer, I. (2001): Volkswirtschaftlicher Nutzen der Artenschutzes. Ein Fallbeispiel zur Anwendung der Kontingenten Bewertungsmethode. In: Beckenbach, F., Hampicke, U., Leipert, C., Meran, G., Minsch, J., Nutzinger, H. G., Pfriem, R., Weimann, J., Wirl, F. und Witt, U. (Hgs.): *Jahrbuch Ökologische Ökonomik: Ökonomische Naturbewertung*. Marburg, pp. 281-296.
- Bräuer, I. (2002): Artenschutz aus volkswirtschaftlicher Sicht. Die Nutzen-Kosten-Analyse als Entscheidungshilfe. Marburg.
- Brouwer, R., Langford, I. H., Bateman, I. J. und Turner, R. K. (1999): A Meta-Analysis of Wetland Contingent Valuation Studies. In *Regional Environmental Change* 1(1), pp. 47-57.

- Crowards, T. M. (1998): Combining Economics, Ecology and Philosophy: Safe Minimum Standards of Environmental Protection. In: O'Connor, M. and Spash, C. L. (eds.): *Valuation and the Environment. Theory, Method and Practice*. Cheltenham, pp. 223-240.
- Cummings, R. G., Harrison, G. W. (1995): The Measurement and Decomposition of Nonuse Values: A Critical Review. In *Environmental and Resource Economics* 5(3), pp. 225-247.
- Daily, G. C. (Hg.) (1997): *Nature's Services. Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington, D.C.
- Elsasser, P., Meyerhoff, J. (2001): KBM-Studien zur Bewertung von Umweltgütern im deutschsprachigen Raum - eine Kurzübersicht. In: Elsasser, P. und Meyerhoff, J. (Hgs.): *Ökonomische Bewertung von Umweltgütern. Methodenfragen zur Kontingenten Bewertung und praktische Erfahrungen im deutschsprachigen Raum*. Marburg, pp. 291-308.
- Endres, A., Holm-Müller, K. (1998): *Die Bewertung von Umweltschäden. Theorie und Praxis sozioökonomischer Verfahren*. Stuttgart.
- Enneking, U. (1998): *Ökonomische Verfahren im Naturschutz. Der Einsatz der Kontingenten Bewertung im Entscheidungsprozeß*. Frankfurt/M.
- Fisher, A. C., Krutilla, J. V. (1985): Economics of Nature Preservation. In: Sweeny, K. (Hg.): *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*. Amsterdam, pp. 165-189.
- Fromm, O. (2000): Ecological Structure and Functions of Biodiversity as Element of its Total Economic Value. In: *Environmental and Resource Economics* 16, pp. 303-328.
- 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), pp. 189-203.
- Gren, I.-M. F., Carl; Turner, Kerry; Batemen, Ian. (1994): Primary and Secondary Values of Wetland Ecosystems. In: *Environmental and Resource Management* (1), pp. 55-75.
- Grossmann, M., Meyerhoff, J. (2003): *Der ökonomische Wert des Spreewaldes: Eine Reisekostenanalyse mithilfe eines Geographischen Informationssystems*, TU-Berlin, ILU, in Bearbeitung, Berlin.
- Hampicke, U. (1991): *Naturschutz-Ökonomie*. Stuttgart.
- Hampicke, U., Schäfer A. (1997): *Forstliche, finanzmathematische und ökologische Bewertung des Auwalds Isarmündung*. Berlin.
- Hartje, V., Meyer, I. und Meyerhoff, J. (2002): Kosten einer möglichen Klimaveränderung auf Sylt. In: Daschkeit, A. und Schottes, P. (Hgs.): *Sylt - Klimafolgen für Mensch und Küste*. Berlin.
- Krutilla, J. V. (1967): Conservation Reconsidered. In: *American Economic Review* (57), pp. 777-786.
- Marggraf, R. (2001) Nutzungsunabhängiger Wert der Natur und ökonomisches Verhaltensmodell. In *Ökonomische Naturbewertung*. In: Beckenbach, F., Hampicke, U., Leipert, C., Meran, G., Minsch, J., Nutzinger, H. G., Pfriem, R., Weimann, J., Wirl, F. und Witt, U. (Hgs.): *Jahrbuch Ökologische Ökonomik: Ökonomische Naturbewertung*. Marburg, pp. 87-106.
- Meyerhoff, J. (2001a): Die Bedeutung nutzungsunabhängiger Werte für die ökonomische Bewertung. In: Elsasser, P. und Meyerhoff, J. (Hgs.): *Ökonomische Bewertung von Umweltgütern. Methodenfragen zur Kontingenten Bewertung und praktische Erfahrungen im deutschsprachigen Raum*. Marburg, pp. 185-206.
- Meyerhoff, J. (2001b): Die Wertschätzung für den Schutz des Wattenmeeres vor den Folgen des Klimawandels. Ergebnisse einer bundesweiten Zahlungsbereitschaftsanalyse. In: Beckenbach, F., Hampicke, U., Leipert, C., Meran, G., Minsch, J., Nutzinger, H. G., Pfriem, R., Weimann, J., Wirl, F. und Witt, U. (Hgs.): *Jahrbuch Ökologische Ökonomik: Ökonomische Naturbewertung*. Marburg, pp. 297-312.
- Pearce, D. W., Moran, D. (1994): *The Economic Value of Biodiversity*. London.
- Pearce, D. W., Turner, R. K. (1990): *Economics of Natural Resources and the Environment*. Baltimore.
- Perrings, C. (1995): *Economic Values of Biodiversity*. Beijer International Institute of Ecological Economics, Stockholm.
- Schneider, J. (2001) *Die ökonomische Bewertung von Umweltprojekten. Zur Kritik an einer umfassenden Umweltbewertung mit Hilfe der Kontingenten Bewertung*. Heidelberg.

- Schönböck, W., Kosz, M. und Madreiter, T. (1997): Kosten-Nutzen-Analyse ausgewählter Varianten eines Nationalparks Donau-Auen. Springer.
- Simpson, R. D., Christensen, N. L. J. (Hg.) (1997): Ecosystem Function & Human Activities. New York.
- Turner, R. K. (1999): The Place of Economic Values in Environmental Valuation. In: Bateman, I. J. und Willis, K. G. (Hgs.): Valuing Environmental Preferences. Theory and Practice of the Contingent Valuation Method in the US, EU, and Developing Countries. Oxford, pp. 17-41.
- Turner, R. K., Bateman, I. J. und Adger, W. N. (2001): Ecological Economics and Coastal Zone Ecosystems' Values: An Overview. In: Turner, R. K., Bateman, I. J. und Adger, W. N. (Hgs.): Economics of Coastal and Water resources: Valuing Environmental Functions. Dordrecht, pp. 1-43.
- Turner, R. K., van den Bergh, J. C. J. M., Söderqvist, T., Barendregt, A., Straaten, J. v. d., Maltby, E. und Ierland, E. C. v. (2000): Ecological-Economic Analysis of Wetlands: Scientific Integration for Management Policy. In *Ecological Economics* 35(1), pp. 7-23.
- Weisbrod, B. A. (1964): Collective-Consumption Services of Individual Consumption Goods. In: *Quarterly Journal of Economics* 78, pp. 471-477.
- Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (2000): Welt im Wandel: Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Biosphäre. Jahrgutachten 1999. Berlin.
- Woodward, R. T., Wui, Y.-S. (2001): The Economic Value of Wetland Services: A Meta-Analysis. In *Ecological Economics* 37(2), pp. 257-270.