

Wirtschaftliche Bedeutung von Ökosystemleistungen



Monetäre Bewertung: Risiken und Potenziale



MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWERTES
ÖSTERREICH

WIRTSCHAFTLICHE BEDEUTUNG VON ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN

Monetäre Bewertung: Risiken und Potenziale

Elisabeth Schwaiger, Andreas Berthold,
Helmut Gaugitsch, Martin Götzl, Eva Milota, Michael Mirtl,
Johannes Peterseil, Gabriele Sonderegger, Sigrid Stix



**MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWERTES
ÖSTERREICH**

REPORT
REP-0523

Wien 2015

Projektleitung

Elisabeth Schwaiger (Umweltbundesamt)

AutorInnen

Elisabeth Schwaiger, Andreas Berthold, Helmut Gaugitsch, Martin Götzl, Michael Mirtl,
Johannes Peterseil, Gabriele Sonderegger, Sigrid Stix (Umweltbundesamt)

Eva Milota, Statistik Österreich (Kapitel 5 – Umweltgesamtrechnungen)

Übersetzung

Brigitte Read (Umweltbundesamt)

Lektorat

Maria Deweis (Umweltbundesamt)

Satz/Layout

Elisabeth Riss (Umweltbundesamt)

Umschlagfoto

© M. Deweis

Diese Publikation wurde im Auftrag der Abteilung I/2 – Energie- und Wirtschaftspolitik des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft erstellt.

Weitere Informationen zu Umweltbundesamt-Publikationen unter: <http://www.umweltbundesamt.at/>

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich

Das Umweltbundesamt druckt seine Publikationen auf klimafreundliches Papier.

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2015

Alle Rechte vorbehalten

ISBN 978-3-99004-334-9

INHALT

	SUMMARY	5
	ZUSAMMENFASSUNG	7
1	EINLEITUNG	11
2	DEFINITIONEN VON ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN	13
2.1	Ökosystemleistungen und Nachhaltigkeit	14
3	AKTUELLE POLITISCHE DISKUSSION	16
3.1	Konvention über die biologische Vielfalt – CBD	16
3.2	Die Europäische Biodiversitätsstrategie	17
3.3	Umweltgesamtrechnungen	18
3.4	System of Environmental-Economic Accounting – SEEA	20
3.5	The Economics of Ecosystems and Biodiversity – TEEB	21
3.6	Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services – IPBES	24
4	ÖKONOMISCHE BEWERTUNG VON ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN	28
4.1	Hintergrund	28
4.2	Finale Ökosystemleistungen	29
4.2.1	Aussagekraft	30
4.2.2	Verständlichkeit.....	31
4.2.3	Nutzbarkeit für Umwelt- und Ressourcenpolitik.....	31
4.2.4	Kompatibilität mit der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung.....	31
4.3	Das Konzept des ökonomischen Gesamtwerts (Total Economic Value)	32
4.4	Bewertungsmethoden	34
4.4.1	Marktbewertungsmethoden.....	35
4.4.2	Methoden der bekundeten Präferenzen (revealed preferences)	36
4.4.3	Methoden der geäußerten Präferenzen (stated preferences)	37
4.4.4	Weitere Methoden.....	38
4.5	Stärken und Schwächen von Bewertungsmethoden	40
4.6	Konkretes Fallbeispiel: monetäre Bewertung der Bestäubungsleistung anhand der landwirtschaftlichen Erträge in Österreich im Jahr 2008	42
4.7	Workshop	44

5	UMWELT(ÖKONOMISCHE) GESAMTRECHNUNGEN	46
5.1	Umweltgesamtrechnungen	46
5.1.1	Umweltgesamtrechnungen in Österreich	46
5.1.2	Europäische Umweltökonomische Gesamtrechnungen und die Implementierung des SEEA auf europäischer Ebene.....	47
5.2	Einbau der Ökosystemleistungen in die Umweltgesamtrechnungen – Möglichkeiten und Grenzen	51
6	ANALYSE DES POTENZIALS UND DER HERAUSFORDERUNGEN EINER ÖKONOMISCHEN BEWERTUNG VON ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN	57
6.1	Chancen und Potenziale einer ökonomischen Bewertung	57
6.2	Risiken einer ökonomischen Bewertung	59
6.3	Sinnvoller Einsatz einer Bewertung	62
6.4	Stufen zur Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen	63
7	ANHANG	68
7.1	Zusammenfassung des Workshops	68
8	LITERATURVERZEICHNIS	70

SUMMARY

The ecosystem service concept emerged in the 1970s and 1980s. Originally, the aim was to raise society's awareness of ecosystem services and to make the value of nature visible, to appreciate it and, hence, protect it. It is an anthropocentric approach which is focused on the wellbeing of humans.

The ecosystem service concept

In the Millenium Ecosystem Assessment (MEA 2005) ecosystem services were addressed in conjunction with the loss of global biodiversity. This brought environmental services, which had up to then been "worthless" or not considered at all, to the attention of the population and has firmly embedded in people's minds the value of ecosystems and their services, so as to ensure sustainable use of our natural resources.

Connection with biodiversity loss

At European level the ecosystem service concept plays an important role, especially in the European Biodiversity Strategy. The aim of the new EU Biodiversity Strategy is to map and assess the state of ecosystems and their services by 2014, assess the economic value of such services, and promote the integration of these values into accounting and reporting systems.

As an instrument which contributes to the conservation of biological diversity, ecosystem services have been targeted as an area of particular importance under the UN Convention on Biological Diversity (CBD). The Aichi biodiversity goals adopted in 2010 explicitly mention the enhancement of the benefits to all from biodiversity and ecosystem services as one of their targets.

Loss of biodiversity and an increasing consumption of natural resources are often used as an argument when it comes to estimate the value natural resources in economic terms. Ecosystem services which are often difficult to quantify – and which are not traded on the market – do not carry enough weight in political decision making. If one overlooks these existing, albeit quantifiable services, this can have a negative impact on sustainable development and jeopardise the wellbeing of current and future generations.

Economic approach

In 2007 the TEEB study (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) was initiated to address and assess the benefits of ecosystem services from an economic perspective. In an analysis of more than 200 individual studies the economic value of nature's ecosystem services – and how to take them into account in political and entrepreneurial decision making - was demonstrated.

Robust data are essential for a valuation of nature's ecosystem services to be able to allocate economic values and to quantify interactions.

With EU Regulation (EU) No. 691/2011 and EU Regulation (EU) No. 538/2014 a common framework has been created for the collection, compilation, transmission and evaluation of European environmental economic accounts. The aim of environmental economic accounts is to describe interactions between society and the environment resulting from the use of environmental goods for the benefit of society. To incorporate ecosystem services into environmental economic accounts, a considerable amount of research is still required.

Environmental economic accounts

There are different methods for estimating the value of ecosystem services. Market valuation methods are frequently used. Their big advantage is that they are either based on market prices directly or on estimates of costs which arise when subsidiary services have to be provided or when environmental damage is caused.

Methods for assessment

The method of revealed preference is derived from actual consumer behaviour as observed in the past such as, for example, the costs of a holiday trip. It combines these costs with the recreational value, which is integrated in the form of the use of intact ecosystems.

The method of stated preference is based on surveys investigating e.g. the willingness of consumers to pay for an (a hypothetical) environmental good. The method is often criticised, since one cannot say with certainty if the willingness to pay, as indicated by those questioned, will be translated into reality.

Economic valuation and its potentials

An economic valuation of ecosystem services can be an effective lever to achieve sustainable use of our natural resources, in that it provides a broad range of potentials – especially where decision makers need simple and comparable solutions as a basis for actions.

Economic valuation requirements

If ecosystem services are to be valued, the relevant objectives need to be defined and the relevant stakeholders included in the valuation. The individual steps of a valuation need to be clear and transparent. Ecological, economic and social aspects should be considered, as well as fairness and distributional aspects.

It is also important to distinguish clearly between ecosystem functions and ecosystem services, and the resulting benefits.

Risks of economic valuation

With an economic valuation of ecosystem services there is a risk that the value of nature, or of nature's services, is considered only from a marketing perspective. A valorisation of nature, however, is not only an estimation of the monetary value of natural goods or the services provided by nature. A valorisation includes all the services provided by nature in their entirety, i.e. also those services which cannot be valued in monetary terms. Pure monetarisation should never result in deliberately accepting a degradation of ecosystems and their services with compensation mechanisms, or in circumventing legislation. It must be feared that ecosystem services that are not given a value or are not relevant for a particular issue will be neglected. Some services nature provides are difficult to quantify but still of relevance. When applying the precautionary principle, the importance of these services can be demonstrated and accounted for accordingly if all ecosystem services are shown in their entirety.

ZUSAMMENFASSUNG

Das Konzept der Ökosystemleistungen hat seine Ursprünge in den 1970er- und 80er-Jahren und zielte ursprünglich darauf ab, das gesellschaftliche Bewusstsein für diese Leistungen zu schärfen, sowie den Wert der Natur sichtbar zu machen, ihn wertzuschätzen und folglich zu schützen. Es handelt sich um einen anthropozentrischen Ansatz, der das menschliche Wohlergehen in den Mittelpunkt stellt.

Durch das Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005) wurden die Ökosystemleistungen in Zusammenhang mit dem globalen Biodiversitätsverlust thematisiert. Damit wurden vormalige „wertlose“ und bisher unbeachtete Umweltleistungen in das Bewusstsein der Bevölkerung gerückt und der Wert der Ökosysteme und ihrer Leistungen an sich verankert, um eine nachhaltige Nutzung zu gewährleisten.

Auf europäischer Ebene spielt das Konzept der Ökosystemleistungen insbesondere in der Europäischen Biodiversitätsstrategie eine bedeutende Rolle. Die aktuelle EU-Biodiversitätsstrategie hat sich zum Ziel gesetzt, den Zustand der Ökosysteme und der Ökosystemleistungen in den Mitgliedstaaten darzustellen, zu bewerten und den wirtschaftlichen Wert derartiger Dienstleistungen zu prüfen und in die nationalen Statistiken miteinzubeziehen.

Auch in den Zielen der UN-Konvention über die biologische Vielfalt (CBD) spielen Ökosystemleistungen als Instrument zum Beitrag der Erhaltung der biologischen Vielfalt eine bedeutende Rolle. Die im Jahr 2010 verabschiedeten Aichi-Biodiversitätsziele erwähnen explizit eine Verbesserung des Nutzens der Biodiversität und Ökosystemleistungen für alle.

Der Verlust an biologischer Vielfalt und der zunehmende Ressourcenverbrauch werden häufig als Argument angeführt, die Werte der Natur ökonomisch zu bewerten. Ökosystemleistungen, die oft schwer quantifizierbar sind und nicht auf Märkten gehandelt werden, haben in politischen Entscheidungen zu wenig Gewicht. Diese Nichtberücksichtigung der vorhandenen, aber nicht quantifizierbaren Leistungen kann eine nachhaltige Entwicklung negativ beeinträchtigen und das Wohlbefinden der gegenwärtigen und auch zukünftigen Generationen gefährden.

Im Jahr 2007 wurde die TEEB-Studie (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) gestartet, die den Nutzen von Ökosystemleistungen aus ökonomischer Sicht betrachtet und bewertet. Anhand der Auswertung von über 200 Einzelstudien wurde demonstriert, welchen ökonomischen Wert Dienstleistungen der Natur haben und wie diese bei politischen und unternehmerischen Entscheidungen berücksichtigt werden können.

Eine belastbare Datenbasis ist Voraussetzung für die Bewertung von Dienstleistungen der Natur. Nur so können ökonomische Werte zugeordnet und Wechselwirkungen quantifiziert werden.

Mit den Verordnungen (EU) Nr. 691/2011 und 538/2014 wurde ein gemeinsamer Rahmen für die Erhebung, Erstellung, Übermittlung und Bewertung europäischer Umweltgesamtrechnungen geschaffen. Umweltgesamtrechnungen haben das Ziel, die Wechselwirkungen zwischen Gesellschaft und Umwelt, die durch Verwendung von Umweltgütern für die Gesellschaft erbracht werden, zu beschreiben. Es ist angedacht, auch die Ökosystemleistungen in die Umweltgesamtrechnungen zu integrieren. Dafür ist jedoch noch viel Forschungsarbeit notwendig.

Konzept der Ökosystemleistungen

Zusammenhang mit Biodiversitätsverlust

ökonomischer Ansatz

umweltökonomische Gesamtrechnungen

- Methoden der ökonomischen Bewertung** Es gibt unterschiedliche Methoden für eine Einschätzung des Wertes von Ökosystemleistungen. Häufig verwendet werden Marktbewertungsmethoden. Deren großer Vorteil besteht darin, dass sie entweder direkt auf Marktpreisen beruhen oder auf Schätzungen von Kosten, die entstehen, wenn die Leistungen subsidiär bereitgestellt werden müssen bzw. die Umwelt geschädigt wird.
- Die Methode der bekundeten Präferenzen wird aus einem tatsächlichen, vergangenen Verhalten von KonsumentInnen abgeleitet, wie beispielsweise den Kosten für eine Urlaubsreise. Sie verknüpft diese Kosten mit dem Erholungswert, der mit der Nutzung von intakten Ökosystemen verbunden ist.
- Die Methode der geäußerten Präferenzen beruht auf Umfragen, in denen z. B. die Zahlungsbereitschaft für ein (hypothetisches) Umweltgut abgefragt wird. Die Methode wird häufig kritisiert, da nicht sicher angenommen werden kann, dass die angegebene Zahlungsbereitschaft der Befragten in der Realität tatsächlich eingehalten wird.
- Potenziale der ökonomischen Bewertung** Die ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen kann ein wirksamer Hebel sein, um eine nachhaltige Nutzung der Natur zu erreichen, da sie ein weites Spektrum von Potenzialen bietet – vor allem dort, wo EntscheidungsträgerInnen einfache und vergleichbare Kenngrößen als Handlungsgrundlage benötigen.
- Voraussetzungen der ökonomischen Bewertung** Im Falle einer Bewertung von Ökosystemleistungen sollten vorab die Fragestellung definiert und die relevanten AkteurInnen/Akteure in die Bewertung einbezogen werden. Die Stufen einer Bewertung sollten klar und transparent dargelegt sein. Ökologische, ökonomische und soziale Aspekte sollen ebenso wie Fairness und Verteilungsaspekte Berücksichtigung finden.
- Zudem ist eine deutliche Abgrenzung zwischen Ökosystemfunktionen und Ökosystemleistungen und dem daraus resultierenden Nutzen vorzunehmen.
- Risiken der ökonomischen Bewertung** Durch die ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen besteht die Gefahr, dass der Wert der Natur oder ihre Leistungen nur unter dem Vermarktungsaspekt gesehen werden. Eine Inwertsetzung der Natur entspricht jedoch nicht nur einer monetären Bewertung von Naturgütern oder Leistungen der Natur. Eine Inwertsetzung umfasst vielmehr die Gesamtheit aller Leistungen der Natur, also auch die nicht monetär bewertbaren Leistungen. Werden einzelne Leistungen herausgegriffen, kann es immer schwieriger werden, den Gesamtschutz zu begründen. Eine reine Monetarisierung sollte keinesfalls dazu führen, dass eine Degradierung von Ökosystemen und ihrer Leistungen durch Ausgleichsmechanismen bewusst in Kauf genommen und die Gesetzgebung unterlaufen wird. Es ist zu befürchten, dass Ökosystemleistungen, die nicht bewertet werden oder die für eine Fragestellung nicht relevant sind, vernachlässigt werden. Entsprechend kommt es zu einer Unterschätzung der Werte der Natur. Manche Leistungen der Natur sind schwer zu quantifizieren und trotzdem relevant. Unter Anwendung des Vorsorgeprinzips kann die Bedeutung solcher Leistungen in einer ganzheitlichen Ausweisung von Ökosystemleistungen abgebildet und entsprechend berücksichtigt werden.
- Die Evaluierung der Ergebnisse ist bei der Umsetzung des Konzeptes der Ökosystemleistungen in der Praxis ein wichtiger Schritt, der mitberücksichtigt werden sollte. Die Bewertung von Ökosystemleistungen soll entsprechend der Fragestellung ein Zusammenspiel aus mehreren sich ergänzenden Methoden (qualitativ, quantitativ, ökonomische Bewertung) darstellen, um die Situation best-

möglich abzubilden. Vor der Durchführung einer Monetarisierung ist eine offene und differenzierte Diskussion zu den damit verbundenen sozialen, ökologischen und ökonomischen Risiken notwendig.

Die monetäre Bewertung enthebt die politischen EntscheidungsträgerInnen nicht der Verantwortung, unter Abwägung von kulturellen, sozialen, ökologischen und wirtschaftlichen Werten bzw. Zielen, eine politische Entscheidung zu treffen.

1 EINLEITUNG

Ökosystemleistungen (ÖSL) sind (Dienst-)Leistungen der Natur, die von Ökosystemen erbracht werden und dem Wohl des Menschen dienen. Die Produktion von Rohstoffen, die Zurverfügungstellung von sauberem Wasser, der Schutz vor Überschwemmung oder die Freude an der Schönheit der Natur sind nur einige Aspekte einer Vielzahl an Leistungen, von denen die Menschen profitieren. Die Basis dieser Leistungen bilden intakte Ökosysteme, deren Erhaltung und Erneuerung komplexen ökologischen Prozessen unterliegt. Durch inadäquate Nutzung können diese Prozesse beeinträchtigt werden und die Ökosysteme können die entsprechenden Leistungen nicht mehr erbringen.

Das Konzept der Ökosystemleistungen zeigt sehr deutlich den Zusammenhang zwischen der Funktionsfähigkeit von Ökosystemen und dem menschlichen Wohlergehen (FISHER et al. 2009). Es soll die vielfältigen Leistungen der Natur verständlicher und erfassbarer machen, ihm lag also vordergründig kein ökonomischer Ansatz zugrunde (GÓMEZ-BAGGETHUN et al. 2010).

