

Bewertung von Ökosystemleistungen: eine Bestandsaufnahme

Roland Olschewski Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (CH)*

Bewertung von Ökosystemleistungen: eine Bestandsaufnahme

Seit Erscheinen des Millennium Ecosystem Assessment im Jahr 2005 steigt die Zahl der Studien zur ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen. Gleichzeitig bestehen aber auch vielfältige Zweifel am Ökosystemleistungskonzept. Sie beziehen sich sowohl auf Wissenslücken bezüglich der biophysikalischen Bereitstellung von Leistungen als auch auf methodische Probleme bei der Bestimmung der individuellen und gesellschaftlichen Präferenzen sowie generell auf die Art der Bewertung. Im vorliegenden Artikel wird insbesondere die Kritik an den ökonomischen Bewertungsmethoden aufgegriffen. Der Beitrag kommt zu dem Schluss, dass es weniger darum gehen kann, die eine perfekte Bewertungsmethode zu entwickeln, als vielmehr darum, die verschiedenen Ansätze zu verbessern und zu verknüpfen. Zielführend sind dabei die umfassende Sichtung und Beurteilung des vorliegenden Wissens im Rahmen der zwischenstaatlichen Plattform für Biodiversität und Ökosystemleistungen (IPBES) sowie die Entwicklung von einheitlichen Bewertungsstandards.

Keywords: willingness to pay, embedding effects, individual and social preferences, benefit transfer, strategic behaviour, IPBES

doi: 10.3188/szf.2017.0003

* Zürcherstrasse 111, CH-8903 Birmensdorf, E-Mail roland.olschewski@wsl.ch

Seit dem Erscheinen des Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005) vor mehr als zehn Jahren hat der Begriff «Ökosystemleistung» eine weite Verbreitung in der Wissenschaft und zum Teil auch in der Praxis gefunden. Das MEA definiert Ökosystemleistungen als «die Nutzen, die Menschen von Ökosystemen erhalten» (MEA 2005). Gemeint sind damit diejenigen Ökosystem«funktionen», die generell einen Einfluss auf Menschen haben. «Nutzen» wird hier also nicht im ökonomisch-monetären Sinne verstanden, sondern im weitesten Sinne als positiver Effekt auf das menschliche Wohlbefinden.

Prinzipiell entstehen Ökosystemleistungen nur dann, wenn dem oft räumlich gebundenen Potenzial zur Bereitstellung auch eine entsprechende Nachfrage gegenübersteht (Burkhard et al 2014). Da es aber häufig weder Märkte noch Preise für diese Leistungen gibt, stellt sich die Frage nach der adäquaten Bewertung. Mit dem Ökosystemleistungskonzept nimmt das MEA eine anthropozentrische Perspektive ein. Das hat den Vorteil, dass die Verbindung zwischen Bereitstellung und Nutzniessung von Leistungen explizit gemacht wird und so die menschliche Abhängigkeit von der Natur besser dargestellt

und kommuniziert werden kann (Muradian & Rival 2012). Der (intrinsische) Eigenwert der Natur, der unabhängig vom menschlichen Nutzen existiert, tritt dabei in den Hintergrund. McCauley (2006) hält die Abkehr vom «traditionellen Fokus des intrinsischen und ästhetischen Wertes der Natur» allerdings für schädlich. Für ihn fällt der Schutz der Biodiversität als einer wichtigen Grundlage dieses Wertes eindeutig in den ethischen Verantwortungsbereich der Menschheit. Statt auf kurzfristige marktbasierende Mechanismen zu setzen, sollte lieber an die «Herzen der Menschen» appelliert werden. Darüber hinaus gibt Norgaard (2010) zu bedenken, dass durch die Metapher von der Natur als Kapitalstock, der einen Strom von Leistungen für die Menschheit generiert, die Komplexität der Zusammenhänge und Probleme verkannt wird. Sagoff (2011) prophezeit daher, dass das Ökosystemleistungskonzept scheitern wird. Aus seiner Sicht ist es unmöglich, das notwendige Wissen über die Vielfalt der Mensch-Natur-Zusammenhänge zu generieren.

Es bestehen folglich vielfältige Zweifel am Ökosystemleistungskonzept. Sie beziehen sich sowohl auf Wissenslücken bezüglich der biophysikali-

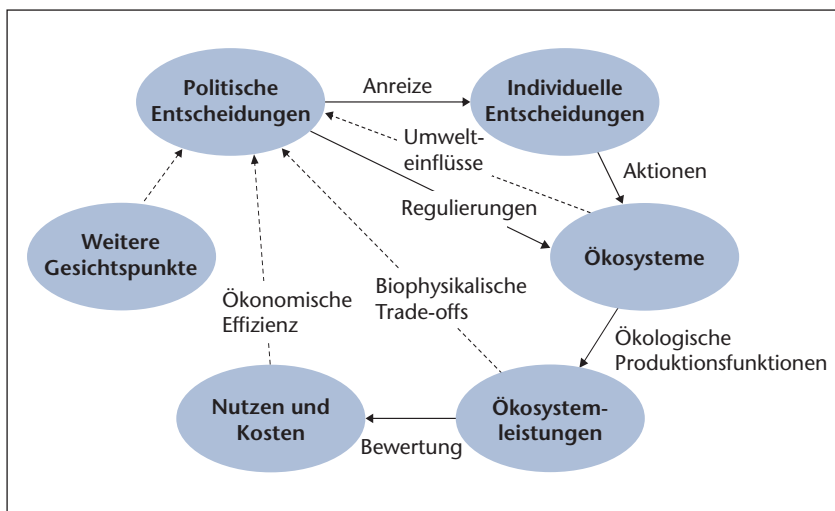


Abb 1 Forschungsagenda für die vielfältigen Verknüpfungen von Ökosystemen, deren Leistungen und ihrer Bewertung sowie den politischen und individuellen Entscheidungssystemen (Polasky & Segerson 2009, leicht modifiziert).

schen Bereitstellung von Leistungen als auch auf methodische Probleme bei der Bestimmung der individuellen und sozialen Präferenzen sowie generell auf die Art der Bewertung (Kumar et al 2013). Im Folgenden werden einige dieser Aspekte aufgegriffen und diskutiert.

Ökosystemleistungen

Polasky & Segerson (2009) haben eine Forschungsagenda für die vielfältigen Verknüpfungen von Ökosystemen, deren Leistungen und ihrer Bewertung sowie den politischen und individuellen Entscheidungssystemen formuliert. Abbildung 1 lässt die oben angesprochene Komplexität der Zusammenhänge gut erkennen. Dabei wird deutlich, dass die «Bewertung» nur ein Bereich von mehreren ist, in denen verstärkte Forschungsanstrengungen notwendig sind. Denn auch bei der Erfassung von ökosystemaren Umwelteinflüssen, der Bestimmung von ökologischen Produktionsfunktionen und biophysikalischen Trade-offs sowie den politischen und individuellen Entscheidungssystemen bestehen erhebliche Wissenslücken. Insbesondere sind Unsicherheiten in Bezug auf nicht lineare Entwicklungen, Schwellenwerte und Irreversibilitäten zu beachten (Hansjürgens 2015, Hedden-Dunkhorst et al 2015). Erschwerend kommt hinzu, dass Ökosystemleistungen stark von orts- und zeitspezifischen Gegebenheiten abhängen, was einer Übertragung und Verallgemeinerung von Forschungsergebnissen entgegensteht (Muradian 2013). Darüber hinaus können Ökosystemleistungen grenzüberschreitende oder globale Auswirkungen haben, sodass eine klare Verbindung zwischen Bereitstellern und Nutznießern oft nicht besteht bzw. schwer zu bestimmen ist (Helm & Hepburn 2012).

Trotz diesen grundlegenden Schwierigkeiten hat das MEA (2005) den Versuch unternommen, Ökosystemleistungen zu definieren und zu kategorisieren. Bei der gefundenen Einteilung in unterstützende, bereitstellende, regulierende und kulturelle Leistungen wurde die biologische Vielfalt selbst nicht als Leistung erfasst, sondern als Grundlage für alle anderen Leistungskategorien definiert. Daraufhin haben Mace et al (2012) die Beziehung zwischen Biodiversität und Ökosystemleistungen genauer analysiert. Sie kommen zu dem Ergebnis, dass Biodiversität einerseits ökosystemare Prozesse regulieren kann, andererseits aber auch als Ökosystemleistung selbst oder als eigenständiges Gut aufgefasst werden kann. Weitere Anpassungen und Verfeinerungen in der Klassifikation verschiedener Leistungen erfolgten im Rahmen der Common International Classification of Ecosystem Services (CICES; Haines-Young & Potschin 2013). Dort werden zum Beispiel Leistungen, die im MEA als «unterstützend» eingestuft wurden (z.B. Nährstoffkreislauf oder Bodenformation), nicht mehr explizit als Leistungen aufgeführt, weil sie eher den Ökosystemfunktionen zuzuordnen sind.