Eine der wichtigsten Studien zu diesem Thema ist das Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005), an dessen Erstellung mehr als 1.300 WissenschaftlerInnen weltweit mitgearbeitet haben. Darin wurden der Status und der Trend von Ökosystemen und ihrer Leistungen untersucht. Eine der herausragenden Erkenntnisse des MEA ist, dass sich weltweit 15 von 24 untersuchten Ökosystemleistungen in einem degradierten Zustand befinden. Die Ergebnisse des MEA stießen international auf breites Interesse und bedingt dadurch wurde der Begriff der Ökosystemleistungen in den letzten Jahren verstärkt in der öffentlichen und wissenschaftlichen Diskussion eingeführt. In der Folge haben sich in den letzten Jahren zahlreiche Studien in unterschiedlichen Ansätzen mit dem Thema Ökosystemleistungen auseinandergesetzt (z. B. DAILY & MATSON 2008, DE GROOT et al. 2010, BURKHARDT et al. 2012, MAES et al. 2011, HOPPICHLER, J. 2013, GRÜNIGEN et al. 2013, JACOBS et al. 2014, DEHNHARDT 2014, MEYERHOFF & PETSCHOW 2014).

Das MEA fordert zunehmende Anstrengungen, um Ökosystemleistungen zu erforschen, zu modellieren und darzustellen. Insbesondere die Anwendung und die Implementierung des Konzeptes in der Praxis bedarf weiterer Forschungsarbeiten (siehe beispielsweise KAREIVA et al. 2011). Das Konzept der Ökosystemleistungen soll laut MEA nicht statisch betrachtet werden, sondern es soll sich weiterentwickeln. Durch regelmäßige Evaluierungen sollen die Definition von Ökosystemleistungen überprüft und die Validität bereits bestehender Methoden sowie deren Anwendbarkeit durch Stakeholder aus der Praxis, der Wissenschaft, der Politik und der interessierten Bevölkerung untersucht werden.

Im Rahmen der TEEB-Studie (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) wird der Nutzen der Ökosystemleistungen ökonomisch betrachtet und bewertet. Dadurch sollen die Leistungen der Natur erfasst und der Nutzen der Erhaltung bzw. die Konsequenzen der Zerstörung aufgezeigt werden (SCHRÖTER-SCHLAACK 2014). Die Natur ist im ökonomischen Sinn ein „Kapital“ und ihre Leistungen lassen sich als „Dividende“ auffassen, die der Gesellschaft zufließt. Die Erhaltung dieses Naturkapitals ermöglicht es, diese Leistungen auch künftigen Generationen zukommen zu lassen (Naturkapital Deutschland – TEEB DE 2012).

Konzept der Ökosystemleistungen

MEA – Millennium Ecosystem Assessment

TEEB-Studie: ökonomischer Ansatz

interdisziplinärer Ansatz Das Konzept der Ökosystemleistungen kann auch eine Verbindung zwischen verschiedenen wissenschaftlichen Disziplinen wie beispielsweise Naturwissenschaft (Kenntnis der Ökosysteme) und Sozialwissenschaft (Wertschätzung und Nutzung der Natur) herstellen. Der holistische¹ Ansatz des ÖSL-Konzeptes kann beispielsweise unterschiedlichen Beteiligten aufzeigen, dass sie nicht die alleinigen NutzerInnen eines Ökosystems sind und ihre Nutzungen Auswirkungen auf das Ökosystem und die jeweils anderen NutzerInnen haben (HIRSCHFELD & SAGEBIEL 2014).

Ziel der Studie Der vorliegende Bericht gibt einen Überblick über die aktuelle Diskussion zum Thema Ökosystemleistungen. Entsprechend werden die wichtigsten internationalen Initiativen angeführt und die umweltpolitische Diskussion wiedergegeben.

Der Schwerpunkt der Arbeit liegt in der Darstellung der ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen. Es werden die maßgeblichen Methoden einer ökonomischen Bewertung aufgezeigt. Daran anschließend erfolgt die Analyse der Potenziale und Risiken der ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen. In Zusammenarbeit mit der Statistik Österreich werden die Möglichkeiten und Grenzen einer Eingliederung von Ökosystemleistungen in die Umweltgesamtrechnungen diskutiert.

Im Rahmen des Projektes wurde im April 2014 ein Stakeholder-Workshop abgehalten. Die Ergebnisse dieses ExpertInnen-Treffens fließen in verschiedene Kapitel des Berichtes mit ein.

¹ betrachtet Systeme und ihre Eigenschaften als Ganzes und nicht als Zusammensetzung ihrer Einzelteile.

2 DEFINITIONEN VON ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN

In der Fachliteratur wird eine Reihe von Definitionen für Ökosystemleistungen angeboten. Die Unterschiede beruhen zum Teil darauf, dass der Begriff der Ökosystemleistungen verschieden weit gefasst wird. Aber auch die divergierenden Anwendungsbereiche des Konzeptes der Ökosystemleistungen zur Beantwortung unterschiedlicher Fragestellungen führen zu abweichenden Definitionen.

In einer älteren Definition von DAILY (1997: „*The conditions and processes through which natural ecosystems, and the species that make them up, sustain and fulfill human life*“) umfasst der Begriff Ökosystemleistungen sowohl Ökosystemfunktionen als auch Ökosystemprozesse. Andere Definitionen wiederum setzen Ökosystemleistungen direkt mit dem menschlichen Nutzen gleich. Das trifft für die Definitionen nach COSTANZA et al. (1997: „*The benefits human populations derive, directly or indirectly, from ecosystem functions*“) und des Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005: „*Benefits people obtain from ecosystems*“) zu. Letzterer schließt sich auch WALLACE (2007) an. BOYD & BANZHAF (2007: „*Components of nature, directly enjoyed, consumed, or used to yield human well-being*“) beziehen sich in ihrer Definition auf die direkt genutzten ökosystemaren Produkte und grenzen in ihrer Arbeit Ökosystemleistungen klar von Ökosystemprozessen und -funktionen ab. Abweichend davon sprechen FISHER et al. (2009: „*Aspects of ecosystems utilised (actively or passively) to produce human well-being*“) in ihrer Definition der Ökosystemleistungen von „aspects of ecosystems“ und subsumieren darunter Ökosystemprozesse und Ökosystemfunktionen.

Nach dem MEA lassen sich Ökosystemleistungen in vier Kategorien einteilen, wobei die sogenannten unterstützenden Dienstleistungen (supporting services) als Basis der übrigen Dienstleistungen angesehen werden.

- **Versorgende Leistungen** (provisioning services), wie das Zurverfügungstellen von Nahrungsmitteln, Trinkwasser, Holz, Brennstoffe;
- **Selbstregulierende Leistungen** (regulating services), wie Klimaregulierung, Luftreinigung, Verhinderung von Überschwemmungen (z. B. durch das Wasserrückhaltevermögen von Boden und Vegetation in Flussauen), Ausgleich bei Schädlingsbefall;
- **Kulturelle Leistungen** (cultural services), wie zum Beispiel Erholung, Erleben und Bildung in der Natur, Spiritualität, Befriedigung eines ästhetischen Empfindens;
- **Basisleistungen** (supporting services), wie Photosynthese, Stoffkreisläufe, Bodenbildung.

Aufbauend auf dem MEA sind – je nach Anwendungszweck – verschiedene Klassifizierungssysteme entwickelt worden (siehe auch Kapitel 4.2 und 5.2).

4 Ökosystemleistungen nach MEA

2.1 Ökosystemleistungen und Nachhaltigkeit

Eine bis heute gültige Definition für nachhaltige Entwicklung wurde im Bericht „Our Common Future“ („Brundtland-Bericht“) 1987 veröffentlicht. Demnach ist eine Entwicklung nachhaltig, wenn sie den Bedürfnissen der heutigen Generation entspricht, und dabei die Möglichkeiten zukünftiger Generationen nicht einschränkt (WCED 1987). Eine nachhaltige Entwicklung erfasst alle Bereiche des menschlichen Lebens, das Verhältnis zwischen Mensch und Umwelt ebenso wie das Wirtschaftssystem und das politisch-soziale System der Gesellschaft.

**ökonomische,
ökologische und
soziale Dimension**

Die Dimensionen der Nachhaltigkeit stellen in der Realität aber keine in sich abgeschlossenen Bereiche dar, sondern stehen in engem Austausch und Wechselwirkung miteinander. So besitzt die ökonomische Nachhaltigkeit Verbindungen zur ökologischen Dimension, etwa in Bezug auf den sparsameren Umgang mit Ressourcen, sowie mit der sozialen Dimension, etwa durch Schaffung und Sicherung von Arbeitsplätzen. Ökologische Nachhaltigkeit bedeutet, die Grenzen der ökologischen Tragfähigkeit nicht zu überschreiten und Ökosysteme in ihren Funktionen nicht irreversibel zu schädigen. Die ökologische Dimension zielt auf einen schonenden Umgang mit der Umwelt und auf deren Resilienz ab. Die soziale Nachhaltigkeit behandelt das Prinzip der Generationengerechtigkeit innerhalb einer bzw. zwischen mehreren Generationen. Hier spielen beispielsweise die Verteilungsgerechtigkeit und kulturelle Vielfalt eine wichtige Rolle.

Anschaulich dargestellt wird das im integrativen Modell einer nachhaltigen Entwicklung. Der Mensch ist zugleich Teil der Gesellschaft und konstruiert die Wirtschaft; alle sind von einer intakten, natürlichen Lebensgrundlage abhängig (SUB 2012).

Das Modell legt dar, dass die drei Dimensionen der Nachhaltigkeit eng zusammenhängen und sich gegenseitig beeinflussen. Jene Hierarchien die die anderen umfassen, haben den größeren Stellenwert. Die wirtschaftlichen Aktivitäten sollen der Gesellschaft dienen. Da Natur und Umwelt nicht ersetzt werden können, kommt der Erhaltung der natürlichen Ressourcen ein hoher Stellenwert zu.

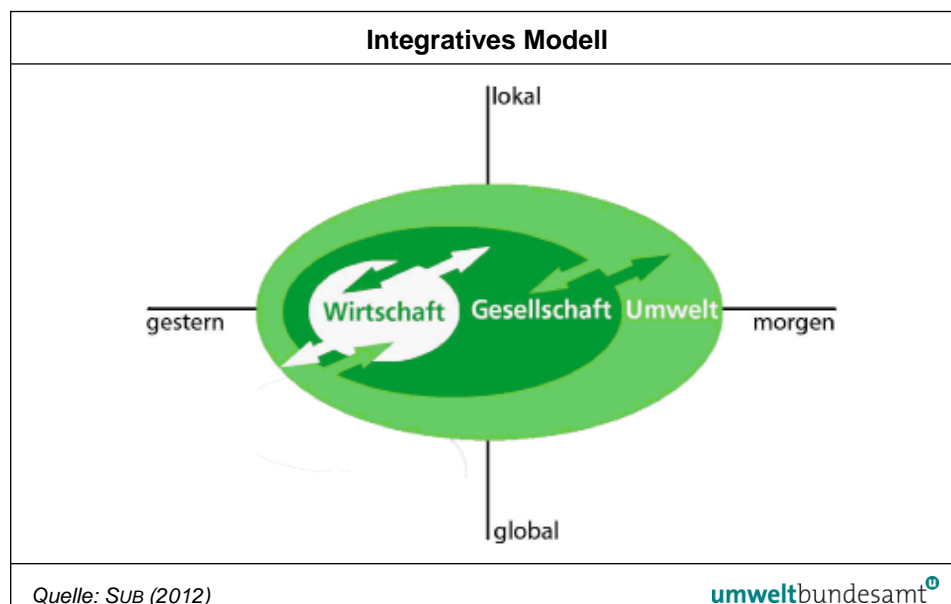


Abbildung 1: Integratives Modell – nachhaltige Entwicklung.

Die Prinzipien der Nachhaltigkeit können sehr gut mit dem Konzept der Ökosystemleistungen in Verbindung gebracht werden. Dieses zielt auf eine nachhaltige Nutzung der Ressourcen ab, was zum menschlichen Wohlbefinden beiträgt und entsprechend auch für zukünftige Generationen sichergestellt werden soll. Die negativen Auswirkungen des globalen Biodiversitätsverlustes, wie sie beispielsweise im MEA (2005) dargestellt werden, betreffen auf lange Sicht zwar alle Bevölkerungsteile, aber die armen Bevölkerungsschichten als erste und am meisten (CBD 2010). Durch die fortwährende Degradierung von Ökosystemen und den nicht nachhaltigen Gebrauch von Ressourcen wird die Lebensqualität zukünftiger Generationen beeinträchtigt. Ziel der Bewertung/Validierung muss es sein, durch die nachhaltige Nutzung von Ressourcen einen kontinuierlichen Strom von Ökosystemleistungen in der Gegenwart und in der Zukunft zur Verfügung zu stellen (JACOBS et al. 2014).

Das Konzept der ÖSL kann im Sinne der Nachhaltigkeit und Fairness zu einer gerechteren Nutzung/Verteilung der Ressourcen – auch über Grenzen hinweg – beitragen.

3 AKTUELLE POLITISCHE DISKUSSION

Das Konzept der Ökosystemleistungen hat inzwischen Eingang gefunden in die internationale umweltpolitische Agenda. Es ist auch ein wichtiges Thema zwischenstaatlicher Übereinkommen (z. B. Konvention über die biologische Vielfalt) und spielt auf europäischer Ebene in der Biodiversitätsstrategie eine bedeutende Rolle.

3.1 Konvention über die biologische Vielfalt – CBD

Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity, CBD) ist ein internationales Umweltabkommen, das bei der UNEP-Konferenz von Rio 1992 beschlossen wurde. Im Rahmen der CBD spielt das Thema Ökosystemleistungen („Ecosystem Goods and Services“) als Instrument eine bedeutende Rolle zur Erhaltung der biologischen Vielfalt. Bei der 9. Vertragsparteienkonferenz (COP 9) zur CBD im Mai 2008 in Bonn bezog sich die Ministererklärung explizit auf das Thema der Ökosystemleistungen. Folgende Beschlüsse wurden gefasst:

Empfehlungen der CBD

1. Zum besseren Verständnis der Zusammenhänge soll eine Analyse zum globalen ökonomischen Nutzen der biologischen Vielfalt (inklusive Ökosystemleistungen), der Kosten des Biodiversitätsverlustes und des Nichthandelns zum Schutz der biologischen Vielfalt fortgesetzt bzw. durchgeführt werden. Die Ergebnisse dieser Studie sollen der 10. Vertragsparteienkonferenz und der UN Generalversammlung vorgelegt werden (siehe TEEB-Initiative, Kapitel 3.5).
2. Es soll ein internationaler Mechanismus an der Schnittstelle zwischen Wissenschaft und Politik eingerichtet werden, um das Ausmaß und die Qualität der wissenschaftlichen Information und der Daten zum Thema Biodiversität und Ökosystemleistungen zu verbessern (IPBES; siehe Kapitel 3.6).

Beide Empfehlungen wurden angenommen und führten zu den entsprechenden Berichten bei der 10. Vertragsparteienkonferenz der CBD (COP-10) im Oktober 2010 in Nagoya/Japan (Nagoya-Protokoll). Gleichzeitig wurden die sogenannten Aichi-Biodiversitätsziele verabschiedet. Diese richtungweisenden Ziele gelten als ambitionierte Antwort der CBD-Vertragsparteien auf die Nicht-Erreichung der Biodiversitätsziele 2010 („stop the loss“). Mit den Aichi-Zielen sollen bis 2020 die globalen Biodiversitätsverluste weitgehend eingedämmt bzw. Maßnahmen zur Wiederherstellung umgesetzt werden. Sie bilden auch die Grundlage für die EU-Biodiversitätsstrategie sowie für zahlreiche nationale Biodiversitätsstrategien, wie z. B. die kürzlich finalisierte überarbeitete österreichische Strategie.

Aichi- Biodiversitätsziele

Ein Teil der Aichi-Ziele (Ziel D) bezieht sich explizit auf Ökosystemleistungen und lautet: „*Verbesserung des Nutzens der Biodiversität und Ökosystemleistungen für alle*“. Im Konkreten sollen folgende Ziele erreicht werden:

1. Bis 2020 sollen Ökosysteme, die besondere Leistungen erbringen (wie z. B. Wasser, Beitrag zu Gesundheit und Wohlergehen), geschützt bzw. wiederhergestellt sein, unter besonderer Berücksichtigung von Frauen, einheimischer Bevölkerung bzw. Menschen, die in Armut leben.

2. Bis 2020 soll die Widerstandsfähigkeit von Ökosystemen bzw. der Beitrag der Biodiversität zur CO₂-Speicherung verbessert werden. Dadurch soll ein Beitrag zu Klimaschutz bzw. Klimawandelanpassung sowie gegen die globale Wüstenbildung erreicht werden.
3. Bis 2015 soll das Nagoya-Protokoll zum Zugang zu bzw. zur gerechten Nutzung der genetischen Ressourcen in Kraft treten und umgesetzt sein.

Diese Beschlüsse haben die Tagesordnung und Diskussionen der beiden folgenden CBD-Vertragsparteienkonferenzen (COP-11, Oktober 2012 in Hyderabad/Indien bzw. COP-12, Oktober 2014 in Pyeongchang/Südkorea) zum Thema Schutz von Ökosystemen, deren Leistungen und der Biodiversität maßgeblich beeinflusst.

3.2 Die Europäische Biodiversitätsstrategie

Die aktuelle EU-Biodiversitätsstrategie hat sich zum Ziel gesetzt, bis 2020 den Biodiversitätsverlust und Verschlechterungen der Ökosystemleistungen in der Europäischen Union aufzuhalten (Kom (2011) 244). Sie besteht aus sechs Zielen und sieht konkrete Maßnahmen und Berichtspflichten für die EU-Mitgliedstaaten innerhalb der nächsten Jahre vor.

Ziel 2 der EU-Biodiversitätsstrategie betrifft unter anderem die Erhaltung und Wiederherstellung von Ökosystemen und Ökosystemdienstleistungen. Es beinhaltet drei Maßnahmen (Nr. 5–7):

Maßnahmen der Biodiversitätsstrategie

Maßnahme 5: Verbesserung der Kenntnisse über Ökosysteme und Ökosystemdienstleistungen in der EU

Die Mitgliedstaaten sollen mit Unterstützung der Kommission die Verbreitung und den Zustand der Ökosysteme und Ökosystemleistungen in ihrem nationalen Hoheitsgebiet bis 2014 kartieren und bewerten, den wirtschaftlichen Wert derartiger Dienstleistungen prüfen und in die nationalen Statistiken miteinbeziehen (sogenanntes Naturkapital-Accounting), sowie die Einbindung dieser Werte in die Rechnungslegungs- und Berichterstattungssysteme auf EU- und nationaler Ebene bis 2020 fördern.

Die Arbeitsgruppe MAES (Mapping and assessment of ecosystems and their service) wurde gegründet, um die Umsetzung der Maßnahme 5 durch die Europäische Union und ihre Mitgliedstaaten zu unterstützen.² Diese Arbeitsgruppe wird bei der Erstellung der Arbeitsunterlagen von EEA, JRC und der DG-ENV (Projekt MESEU = The mapping of ecosystems and their services in Europe)³ unterstützt.

² <http://biodiversity.europa.eu/maes>

³ <http://www.ecnc.org/projects/ecosystem-services-and-biodiversity-assessment/mapping-of-ecosystems-and-their-services/>

Maßnahme 6: Festlegung von Prioritäten für die Wiederherstellung von Ökosystemen und Förderung der Nutzung grüner Infrastrukturen

- a. Mit Unterstützung der Kommission werden die Mitgliedstaaten bis 2014 einen strategischen Rahmen entwickeln und auf subnationaler, nationaler und EU-Ebene Prioritäten für die Wiederherstellung von Ökosystemen setzen.
- b. Die Kommission wird bis 2012 eine Strategie für grüne Infrastrukturen entwickeln, um die Nutzung derartiger Infrastrukturen in städtischen und ländlichen Gebieten der EU zu fördern; auch durch Anreize für Vorab-Investitionen in grüne Infrastrukturprojekte und die Erhaltung von Ökosystemdienstleistungen, beispielsweise durch gezieltere Verwendung von EU-Mitteln und öffentlich-private Partnerschaften.

Im Rahmen der Umsetzung dieser Maßnahme wurde die *“restoration and green infrastructure implementation“* working group gegründet. Diese erarbeitet u. a. ein methodisches Rahmenkonzept zur flächenkonsistenten Berechnung der Wiederherstellungsmaßnahmen. Die Maßnahmen werden dabei in vier unterschiedliche Prozessschritte untergliedert.

Maßnahme 7: Vermeidung von Nettoverlusten an Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen

- a. In Zusammenarbeit mit den Mitgliedstaaten wird die Kommission bis 2014 eine Methode zur Bewertung der Auswirkungen EU-finanzierter Biodiversitätsprojekte, -pläne und -programme entwickeln.
- b. Die Kommission wird ihre Arbeit weiterführen und bis 2015 eine Initiative vorschlagen, mit der sichergestellt werden soll, dass es nicht zu Nettoverlusten an Ökosystemen und Ökosystemdienstleistungen kommt (beispielsweise durch Entschädigungs- oder Ausgleichsregelungen).

Die Maßnahme 7 sieht vor, dass bei Aktivitäten mit Auswirkungen auf die Natur per Saldo ein Verlust an biologischer Vielfalt vermieden werden soll. Biodiversität, die an einem Ort zerstört wird, soll an einem anderen Ort durch Ausgleichsmaßnahmen wieder aufgebaut werden (Biodiversity-Offsetting).

Zur Ausarbeitung der „No Net Loss Initiative“ bis 2015 wurde von der EU-Kommission unter Teilnahme der Mitgliedstaaten die Arbeitsgruppe „No Net Loss of Ecosystems and their Services (NNL)“ gegründet. Es wird erwartet, dass alle Mitgliedstaaten daran teilnehmen. Ziel ist es, eine repräsentative Aussage aller relevanten Stakeholder zu dieser Initiative einzuholen.

3.3 Umweltgesamtrechnungen

Mit Inkrafttreten der Verordnung (EU) Nr. 691/2011 des Europäischen Parlaments und des Rates am 6. Juli 2011 wurde ein gemeinsamer Rahmen für die Erhebung, Erstellung, Übermittlung und Bewertung europäischer umweltökonomischer Gesamtrechnungen geschaffen.

Das Ziel dieser Verordnung ist es, Umweltgesamtrechnungen in Form von Sattellitenkonten zum Europäischen System Volkswirtschaftlicher Gesamtrechnungen (ESVG 95) einzurichten, um durch den Einbezug umweltrelevanter Faktoren, als Ergänzung zu rein ökonomischen Faktoren, eine gesamtheitliche Betrachtung der Wechselwirkungen zwischen Gesellschaft und Umwelt zu ermöglichen. Dieser Einbezug der Umwelt, in Form von physischen und monetären Daten als ein relevanter Faktor in der Ökonomie, schafft einen höheren Informationsgrad als rein volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen und bildet damit die Grundlage für fundierte umweltpolitische Diskussionen und Entscheidungen.

**gesamtheitliche
Betrachtung**

Die Berücksichtigung umweltrelevanter Faktoren in ökonomischen Überlegungen und Analysen umfasst auch alle Leistungen, die durch die Umwelt erbracht werden, also die sogenannten Ökosystemleistungen oder ecosystem services.

Im Rahmen der Umweltgesamtrechnungen werden solche konkreten Themenbereiche in Form von Modulen abgebildet. Mit der eingangs erwähnten Verordnung wurden die Module Luftemissionsrechnung, umweltbezogene Steuern sowie die gesamtwirtschaftliche Materialflussrechnung und in einer weiteren Verordnung ((EU) Nr. 538/2014 vom 16. April 2014) die Module Umweltschutzausgaben, Umweltgüter und -dienstleistungen (EGSS) sowie physische Energieflüsse in die Umweltgesamtrechnungen implementiert.

**Module der Umwelt-
gesamtrechnungen**

Ökosystemleistungsrechnungen werden schon in der Verordnung Nr. 691/2011 als ein mögliches weiteres Modul angeführt und derzeit gibt es bereits konkrete Maßnahmen, ein solches Modul in die Systematik der Umweltgesamtrechnungen zu integrieren (siehe Kapitel 3.4 SEEA).

Die gleiche Verordnung weist hinsichtlich der Implementierung neuer Module in die Umweltgesamtrechnungen auch auf die Möglichkeit der Durchführung von Pilotstudien hin. Diese können von den Mitgliedstaaten auf freiwilliger Basis durchgeführt werden und verfolgen die Ziele, die Berichterstattung für neue Module zu entwickeln, die Datenqualität zu verbessern, lange Zeitreihen zu erstellen und eine geeignete Methodik zu entwickeln.

**freiwillige
Pilotstudien**

Die Pilotstudien geben aber auch die Möglichkeiten zu prüfen, welche weiteren Module für Umweltgesamtrechnungen eingeführt werden könnten, indem Erkenntnisse hinsichtlich Verfügbarkeit der erforderlichen Daten, Erhebungskosten oder Verwaltungsaufwand gewonnen werden, die in den folgenden Entscheidungsprozess einfließen.

Den international anerkannten statistischen Standard für die Erstellung von Umweltgesamtrechnungen, der auch für eine Implementierung der Ökosystemleistungen und die Durchführung von Pilotstudien die Rahmenbedingungen definiert, stellt das System of Environmental-Economic Accounting (SEEA) dar (siehe Kapitel 3.4).

Detaillierte Ausführungen zu Umweltgesamtrechnungen finden sich in Kapitel 5.

3.4 System of Environmental-Economic Accounting – SEEA

Grundlage für Umwelt-gesamtrechnungen

Das maßgebliche methodische Grundlagenwerk für die Erstellung von Umwelt-gesamtrechnungen ist das System of Environmental-Economic Accounting 2012 – Central Framework (SEEA-Central Framework) der Vereinten Nationen.⁴

SEEA ist der international anerkannte Standard hinsichtlich Definitionen, Klassifikationen sowie Berechnungsmethoden und -regeln, um länderübergreifend vergleichbare Statistiken über die Umwelt und ihre Wechselwirkungen mit Gesellschaft und Wirtschaft erstellen zu können.

Dabei folgt SEEA gleichen Kontenstrukturen, Definitionen und Klassifikationen wie das System of National Accounts (SNA), also jenes System, das die international akkordierte Grundlage für die Erstellung volkswirtschaftlicher Gesamt-rechnungen darstellt. Diese Übereinstimmung ermöglicht die Integration von umweltbezogenen und ökonomischen Statistiken als verbesserte Informations-grundlage für umweltpolitische Entscheidungen.

SEEA befindet sich aktuell in einem mehrjährigen Revisionsprozess, in dessen Verlauf einerseits das Central Framework überarbeitet wird und es andererseits unter anderem um das SEEA – Experimental Ecosystem Accounting ergänzt wird.

Die 2014 veröffentlichte Publikation SEEA – Experimental Ecosystem Accounting enthält eine Synthese des aktuellen Wissens- und Diskussionsstandes zu Öko-systemleistungsrechnungen und soll als Basis für deren Weiterentwicklung auf nationalem und subnationalem Level dienen.⁵ Die Publikation umfasst eine Zusammenstellung der geläufigen Begriffe, Konzepte, Kontenregeln und Klassifizierungen sowie eine integrierte Kontenstruktur für Ökosystemleistungen und Ökosystemzustände für Bewertungen nach physischen und monetären Aspekten (Details dazu siehe Kapitel 5).

Die United Nations Statistical Commission hat Anfang 2013 festgestellt, dass SEEA – Experimental Ecosystem Accounting ein wichtiger Schritt hin zur Entwicklung gemeinsamer statistischer Rahmenbedingungen für Ökosystemleistungsrechnungen ist. Zugleich wurden die Länder ermuntert, diese neuen statistischen Rahmenbedingungen zu nutzen und hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit zu testen. Dabei soll insbesondere der Aspekt berücksichtigt werden, dass der integrierte Ansatz bei der Generierung und Aufbereitung von umweltrelevanter und ökonomischer Information von Nutzen für unterschiedliche umwelt- und wirtschaftspolitische Initiativen sein soll. Es handelt sich dabei um Initiativen, die aktuell in den Ländern implementiert werden und die besonders von der Verfügbarkeit qualitativ hochwertiger, zuverlässiger und vergleichbarer integrierter Information abhängig sind.

Dazu gehören etwa die Vorbereitung nationaler TEEB-Studien, die Entwicklung von Green Economy-Strategien, aber auch die Implementierung des Projekts der World Bank Wealth Accounting and the Valuation of Ecosystem Services (WAVES).

⁴ http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seeaRev/SEEA_CF_Final_en.pdf

⁵ http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seeaRev/eea_final_en.pdf

WAVES bezeichnet eine globale Partnerschaft zwischen Regierungen, UN-Einrichtungen, NGOs und FachexpertInnen unter der Leitung der World Bank, mit dem gemeinsamen Ziel, auf Basis von SEEA eine nachhaltige Entwicklung durch stärkere Berücksichtigung von Naturvermögen in den nationalen ökonomischen Berechnungssystemen zu erreichen. Dazu wird im Rahmen von WAVES die Entwicklung von international akkordierten Richtlinien für Ökosystemrechnungen unterstützt, unter anderem durch die Ausarbeitung eines Arbeitspapiers zum Design entsprechender Pilotstudien. WAVES wurde am CBD-Treffen in Nagoya 2010 ins Leben gerufen.

WAVES-Initiative

Die bereits im Vorkapitel erwähnten Pilotstudien zu Ökosystemleistungsrechnungen befinden sich auf Initiative der UN Statistics Division, des UNEP TEEB Offices und des Secretariat of the Convention on Biological Diversity (SCBD) derzeit in einer konzeptionellen Phase. In einem Vorprojekt, dessen Initialphase bis Ende 2014 laufen soll, werden in sieben Pilotländern⁶ Erhebungen und Bewertungen hinsichtlich politischer Prioritäten, Datenverfügbarkeit und bereits existierender Instrumente bzw. Modelle durchgeführt.

Am Ende dieses Projekts, das durch das Technical Committee of the SEEA – Experimental Ecosystem Accounting unterstützt wird, soll interessierten Ländern auf Basis der durchgeführten Bewertungen eine globale Strategie für das Testen der praktischen Anwendung des SEEA – Experimental Ecosystem Accounting zur Verfügung stehen.

Detailliertere Informationen hinsichtlich eines Zeitplans ab 2015 für weiterführende Pilotprojekte, aber auch für eine Implementierung von Ökosystemleistungen als eigenes Modul in die Umweltgesamtrechnungen, sind derzeit noch nicht verfügbar.

3.5 The Economics of Ecosystems and Biodiversity – TEEB

Die TEEB-Studie wurde 2007 in Potsdam von den Umweltministern der G8+5 Staaten angeregt und befasst sich mit dem globalen wirtschaftlichen Nutzen der biologischen Vielfalt und den Kosten des Biodiversitätsverlustes aufgrund unternommener Schutzmaßnahmen im Vergleich zu den Kosten eines wirkungsvollen Naturschutzes.

ökonomische Bewertung der Biodiversität

Laut TEEB kann die Anwendung ökonomischer Konzepte auf die Nutzung von Biodiversität und Ökosystemleistungen zur Klärung zweier entscheidender Fragen beitragen:

- a. Warum hängen Wohlstand und Armutsbekämpfung von der Erhaltung der Leistungen und dem Nutzen der Ökosysteme ab?
- b. Weshalb muss Umweltschutz, soll er erfolgreich sein, auf gesicherten ökonomischen Erkenntnissen gegründet sein?

Dies schließt eine ausreichende Information über Kosten und Nutzen von Erhalt und nachhaltiger Nutzung natürlicher Ressourcen, ihre effiziente Allokation ebenso wie ihre gerechte Aufteilung und Nutzung mit ein.

⁶ Dabei handelt es sich um die Länder Südafrika, Mauritius, Indonesien, Vietnam, Bhutan, Mexiko und Chile. <https://www.cbd.int/.../un-statistics-1voHavinga.ppt>

Im Rahmen der Studie wurden mehrere Berichte erstellt (TEEB 2011a, b, 2012), die auf die unterschiedlichen Anforderungen bedeutender Nutzergruppen wie politische EntscheidungsträgerInnen, Stakeholder aus der Wirtschaft und die breite Öffentlichkeit eingehen.

Die TEEB-Analyse stützt sich auf die umfangreichen Arbeiten der vergangenen Jahrzehnte auf diesem Gebiet. TEEB bietet eine Herangehensweise, die Entscheidungsträgerinnen und -trägern hilft, die Werte von Ökosystemen zu erkennen, aufzuzeigen und in ihre Entscheidungen einzubeziehen. TEEB berücksichtigt dabei die Vielzahl der Werte, die Menschen der Natur beimessen, ebenso wie die Vielfalt der verfügbaren Methoden zu ihrer Bewertung. Dabei wird die ökonomische Bewertung nicht als Patentrezept betrachtet, sondern eher als Instrument, das hilft, eine verkürzte, am betriebswirtschaftlichen Interesse ausgerichtete ökonomische Sichtweise zu korrigieren. Und zwar deshalb, weil die fehlende Sichtbarkeit von Leistungen und Werten der Biodiversität in unserem Wirtschaftssystem häufig eine ineffiziente Nutzung oder gar die Vernichtung von Naturkapital gefördert hat. Die TEEB-Studie sollte eine Brücke schlagen zwischen multidisziplinärer wissenschaftlicher Betrachtung der Biodiversität einerseits und internationaler und einzelstaatlicher Politik, Kommunalpolitik und Wirtschaft andererseits. Bewusst breit angelegt, sollte sie als Anregung und als Aufforderung dazu betrachtet werden, die grundsätzlichen Erkenntnisse der Studie in der Folge weiter zu vertiefen und darauf aufbauend für den jeweiligen nationalen und fallbezogenen Kontext spezifischere Empfehlungen zu erarbeiten.

Eine grundlegende Annahme der TEEB-Studie besteht darin, dass Biodiversität und Ökosystemleistungen – bezogen auf die jeweilige Situation – mehr oder weniger klar bewertet werden können.

Die Studie sieht für die Analyse und Strukturierung der Inwertsetzung von Natur ein schrittweises Vorgehen auf drei Ebenen vor (TEEB 2010b):

- Werte anerkennen

***vorhandene
Wertschätzung***

Den Wert von Ökosystemen, Landschaften, Arten und anderen Elementen der biologischen Vielfalt als solches anzuerkennen und zu würdigen ist etwas, was für menschliche Gesellschaften typisch ist. Eine solche Art des Anerkennens und der Berücksichtigung genügt in einigen Fällen, um Naturschutz und nachhaltige Nutzung zu gewährleisten. Dies mag insbesondere dort der Fall sein, wo der spirituelle oder kulturelle Wert der Natur tief im Bewusstsein verankert ist. So trägt in einigen Kulturen die Existenz von Naturheiligümern zum Schutz dieser Lebensräume und ihrer Biodiversität bei, ohne dass es notwendig wäre, die bereitgestellten „Leistungen“ genauer zu beziffern. Gleichmaßen wurden viele Schutzgebiete – etwa Nationalparks – wegen ihrer Bedeutung als nationales Naturerbe eingerichtet, oder weil man Landschaften, Tier- und Pflanzenarten und „Naturwundern“ einen kulturellen oder gesellschaftlichen Wert beimisst. Schutzvorschriften oder Selbstverpflichtungen sind geeignete Maßnahmen, wenn solche Werte der Natur gesellschaftlich allgemein anerkannt sind. Eine monetäre Einschätzung von Biodiversität und Ökosystemleistungen mag dann nicht erforderlich sein. Wenn die Meinung vorherrscht, dass sie den kulturellen Normen widerspricht oder die Pluralität von Werten unberücksichtigt lässt, kann sie sogar kontraproduktiv sein.

- Werte analysieren und darstellen

Für Ökosystemleistungen, die diese Wertschätzung nicht haben, ist Aufklärung und Information notwendig. Eine Quantifizierung und der ökonomische Nachweis des Wertes etwa für Politik und Wirtschaft sind häufig sinnvoll. Er kann dazu beitragen, alle Kosten und Nutzen einer geplanten Umwandlung (Nutzung, Intensivierung) eines Ökosystems vollständig bei der Entscheidung zu berücksichtigen, und nicht nur solche, die für Produktion und Verkauf von Gütern auf dem Markt relevant sind. Die wichtigsten ökonomischen Bewertungsmethoden und ihre jeweiligen Vor- und Nachteile wurden in der TEEB-Studie untersucht. Danach sind diese in erster Linie dazu geeignet, Wirkungen von Veränderungen bzw. Eingriffen in Ökosysteme zu beurteilen, insbesondere wenn es um Entscheidungen über alternative Handlungsoptionen geht. Weniger oder eher ungeeignet sind diese Methoden für eine Abschätzung des Gesamtwertes von Ökosystemen. Im ersten Schritt ist es nach TEEB dennoch immer wichtig, sämtliche wesentlichen Veränderungen in den Ökosystemleistungen zu identifizieren, auch wenn es nicht möglich oder erforderlich ist, sie alle zu monetarisieren. EntscheidungsträgerInnen benötigen darüber hinaus auch Informationen darüber, wer betroffen ist und wo und wann diese Änderungen eintreten werden. Nicht alle durchgeführten ökonomischen Bewertungen kommen derzeit dieser Forderung nach. Den ökonomischen Wert der Natur aufzuzeigen kann auch dann einen wichtigen Beitrag zur zukünftigen effizienten Nutzung natürlicher Ressourcen leisten, wenn sich im speziellen Fall hieraus nicht sofort konkrete Handlungen ableiten lassen.