Bewertungsansätze

Das Konzept der Ökosystemleistungen umfasst verschiedene ökologische, ökonomische und soziale Dimensionen. Wegner & Pascual (2011) sprechen sich daher für einen pluralistischen Bewertungsrahmen aus, der sowohl die Komplexität der Natur als auch die Vielfalt der Aspekte menschlichen Wohlbefindens inklusive Verteilungsfragen umfasst. Hein et al (2006) merken an, dass auch institutionelle Gegebenheiten auf verschiedenen Ebenen beachtet werden müssen.

Angesichts der Komplexität der biophysikalischen Zusammenhänge und der Dynamik bezüglich Dimensionen, Agenten und Ebenen folgern Spangenberg & Settele (2010), dass eine objektive Bewertung nicht möglich sei. Eine solche ist aus ihrer Sicht aber auch gar nicht notwendig. Sie verdeutlichen anhand von Beispielen, wie der Bekämpfung von Armut, Arbeitslosigkeit, Entwaldung und Desertifikation, dass die Schaffung von Problembewusstsein und die Beeinflussung von politischen Entscheidungen auch ohne monetäre Bewertung möglich sind. Ähnlich argumentieren Spash & Aslaksen (2015), die sich für die Verwendung ökologischer bzw. biophysikalischer Indikatoren aussprechen. Grundsätzlich stellt Spash (2015) die Frage, warum Naturschützer und Nichtregierungsorganisationen im Umweltbereich so bereitwillig Konzepte des ökonomischen Mainstreams übernehmen, oft ohne sie zu hinterfragen. Ein Grund könnte in dem Bestreben liegen, der Natur durch die monetäre Bewertung ein stär-

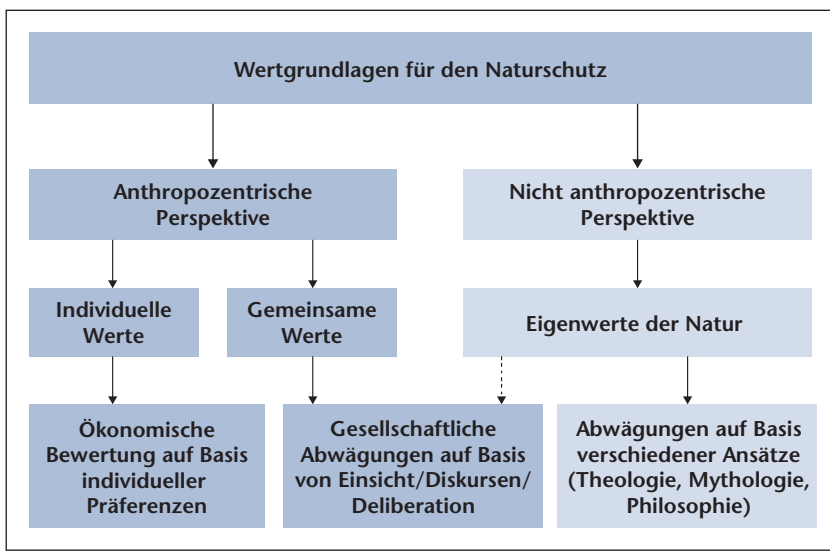


Abb 2 Perspektiven der Bewertung (Hansjürgens 2015, leicht modifiziert).

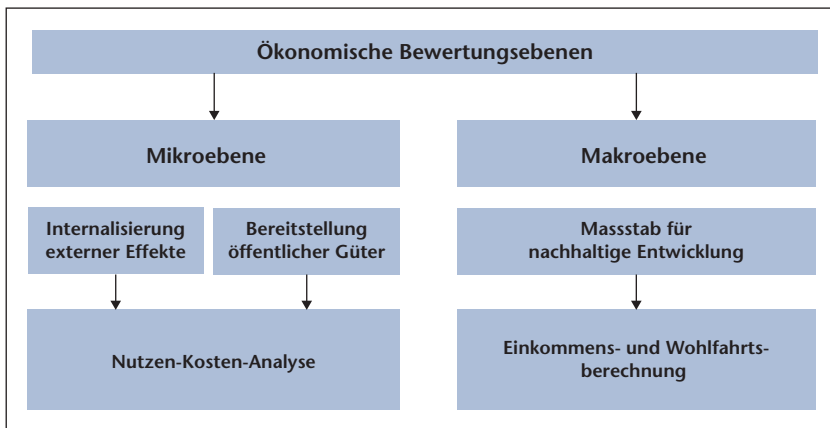


Abb 3 Ebenen ökonomischer Bewertung (Polasky 2015, leicht modifiziert).

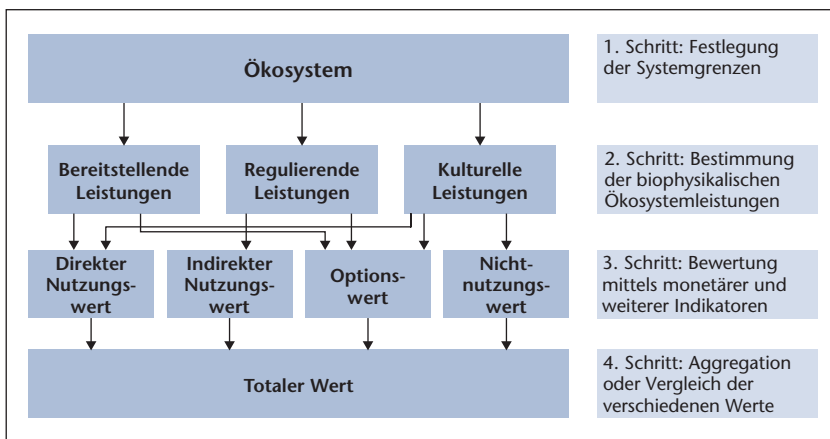


Abb 4 Konzept der Bewertung von Ökosystemleistungen (Hein et al 2006).

keres Gewicht gegenüber anderen Argumenten im politischen Prozess zu verleihen (z.B. zugunsten der Siedlungs- oder Tourismusentwicklung), denn diese stützen sich häufig implizit oder explizit auf ökonomische Bewertungen.

Hansjürgens (2015) unterstreicht die Wichtigkeit einer Bewertung aus einem zusätzlichen Grund: Durch sie kann aufgezeigt werden, welchen Einfluss individuelle und gesellschaftliche Verhaltensweisen

auf die Natur haben. So kann die Öffentlichkeit sensibilisiert und in den Entscheidungsprozess eingebunden werden. Hansjürgens unterscheidet bei der Erfassung der Wertgrundlagen zwischen der anthropozentrischen und der nicht anthropozentrischen Perspektive; durch erstere werden präferenzabhängige «individuelle» und «gemeinsame» Werte erfasst, letztere bezieht sich auf die Eigenwerte der Natur (Abbildung 2).

Während die gemeinsamen Werte auf einer gesellschaftlichen Abwägung basieren, beispielsweise als Ergebnis von öffentlichen Diskussionsprozessen, lassen sich die individuellen Werte mithilfe ökonomischer Methoden bestimmen. Dabei können wiederum zwei Ebenen unterschieden werden, die Mikro- und die Makroebene (Abbildung 3). Der vorliegende Beitrag konzentriert sich auf die Mikroebene. Eine mögliche Verknüpfung von Mikro- und Makroebene und damit verbundene mögliche Inkonsistenzen sind nicht Gegenstand des vorliegenden Beitrags, werden aber unter anderem diskutiert von Hanley et al (2015) und Knoke (2013).

Ökosystemleistungen haben häufig den Charakter von öffentlichen Gütern oder von Allmendegütern. Bei öffentlichen Gütern ist ein Ausschluss von der Nutzung nicht möglich (Nichtausschließbarkeit), und die individuelle Nutzung wird nicht durch die Nutzung anderer beeinträchtigt (Nicht-rivalität). Kommt es durch die gemeinschaftliche (Über-)Nutzung doch zur Rivalität, zum Beispiel in stark besuchten Naherholungsgebieten, spricht man von sogenannten Allmendegütern. Darüber hinaus führen ökonomische Aktivitäten von Wirtschaftseinheiten oft zu externen Effekten, d.h. zu Auswirkungen auf Dritte, die sie in ihren Wirtschaftsrechnungen nicht (vollständig) berücksichtigen (Bergen et al 2013). Ökonomische Bewertungen können dazu beitragen, externe Effekte zu quantifizieren und zu internalisieren sowie öffentliche und gemeinschaftlich genutzte Ökosystemleistungen in effizienter Weise bereitzustellen. Dabei gehen die Möglichkeiten über die Bewertung der direkten Nutzung (z.B. Holz für die Energieerzeugung) hinaus. Sie schliessen sowohl den Wert der indirekten Nutzung (z.B. Kohlenstoffspeicherung für den Klimaschutz) als auch den Optionswert (z.B. Genressourcen für zukünftige Medikamente) und den Nichtnutzungswert (z.B. Existenz seltener Arten) ein (Abbildung 4).