Aufklärung und Information

Für die Darstellung von Ökosystemleistungen gibt es verschiedene Möglichkeiten: eine beschreibende, qualitative, quantitative und gegebenenfalls eine monetäre Bewertung (siehe Abbildung 2).

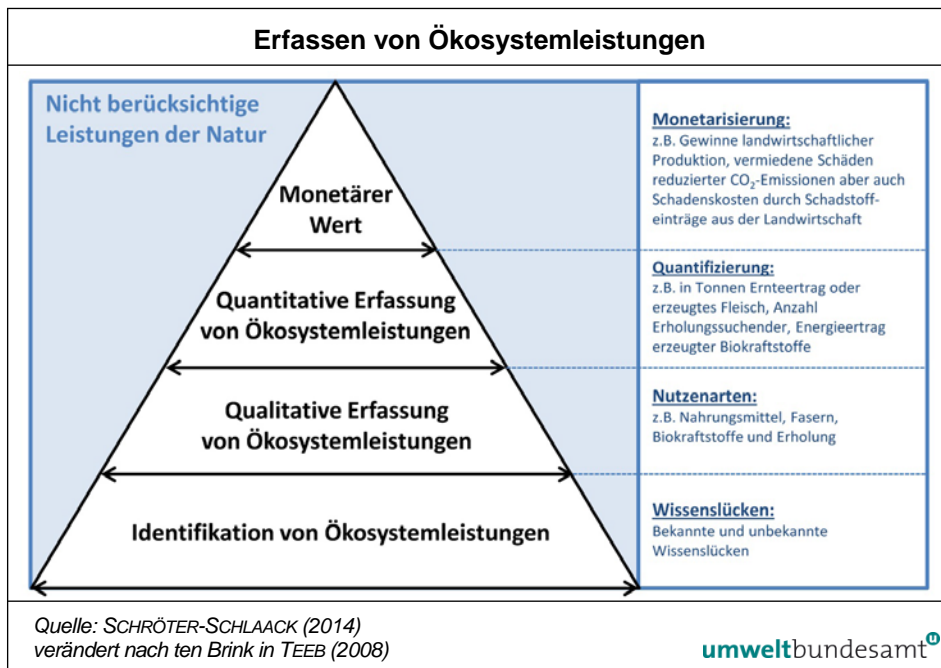


Abbildung 2: Ökosystemleistungen am Beispiel der Landwirtschaft.

- Werte in Entscheidungsprozesse integrieren

Anreize und Preissignale

Diese letzte Stufe des ökonomischen Ansatzes von TEEB umfasst die Anwendung von Instrumenten, die Werte eines Ökosystems durch Anreize und Preissignale wirksam werden lassen. Dazu können Zahlungen für Ökosystemleistungen, die Reform umweltschädlicher Subventionen, Steuererleichterungen für Erhaltungsmaßnahmen oder die Schaffung neuer Märkte für nachhaltig erzeugte Güter und Ökosystemleistungen gehören. Begleitet werden muss dies von einer geeigneten Zuordnung von Rechten unterschiedlicher gesellschaftlicher Akteure bei der Nutzung natürlicher Ressourcen und einem klaren Haftungsregime für Umweltschäden. In vielen Fällen kann eine explizite ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen dazu beitragen, solche Instrumente korrekt und effizient einzusetzen. Die Berechnung von Preisen für Naturgüter und Ökosystemleistungen ist aber auch nach TEEB keine zwingende Voraussetzung für anreizorientierte, marktbasierende Lösungen. Gleichzeitig resultiert aus einer ökonomischen Bewertung auch keinesfalls, dass alle Ökosystemleistungen zwangsläufig über marktbasierende Instrumente zu privatisieren und am Markt zu handeln sind: Bei einer solchen Entscheidung sind viele weitere Aspekte zu berücksichtigen, z. B. Gerechtigkeit für die NutzerInnen von öffentlichen Gütern und für künftige Generationen ebenso wie Wirtschaftlichkeitsaspekte (Regulierungskosten). Die TEEB-Berichte schildern zahlreiche Beispiele, die veranschaulichen, wie für bestimmte Situationen geeignete marktbasierende Instrumente für den Biodiversitätsschutz eingesetzt werden. Die Aufgabe für EntscheidungsträgerInnen besteht darin, einzuschätzen, wann marktbasierende Lösungsstrategien gegen Biodiversitätsverluste vor dem Hintergrund der jeweiligen gesellschaftlichen und kulturellen Bedingungen akzeptabel, effizient und gerecht sind.

Das bedeutet, die monetäre Bewertung enthebt die politischen EntscheidungsträgerInnen nicht der Verantwortung. Auch wenn am Ende ein monetärer Wert steht, muss unter Abwägung von kulturellen, sozialen, ökologischen und wirtschaftlichen Werten/Zielen eine politische Entscheidung getroffen werden. Diese Thematik wurde auch während des Stakeholder Workshops aufgegriffen und diskutiert (siehe Kapitel 4.7).

Zusammenfassung

Zusammenfassend ist der TEEB-Ansatz zur Bewertung von Ökosystemen und Biodiversität durch Folgendes gekennzeichnet:

- a. Er erkennt die Grenzen und Risiken und die Komplexität der Problemstellung an.
- b. Er umfasst verschiedene Formen der Wertschätzung.
- c. Er bezieht unterschiedliche Maßnahmengruppen ein – staatliche Interventionen, verbindliche Regeln, freiwillige Instrumente und Märkte.

3.6 Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services – IPBES

Darüber hinaus spielt das Thema Ökosystemleistungen auch im Rahmen der Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) eine bedeutende Rolle. Dieser neu gegründete „Weltbiodiversitätsrat“ mit Sekretariats-Sitz in Bonn wird ein wesentlicher Mechanismus und Rahmengerber auch für die europäische Diskussion sein.

IPBES ist eines der Ergebnisse der Nachfolgeprozesse des Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005) und wurde im April 2012 mit dem Ziel gegründet, die Biodiversität, Ökosysteme und deren Leistungen global auf Basis der besten wissenschaftlichen Kenntnisse zu schützen sowie das bestehende Wissen besser zu bündeln. Damit sollen politische Entscheidungen künftig auf Basis der besten wissenschaftlichen Kenntnisse getroffen werden. Dabei stand die Erfolgsgeschichte von IPCC Modell, dem es gelungen ist, den Klimawandel in der Agenda von Politik und Wissenschaft (inkl. deren Finanzierungsmechanismen) zu verankern. Die Einrichtung wurde formal mit der Resolution der Generalversammlung der Vereinten Nationen 65/162 beschlossen.

IPBES bietet der Wissenschaft und Politik einen Mechanismus für die Synthese und die kritische Bewertung von Information und Wissen, das von der Forschung, Regierungen, wissenschaftlichen Organisationen, NGOs und indigenen Völkern geschaffen wurde. Damit soll die effiziente Nutzung von Wissen in der (politischen) Entscheidungsfindung quer über deren Niveaus gestärkt werden. IPBES unterscheidet vier zentrale Arbeitsfelder:

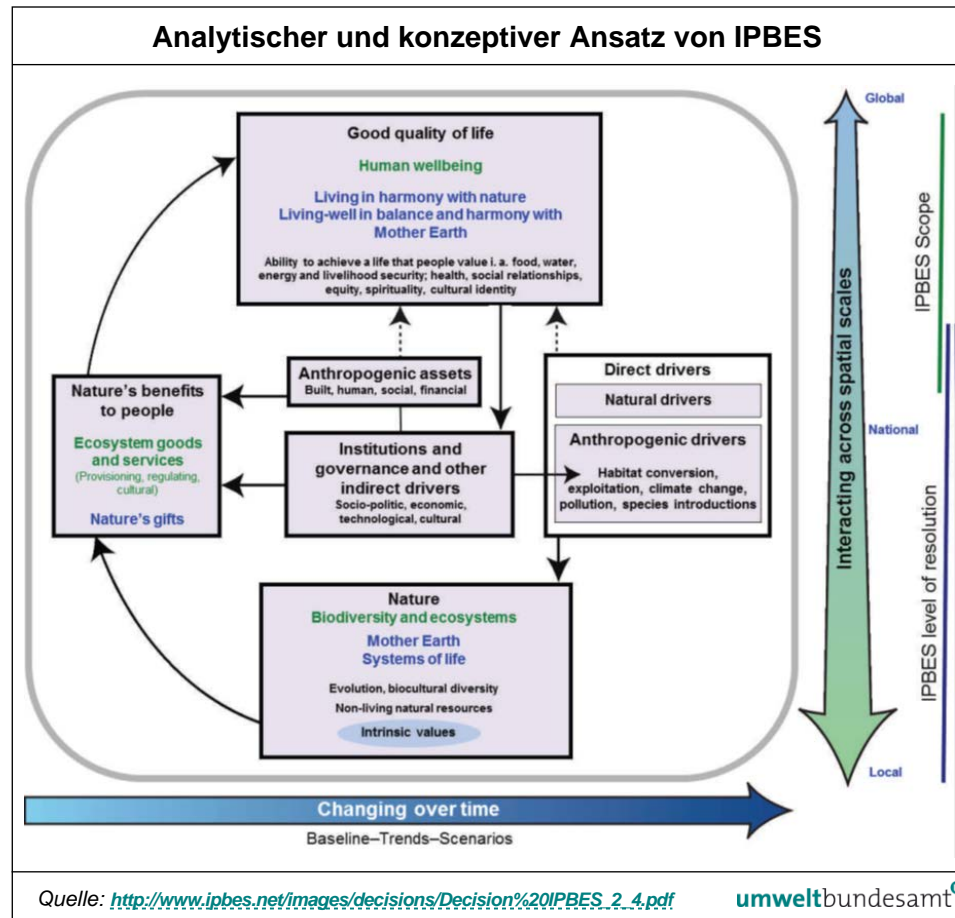
1. Die Identifikation und Priorisierung wissenschaftlicher Schlüsselinformationen für politische EntscheidungsträgerInnen und die Unterstützung von Anstrengungen, entsprechendes neues Wissen zu generieren.
2. Regelmäßige und zeitnahe Bewertungen des Wissensstandes zu Biodiversität und Ökosystemleistungen (inkl. deren Beziehung).
3. Unterstützung von politischen Maßnahmen und deren Umsetzung durch die Identifikation von entsprechenden Werkzeugen und Methoden.
4. Priorisierung von nötigem Know-how und Kapazitäten zur Verbesserung der Schnittstelle zwischen Wissenschaft und Politik sowie Schaffung des adäquaten finanziellen und strategischen Rahmens für diese Schnittstelle.

Bei der Verfolgung dieser Aufgaben baut IPBES auf intensive Zusammenarbeit mit bestehenden Initiativen im Bereich Biodiversität und Ökosystemleistungen – unter anderem Multilateral Environmental Agreements, Körperschaften der Vereinten Nationen, wissenschaftlichen Netzwerken und sonstigen Wissensträgern (inkl. indigene Völker und lokale Gemeinschaften) –, um auf bestehendem Wissen aufzubauen und Wissenslücken zu füllen.

***Informationsbasis
für Wissenschaft
und Politik***

***4 Arbeitsfelder
von IPBES***

Abbildung 3:
Analytischer und konzeptiver Ansatz von IPBES, in dem Ökosystemleistungen (links) eine zentrale Rolle spielen.



Beim zweiten IPBES Plenar-Treffen wurde Ende 2013 ein ehrgeiziges Arbeitsprogramm für 2014–2018 beschlossen. Von acht Studien zur Beurteilungen der Situation sollen drei bis spätestens 2016 abgeschlossen sein.

Projekte des Arbeitsprogramms

1. Regionale und sub-regionale Bewertungen,
2. globale Bewertung,
3. Schnell-Bewertung zu Bestäubung, Bestäubern und Lebensmittelproduktion,
4. thematische Bewertung zu invasiven Arten,
5. thematische Bewertung zu Landdegradierung und -restaurierung,
6. thematische Bewertung zu nachhaltiger Landnutzung,
7. Schnell-Bewertung zu Policy Support-Werkzeugen und Methoden für Szenarienentwicklung und Modellierung,
8. Policy Support Werkzeuge und Methoden zur Bewertung und Bilanzierung.

Priorität für Projekte 1 und 3

Die als erstes geplante Bewertung zu Bestäubern und Lebensmittelproduktion soll schnell hohe Wirkung erzielen, da das Thema in der politischen Agenda sehr wichtig ist und umfassende Studien verfügbar sind. Auch die regionalen Bewertungen sollen unmittelbar anlaufen.

IPBES verfolgt für die Erhaltung der Biodiversität ähnliche Zielsetzungen wie IPCC für das Thema des Klimawandels, sieht sich jedoch mit einer ungleich schwierigeren Aufgabe konfrontiert. Biodiversität, „Natur“, Ökosysteme und deren Leistungen sind thematisch ungleich breiter als der Klimawandel. IPCC-Berichte

basieren ausschließlich auf peer-reviewed publizierter wissenschaftlicher Information, während IPBES eine Fülle von anderen Informationsquellen berücksichtigen will, die teilweise kaum quantitativ zu fassen sind. Darüber hinaus unterliegt der Verlust von Biodiversität und die möglichen Auswirkungen auf Ökosystemleistungen als globales Phänomen wesentlich stärkeren regionalen und lokalen Modifikationen, womit IPBES hinsichtlich politikrelevanter Handlungsvorschläge ungleich diversere räumliche Skalenniveaus zu berücksichtigen haben wird. Da Handlungsvorschläge aber vor allem auch lokal und regional umzusetzen sein werden und Wissen/Erfahrung auf diesen Niveaus für den Erfolg entscheidend sein werden (angepasstes, nachhaltiges Management etc.), führt kein Weg am integrativen Ansatz vorbei.

4 ÖKONOMISCHE BEWERTUNG VON ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN

4.1 Hintergrund

Einleitend zu diesem Kapitel wird das Konzept der „finalen Ökosystemleistungen“ diskutiert, das eine ökonomische Bewertung durch die Bildung von standardisierten Verrechnungseinheiten ermöglicht. Es werden die Vor- und Nachteile dieses Konzeptes aufgezeigt.

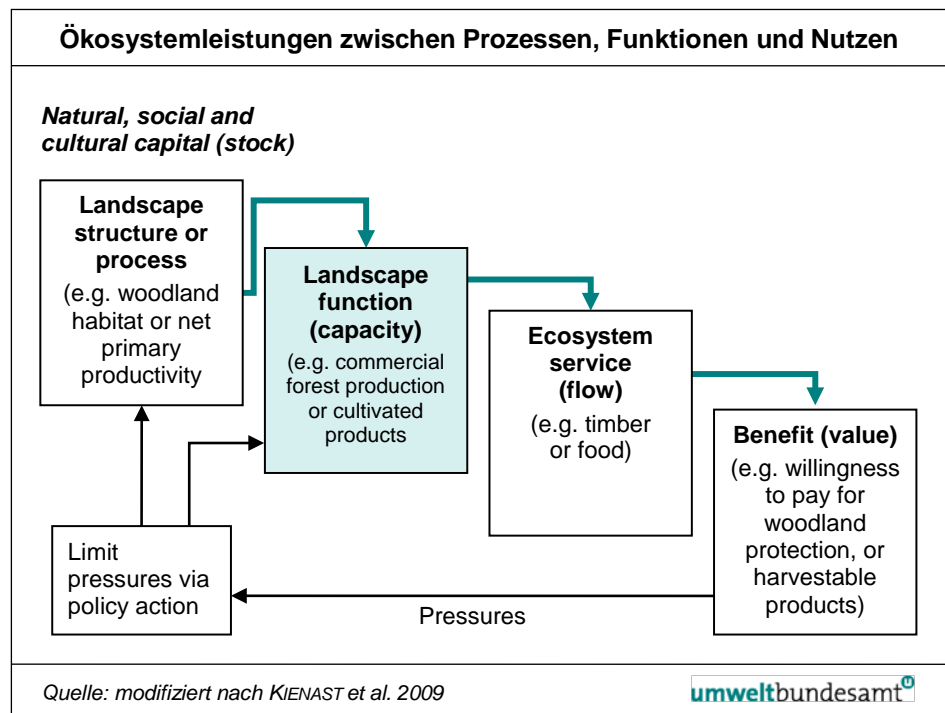
In den letzten beiden Jahrzehnten wurden mehrere Definitionen von Ökosystemleistungen in der Fachliteratur publiziert. Diesen Definitionen ist gemeinsam, dass Ökosystemleistungen als Leistungen der Natur gesehen werden, die einen Nutzen für Menschen darstellen und somit einen Wohlfahrtsbezug haben. Allerdings unterscheiden sich die Definitionen in ihrer Auslegung darin, was alles unter dem Begriff der Ökosystemleistung subsummiert wird.

In Kapitel 2 wird auf die Details der Unterschiede eingegangen. Die Auswirkung der unterschiedlichen Definitionen auf deren Anwendbarkeit als Grundlage zur Quantifizierung von Ökosystemleistungen wird im Folgenden dargestellt.

ÖSL zwischen Prozessen, Funktionen und Nutzen

Um ein klares Verständnis der von den Definitionen abgedeckten Bereiche zu erlangen, ist eine eindeutige Begriffsbestimmung erforderlich, die auch vom Autor der TEEB-Studie (DE GROOT 2010) gefordert wird. Eine gute Grundlage dafür bietet das „Kaskaden-Schema“ (siehe Abbildung 4) nach HAINES-YOUNG & POTSCHIN (2010).

Abbildung 4:
Darstellung der Ökosystemleistungen zwischen Prozessen, Funktionen und Nutzen
(KIENAST et al. 2009; adaptiert von HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2010)



Die Hauptfaktoren in dieser „Prozesskette“ sind:

- **Landschaftsstrukturen** (z. B. bestimmte Lebensräume) und darin ablaufende **Prozesse** (z. B. der Nährstoffkreislauf oder die Primärproduktion).
- Die Interaktionen zwischen Strukturen und Prozessen als eine Voraussetzung für **Ökosystemfunktionen** (z. B. die Holzproduktion in Wäldern, die Wasserrückhaltefähigkeit von Grünland oder eine entwicklungsfähige Fischpopulation). Wobei die Ökosystemfunktionen als vorhandenes ökosystemares Potenzial (capacity) verstanden werden, Ökosystemleistungen hervorzubringen. [Hinweis: Der Begriff der Ökosystemfunktion wird in der Literatur mit unterschiedlicher Bedeutung verwendet. Wissenschaftliche Arbeiten zum Fachbereich der Ökologie verstehen darunter ökologische Prozesse, die Energie-, Nährstoff- und organische Stoffflüsse kontrollieren. In dieser Studie werden Ökosystemfunktionen als „Capacity of an ecosystem to deliver a service“ im Sinne von HAINES-YOUNG & POTSCHIN (2010) und HAINES-YOUNG et al. (2012) verwendet.
- **Ökosystemleistungen** als jene Produkte oder Komponenten der Natur, die vom Menschen tatsächlich genutzt werden (z. B. das für verschiedene Nutzungszwecke geschlägerte Holz, der Überflutungsschutz durch ein Retentionsgebiet oder die für Ernährungszwecke gefangenen Fische).
- Ein auf diesen Ökosystemleistungen begründeter **Nutzen** (z. B. als Beitrag zum wirtschaftlichen Wachstum, zur Gesundheit und Sicherheit der Bevölkerung), wobei dieser Nutzen einen großen (wirtschaftlichen) Wert darstellt.

4.2 Finale Ökosystemleistungen

Diese klaren Abgrenzungen zwischen Ökosystemfunktionen und Ökosystemleistungen einerseits sowie Ökosystemleistungen und dem daraus resultierenden Nutzen andererseits sind dann besonders wichtig, wenn eine ökonomische Bewertung erfolgen soll. Damit

- sind die **Bewertungsergebnisse** hinsichtlich einer Ökosystemleistung zwischen verschiedenen Bewertungsansätzen **vergleichbar** und
- **Doppelzählungen** können **vermieden** werden, z. B. im Rahmen von „Accounting“-Ansätzen zur umfassenden Integration von Umweltleistungen in die Wohlfahrtsmessung. Sonst könnte es z. B. passieren, dass der Wert für ein und dieselbe „Naturleistung“ einmal über die bewertete Ökosystemfunktion und ein zweites Mal über die bewertete Ökosystemleistung Eingang in eine Wohlfahrtsmessung findet.

Einen praktikablen Ansatz dazu bieten die von BOYD & BANZHAF (2007) vorgeschlagenen finalen Ökosystemleistungen, die wie folgt definiert sind: „*Final ecosystem services are components of nature, directly enjoyed, consumed or used to yield human well-being.*“ Als wichtige Merkmale dieser Definition sind hervorzuheben, dass finale Ökosystemleistungen

- **„Komponenten“ der Natur** sind, die Produkte der Ökosphäre (z. B. biotische Ressourcen wie Holz, Wasser, bestimmte Arten etc.) oder deren Qualitäten (z. B. bestimmte Landschaftsmerkmale, die durch ihre Artenzusammensetzung geprägt werden oder auch die Luftqualität etc.) darstellen. Ökosystema-

Kriterien der finalen ÖSL

re Funktionen und Prozesse fallen nicht darunter, sondern stellen biologische, physikalische und chemische Interaktionen zwischen den Komponenten dar.

- „**Endprodukte**“ der Natur sind, die entweder direkt konsumiert werden oder Eingang in Marktgüter finden, wobei dann Letztere in eine ökonomische Bewertung einfließen müssten. Diese Endprodukte der Natur werden in messbaren physikalischen Einheiten ausgedrückt.
- immer einen Nutzen für Menschen darstellen (**Nutzenspezifität**) und somit zur Wohlfahrt beitragen. Dabei ist zu beachten, dass der Nutzen nicht die Ökosystemleistung darstellt, sondern eine Folge daraus ist.
- eine **räumliche Differenzierung** aufweisen. Einerseits zeigen finale Ökosystemleistungen ortsabhängige Qualitätsunterschiede (geografische Differenzierung) und andererseits ist auch der Nutzen für den Menschen räumlich differenziert (Nutzerspezifität), wobei der Nutzen meist mit zunehmender räumlicher Distanz abnimmt.
- wenn möglich als „service flow“ (Änderung der genutzten „Menge“ in einem bestimmten Zeitraum) erfasst werden sollten. Bestandsgrößen können jedoch stellvertretend für Flussgrößen herangezogen werden, wenn die Flussgrößen nicht beobachtbar und daher nicht erfassbar sind. Dies gilt jedoch nur dann, wenn sich der Bestand proportional zum „service flow“ entwickelt.

Das von BOYD & BANZHAF (2007) begründete Konzept der finalen Ökosystemleistungen konzentriert sich auf die Messbarkeit von Ökosystemleistungen und stellt klar definierte sowie standardisiert messbare Verrechnungseinheiten in den Mittelpunkt, die eine Definition und Zählung der finalen Ökosystemleistungen in physikalischen Einheiten („biophysical units“) anstrebt. Dadurch werden Doppelzählungen weitestgehend vermieden. Das Konzept wurde erarbeitet, um einen Schritt zur Entwicklung einer wohlfahrtsbezogenen Umweltgesamtrechnung und Leistungserfassung auf Landesebene zu setzen, die möglichst konsistent mit der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung und mit einem weiter gefassten „Green GDP“ sein soll. Eine Weiterentwicklung des Konzeptes der finalen Ökosystemleistungen erfolgte durch das Schweizer Bundesamt für Umwelt (OTT & STAUB 2009, STAUB et al. 2011).

Die Eignung des Konzeptes der finalen Ökosystemleistungen für eine standardisierte quantitative Erfassung von Naturleistungen wurde in der vom Bundesamt für Umwelt in Auftrag gegebenen Studie „Wohlfahrtsbezogene Umweltindikatoren“ (OTT & STAUB 2009) geprüft. Die Beurteilung erfolgte anhand der Kriterien „Aussagekraft“, „Nutzbarkeit“, „Umsetzbarkeit“, „Verständlichkeit“, „Eignung zur internationalen Standardisierung“ und „Kompatibilität mit der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung“. Ausgewählte Ergebnisse dieser Beurteilung werden im Folgenden dargestellt.

4.2.1 Aussagekraft

Aspekte der Wohlfahrt

Aufgrund der zu berücksichtigenden Nutzenspezifität wird dargestellt, welche Leistungen der Natur zu verschiedenen Aspekten der Wohlfahrt beitragen. Die räumliche Differenzierung wiederum macht ersichtlich, welche Personengruppen zu Nutznießern der Ökosystemleistungen werden. Einerseits können daraus Rückschlüsse auf Versorgungsniveaus gezogen werden, andererseits lässt sich ein Maßnahmenbedarf ableiten. Der Beitrag der Umweltressourcen zur Wohl-

fahrt kann aus der Messung von Flussgrößen über eine Zeitspanne ermittelt werden. Daraus ergibt sich der Betrag der konsumierten Umweltleistung im Nachhinein.

4.2.2 Verständlichkeit

Die Verständlichkeit hängt vom Vorwissen der Zielgruppe ab, da aufgrund der im Ansatz der finalen Ökosystemleistungen integrierten Nutzenspezifität und räumlichen Differenzierung mehrdimensionale Daten in Form von Zahlenwerten als Ergebnis vorliegen.

Die räumliche Differenzierung der Daten ergibt eine hohe Auflösung, die eine Anwendungsmöglichkeit, z. B. für Behörden auf kommunaler Ebene, eröffnet. Auch die Nutzenspezifität der Informationen schafft einen Bezug zur Praxis und zum Alltag und eröffnet somit Anwendungsmöglichkeiten.

hohe Auflösung der Daten

4.2.3 Nutzbarkeit für Umwelt- und Ressourcenpolitik

Informationen zu möglichen Trade-offs – also Konflikten – können nicht direkt aus dem Ansatz abgeleitet werden. Durch eine Monetarisierung der Ökosystemleistungen kann der Ansatz der finalen Ökosystemleistungen als gutes Informationsinstrument für die politische Durchsetzung von Maßnahmen verwendet werden. Kosten für Umweltmaßnahmen können einem monetären Nutzen gegenübergestellt werden, damit im Entscheidungsfindungsprozess nicht nur die Kosten sichtbar werden.

Gut verwendbar erscheint dieser Ansatz für das Monitoring und die Evaluierung von Maßnahmen, da sich quantitative Werte als Vergleichs- und Grenzwerte gut eignen.

Monitoring und Evaluierung von Maßnahmen

Die Umsetzbarkeit des Ansatzes hängt vom Vorhandensein geeigneter Indikatoren ab, die für dessen Implementierung erforderlich sind.

4.2.4 Kompatibilität mit der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung

Aufgrund der methodischen Nähe zum System of Environmental-Economic Accounting (SEEA) kann die Kompatibilität des Ansatzes der finalen Ökosystemleistungen angenommen werden.

Im Gegensatz zum Konzept der finalen Ökosystemleistungen verfügt der Ansatz des Millennium Ecosystem Assessment über keinen quantitativen Rahmen, auch ist der Bezug zu nationaler Wohlfahrt schwer herzustellen und es ist keine Kompatibilität mit der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung gegeben.

Die dargestellten Vor- und Nachteile des Konzeptes der finalen Ökosystemleistungen lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Vor- und Nachteile des Konzeptes

Vorteile:

- Hohe Aussagekraft hinsichtlich Nutzenspezifität und ggf. Nutzerspezifität.
- Anwendbarkeit auf verschiedenen räumlichen Ebenen und hohe Auflösung.
- Räumliche Differenzierung möglich → Grundlage für regionale Maßnahmenplanung.

Nachteile:

- Erfassung von Flussgrößen nicht immer möglich.
- Bestandsgrößen als Stellvertreter nur zulässig, wenn sich Fluss und Bestand in gleichem Verhältnis verändern. Außerdem führt das zu einer Vermischung zwischen Fluss- und Bestandsgrößen im Inventar.

Fazit Das beschriebene Konzept der finalen Ökosystemleistungen ist ein praktikabler Ansatz zur Quantifizierung von Ökosystemleistungen. Es kann somit als Grundlage für eine Inwertsetzung von Leistungen der Natur herangezogen werden, die durch den Menschen tatsächlich in Anspruch genommen werden. Eine solche Quantifizierung ist ein wichtiger Schritt bei der Bestimmung von „nutzungsabhängigen Werten“ oder „Gebrauchswerten“, wie sie in den folgenden beiden Kapiteln erläutert werden. Ausgewählte finale Ökosystemleistungen werden bereits im Rahmen der Umweltgesamtrechnungen erfasst, wobei deren Quantifizierung mittels direkt messbarer Einheiten eine wichtige Voraussetzung ist (Beispiel dazu siehe Kapitel 5).

4.3 Das Konzept des ökonomischen Gesamtwerts (Total Economic Value)

Nutzwerte der Ökosysteme

Um das Bewusstsein für die Leistungen und Werte von Ökosystemen zu schärfen, wurde das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes entwickelt, das auf nationaler und internationaler Ebene als Basis für die Bewertung von Ökosystemleistungen dient. Es erfasst alle Nutzwerte, die durch Ökosysteme für die Gesellschaft bereitgestellt werden – sowohl nutzungsabhängige als auch nutzungsunabhängige Werte. Das Konzept ökonomischer Gesamtwert stellt allein noch keine ökonomische Bewertungsmethode dar; es liefert einen Rahmen, um den in diesem Konzept definierten Werten (Gebrauchswerte und Nicht-Gebrauchswerte) ökonomische Werte zu geben.

Das Konzept umfasst möglichst alle verschiedenen Nutzungsformen eines Gutes oder von Leistungen (PEARCE & MORAN 1994). Darin kommen die unterschiedlichen Nutzungs- und Wertschätzungsaspekte von Ökosystemleistungen zum Ausdruck, womit das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes über einen direkten materiellen Nutzen weit hinausgeht. Es werden auch indirekte und nicht-materielle Nutzenkomponenten der Natur aufgezeigt, was für den Schutz und die nachhaltige Nutzung der Natur interessant ist (DE GROOT et al. 2002, TEEB 2010a, b): *“The services of ecological systems and the natural capital stocks that produce them are critical to the functioning of the Earth’s life-support system. They contribute to human welfare, both directly and indirectly, and therefore represent part of the total economic value of the planet.”* (COSTANZA et al. 1997).

Im Konzept des ökonomischen Gesamtwertes werden, wie auch Abbildung 5 zeigt, zunächst nutzungsabhängige (use values) und nicht-nutzungsabhängige (non-use values) Werte unterschieden.

Die nutzungsabhängigen Werte (use values) stehen mit der Nutzung der Naturressourcen in Verbindung und werden üblicherweise in drei Wertkategorien untergliedert:

nutzungsabhängige Werte

- **Direkte Nutzwerte (direct use):** Diese beinhalten z. B. die Nutzung der Natur und ihrer Leistungen für Konsum- und Produktionszwecke oder den Genuss einer schönen Landschaft.
- **Indirekte Nutzwerte (indirect use):** Hier finden sich ökologische Leistungen der Natur wieder, die dem Menschen indirekt nützen, z. B. der Wert einer Au als Retentionsfläche für Schadstoffe oder als Überschwemmungsfläche bei Hochwasser.
- **Optionswert (option value):** Hierbei handelt es sich um eine Art Versicherungsprämie für die zukünftige, potenzielle Nutzung.

Die nicht-nutzungsabhängigen Werte (non-use values) sind von der Nutzung durch das wertschätzende Individuum unabhängig.⁷ Hier werden unterschieden:

nicht-nutzungsabhängige Werte

- **Existenzwert (existence value):** Allein die Kenntnis vom Vorhandensein einer seltenen Art sorgt für eine höhere Zufriedenheit und stiftet somit einen positiven Nutzen, stellt einen Wert dar.
- **Vermächtniswert (bequest value):** Er entsteht aus dem Anliegen, nachfolgenden Generationen die Natur so zu hinterlassen, dass diese denselben Nutzen aus ihr ziehen können wie die heutige Generation.
- **Altruistischer Wert (altruist value):** Er entsteht daraus, dass Menschen mitunter einen Nutzen empfinden, wenn andere Menschen einen Zugang zu Umweltressourcen haben.

⁷ Der intrinsische Wert (der Wert der Natur an sich) ist unabhängig von einer anthropozentrischen Wertschätzung mittels nutzungsabhängiger oder/und nutzungsunabhängiger Werte. Er ist daher in dieser Betrachtung nicht enthalten.

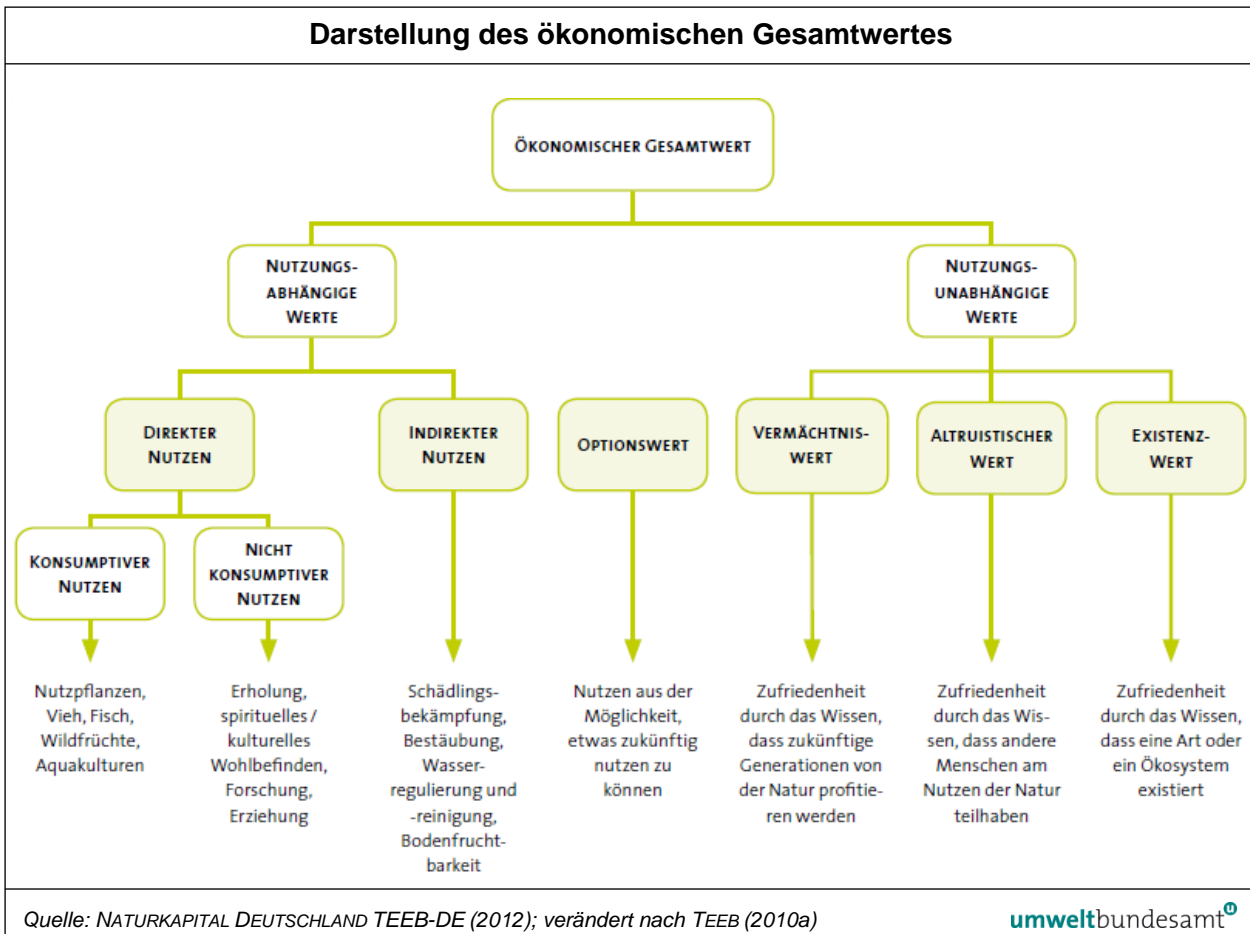


Abbildung 5: Das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes.