Hein et al (2006) skizzieren wichtige Schritte auf dem Weg zu einer umfassenden Bewertung von Ökosystemleistungen (Abbildung 4). Der erste Schritt besteht in der Festlegung der räumlichen und zeitlichen Systemgrenzen, der zweite in der Bestimmung der biophysikalischen Ökosystemleistungen. Im dritten Schritt erfolgt die Bewertung mittels monetärer und nicht monetärer Indikatoren und schliesslich im vierten Schritt die Aggregation oder der Vergleich der verschiedenen Werte. Wissend, dass jeder

dieser Schritte Unsicherheiten und Fallstricke birgt, soll im Folgenden besonders auf die Schritte 3 und 4 eingegangen werden, wobei der Fokus auf der ökonomischen Bewertung liegt. Auch bei der Entwicklung nicht monetärer Indikatoren wurden in den letzten Jahren Fortschritte erzielt (Albert et al 2016, Staub et al 2011). Aber auch dort besteht, wie bei der monetären Bewertung, noch wichtiger Klärungs- und Forschungsbedarf bezüglich der Operationalisierung und Praxistauglichkeit.

Ökonomische Bewertung

In der Definition des Millennium Ecosystem Assessment werden Ökosystem-«Leistungen» und der durch sie gestiftete «Nutzen» gleichgesetzt. Dies führt zu Inkonsistenzen, wenn es um die Bewertung der Leistungen geht (Boyd & Banzhaf 2007). Das lässt sich gut am Beispiel der Walderholung zeigen. Sie ist keine Leistung, die von Wäldern erbracht wird, sondern ein Nutzen stiftendes Gut, das Menschen unter Einsatz verschiedener «Produktionsfaktoren» selbst erstellen. Durch den Wald werden lediglich Erholungsmöglichkeiten zur Verfügung gestellt (Bergen et al 2013). Fisher & Turner (2008) definieren Ökosystemleistungen daher als «Aspekte von Ökosystemen, die (aktiv oder passiv) benutzt werden, um menschliches Wohlbefinden zu produzieren». Die ökonomische Bewertung dieser «Aspekte» sollte sich stets auf marginale Änderungen beziehen. Hansjürgens (2015) weist darauf hin, dass *das Verschwinden von ganzen Ökosystemen oder das Erreichen von «Umkippeffekten» [...] nicht als marginale Veränderung angesehen werden kann* und sich der Einsatz ökonomischer Bewertungsinstrumente somit verbietet. Gleiches gilt, wenn Umweltgüter nur begrenzt substituierbar sind oder eine irreversible Schädigung vorliegt (Hansjürgens 2015, Kumar et al 2013).

Für die ökonomische Bewertung stehen verschiedene Methoden zur Verfügung (Abbildung 5).

Sie beziehen sich auf unterschiedliche Präferenzkategorien, basieren jedoch alle auf individuellen Präferenzen und zielen auf die Bewertung marginaler Änderungen. Während die Marktmethode auf «tatsächlichen» Präferenzen für private Umweltgüter beruht (Abbildung 5, links), greifen die Produktivitäts-, die Alternativkosten- und die Reisekostenmethode sowie die implizite Preis- und die Mehraufwand-Minderertrag-Methode auf sogenannte «aufgedeckte» (revealed) Präferenzen zurück (Abbildung 5, Mitte). Dies ist möglich, wenn die zu bewertenden Umweltgüter einen messbaren Bezug zu privaten Gütern haben. Ist dies nicht der Fall, kann die Bewertung mittels bedingter Bewertungsmethode oder Auswahl-(Choice-)Experimenten auf Basis «bekundeter» (stated) Präferenzen erfolgen (Abbildung 5, rechts). Die bedingte Bewertung bezieht sich oft auf die Zahlungsbereitschaft für ein Gut als Ganzes, während Auswahlexperimente die Bewertung einzelner Charakteristika eines Guts ermöglichen.

Die Stated-preference-Ansätze haben den Vorteil, dass sie das gesamte ökonomische Wertespektrum abdecken können (Schritt 3 in Abbildung 4). Gleichzeitig sind sie jedoch vielschichtiger Kritik ausgesetzt. Auf einige der Hauptkritikpunkte wird im Folgenden eingegangen.

Hypothetische Verzerrung und strategisches Verhalten

Sowohl bedingte Bewertungsmethode als auch Auswahlexperimente konfrontieren die Befragten mit einer hypothetischen Entscheidungssituation. Diese Situation muss im Fragebogen so formuliert werden, dass den Befragten die Auswirkungen ihrer Entscheidung bewusst werden. Wird zum Beispiel nach der Zahlungsbereitschaft für eine Verbesserung des Lawinenschutzes durch Wälder gefragt, müssen die Details der Verbesserung dargelegt werden. Ferner ist darauf hinzuweisen, dass sich das Haushaltbudget durch die Zahlung verringert und somit weniger Geld für Konsumzwecke zur Verfügung

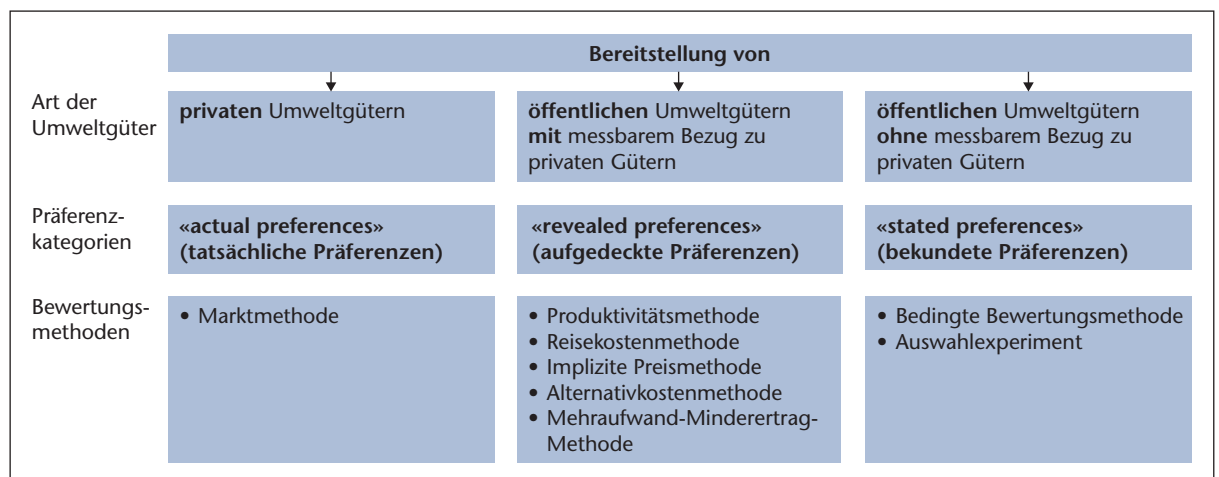


Abb 5 Präferenzen und Bewertungsmethoden (Bergen et al 2013, leicht modifiziert).

steht. Ob es dennoch zu hypothetischen Verzerrungen (hypothetical bias) bei der Beantwortung kommt, hängt von der Anreizstruktur des Fragebogens ab (Haab et al 2013).

Ferner können sich die Befragten strategisch verhalten und ihre Zahlungsbereitschaft bewusst unter- oder übertreiben. Samuelson (1954; zitiert nach Carson 2012) geht davon aus, dass eine Untertreibung der Zahlungsbereitschaft möglich ist, wenn Individuen ihre wahren Präferenzen herunterspielen und vorgeben, nur ein geringes Interesse an der Bereitstellung eines öffentlichen Gutes zu haben. Allerdings führt Hausman (2012) an, dass die Zahlungsbereitschaft oft übertrieben wird, vor allem dann, wenn die Befragten davon ausgehen, dass sie später nicht tatsächlich zur Zahlung herangezogen werden («Free-rider-Verhalten»). Auch Murphy et al (2005) kommen in einer Metaanalyse zu dem Schluss, dass die Antworten auf Zahlungsbereitschaftsfragen in der Regel höher ausfallen als die tatsächliche Zahlungsbereitschaft. Neuere Befragungstechniken, zum Beispiel Auswahlexperimente, sowie eine sorgfältige Gestaltung des Fragebogens inklusive sogenannter unterstützender Fragen («supporting questions») können dazu beitragen, diese Verzerrungen zu verringern (Krupnik & Adamowicz 2006).

Zahlungs- und Akzeptanzbereitschaft

Die bedingte Bewertung von Ökosystemleistungen, zum Beispiel der Bereitstellung von Erholungsmöglichkeiten in einem Naherholungsgebiet, kann sich sowohl auf Mengen- als auch auf Preisänderungen beziehen. Eine Mengenänderung ist beispielsweise die Einschränkung bzw. Erhöhung der maximalen Zahl von Besuchen pro Jahr, während eine Preisänderung durch die Erhöhung bzw. Senkung eines Eintrittspreises für das Gebiet veranschaulicht werden kann. In beiden Fällen kann die Bewertungsfrage auf zwei Arten formuliert werden: Der Zahlungsbereitschaftsansatz (willingness-to-pay, WTP) zielt darauf ab, zu erfahren, was die Befragten entweder für die Vermeidung einer negativen oder für die Erreichung einer positiven Veränderung maximal zahlen würden. Der Akzeptanzbereitschaftsansatz (willingness-to-accept, WTA) fragt nach der minimalen Entschädigungsforderung, um entweder eine negative Veränderung zu akzeptieren oder den Nichteintritt einer positiven Veränderung zu kompensieren (Bergen et al 2013). Hausman (2012) weist darauf hin, dass die monetäre Bewertung je nach Ansatz der Fragestellung unterschiedliche und damit willkürliche Ergebnisse hervorbringt.

Das Auseinanderklaffen von WTP und WTA ist aus Sicht der neoklassischen Theorie keine Überraschung. Sowohl Preis- als auch Mengenänderungen führen beim Vergleich der Situationen mit und ohne Veränderung zu Einkommenseffekten, die ei-

nen Keil zwischen WTP und WTA treiben (Bergen et al 2013). Allerdings wird in der mikroökonomischen Theorie oft davon ausgegangen, dass die Einkommenseffekte im Rahmen von Bewertungsfragestellungen eher klein und daher vernachlässigbar sind (Carson 2012).

Auch die Verhaltensökonomik konnte zeigen, dass WTP und WTA oft nicht identisch sind. Sie führte den Unterschied auf Verlustaversion der Individuen zurück (Kahneman & Tversky 1979). Knetsch (2005) verweist auf Experimente, bei denen die minimale WTA vielfach höher ausfiel als die maximale WTP. In diesem Zusammenhang ist anzumerken, dass überhöhte Entschädigungsforderungen oder im Extremfall die Ablehnung der Befragungsteilnahme auch als Ausdruck der Empörung über eine – aus Sicht der Befragten – illegitime Art der Güterbewertung interpretiert werden können (z.B. wenn sich die Frage auf eine Kompensationszahlung für die Einleitung giftiger Chemikalien in einen artenreichen See bezieht). Um derartiges Protestverhalten zu verhindern, wird in der Praxis öfter der WTP-Ansatz gewählt, auch wenn das WTA-Mass aus theoretischer Sicht angemessen wäre (Kahneman & Knetsch 1992). Meyerhoff et al (2014) weisen darauf hin, dass noch weitere Gründe für ein Protestverhalten vorliegen können, zum Beispiel die Art und Länge des Befragungsformats.

Ausschlaggebend für die adäquate Wahl von WTP- oder WTA-Ansatz sollte die jeweilige Referenzsituation sein, d.h. die Situation, die die Befragten als Ausgangspunkt für ihren Vergleich («mit und ohne Veränderung») nehmen. Dabei kann zum Beispiel auf gegebene rechtliche Regelungen zurückgegriffen werden. Gilt beispielsweise ein generelles Betretungsrecht für das Naherholungsgebiet, so wäre bei einer geplanten Einschränkung der Besuchszahl nach der minimalen WTA zu fragen. Gesetzliche Regelungen und Eigentumsrechte dienen Individuen jedoch nur zum Teil als Basis für die Wahrnehmung und Bestimmung ihrer Referenzsituation: Beispielsweise können psychologische oder moralische Aspekte ebenfalls eine Rolle spielen und erschweren so eine eindeutige Festlegung des zu wählenden Ansatzes. Knetsch (2005) schlägt daher als pragmatische Faustregel vor, den WTP-Ansatz für die Bewertung positiver Veränderungen einzusetzen und den WTA-Ansatz für negative. Die wissenschaftliche Debatte über Existenz, theoretische Begründung und mögliche praktische Auswirkungen der WTP-WTA-Lücke ist aus Sicht anderer Autoren damit jedoch keinesfalls beendet (Amiran & Hagen 2003, Hanemann 2003, Plott & Zeiler 2005).

Einbettungseffekte

Wird für ein einzelnes Umweltgut, zum Beispiel die Erhaltung des Fischbestandes in einem See, eine in etwa gleich grosse Zahlungsbereitschaft ge-

äussert wie für die Erhaltung der Fischbestände in mehreren Seen einer Region, so spricht man von einem Einbettungseffekt (embedding effect; Kahneman & Knetsch 1992, Nunes & Schokkaert 2003). Die Befragten reagieren dann nicht oder nur begrenzt auf Mengeneffekte. Diamond & Hausman (1994) führen den Effekt auf die «Nichtexistenz individueller Präferenzen für dieses Gut» und das Unvermögen der Befragten, den «Einfluss ihrer Budgetrestriktion zu berücksichtigen», zurück. Beides führt dazu, dass WTP-Analysen eines bestimmten Gutes zu unterschiedlichen Ergebnissen führen können, je nachdem, in welchem Zusammenhang die Bewertungsfrage formuliert wird. Dies wurde auch von einer Expertengruppe der National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), einer US-amerikanischen wissenschaftlichen Regierungsbehörde, erkannt. Entsprechende Empfehlungen zur Vermeidung des Problems wurden in die NOAA-Richtlinien für Bewertungsstudien aufgenommen (Arrow et al 1993). Dazu gehören auch sogenannte «Scope»- oder «Adding-up»-Tests: Reagieren die Befragten sensitiv auf Mengeneffekte und unterscheiden sich die Zahlungsbereitschaften im oben beschriebenen Fall signifikant voneinander, so ist der Test bestanden.

Allerdings kritisieren Desvousges et al (2012), dass durch derartige Tests nicht geprüft wird, ob das Ausmass der Reaktion auch «adäquat» ist. Sind nämlich beide Umweltgüter perfekte Substitute oder ist der Grenznutzen des zusätzlichen Gutes gleich (oder nahe) null, so kann es sich sehr wohl um eine konsistente, ökonomisch rationale Bewertung handeln, auch wenn der Scope-Test nicht bestanden wird (Nunes & Schokkaert 2003). Daher sind die Standardtests wenig informativ. Darüber hinaus geben Heberlein et al (2005) zu bedenken, dass eine fehlende Sensibilität gegenüber Scope-Effekten durch vielfältige kognitive und einstellungsbezogene Faktoren verursacht werden kann. Bateman (2011) spricht sich daher gegen eine Intensivierung der Scope-Tests aus und empfiehlt stattdessen, generell mehr Gewicht auf die Prüfung der Glaubwürdigkeit (reliability) der Befragungsmethoden zu legen. Im Rahmen von Vortests können beispielsweise verschiedene Befragungsdesigns geprüft werden, um relevante von irrelevanten Informationen zu trennen. Visualisierungen können dabei das Verständnis eines Fragebogens erhöhen und Einbettungseffekte verringern (Bateman et al 2009, Elsasser et al 2010, Getzner & Svajda 2015, Olschewski et al 2012).

Individuelle und soziale Präferenzen

Ein grundsätzlicher Kritikpunkt ergibt sich aus dem Umstand, dass die oben aufgeführten Methoden auf als konstant vorausgesetzten individuellen Präferenzen beruhen. Spash (2015) bezweifelt diese Grundannahme, da sich Präferenzen zum Bei-

spiel durch die Bereitstellung von Informationen während des Umfrageprozesses ändern können. Dies gilt besonders für das Ökosystemleistungskonzept, mit dem weite Teile der Bevölkerung (noch) nicht vertraut sind. Daher schlägt er eine «erörternde monetäre Bewertung» (deliberative monetary valuation, DMV) etwa in Form einer «Citizens Jury» vor (Spash 2007): Im Rahmen von Kleingruppen, die sich über längere Zeit wiederholt treffen, können dabei in einer Kombination von ökonomischen und politischen Ansätzen Präferenzen entwickelt und unterschiedliche Werte identifiziert werden. Parks & Gowdy (2013) betrachten die Entwicklung solcher deliberativer Techniken, die eine «wahre gesellschaftliche Bewertung» von Ökosystemleistungen ermöglichen, als «die grösste Herausforderung» für die Umweltökonomik.