Beispielsweise kann der Ökosystemleistung Trinkwasser der nutzungsabhängige Wert „direkter Gebrauchswert“ (direct use value) zugewiesen werden, da dieser Wert die Nutzung der Natur und ihrer Leistungen für Konsumzwecke beinhaltet. Trinkwasser hat aber auch einen indirekten Gebrauchswert (indirect use), da die Trinkwasserqualität des Wassers eine Voraussetzung für die Konsumation von Wasser ist. Darüber hinaus beinhaltet der ökonomische Gesamtwert des Trinkwassers auch nutzungsunabhängige Werte: Die Kenntnis vom Vorhandensein trinkbaren Wassers befriedigt als positiver Nutzen und stellt damit den Existenzwert dar; der Vermächtniswert spiegelt das Anliegen wider, dass nachfolgenden Generationen natürliches Trinkwasser zur Verfügung stehen soll; der altruistische Wert befriedigt als positiver Nutzen, dass andere Menschen Zugang zu Trinkwasser haben.

4.4 Bewertungsmethoden

Für die Erfassung (Messbarmachung) der oben angeführten Gebrauchswerte (nutzungsabhängige Werte) und Nicht-Gebrauchswerte (nutzungsunabhängige Werte) des ökonomischen Gesamtwertes stehen unterschiedliche Bewertungsmethoden zur Verfügung, mit denen der individuelle direkte und indirekte Nutzen einer Ökosystemleistung bewertet werden kann.

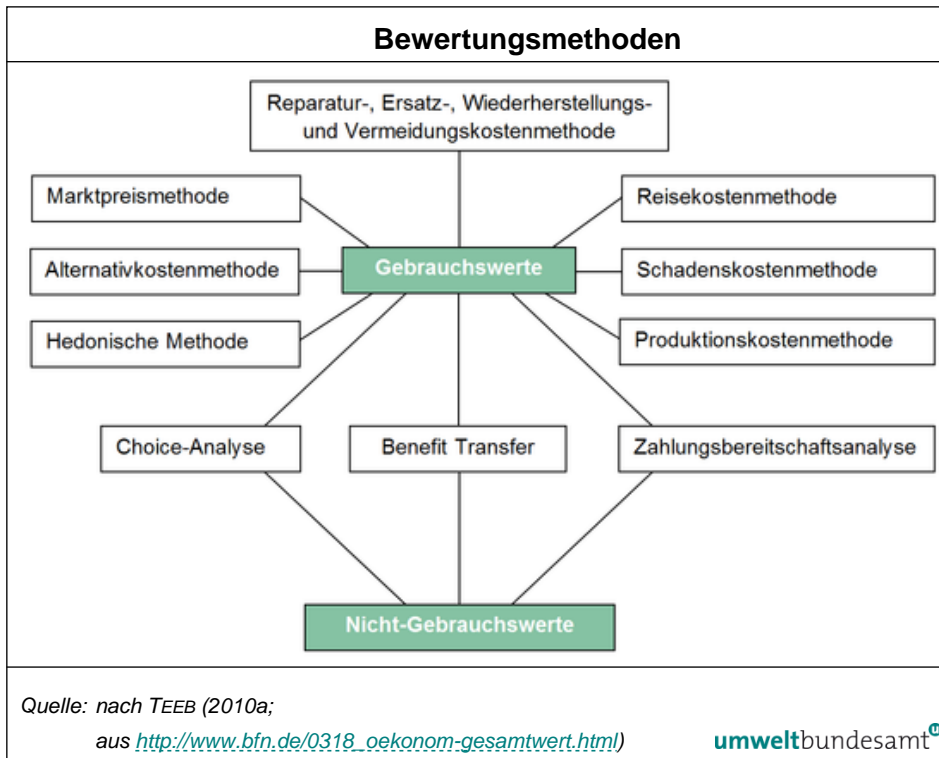


Abbildung 6: Überblick über die Bewertungsmethoden.

Abbildung 6 zeigt gängige Bewertungsmethoden, die für die Ermittlung der Werte des ökonomischen Gesamtwertes sowie für Gebrauchswerte und Nicht-Gebrauchswerte angewendet werden. Im Folgenden werden häufig genutzte Bewertungsmethoden besprochen.

4.4.1 Marktbewertungsmethoden

4.4.1.1 Preisbasierte Ansätze

Preisbasierte Ansätze beruhen direkt auf Marktpreisen; Voraussetzung für deren Anwendung ist der marktmäßige Handel von Gütern, der durch Angebot und Nachfrage reguliert wird, wodurch das betreffende Gut einen bestimmten Marktpreis erlangt. Hierbei handelt es sich um Güter, die von der Natur direkt bereitgestellt werden, wie Fische, Pilze etc. Wichtig hierbei ist vor allem die Tatsache, dass für die von der Natur bereitgestellten Güter ein Markt existiert, welcher die Preise bestimmt.

der Markt bestimmt die Preise

4.4.1.2 Kostenbasierte Ansätze

Kostenbasierte Ansätze beruhen z. B. auf Schätzungen der Kosten, die entstehen würden, wenn die von Ökosystemen erbrachten Dienstleistungen auf künstliche Weise (neu) bereitgestellt werden müssten (Ersatzkosten, Wiederherstellungskosten, Reparaturkosten, Alternativkosten), oder auf Schätzungen der Kosten, die durch Umweltschäden verursacht werden (Schadenskosten), sowie Vermeidungskosten. Diese Art von Kosten unterliegt daher Schwankungen, da je nach Ansatz/Methode verschiedene Kosten pro messbare Einheit entstehen können. Die Ergebnisse werden stark von den Forscherinnen und Forschern beeinflusst.

Ersatz- und Schadenskosten

4.4.1.3 Produktionsfunktionsbasierte Ansätze

Umwelt als Produktionsfaktor

Produktionsfunktionsbasierte Ansätze bewerten die Umwelt als Produktionsfaktor (Beurteilung über den Wert in der Produktion) – das bedeutet, wenn die Veränderung von Ökosystemleistungen zu verringerten Produktionskosten führt, kann der Wert der Leistungsänderung vereinfachend anhand der Kostensenkung bestimmt werden. Verbesserte Selbstreinigungsfähigkeit des Gewässers kann beispielsweise zu verringerten Aufbereitungskosten führen. Kommt es infolge der Kostensenkung zu erheblichen Mengen- und Preisänderungen, werden diese durch Konsumenten- und Produzentenrenten⁸ ermittelt.

4.4.2 Methoden der bekundeten Präferenzen (revealed preferences)

Die Methoden der bekundeten Präferenzen leiten Werte aus Daten ab, die auf vergangenem Verhalten beruhen (z. B. Beobachtungsdaten). Sie vertrauen auf die Verbindung zwischen einer gehandelten Ware und der Ökosystemleistung sowie auf die Tatsache, dass die Nachfrage nach der Ware von der Qualität der Ökosystemleistung beeinflusst wird. Bei diesem Ansatz wird davon ausgegangen, dass durch die erhobenen Daten der wahre Nutzen für eine Ökosystemleistung ablesbar ist, da er als Teil einer Entscheidungssituation in der Vergangenheit von den KonsumentInnen mitberücksichtigt wurde.

Die wichtigsten Methoden der bekundeten Präferenzen sind:

4.4.2.1 Die Reisekostenmethode

Bestimmung des Erholungswertes

Die Reisekostenmethode wird vor allem für die Bestimmung des Erholungswertes verwendet, der mit Biodiversität und Ökosystemleistungen verbunden ist. So kann beispielsweise der Besuch eines Sees einen solchen Erholungswert aufweisen. Die Methode beruht auf der Grundannahme, dass Freizeitaktivitäten mit Kosten verbunden sind (direkte Ausgaben für Anreise oder Eintrittsgeld und Opportunitätskosten der aufgewendeten Reisezeit). Genutzt wird sie hauptsächlich, um den Erholungswert eines Ortes zu messen und um zu schätzen, welcher Wert auf dem Spiel stünde, wenn dieser Ort beschädigt würde.

Je höher die Reisekosten sind, desto höher wird der Wert des Umweltgutes bemessen. Zu beachten hierbei ist, dass der Wert der Ökosystemleistungen hier einzig aus den Kosten durch die Anreise geschätzt wird.

4.4.2.2 Der hedonische Preisansatz (Immobilienpreismethode)

Merkmale des Gutes bestimmen den Wert

Der hedonische Preisansatz geht davon aus, dass der Nutzen aus dem Konsum eines Gutes oder einer Dienstleistung durch die Merkmale des Gutes bestimmt wird (BANFI et al. 2007); dies wird sehr häufig im Immobilienbereich angewendet. Bei diesem Ansatz bestimmt beispielsweise der Wert von Grundstü-

⁸ Die Konsumenten (KR)- bzw. die Produzentenrente (PR) sind Begriffe aus der Wohlfahrtsökonomie. Die KR stellt die Differenz zwischen der maximalen Zahlungsbereitschaft einer Person für ein Produkt und dem Marktpreis dar. Die PR stellt das gleiche, nur von Seiten des Produzenten, dar und spiegelt die Differenz zwischen dem individuellen Produktionspreis und dem herrschenden Marktpreis wider.

cken den Wert der Ökosystemleistungen in der Nähe. So besitzen z. B. Häuser oder Grundbesitz im Allgemeinen verschiedene Attribute (Anzahl der Zimmer, Nähe zum Stadtzentrum), von denen einige die Umwelt betreffen (z. B. Nähe zum Wald oder Ausblick auf einen schönen See). Der hedonische Preisansatz wird genutzt, um Preise von Häusern, die z. B. in der Nähe eines Waldes oder eines Sees stehen, den Preisen weiter entfernt liegender und den anderen Eigenschaften vergleichbarer Häuser gegenüberzustellen. Der höhere Preis dieser Immobilien wird als Wert des Umweltgutes angesehen.

4.4.3 Methoden der geäußerten Präferenzen (stated preferences)

Methoden der geäußerten Präferenzen basieren auf der Nachfrage nach einer bestimmten Ökosystemleistung (oder einer Änderung in ihrem Vorhandensein). Die Methode umgeht den Bedarf nach Marktdaten, indem sie die Nachfrage mit Hilfe eines hypothetischen Gutes misst. Durch Umfragen wird ein solches hypothetisches Gut oder eine Dienstleistung zur Ermittlung des ökonomischen Wertes erhoben. Die Präferenzen für das zu bewertende Gut werden in einer hypothetischen Entscheidungssituation erfasst. In Befragungen werden Zahlungsbereitschaften für geschehene oder geplante Umweltveränderungen erhoben, um Wechselwirkungen beurteilen oder einstufen zu können. Auch für zukünftige Zustandsbewertungen werden diese Methoden angewendet. Üblicherweise werden die Antworten mit Hilfe von standardisierten Umfrageverfahren ermittelt, die eine repräsentative Auswahl der Bevölkerung einbeziehen.

Nachfrage nach einer bestimmten Ökosystemleistung

Die wichtigsten Methoden der geäußerten Präferenzen sind:

4.4.3.1 Kontingente Bewertungsmethode

Diese Methode nutzt Fragebögen, um zu erfahren, wie viel Menschen zu zahlen bereit wären, um Ökosysteme – und die durch sie bereitgestellten Leistungen – zu schützen oder ihren Zustand zu verbessern. Alternativ wird gefragt, wie viel geboten werden müsste, damit deren Verlust oder deren Verschlechterung akzeptiert würden.

4.4.3.2 Wahl-Modelle

Die Befragten werden mit zwei oder mehreren alternativen Situationen konfrontiert, zwischen denen sie eine Wahl treffen müssen. Die Situationen werden durch eine Vielzahl von Eigenschaften beschrieben (u. a. die Art der erwarteten Ökosystemleistungen) und unterscheiden sich durch unterschiedliche Ausprägungen derselben. Eine Eigenschaft ist der Geldbetrag, den die befragten TeilnehmerInnen in den verschiedenen Situationen zahlen müssten.

Die folgende Abbildung gibt einen Überblick über Techniken, die bei der Ermittlung offenbarer Präferenzen (revealed preferences) sowie geäußerter Präferenzen (stated preferences) zum Tragen kommen.

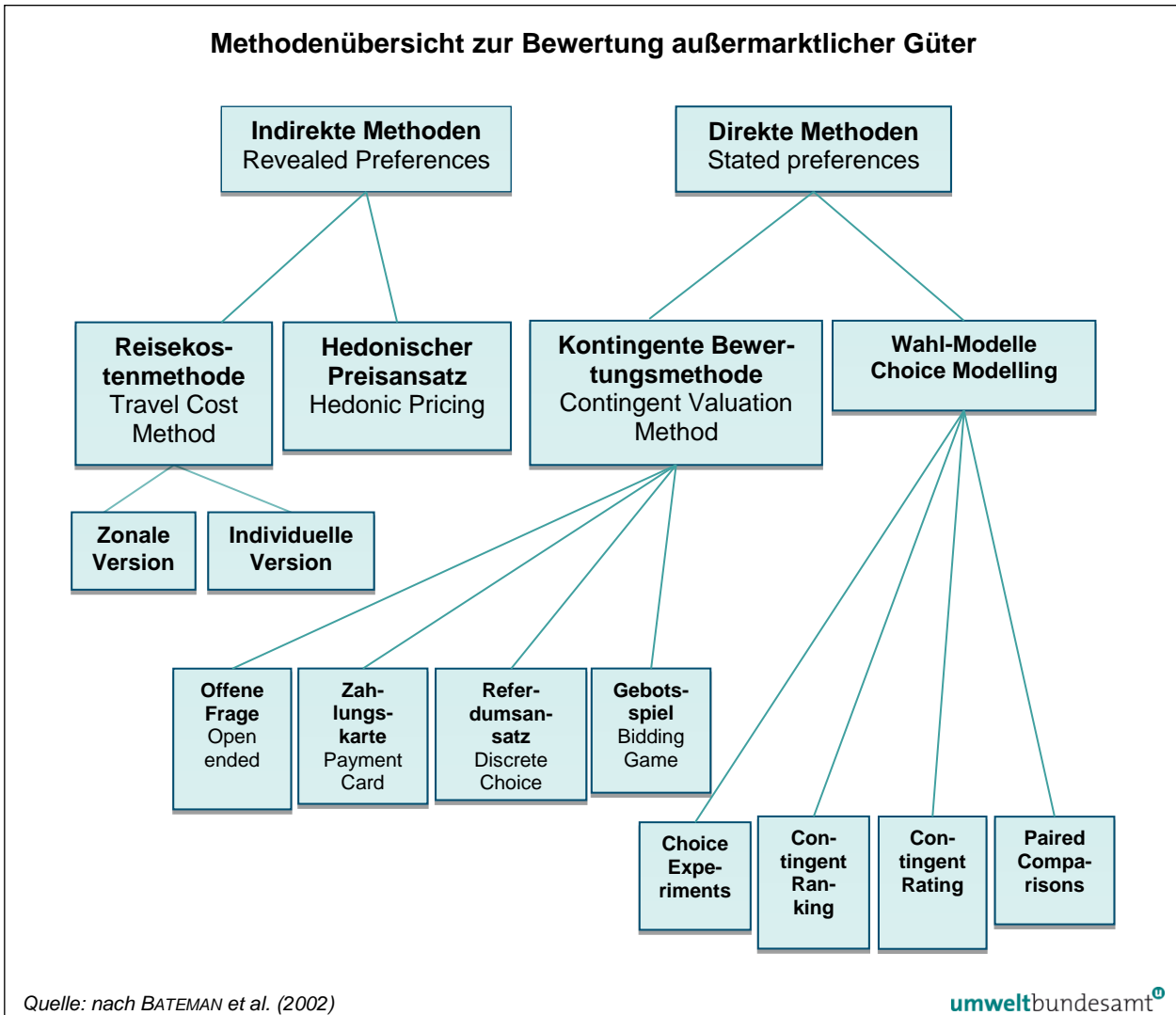


Abbildung 7: Methoden zur Bewertung außermärklicher Güter.

4.4.4 Weitere Methoden

4.4.4.1 Prozessbezogene Methoden – Gruppenbasierte Verfahren

Diese Methoden gehören zwar nicht zur ökonomischen Bewertung, weil sie keine Präferenzen erfassen, sondern Prozesse zur Herausbildung von Präferenzen darstellen, sie können aber hinsichtlich der Akzeptanz von Maßnahmen wesentlich sein.

politische Befragungsprozesse

Gruppenbasierte Verfahren umfassen politische Befragungsprozesse, die zum einen zur Erhebung qualitativer Präferenzen oder der Konsensfindung genutzt werden. Zum anderen enthalten sie Gruppenbewertungen, die Methoden der geäußerten Präferenzen mit Elementen von Beratungsprozessen verbinden, um Werte zu erforschen, wie z. B. Wertpluralismus, Wertdifferenzierungen oder soziale Gerechtigkeit.

4.4.4.2 Quantitative und qualitative Methoden

Wenn quantitative Bewertungsmethoden keine eindeutigen Ergebnisse liefern oder wenn sie nicht sinnvoll durchführbar sind, werden (zusätzlich oder stattdessen) qualitative Bewertungsmethoden herangezogen, die vor allem dann eine Rolle spielen, wenn nicht monetäre Aspekte sondern qualitative Aspekte in die Bewertung verschiedener Alternativen einbezogen werden sollen.

Beispielsweise leiten qualitative Befragungsmodelle keine zahlenmäßigen Mengenangaben aus ihren Erhebungen ab – im Unterschied zu quantitativen Befragungsmodellen, die auf standardisierten Untersuchungssituationen basieren und quantitativ-statistische Auswertungen zum Ziel haben.

Ein mögliches Beispiel für eine gemeinsame Anwendung von qualitativen und quantitativen Methoden stellt die Multikriterielle Analyse (MCA) dar. Dabei handelt es sich um ein alternatives Konzept zur klassischen monetären Bewertung, welches seinen Ursprung in den Theorien der Ökologischen Ökonomie hat. Ziel ist eine vertiefte Einarbeitung in die vorhandenen Ansätze zur ökonomischen Bewertung natürlicher Güter und Leistungen. Die unterschiedlichen Verfahren der MCA (z. B. MCDM – multi-criteria-decision-making) zeichnen sich dadurch aus, dass sie kein einzelnes übergeordnetes Kriterium, sondern eine Vielzahl unterschiedlicher Kriterien darstellen, um Optionen oder Alternativen für die Entscheidungsfindung aufzubereiten. In einer Matrix können verschiedene Optionen gegenübergestellt werden, die durch eine Reihe von gewichteten Kriterien charakterisiert sind. Die errechnete Rangreihung der Optionen kann als Entscheidungshilfe für die betroffenen Stakeholder herangezogen werden.