Atkinson et al (2012) erkennen an, dass derartige Ansätze geeignet sind, das Verständnis individueller und gemeinsamer Werte zu verbessern. Allerdings sollten sie auch in grösserem Rahmen getestet werden, um die Anforderungen bezüglich Repräsentativität und Übertragbarkeit erfüllen zu können. Laut Bunse et al (2015) haben DMV-Ansätze das Potenzial, über die Verbesserung ökonomischer Bewertungen hinaus «demokratische» und «gerechte» Werte zu generieren. Dazu müssten aber bestehende theoretische und praktische Probleme überwunden werden. Wegner & Pascual (2011) sprechen sich jedoch dagegen aus, rein ökonomische (Nutzen-Kosten-)Analysen völlig zu verwerfen. Für die Bewertung «einfacher Güter», die einen Marktbezug haben, sei eine ökonomische Bewertung durchaus adäquat (z.B. die Bestäubungsleistung von Bienen für die landwirtschaftliche Produktion; Olschewski et al 2006).

Wertetransfer und Upscaling

Sagoff (2011) gibt zu bedenken, dass sich die Bewertungsgrundlagen, zum Beispiel durch Handel, technologischen Fortschritt und Geschmackswandel, ändern können. Eine durch räumliche und zeitliche Besonderheiten gekennzeichnete Momentaufnahme eignet sich daher nicht für verallgemeinernde Schlussfolgerungen (Kumar et al 2013). Eine besondere Herausforderung ist das sogenannte «Upscaling» orts- und kontextspezifischer Bewertungsergebnisse auf andere Regionen oder auf die nationale Ebene. Dies betrifft insbesondere den sogenannten «Nutzen-/Werte-Transfer» (benefit/value transfer). Dabei werden existierende Forschungsergebnisse aus einer «Studien»-Region genutzt, um Wohlfahrtseffekte in einer anderen, nicht untersuchten «Policy»-Region zu bestimmen. Ziel ist es, empirische Schätzungen durchführen zu können, auch wenn eine Primärerhebung in der «Policy»-Region aus zeitlichen oder finanziellen Gründen nicht möglich ist (Rolfe et al 2015).

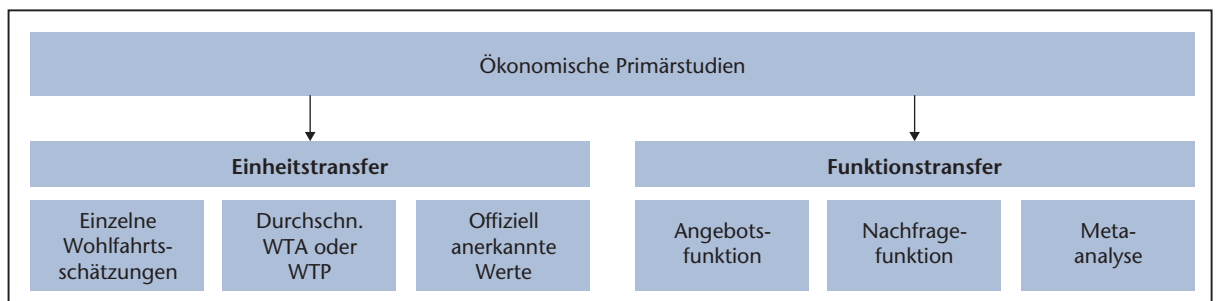


Abb 6 Ansätze für den Transfer von Werten aus ökonomischen Primärstudien (basierend auf Spash & Vatn 2006). WTA: willingness to accept (Akzeptanzbereitschaft), WTP: willingness to pay (Zahlungsbereitschaft).

Beim Wertetransfer (Abbildung 6) ist zu unterscheiden, ob monetäre Werteinheiten übertragen werden sollen («unit transfer», z.B. basierend auf durchschnittlichen Zahlungsbereitschaften) oder aber ganze Bewertungsfunktionen («function transfer», z.B. basierend auf Attributen von Auswahl-experimenten; Wilson & Hoehn 2006). Auch Metaanalysen stellen aus Sicht verschiedener Autoren eine geeignete Grundlage für einen Wertetransfer dar (Johnston & Moeltner 2014).

Spash & Vatn (2006) haben Bedingungen formuliert, die beachtet werden sollten, um Übertragungsfehler so gering wie möglich zu halten. Folgende Aspekte sollten in der Ursprungs- und der Übertragungsregion vergleichbar sein: 1) die zu bewertenden Leistungen bezüglich Umfang, Qualität und Änderung, 2) die Charakteristika der Bevölkerung und deren Nutzung der zu bewertenden Leistung, 3) die bei der Umfrage verwendeten, «konstruierten» Marktcharakteristika, 4) die institutionellen Gegebenheiten, 5) der Zeitraum von Umfrage und Transfer sowie 6) die geografische Lage. Abgesehen davon, dass dieser Katalog in den wenigsten Fällen vollständig erfüllt werden kann, weist Plummer (2009) darauf hin, dass die sorgfältige Auswahl geeigneter Primärerhebungen eine wesentliche Voraussetzung für die Vermeidung von Fehlern ist. Das Fehlen solcher Studien stellt laut Troy & Wilson (2006) den gravierendsten Engpass für räumlich explizite Wertetransfers dar. Richardson et al (2015) geben zu bedenken, dass, selbst wenn geeignete Studien verfügbar sind, die auf lokaler Ebene gefundenen Ergebnisse nicht einfach auf Landesebene hochgerechnet werden können. So sind zum Beispiel der abnehmende Grenznutzen sowie die Änderung relativer Knappheiten und Substitutionsmöglichkeiten zu beachten. Insgesamt ist zu konstatieren, dass zwischen den wissenschaftlichen Anforderungen an einen methodisch sauberen Wertetransfer und der tatsächlichen Ausführung solcher Studien in der Praxis ein beträchtliche Lücke klafft (Johnston & Rosenberger 2010). Trotz den offensichtlichen Schwierigkeiten bezüglich des Upscalings wurden in den letzten Jahren Anstrengungen unternommen, sowohl Umweltbewertungen auf nationaler Ebene durchzuführen (UK National Ecosystem Assessment 2014, Albert

et al 2014) als auch Ökosysteme und ihre Leistungen auf europäischer Ebene zu typisieren und zu beurteilen (Bateman et al 2011a, Maes et al 2013).

Auch bei den Revealed-preference-Methoden (Abbildung 5) ist zu beachten, dass sie zu kontextspezifischen Bewertungsergebnissen führen, die sich nur begrenzt verallgemeinern lassen. Hinzu kommt, dass sich der Beitrag von Ökosystemleistungen zur Produktion privater Güter, zum Beispiel bei der Bestäubung in der Landwirtschaft, oft nur eingeschränkt messen lässt, da der Ertrag neben dem Einsatz von Ökosystemleistungen (im Beispiel die Bestäubung) im Regelfall noch von anderen Produktionsfaktoren (Arbeit, Kapital) abhängt (Mace et al 2012). Hanley et al (2015) schlagen im Fall der Bestäubungsleistung vor, den spezifischen Beitrag der Bienen mithilfe eines sogenannten «Abhängigkeitsquotienten» (dependency ratio) zu bestimmen. Allerdings ist der konkrete Bestäubungsprozess oft nur unzureichend erforscht, sodass auf statistische Modelle (z.B. auf Basis der Relation von Fruchtansatz und Bienenanzahl bzw. -diversität) zurückgegriffen werden muss (Olschewski et al 2006). In diesem Zusammenhang weisen Parks & Gowdy (2013) auf die beeindruckende Diskrepanz zwischen den oft hochentwickelten ökonomischen Modellen einerseits und der unzureichenden Datenverfügbarkeit sowie den konzeptionellen Problemen bei der Modellierung biophysikalischer Zusammenhänge andererseits hin.