Die Multikriterienanalyse eignet sich zur Entscheidungsfindung in komplexen Systemen mit vielen verschiedenen Parametern (z. B. Hochwasserschutz, Landchaftsnutzungsplanung).

Multikriterienanalyse

4.4.4.3 PES – Payment for ecosystem services

Eine weitere Methode bzw. ein weiteres umweltökonomisches Instrument ist PES, das freiwillige Zahlungen für Ökosystemleistungen in unterschiedlichen Formen vorsieht. Dabei werden PES-Verträge zwischen KäuferInnen und VerkäuferInnen zum Erhalt von Ökosystemen und deren Leistungen abgeschlossen. KäuferInnen sind in der Regel private Personen, UnternehmerInnen, Gemeinden oder der Staat; VerkäuferInnen hauptsächlich GrundbesitzerInnen (privat, öffentlich). Die Verträge werden meist im Bereich des Biodiversitäts- und Ökosystemschatzes sowie der CO₂-Speicherung geschlossen.

PES stellen demnach auch eine marktbasierende Methode dar – wie Steuern oder Abgaben. Das Anreizsystem stellen die Zahlungen an die LandbesitzerInnen oder Landwirtinnen/Landwirte dar, da die Zahlungen nur erhalten werden, wenn ökosystemgerecht gewirtschaftet wird. PES stellt somit einen Ansatz dar, der explizit erkennt, dass die Leistung der Ökosysteme zum menschlichen Wohlstand und zur menschlichen Wohlfahrt beiträgt. Die Methode wird vor allem zur Landkonservierung und für das Ressourcenmanagement in sogenannten Entwicklungs- und Schwellenländern angewandt. Ein oft in diesem Zusammenhang beobachtetes Phänomen ist, dass PES starke Verteilungswirkungen nach sich zieht. Insbesondere werden häufig große Unternehmen mit PES subventioniert, daher sind die sozialen Effekte dieses Ansatzes auf derartige Unternehmen be-

freiwillige Zahlungen für Ökosystemleistungen

Landkonservierung und Ressourcenmanagement

schränkt und haben keine Auswirkungen auf die lokale Bevölkerung. Zur Regulierung von Ressourcen und zum Schutz der Wälder vor unkontrollierter Abholzung scheint dieses Instrument aber geeignet zu sein (Beispiele zu Costa Rica siehe PORRAS et al. 2012).

4.5 Stärken und Schwächen von Bewertungsmethoden

In diesem Kapitel werden die vorgestellten Bewertungsmethoden hinsichtlich ihres Potenzials zur ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen diskutiert. Grundsätzlich muss beachtet werden, dass jede Form der ökonomischen Bewertung eine Marktverwertung ermöglicht. Indem vormals nicht bepreisten Gütern und Leistungen ein monetärer Wert gegeben wird, werden diese unvermeidlich mit anderen Gütern, die ebenfalls einen Preis haben, vergleichbar. Somit kann die Gefahr bestehen, dass Güter oder Dienstleistungen, die per se keinen Preis hätten, plötzlich mit anderen Gütern und Leistungen konkurrenzieren, deren Preise sich schon längst etabliert haben. Diese nachträglich geschaffenen Werte könnten daher einen Preis widerspiegeln, der auf einem anderen Markt nie zustande gekommen wäre. Die ForscherInnen, die den Preis generieren, sollten sich über diesen Umstand immer im Klaren sein.

Konkurrenz mit Marktgütern

Somit ermöglicht jede Bepreisung in erster Linie eine Vergleichbarkeit. Die grundlegende Frage hierbei muss aber lauten: Ist eine Vergleichbarkeit mit Marktgütern angestrebt? Kann diese Frage mit „Ja“ beantwortet werden, stehen den Forscherinnen und Forschern einige Bewertungsmethoden zur Verfügung.

empirische Daten als Grundlage

Der große Vorteil der Marktbewertungsmethoden liegt darin, dass sie auf empirischen Daten – und somit auf beobachteten Präferenzen oder getätigten Handlungen von Individuen – basieren. Marktbewertungsmethoden kommen z. B. dort zur Anwendung, wo ein konkretes Produkt, wie Holz, Fisch oder Wasser, gehandelt wird oder wo Ökosystemleistungen für die Erzeugung von Gütern von Bedeutung sind, beispielsweise bei der Bewertung von sauberem Wasser, das von lokalen Unternehmen als Input für Produktionsprozesse genutzt wird, aber auch im Zuge der Ermittlung von Alternativkosten. Auch Dienstleistungen wie beispielsweise versorgende Ökosystemleistungen (Nahrungsmittel, medizinische Pflanzen usw.) haben einen Marktpreis, der als Ansatz dienen kann.

preisbasierte Ansätze nur ein Teilwert

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass preisbasierte Ansätze, die direkt auf Marktpreisen beruhen, nur den Preis eines Produktes widerspiegeln, der sich aufgrund von Angebot und Nachfrage bzw. der Marktlage ergibt. Wesentliche Aspekte, die dem gesamten Wert der Ökosystemleistung Rechnung tragen, werden hier außer Acht gelassen, da sie (noch) keinen Marktwert besitzen. Diese Bewertungsmethoden können daher nur den bepreisten „Teilwert“ der betreffenden Ökosystemleistung erfassen, der unbepreiste Teilwert wird damit nicht erfasst und es besteht die Gefahr, dass er außer Acht gelassen wird.

selbstregulierende Leistungen

Selbstregulierende Leistungen, die für den menschlichen Nutzen im Rahmen des ökonomischen Gesamtwertes durch den indirekten Gebrauchswert die Basis für versorgende und kulturelle Leistungen darstellen, können im Rahmen von kostenbasierten Ansätzen in Wert gesetzt werden. Auch hier wird nur ein Teilwert der betreffenden Ökosystemleistung erfasst.

Im Zuge der Inwertsetzung von einzelnen Ökosystemleistungen sollten daher weitere mögliche nutzungsabhängige sowie nicht-nutzungsabhängige Werte des ökonomischen Gesamtwertes berücksichtigt werden, um die betreffende Leistung als Ganzes erfassen und mit geeigneten Methoden bewerten zu können, wie an folgendem Beispiel ersichtlich.

Bei Inwertsetzung der versorgenden Ökosystemleistung Trinkwasser kann – wenn man die nutzungsabhängigen Werte betrachtet – für den ökonomischen Wert „direkter Gebrauchswert“ die Ermittlung des Marktpreises von Trinkwasser über die Marktpreismethode zum Tragen kommen. Für den „indirekten Gebrauchswert“, der im Prinzip die Voraussetzung für reines Wasser darstellt, würden kostenbasierte Methoden, wie z. B. die Vermeidungskostenmethode geeignet erscheinen (z. B. Ermittlung des Entfalls der Betriebs- und Investitionskosten, die durch technische Reinigungs- und Aufbereitungsmaßnahmen anfallen würden = ökonomischer Wert dieser Leistung).

**Beispiel
Trinkwasser**

Um die nutzungsunabhängigen Werte – wie z. B. Vermächtniswert, altruistischer Wert, Existenzwert – zu erfassen, würden im Fall der Ökosystemleistung Trinkwasser kontingente Befragungsmodelle („Was ist es Ihnen wert, dass Trinkwasser für künftige Generationen, für andere NutznießerInnen zur Verfügung steht, bzw. was ist es Ihnen wert, dass diese Ökosystemleistung überhaupt existiert?“) bzw. differenzierte Choice-Modelle geeignet sein.

Für kulturelle Ökosystemleistungen gibt es keinen Marktpreis, daher ist eine ökonomische Bewertung schwierig. Es gibt allerdings verschiedene Methoden, die sich einer ökonomischen Bewertung dieser Ökosystemleistungen annähern, indem sie sich indirekt auf eine Marktinformation (revealed preference methods) oder auf simulierte Märkte (stated preference methods) beziehen.

**kulturelle Öko-
systemleistungen**

Es gibt jedoch Schwierigkeiten bei der Konstruktion hypothetischer Märkte. Die Methoden der geäußerten Präferenzen sind die am häufigsten kritisierten Bewertungsmethoden, da es oft unklar ist, was genau bewertet wird (eine Dienstleistung, alle Dienstleistungen etc.), und ob die Befragten nicht vielleicht strategisch geantwortet haben – also in der Realität anders handeln würden.

Die Bewertung von Ökosystemleistungen wirft die prinzipielle Frage auf, inwieweit eine ökonomische Bewertung den wahren Wert von Ökosystemen erfasst. Viele Menschen, denen ein schonender Umgang mit der Natur am Herzen liegt, sind davon überzeugt, dass Natur einen von Menschen unabhängigen, eigenen Wert hat. Der Selbstwert der Natur (intrinsischer Wert) besteht unabhängig vom Nutzen für den Menschen und stellt eine bio-, ökozentrische Sichtweise (Fokus auf nicht-menschliche Lebewesen und ökosystemare Funktionen der Natur) dar. Die Natur ist (intrinsisch) wertvoll, auch ohne dass Menschen sie wertschätzen. Natur oder Lebewesen oder Ökosysteme haben einen Wert an sich und für sich (ESER et al. 2011).

**prinzipieller
Selbstwert der Natur**

Das Konzept der Ökosystemleistungen, das einen anthropozentrischen Ansatz verfolgt, stellt hingegen nicht den Selbstwert der Natur, sondern den Menschen als Nutznießer von Ökosystemleistungen in den Fokus und begründet im Gegensatz zum bio- oder ökozentrischen Ansatz Naturschutzbestrebungen unter Bezugnahme auf menschliche Rechte und Bedürfnisse.

4.6 Konkretes Fallbeispiel: monetäre Bewertung der Bestäubungsleistung anhand der landwirtschaftlichen Erträge in Österreich im Jahr 2008

Das folgende Fallbeispiel bezieht sich auf die Bestimmung des Wertes der Bestäuber-abhängigen landwirtschaftlichen Erträge in Österreich.

Im Rahmen eines vom Klima- und Energiefonds finanzierten Forschungsprojekts zu den Folgen ausbleibender Maßnahmen gegen den Klimawandel („Cost of inaction“, Laufzeit 2013–2014) wurde unter anderem der Wert des Bestäuber-abhängigen landwirtschaftlichen Ertrags für das Jahr 2008 berechnet (ZULKA & GÖTZL, im Druck). Anhand dieses Fallbeispiels werden die schrittweise Vorgehensweise bei der monetären Bewertung von Bestäubungsleistungen und die dabei getroffenen Annahmen erläutert.

Schritt 1: Auswahl der Bestäuber-abhängigen landwirtschaftlichen Kulturen

Die Produktivität landwirtschaftlicher Kulturpflanzen ist zu einem großen Teil von einer Bestäubung mit Pollen abhängig. Windbestäubung und Insektenbestäubung sind die beiden Hauptwege. Kulturpflanzenarten und -sorten, deren Produktivität von einer Insektenbestäubung abhängt und mit denen in der österreichischen Landwirtschaft relevante Erträge erzielt werden, finden sich in den Feldfrucht-Kategorien Obst, Gemüse, Öl- und Hülsenfrüchte. Die Kenntnis der Bestäuber-abhängigen Arten und Sorten ist im Allgemeinen sehr gut, deren Auswahl daher ziemlich genau möglich.

Schritt 2: Bestimmung des Abhängigkeitsgrades der Produktivität ausgewählter Kulturen von der tierischen Bestäubung

Die Insektenbestäubung kann sich auf den Ansatz, das Gewicht, die Qualität und Lagerfähigkeit von Feldfrüchten oder deren Samenproduktion steigernd auswirken. Der Prozentsatz der Produktivitätsabhängigkeit von Bestäuber-abhängigen Kulturpflanzen schwankt teilweise stark und ist daher nicht exakt bestimmbar. Nur wenige Arten sind in ihrer Produktivität zur Gänze von der biotischen Bestäubung abhängig. So kommt es zum Beispiel zu einer Samen- oder Fruchtentwicklung ohne vorherige Bestäubung, oder einer passiven Selbstbestäubung ohne Öffnung der Blüten bzw. auch einer aktiven Selbstbestäubung.

Es existieren aber Literaturangaben zu Koeffizienten der Bestäubungsabhängigkeit, die sich auf Beobachtungen der Blütenbesuchsraten und Bestäubungsvorkommen beziehen bzw. experimentell belegt sind. Eine entsprechende Review-Arbeit wurde von KLEIN et al. (2007) veröffentlicht und für die Bestimmung des Abhängigkeitsgrades der österreichischen landwirtschaftlichen Kulturen herangezogen. Die Arbeit gibt die Abhängigkeit der Kulturpflanzenproduktivität von der Bestäubungsleistung in Prozentbereichen an.

Abhängigkeitsausmaß der Produktivität von der biotischen Bestäubungsleistung	Reduktion der Produktivität bei Ausfall der biotischen Bestäubungsleistung
beinahe vollständige Abhängigkeit	90–100 %
starke Abhängigkeit	40–89 %
mäßige Abhängigkeit	10–39 %
geringfügige Abhängigkeit	1–9 %

*Tabelle 1:
Klassen der Produktivitätsabhängigkeit von Kulturarten (-sorten) von einer biotischen Bestäubung gemäß Klein et al. (2007).*

Die für die österreichische Landwirtschaft bedeutenden Kulturen wurden den Abhängigkeitsklassen der Tabelle 1 zugeordnet. Um eine nachfolgende Berechnung jenes landwirtschaftlichen Produktionsanteils zu ermöglichen, der auf der Bestäubungsleistung von Insekten beruht, wurde ein mittlerer Wert für die Bestäubungsabhängigkeit errechnet (siehe Tabelle 2).

Kulturarten (-sorten)	durchschnittliche Reduktion der Produktivität bei Ausfall der biotischen Bestäubungsleistung
Kürbis, Melone	95 %
Apfel, Birne, Kirsche, Weichsel, Pfirsich, Zwetschke, Marille, Gurke, Fenchel	65 %
Erdbeere, Himbeere, Ribisel, Holunder, Melanzani, Zucchini, Sojabohne, Pferdebohne, Sonnenblume, Raps	25 %
Paradeiser, Feldbohne, Fiole, Erbse	5 %

*Tabelle 2:
Abhängigkeit österreichischer landwirtschaftlicher Kulturarten oder -sorten von der biotischen Bestäubung.*

Diese Vorgehensweise beruht auf den folgenden Annahmen und stellt daher eine Annäherung an die tatsächlichen Abhängigkeitsverhältnisse der Kulturpflanzenproduktivität von der Insektenbestäubung dar:

- Der durchschnittliche prozentuelle Reduktionswert für die Produktivität von Bestäuber-abhängigen Pflanzen spiegelt näherungsweise die tatsächliche Abhängigkeit der Kulturpflanzen wider.
- Der Abhängigkeitsgrad bestimmter Kulturpflanzen lässt sich aufgrund der Zugehörigkeit zu bestimmten Pflanzenfamilien auf andere Arten aus diesen Familien übertragen. Daher wurde die Abhängigkeit der landwirtschaftlichen Kulturen Himbeere, Zucchini, Fiole und Erbse aus der Familienzugehörigkeit abgeleitet, da in der Literatur keine entsprechenden Angaben gefunden werden konnten.

Schritt 3: Ermittlung der Bestäuber-abhängigen Kulturerträge

Die Erträge der bedeutenden landwirtschaftlichen Kulturen wurden Veröffentlichungen der STATISTIK AUSTRIA (2009) entnommen. Das Referenzjahr ist 2008. In Tabelle 3 sind die Erträge, die Erzeugerpreise und der aufgrund des jeweiligen auf die Bestäubung bezogenen Abhängigkeitskoeffizienten errechneten Wertes der Bestäuber-abhängigen Produktion aufgeführt.

Tabelle 3:
Landwirtschaftliche
Erträge Bestäuber-
abhängiger Kulturen,
Erzeugerpreise und
monetärer Wert der
Bestäuber-abhängigen
Produktion für das Jahr
2008 in Österreich.

	Produktion (in t*)	Erzeugerpreis (in Mio. €)	Wert der Bestäuber- abhängigen Produk- tion (in Mio. €)
Früchte ^a	831.203	404,5	239,8
Gemüse ^b	101.569	36,6	14,7
Ölsamen ^c	262.169	95,5	38,6
Hülsenfrüchte ^d	107.745	27,5	4,9
Summe	1.302.686	564,1	297,9

* Angaben aus der „Statistik der Landwirtschaft 2008“ (STATISTIK AUSTRIA 2009)

^a Apfel, Birne, Zwetschke, Pfirsich, Marille, Kirsche, Weichsel, Rote und Schwarze Ribisel, Erdbeere, Himbeere, Holunder

^b Fenchel, Gurke, Melanzani, Melone, Kürbis, Paradeiser, Zucchini, Fisole

^c Kürbiskerne, Sonnenblumenkerne, Raps

^d Stangenbohne, Feldbohne, Erbse, Sojabohne

Schritt 4: Berechnung des Wertes der Bestäuber-abhängigen Kulturerträge

Die Berechnung des Bestäuber-abhängigen monetären Wertes der landwirtschaftlichen Produktion in Österreich erfolgte für das Jahr 2008. Dazu wurden die Ernteerträge und Erzeugerpreise für die jeweiligen Kulturpflanzenarten oder -sorten mit dem entsprechenden Erzeugerpreis multipliziert. Die Errechnung der von der Insektenbestäubung abhängigen Produktion bzw. des abhängigen Produktionswertes erfolgte durch Multiplikation mit dem kulturspezifischen Abhängigkeitskoeffizienten (siehe Tabelle 3). In Summe errechnete sich für die österreichische Landwirtschaft ein Wert von fast 298 Millionen Euro, der durch die Insektenbestäubung erzielt wurde. Das entspricht rund 10 % der gesamten landwirtschaftlichen Produktion in Österreich im Jahr 2008.

4.7 Workshop

Am 1. April 2014 fand im Rahmen des Projektes in Wien ein Stakeholder-Workshop zum Thema „Wirtschaftliche Bedeutung von Ökosystemleistungen – Monetäre Bewertung: Risiken und Potenziale“ statt.