Diskontierung

Neben der räumlichen Abgrenzung spielt auch der zeitliche Analyserahmen eine entscheidende Rolle (Scholes et al 2013). Dabei ist festzulegen, wie Ökosystemleistungen bewertet werden sollen, die erst in der Zukunft erbracht werden. Dynamische Effizienzberechnungen nutzen dazu das Instrument der Abzinsung. Sie beruht auf theoretischen Überlegungen und empirischen Beobachtungen, dass Individuen zukünftigen (positiven und negativen) Ereignissen ein geringeres Gewicht geben. Es ist jedoch umstritten, welcher Diskontsatz zu wählen ist (Bateman et al 2011b). Dies zeigt die Diskussion um den Stern Review (Stern 2007), der sofortige und umfassende Massnahmen gegen den Klimawandel

Bewertungs-zweck	Komplexität/ Vertrautheit	Wertekategorien	Skala und Repräsentativität	Durchführungs- kosten
<ul style="list-style-type: none"> • Nutzen-Kosten-Analyse • Konsensfindung • Partizipation • Bewusstseinsbildung 	<ul style="list-style-type: none"> • Präferenzbildung erforderlich (z.B. «Bio-diversität») 	<ul style="list-style-type: none"> • Messbarkeit • Vergleichbarkeit (z.B. «kulturelle Werte») 	<ul style="list-style-type: none"> • Statistische Repräsentativität • Politische Repräsentativität 	<ul style="list-style-type: none"> • Art der Umfrage • Anzahl der Befragten • Dauer des Prozesses

Abb 7 Kriterien für die Auswahl der Bewertungsmethoden (basierend auf Lienhoop et al 2015).

empfiehlt. Kritisiert wird der Bericht insbesondere bezüglich des verwendeten niedrigen «sozialen» Diskontsatzes. Studien, die einen höheren Prozentsatz für die Abzinsung benutzen, geben den zukünftigen Kosten des Klimawandels ein vergleichsweise geringeres Gewicht, mit der Konsequenz, dass schnelles Handeln aus Effizienzgründen heute nicht unbedingt erforderlich erscheint (Tol & Yohe 2006, Nordhaus 2007).

Bateman et al (2011b) weisen darauf hin, dass die Umweltprobleme infolge des Klimawandels in wachsendem Mass als «nicht marginal» angesehen werden können. Aus diesem Grund habe die Diskontierung von Langzeiteffekten mittels eines relativ geringen «sozialen» Diskontsatzes bereits Eingang in britische Praxisleitlinien gefunden. Zu dieser Diskussion bemerkt Neumayer (2007), dass die Fokussierung auf die Wahl des Diskontsatzes am eigentlichen Problem vorbeigeht. Vielmehr sollte die Nachhaltigkeit, und hier insbesondere die Frage der (Nicht-)Substituierbarkeit natürlichen Kapitals, in den Vordergrund gerückt werden.

Schlussfolgerungen

Die vorstehenden Ausführungen zeigen, dass sich sowohl das Konzept der Ökosystemleistungen als auch deren Bewertung vielfältigen Herausforderungen gegenübersehen. Das Spektrum reicht dabei von naturwissenschaftlichen Wissenslücken über wirtschafts- und sozialwissenschaftliche Inkonsistenzen bis hin zu ethischen Einwänden. Die Darstellung der Natur als «wohlwollende» Waren- und Dienstleistungsproduzentin ist aus Sicht von McCauley (2006) nicht als Allheilmittel gegen die derzeitigen Umweltprobleme geeignet. Spash (2011) sieht durch den neuen Umweltpragmatismus nicht nur Arten in Gefahr, sondern auch die gemeinschaftliche Verantwortung für die Umwelt. Ist die Biodiversitäts-«Fundgrube» erst einmal geöffnet, so könne es schnell zu einem «Goldrausch» (McCauley 2006) und zur «Ausbeutung» der neuen Schätze kommen (Spash 2008). Diese Bedenken sind insofern berechtigt, als das Ökosystemleistungskonzept häufig nur Stromgrößen erfasst, während Veränderungen des

zugrunde liegenden Naturkapitalstocks vernachlässigt werden.

Costanza (2006) sieht keinen Konflikt zwischen der «Liebe zur Natur» und ihrer Bewertung. Die Bewertung als «Messung des Beitrags zum Wohlbefinden» ist für ihn nicht gleichbedeutend mit einer Vermarktung der Umwelt. Im Grunde gehe es nicht um eine Entscheidung zwischen Ökonomie und Umwelt (Costanza et al 2014), sondern darum, das Kapital, das der Menschheit insgesamt zur Verfügung steht, «effektiv und nachhaltig zu bewirtschaften». Die Bewertung von Ökosystemleistungen kann einen zusätzlichen Mosaikstein zur Bewältigung dieser komplexen Aufgabe liefern (Reid et al 2006). Die darüber hinausgehende Erfassung des Naturkapitals und dessen langfristiges Monitoring würden eine wichtige Grundlage zur nachhaltigen Bereitstellung der Ökosystemleistungen liefern (Albon et al 2014).

Viele der Einwände, die seit der Veröffentlichung des Millennium Ecosystem Assessment geäußert wurden, sind von verschiedenen Autoren aufgegriffen worden (z.B. Sukhdev et al 2014, Hansjürgens 2015) und haben zu einer Weiterentwicklung des Konzepts der Ökosystemleistungen beigetragen. Dabei geht es weniger darum, die eine «perfekte» Methode zu entwickeln, als vielmehr darum, die vielfältigen Ansätze zu verbessern und zu verknüpfen. Als ein Schritt in diese Richtung kann die Schaffung der Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) angesehen werden. Ziel dieser Initiative der Vereinten Nationen ist es, die Schnittstelle zwischen Wissenschaft, Politik und Gesellschaft zu stärken, um Biodiversität und Ökosystemleistungen zu erhalten und so einen Beitrag zum langfristigen menschlichen Wohlbefinden und zur nachhaltigen Entwicklung zu leisten (Díaz et al 2015).

Dennoch stellt sich angesichts der bestehenden Wissenslücken (Sagoff 2011) die Frage, inwieweit die Verwendung von Bewertungsergebnissen auch dann vertretbar ist, wenn die wissenschaftlichen Grundlagen angezweifelt werden: «Are some numbers better than no numbers?» (Diamond & Hausman 1994). Kumar et al (2013) sind der Überzeugung, dass die Verluste, die durch Nichtbeach-

tung ökonomischer Bewertungen entstehen, grösser sind als der Schaden, den sie verursachen. Ein Beispiel für derartige Schäden liefern Spangenberg & Settele (2010). Sie verweisen darauf, dass es gar zur Entkoppelung von Dienstleistung und Ökosystem kommen kann, wie dies bei der Pflanzenbestäubung durch Bienen bereits häufig der Fall ist (Ratamäki et al 2015). Um solchen Gefahren zu begegnen, fordern Kumar et al (2013), dass umfassende Bewertungen auch alternative Szenarien enthalten und schädliche Trade-offs aufzeigen sollen.

Für Polasky et al (2015) liegen die Herausforderungen in der Suche nach verbindlichen Standards 1) für die Verwendung einer einheitlichen Terminologie, 2) für akzeptable Datengrundlagen und Methoden sowie 3) für die Anforderungen an die Berichterstattung. Die Definition und Erfüllung dieser Standards ist Voraussetzung für eine erfolgreiche Einführung des Ökosystemleistungskonzeptes in zentralen öffentlichen und privaten Bereichen. Lienhoop et al (2015) empfehlen, die Auswahl der Bewertungsmethoden anhand eines Kriterienkataloges vorzunehmen. Dieser berücksichtigt neben dem Zweck und den Kosten der Bewertung auch die Komplexität des Sachverhalts und die Vergleichbarkeit der Wertkategorien sowie die Art der erforderlichen Repräsentativität.

Der neu entwickelte konzeptionelle Rahmen der IPBES trägt vielen dieser Anforderungen Rechnung. Er bezieht explizit verschiedene Wertekategorien, Skalen und Wissensgrundlagen (vor allem auch indigenes und lokales Wissen) mit ein. Ferner wird die Rolle von Institutionen und Politik bei der Verursachung, aber auch bei der Lösung von Umweltproblemen untersucht (Díaz et al 2015). Darüber hinaus werden Interdependenzen verschiedener Sektoren und Politikbereiche analysiert und mögliche Zielkonflikte, Synergien sowie Rückkoppelungseffekte identifiziert. IPBES geht damit über die bisherigen Ex-post-«Nachhaltigkeitsanalysen» (MEA 2005, TEEB 2010) hinaus, hin zu einer zukunftsgerichteten und politikrelevanten Szenarioanalyse und «Programmevaluation». Wie gross der Beitrag zum Erhalt der natürlichen Grundlagen menschlicher Lebensqualität schlussendlich sein wird, hängt auch davon ab, wie erfolgreich der oben erwähnte Appell an die Herzen, aber auch an den Verstand und nicht zuletzt an das Portemonnaie der Menschen ist (Costanza 2006). ■

Eingereicht: 11. März 2016, akzeptiert (mit Review): 24. August 2016

Literatur

ALBERT C, NESSHÖVER C, WITTMER H, HINZMANN M, GÖRG C (2014) Sondierungsstudie für ein nationales Assessment von Ökosystemen und ihren Leistungen für Wirtschaft und Gesellschaft in Deutschland. Leipzig: Helmholtz-Zentrum Umweltforschung. 67 p.

- ALBERT C, BONN A, BURKHARD B, DAUBE S, DIETRICH K ET AL (2016)** Towards a national set of ecosystem service indicators – insights from Germany. *Ecol Indic* 61 (Part 1): 38–48.
- ALBON S, BALANA B, BROOKER R, EASTWOOD A (2014)** A systematic evaluation of Scotland's Natural Capital Asset Index. Inverness: Scottish Natural Heritage, Commissioned Report 751. 39 p.
- AMIRAN EY, HAGEN DA (2003)** Willingness to pay and willingness to accept: How much can they differ? *Comment. Am Econ Rev* 93: 458–463.
- ARROW K, SOLOW R, PORTNEY PR, LEAMER EE, RADNER R ET AL (1993)** Contingent valuation methodology report (Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation). Washington DC: Federal Register Office, Federal Register 58 (15 January 1993): 4602–4614.
- ATKINSON G, BATEMAN I, MOURATO S (2012)** Recent advances in the valuation of ecosystem services and biodiversity. *Oxford Rev Econ Policy* 1: 22–47.
- BATEMAN IJ, DAY BH, JONES AP, JUDE S (2009)** Reducing gain-loss asymmetry: A virtual reality choice experiment valuing land use change. *J Environ Econ Manage* 58: 106–118.
- BATEMAN IJ (2011)** Valid value estimates and value estimate validation: better methods and better testing for stated preference research. In: Bennett J, editor. *The international handbook on non-market environmental valuation*. Cheltenham UK: Edward Elgar Publishing. pp. 322–352.
- BATEMAN IJ, BROUWER R, FERRINI S, SCHAAFSMA M, BARTON DN ET AL (2011A)** Making benefit transfer work. Deriving and testing principles for value transfers for similar and dissimilar sites using a case study of the non-market benefits of water quality improvements across Europe. *Environ Resource Econ* 50: 365–387.
- BATEMAN IJ, MACE GM, FEZZI C, ATKINSON G, TURNER K (2011B)** Economic analysis for ecosystem service assessments. *Environ Resource Econ* 48: 177–218.
- BERGEN V, LÖWENSTEIN W, OLSCHESKI R (2013)** Forstökonomie – Ansätze für eine vernünftige Umwelt- und Landnutzung. München: Vahlen. 477 p.
- BOYD J, BANZHAF S (2007)** What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecol Econ* 63: 616–626.
- BUNSE L, RENDON O, LUQUE S (2015)** What can deliberative approaches bring to the monetary valuation of ecosystem services? A literature review. *Ecosyst Serv* 14: 88–97.
- BURKHARD B, KANDZIORA M, HOU Y, MÜLLER F (2014)** Ecosystem service potentials, flows and demands – concepts for spatial localisation, indication and quantification. *Landsc Online* 34: 1–32.
- CARSON RT (2012)** Contingent Valuation: A practical alternative when prices aren't available. *J Econ Perspect* 26: 27–42.
- COSTANZA R (2006)** Nature: ecosystems without commodifying them. *Nature* 443: 749.
- COSTANZA R, DE GROOT R, SUTTON P, VAN DER PLOEG S, ANDERSON SJ ET AL (2014)** Changes in the global value of ecosystem services. *Glob Environ Chang* 26: 152–158.
- DESVOUSGES W, MATHEWS K, TRAIN K (2012)** Adequate responsiveness to scope in contingent valuation. *Ecol Econ* 84: 121–128.
- DIAMOND PA, HAUSMAN JA (1994)** Contingent Valuation: Is some number better than no number? *J Econ Perspect* 8: 45–64.
- DÍAZ S, DEMISSEW S, CARABIAS J, JOLY C, LONSDALE M ET AL (2015)** The IPBES Conceptual Framework – connecting nature and people. *Curr Opin Environ Sustainability* 14 (1): 1–16.
- ELSASSER P, ENGLERT H, HAMILTON J (2010)** Landscape benefits of a forest conversion programme in North East Germany: results of a choice experiment. *Ann For Res* 53: 37–50.
- FISHER B, KERRY TURNER R (2008)** Ecosystem services: Classification for valuation. *Biol Conserv* 141: 1167–1169.

- GETZNER M, ŠVAJDA J (2015) Preferences of tourists with regard to changes of the landscape of the Tatra National Park in Slovakia. *Land Use Policy* 48: 107–119.
- HAAB TC, INTERIS MG, PETROLIA DR, WHITEHEAD JC (2013) From hopeless to curious? Thoughts on Hausman's "dubious to hopeless" critique of Contingent Valuation. Boone NC: Appalachian State Univ, Dep Economics, Working Paper 13-07. 31 p.
- HAINES-YOUNG R, POTSCHEIN M (2013) Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August–December 2012. Nottingham: Univ Nottingham, Centre Environmental Management, EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003. 34 p.
- HANEMANN WM (2003) Willingness to pay and willingness to accept: How much can they differ? Reply. *Am Econ Rev* 93: 464.
- HANLEY N, BREEZE TD, ELLIS C, GOULSON D (2015) Measuring the economic value of pollination services: Principles, evidence and knowledge gaps. *Ecosyst Serv* 14: 124–132.
- HANSJÜRGENS B (2015) Zur neuen Ökonomie der Natur: Kritik und Gegenkritik. *Wirtschaftsdienst* 95: 284–291.
- HAUSMAN J (2012) Contingent valuation: From dubious to hopeless. *J Econ Perspect* 26: 43–56.
- HEBERLEIN TA, WILSON MA, BISHOP RC, SCHAEFFER NC (2005) Rethinking the scope test as a criterion for validity in contingent valuation. *J Environ Econ Manage* 50: 1–22.
- HEDDEN-DUNKHORST B, BRAAT L, WITTMER H (2015) TEEB emerging at the country level: Challenges and opportunities. *Ecosyst Serv* 14: 37–44.
- HEIN L, VAN KOPPEN K, DE GROOT RS, VAN IERLAND EC (2006) Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecol Econ* 57: 209–228.
- HELM D, HEPBURN C (2012) The economic analysis of biodiversity: an assessment. *Oxford Rev Econ Policy* 28: 1–21.
- JOHNSTON RJ, ROSENBERGER RS (2010) Methods, trends and controversies in contemporary benefit transfer. *J Econ Surveys* 24: 2243–2249.
- JOHNSTON RJ, MOELTNER K (2014) Meta-modeling and benefit transfer: The empirical relevance of source-consistency in welfare measures. *Environ Resource Econ* 59: 337–361.
- KAHNEMAN D, TVERSKY A (1979) Prospect theory: an analysis of decision under risk. *Econometrica* 47: 263–291.
- KAHNEMAN D, KNETSCH JL (1992) Valuing public goods: The purchase of moral satisfaction. *J Environ Econ Manage* 22: 57–70.
- KNETSCH JL (2005) Gains, losses, and the US-EPA Economic Analyses Guidelines: A hazardous product? *Environ Resource Econ* 32: 91–112.
- KNOKE T (2013) Ökosystemleistungen und Forstplanung. *AFZ/ Der Wald* 68 (21): 4–6.
- KRUPNICK A, ADAMOWICZ WL (2006) Supporting questions in stated choice studies. In: Kanninen BJ, editor. *Valuing environmental amenities using stated choice studies*. Dordrecht: Springer. pp. 43–66.
- KUMAR P, BRONDIZIO E, GATZWEILER F, GOWDY J, DE GROOT D ET AL (2013) The economics of ecosystem services: from local analysis to national policies. *Curr Opin Environ Sustainability* 5: 78–86.
- LIENHOOP N, BARTKOWSKI B, HANSJÜRGENS B (2015) Informing biodiversity policy: The role of economic valuation, deliberative institutions and deliberative monetary valuation. *Environ Sci Policy* 54: 522–532.
- MACE GM, NORRIS K, FITTER AH (2012) Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends Ecol Evol* 27: 19–26.
- MAES J, TELLER A, ERHARD M, LIQUETE C, BRAAT L ET AL (2013) Mapping and assessment of ecosystems and their services (MAES). An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020. Luxembourg: Publication office European Union. 60 p.
- MCCAULEY (2006) Selling out on nature. *Nature* 443: 27–28.
- MEA, MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005) Ecosystems and human well-being: Synthesis. Washington DC: Island Press. 155 p.
- MEYERHOFF J, MORBAK MR, OLSEN SB (2014) A meta-study investigating the sources of protest behaviour in stated preference surveys. *Environ Resource Econ* 58: 35–57.
- MURADIAN R, RIVAL L (2012) Between markets and hierarchies: The challenge of governing ecosystem services. *Ecosyst Serv* 1: 93–100.
- MURADIAN R (2013) Payments for ecosystem services as incentives for collective action. *Soc Nat Resour* 26: 1155–1169.
- MURPHY JJ, ALLEN PG, STEVENS TH, WEATHERHEAD D (2005) A meta-analysis of hypothetical bias in stated preference valuation. *Environ Resource Econ* 30: 313–325.
- NEUMAYER E (2007) A missed opportunity: the Stern Review on climate change fails to tackle the issue of non-substitutable loss of natural capital. *Glob Environ Chang* 17: 297–301.
- NORDHAUS W (2007) A review of the Stern Review on the economics of climate change. *J Econ Lit* 45: 686–702.
- NORGAARD RB (2010) Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. *Ecol Econ* 69: 1219–1227.
- NUNES PA, SCHOKKAERT E (2003) Identifying the warm glow effect in contingent valuation. *J Environ Econ Manage* 45: 231–245.
- OLSCHEWSKI R, TSCHARNTKE T, BENÍTEZ PC, SCHWARZE S, KLEIN AM (2006) Economic evaluation of pollination services comparing coffee landscapes in Ecuador and Indonesia. *Ecol Soc* 11(1): 7.
- OLSCHEWSKI R, BEBI P, TEICH M, WISSEN HAYEK U, GRËT-REGAMEY A (2012) Avalanche protection by forests – a choice experiment in the Swiss Alps. *For Policy Econ* 15: 108–113.
- PARKS S, GOWDY J (2013) What have economists learned about valuing nature? A review essay. *Ecosyst Serv* 3: e1–e10.
- PLOTT CR, ZEILER K (2005) The willingness to pay–willingness to accept gap, the "endowment effect", subject misconceptions, and experimental procedures for eliciting valuations. *Am Econ Review* 95: 530–545.
- PLUMMER ML (2009) Assessing benefit transfer for the valuation of ecosystem services. *Front Ecol Environ* 7: 38–45.
- POLASKY S, SEGERSON K (2009) Integrating ecology and economics in the study of ecosystem services: some lessons learned. *Ann Rev Resource Econ* 1: 409–434.
- POLASKY S (2015) The challenge of valuing natural capital. Plenary presentation at the 21. EAERE-Conference in Helsinki (25.6.2015). www.eaere2015.org/images/Challenge_of_Valuing_Natural_Capital_25_6_15.pdf (1.9.2016).
- POLASKY S, TALLIS H, REYERS B (2015) Setting the bar: Standards for ecosystem services. *Proc Natl Acad Sci USA* 112: 7356–7361.
- RATAMÁKI O, JOKINEN P, SORENSEN P, BREEZE T, POTTS S (2015) A multilevel analysis on pollination-related policies. *Ecosyst Serv* 14: 133–143.
- REID WV, MOONEY HA, CAPISTRANO D, CARPENTER SR, CHOPRA K ET AL (2006) Nature: the many benefits of ecosystem services. *Nature* 443: 749.
- RICHARDSON L, LOOMIS J, KROEGER T, CASEY F (2015) The role of benefit transfer in ecosystem service valuation. *Ecol Econ* 115: 51–58.
- ROLFE R, JOHNSTON RJ, ROSENBERGER RS, BROUWER R (2015) Benefit transfer of environmental and resource values. In: Johnston RJ, Rolfe J, Rosenberger R, Brouwer R, editors. *Benefit transfer of environmental and resource values: A guide for researchers and practitioners*. Dordrecht: Springer. 582 p.
- SAGOFF M (2011) The quantification and valuation of ecosystem services. *Ecol Econ* 70: 497–502.
- SAMUELSON PA (1954) The pure theory of public expenditure. *Rev Econ Stat* 36: 387–389.

- SCHOLES RJ, REYERS B, BIGGS R, SPIERENBURG MJ, DURIAPPAH A (2013)** Multi-scale and cross-scale assessments of social-ecological systems and their ecosystem services. *Curr Opin Environ Sustainability* 5: 16–25.
- SPANGENBERG JH, SETTELE J (2010)** Precisely incorrect? Monetising the value of ecosystem services. *Ecol Complex* 7: 327–337.
- SPASH CL, VATN A (2006)** Transferring environmental value estimates: Issues and alternatives. *Ecol Econ* 60: 379–388.
- SPASH CL (2007)** Deliberative monetary valuation (DMV): Issues in combining economic and political processes to value environmental change. *Ecol Econ* 63: 690–699.
- SPASH CL (2008)** How much is that ecosystem in the window? The one with the bio-diverse trail. *Environ Values* 17: 259–284.
- SPASH CL (2011)** Terrible economics, ecosystems and banking. *Environ Values* 20: 141–145.
- SPASH CL (2015)** Bulldozing biodiversity: The economics of optimal extinction. Wien: Wirtschaftsuniversität Wien, Institute for Multilevel Governance and Development, SRE-Discussion 2015/01. 38 p.
- SPASH CL, ASLAKSEN I (2015)** Re-establishing an ecological discourse in the policy debate over how to value ecosystems and biodiversity. *J Environ Manage* 159: 245–253.
- STAUB C, OTT W, HEUSI F, KLINGLER G, JENNY A ET AL (2011)** Indicators for ecosystem goods and services: Framework, methodology and recommendations for a welfare-related environmental reporting. Bern: Federal Office Environment, Environmental studies 1102. 17 p.
- STERN N (2007)** The economics of climate change: The Stern review. New York: Cambridge Univ Press. 712 p.
- SUKHDEV P, WITTMER H, MILLER D (2014)** The economics of ecosystems and biodiversity (TEEB): Challenges and responses. In: Helm D, Hepburn C, editors. *Nature in the balance: The economics of biodiversity*. Oxford: Oxford Univ Press. doi: 10.1093/acprof:oso/9780199676880.003.0007
- TEEB (2010)** The economics of ecosystems and biodiversity – ecological and economic foundations. London: Earthscan. 410 p.
- TOL R, YOHE G (2006)** A review of the Stern Review. *World Econ* 7: 233–250.
- TROY A, WILSON MA (2006)** Mapping ecosystem services: Practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer. *Ecol Econ* 60: 435–449.
- UK NATIONAL ECOSYSTEM ASSESSMENT (2014)** The UK National Ecosystem Assessment: Synthesis of the Key Findings. Cambridge: UNEP-WCMC. 97 p.
- WEGNER G, PASCUAL U (2011)** Cost-benefit analysis in the context of ecosystem services for human well-being: A multidisciplinary critique. *Glob Environ Chang* 21: 492–504.
- WILSON MA, HOEHN JP (2006)** Valuing environmental goods and services using benefit transfer: The state-of-the art and science. *Ecol Econ* 60: 335–342.

Evaluation des services écosystémiques: état des lieux

Depuis la parution en 2005 du rapport d'évaluation des écosystèmes pour le millénaire, le nombre d'études sur l'évaluation économique des services écosystémiques est en augmentation. Toutefois, le concept même des services écosystémiques suscite en parallèle bien des réserves. Celles-ci portent à la fois sur les déficits de connaissances concernant la fourniture biophysique de services, sur des problèmes méthodologiques lors de la détermination des préférences individuelles et sociales, et de façon générale sur le type d'évaluation. Le présent article émet surtout des critiques à l'égard des méthodes d'évaluation économique. Il en vient à la conclusion qu'il ne s'agit pas tant de développer une méthode parfaite d'évaluation que d'améliorer et d'intégrer les différentes approches. L'examen exhaustif et l'appréciation des connaissances disponibles sur la plateforme intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES) sont alors décisifs, de même que l'élaboration de critères d'évaluation homogènes.

Valuing ecosystem services: taking stock

Since the publication of the Millennium Ecosystem Assessment in 2005, the number of studies on the economic valuation of ecosystem services has increased. At the same time manifold doubts are raised concerning the concept of ecosystem services. On the one hand there are knowledge gaps related to the biophysical provision of such services, on the other hand methodological problems exist concerning 1) the determination of individual and social preferences as well as 2) the valuation approach in general. The present article addresses critical aspects of economic valuation methods. It concludes that it should not be striven for the one perfect method, but rather to look for ways to improve and integrate the different approaches. Promising initiatives are the comprehensive assessment of the available knowledge within the framework of the Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, and the development of common valuation standards.