Ziel war es, einen offenen Meinungs-austausch von Expertinnen und Experten zum Thema monetäre Bewertung von Ökosystemleistungen zu ermöglichen und die Überlegungen in die Studie mit einfließen zu lassen. Vortragende aus Österreich, Deutschland und der Schweiz haben sich, unter Berücksichtigung unterschiedlicher Schwerpunkte und Aspekte, mit der Thematik auseinandergesetzt. In den Vorträgen wurden die internationale TEEB-Studie und deren Umsetzung in TEEB Deutschland sowie Initiativen zu Ökosystemleistungen in der Schweiz vorgestellt. Es wurden Methoden präsentiert, die den monetären Wert der Ökosystemleistungen abschätzen. Es wurde auch ein kritischer Blick auf die Stärken und die Grenzen einer monetären Bewertung geworfen und anschließend in Arbeitsgruppen diskutiert. In der Diskussion wurde festgehalten, dass die Monetarisierung bzw. ökonomische Bewertung von ÖSL die Politik nicht der Notwendigkeit enthebt, politische Entscheidungen zu treffen.

Die Aussagen der TeilnehmerInnen flossen in die Analyse des Potenzials und der Herausforderungen einer ökonomischen Bewertung (siehe Kapitel 6) ein.

Aus Sicht der Vortragenden

***Eckpunkte der
Betrachtung***

- können Ökosystemleistungen eine Brücke zwischen Mensch und Natur schlagen.
- kann deren Darstellung helfen, die Vielfältigkeit der natürlichen Lebensgrundlagen zu illustrieren und die Bandbreite der Auswirkungen menschlicher Aktivitäten aufzuzeigen.
- können Ökosystemleistungen Zielkonflikte veranschaulichen und darstellen (beispielsweise zwischen Naturschutz und wirtschaftlicher Entwicklung).
- sind Ökosystemleistungen aber nicht gleichzusetzen mit Biodiversität und Naturschutz.
- werden Ökosystemleistungen noch in einem sehr vagen und relativ breiten Konzept betrachtet.
- beinhaltet eine ökonomische Bewertung immer auch subjektive Werte, die als soziales Konstrukt verstanden werden müssen und stark kontextabhängig sind.
- kann die Darstellung von Ökosystemleistungen oft zu einem Perspektivenwechsel in der Umweltpolitik führen (von der Belastungs- zur Ressourcenperspektive).
- kann eine Monetarisierung von Ökosystemleistungen konfliktäre Motive verschleiern und so eine notwendige politische Auseinandersetzung mit dem Thema erschweren.
- birgt die Belegung mit monetären Werten die Gefahr einer beliebigen Austauschbarkeit in sich.
- kann die qualitative Darstellung von Ökosystemleistungen in Kartenform die vielfältigen Umweltressourcen in einem Landschaftsausschnitt abbilden.

Die detaillierte Zusammenfassung des Workshops ist dem Anhang (siehe Kapitel 7) zu entnehmen.

5 UMWELT(ÖKONOMISCHE) GESAMTRECHNUNGEN

Umweltgesamtrechnungen (UGR) haben das Ziel, die Wechselwirkung zwischen Gesellschaft und Umwelt – also Umweltbelastung, Umweltschutzmaßnahmen und Leistungen, die durch Verwendung von Umweltgütern für die Gesellschaft erbracht werden – zu beschreiben. Im folgenden Kapitel werden die Möglichkeiten diskutiert, wie und ob Ökosystemleistungen in Umweltgesamtrechnungen Berücksichtigung finden können.

5.1 Umweltgesamtrechnungen

UGR und VGR ergänzen einander

Umweltgesamtrechnungen ergänzen die volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen (VGR), indem sie diese um umweltrelevante Faktoren erweitern. Als sogenannte „Satellitenkonten“ folgen Umweltgesamtrechnungen den Konzepten und Regeln der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen, um sicherzustellen, dass die Daten aus den beiden Berechnungen kompatibel sind.

Durch den Einbezug der Umwelt, in Form von physischen und monetären Daten, haben umweltökonomische Gesamtrechnungen einen höheren Informationsgrad als rein volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen. Sie sind daher eine wichtige Datengrundlage für umweltpolitische Diskussionen und Entscheidungen und liefern gemeinsam mit den volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen ein umfassendes Bild der Wechselwirkungen zwischen Gesellschaft und Umwelt.

5.1.1 Umweltgesamtrechnungen in Österreich

Verknüpfung verschiedener Module

Umweltgesamtrechnungen sind modular aufgebaut und umfassen in Österreich Arbeiten zu den physischen Rechnungen, wie Materialflussrechnung, mit den daraus abgeleiteten Ressourceneffizienz-Indikatoren, die Energiegesamtrechnung oder die Luftemissionsrechnung.⁹ Aber auch monetäre Daten werden im Rahmen der UGR erfasst, wie zum Beispiel Umweltschutzausgaben, umweltbezogene Transfers (Ökosteuern) oder umweltorientierte Produktion und Dienstleistungen, wobei neben den Angaben zum Produktionswert auch die Beschäftigten in den unter diesem Begriff erfassten Produktions- und Dienstleistungsunternehmen erfasst werden („green jobs“). Schließlich ist es möglich, durch die Verknüpfung all dieser Module mit ökonomischen Daten aus der VGR (Bruttoinlandsprodukt, Produktionswert, Beschäftigte), unter Verwendung einer einheitlichen Gliederung nach Wirtschaftsbereichen (ÖNACE-Klassifikation) und privaten Haushalten, die externen Umwelt- und Sozialkosten den Verursachern im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung zuzuweisen.

Solche Gegenüberstellungen in Form von integrierten oder hybriden Rechnungen wie einer NAMEA-Matrix (National Accounting Matrix including Environmental Accounts) verschieben den Fokus von rein wirtschaftlichen hin zu umweltrelevanten Ergebnissen.

⁹ <http://www.umweltgesamtrechnung.at/>

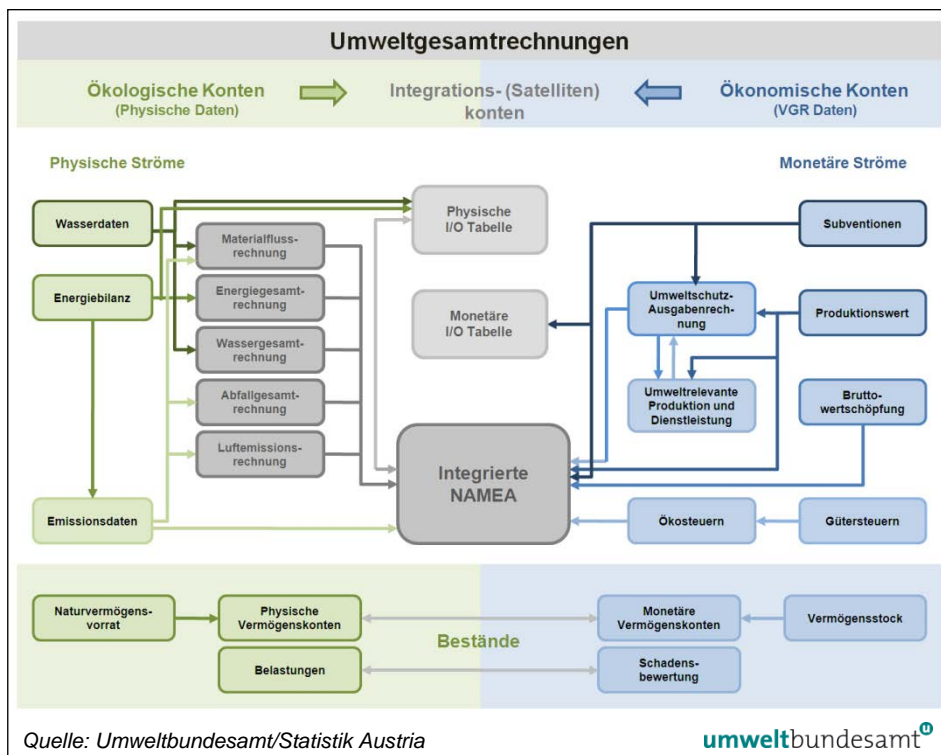


Abbildung 8:
Struktur von Umwelt-
gesamtrechnungen.

5.1.2 Europäische Umweltökonomische Gesamtrechnungen und die Implementierung des SEEA auf europäischer Ebene

Auf europäischer Ebene wurden im Sinne der Kommissionsmitteilung zu GDP and beyond¹⁰ und den Bestrebungen der Europa 2020-Strategie die Verordnung Nr. 691/2011 über europäische umweltökonomische Gesamtrechnungen und in weiterer Folge die Verordnung Nr. 538/2014 erlassen (siehe Kapitel 3.3).

Ökosystemleistungen sind auch ein Teil des SEEA, des „System of Environmental-Economic Accounting“ der Vereinten Nationen, dessen Band 1, SEEA „Central Framework“ (SEEA CF) als wichtigste methodische Grundlage für die Umweltgesamtrechnungen gilt (siehe Kapitel 3.4).

Die folgende Grafik gibt einen Überblick über die konzeptiven Grundlagen des SEEA.

EU-Verordnungen

SEEA

¹⁰ Das Bruttoinlandsprodukt soll durch Kennzahlen für Umwelt- und soziale Aspekte erweitert werden. http://ec.europa.eu/environment/beyond_gdp/index_en.html

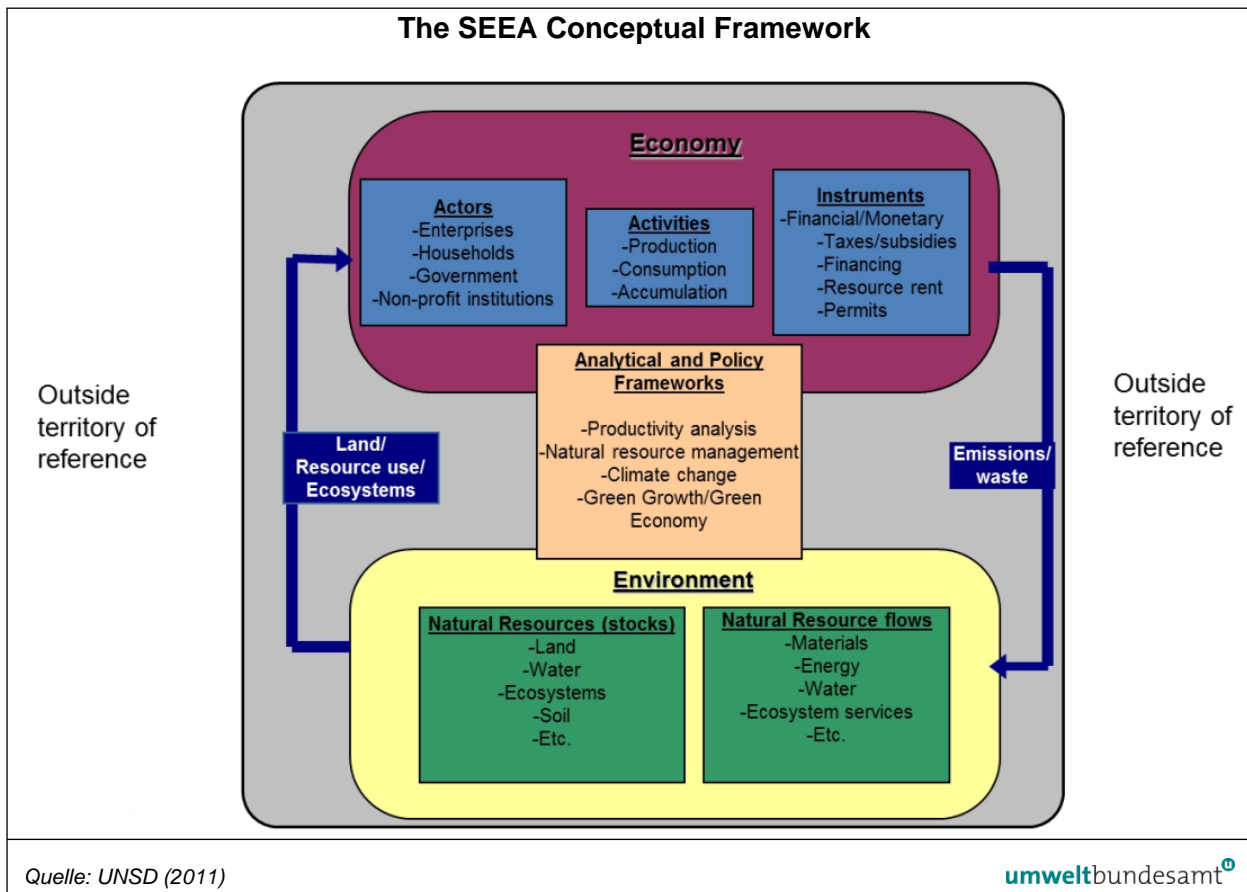


Abbildung 9: Der konzeptionelle Rahmen des System of Environmental-Economic-Accounting (SEEA) (Quelle: UNSD).¹¹

Neben dem „Central Framework“(CF) umfasst das SEEA zwei weitere Bände: Band 2: „Experimental Ecosystem Accounting“ und Band 3: „Applications and Extensions“. Band 1 und 2 liegen seit 2014 in einer finalen Version vor. Band 3 ist derzeit noch in Diskussion und als "white cover"-Version erhältlich.¹² Im Gegensatz zu den Bänden 1 und 2, die sich mit der Erstellung von Gesamtrechnungssystemen beschäftigen, geht Band 3 einen Schritt weiter und gibt Anregungen, wie die Ergebnisse dieser Rechnungen in der Praxis, z. B. von Politikerinnen und Politikern, verwendet werden können.

„Central Framework“

SEEA Band 1 basiert auf den etablierten statistischen Standards des System of National Accounts (SNA), wie Konzepten, Definitionen und Buchungsregeln sowie Systemgrenzen, und ergänzt das SNA durch Konzepte, Klassifikationen, methodische Vorgaben sowie gegebenenfalls Bewertungsrichtlinien für ein integriertes System von Bestands- und Flussrechnungen. Dadurch können Indikatoren abgeleitet und Interaktionen zwischen Wirtschaft und Umwelt einerseits und die Bewertung von Umweltvermögen andererseits gemessen werden. Die Berechnungen können sowohl in physischen als auch in monetären Einheiten erfolgen. Wie die Europäischen Umweltökonomischen Gesamtrechnungen ist

¹¹ UNSD (United Nations Statistical Division) Präsentation von Rob Edwards: [The System of Environmental-Economic Accounting \(SEEA\)](#) im Rahmen des International Seminar on Green Economy and Official Statistics; Juli 2011

¹² http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/ae_white_cover.pdf

auch das SEEA modular aufgebaut und unterscheidet zwischen physischen Flussrechnungen (z. B. Materialflussrechnung), monetären Rechnungen wie Umweltschutzausgabenrechnung oder Ökosteuern, bei denen umweltrelevante Transaktionen aus bereits vorhandenen Rechnungen der VGR explizit dargestellt werden, und hybriden Rechnungen vom Typ einer NAMEA. Darüber hinaus beschäftigt sich das SEEA auch mit Bestandsrechnungen, wie etwa den Naturvermögensrechnungen zu den Themenbereichen Land, Forst, Wasser und Bodenschätze.

SEEA Band 2 befasst sich mit den Ökosystemen und ihren Kapazitäten, für gegenwärtige und zukünftige Generationen Leistungen bereitzustellen. Alle (Naturvermögens-)Bestände, die in Band 1 einzeln betrachtet werden, werden in diesem Band als gemeinsame Produzenten von Leistungen gesehen. Auch hier geht man von physischen Rechnungen aus und versucht, diese in einem zweiten Schritt monetär zu bewerten. Im Gegensatz zu SEEA-„Central Framework“, dessen Ausgangsperspektive immer die Wirtschaft und deren wirtschaftliche Einheiten (Wirtschaftsbereiche) einschließlich der privaten Haushalte sind, und dessen umweltrelevante Informationen (Ressourcenverbrauch, damit verbundene Flüsse von Rest- bzw. Abfallstoffen etc.) in diese Struktur eingliedert werden, liegt beim „Experimental Ecosystem Accounting“ der Fokus auf den Ökosystemen. Hier wird versucht, diese mit wirtschaftlichen oder menschlichen Aktivitäten in Verbindung zu setzen. Gemeinsam bieten diese beiden Ansätze die Möglichkeit, die Beziehungen und Interaktionen zwischen Wirtschaft, Mensch und Umwelt umfassend darzustellen.

**“Experimental
Ecosystem
Accounting”**

Während das SEEA „Central Framework“ als statistischer Standard (analog zum SNA) zu betrachten ist, streicht Band 2 des SEEA deutlich hervor, dass das „Experimental Ecosystem Accounting“ nicht als solcher angesehen werden kann. Es wird auch darauf hingewiesen, dass (derzeit) eine Implementierung der Ecosystem Accountings in die laufenden Arbeiten der statistischen Institute nicht vorgesehen ist, sondern dass es sich dabei lediglich um eine Zusammenfassung des derzeitigen Wissensstandes im Hinblick auf die Möglichkeiten der Erstellung von „Ecosystem Service Accounts“ handelt. Dabei wird auch angemerkt, dass für diese Rechnungen in jenen Ländern, die damit Erfahrungen sammeln wollen, eine enge Zusammenarbeit zwischen den verschiedenen nationalen Institutionen (nationale statistische Institute, Umweltagenturen, Forschungsinstitute etc.) auf der Ebene interdisziplinärer Forschungsprogramme unumgänglich ist.

Länder, die sich bereits seit längerer Zeit mit Ökosystemrechnungen beschäftigen, sind unter anderem UK¹³, Australien¹⁴ und Kanada¹⁵. Auf europäischer Ebene arbeitet die Europäische Umweltagentur (EEA) seit einigen Jahren am Aufbau von Ökosystem-Rechnungen¹⁶ (z. B. Land Cover Accounts for Europe

¹³ Office of National Statistics, United Kingdom. Consultation paper can be downloaded at:

<http://www.ons.gov.uk/ons/about-ons/user-engagement/consultations-and-surveys/archived-consultations/2012/accounting-for-the-value-of-nature-in-the-uk/index.html>

¹⁴ Land Account: Victoria, Experimental Estimates, Towards Ecosystem Accounting, Australian Bureau of Statistics

¹⁵ Canada's MEGS (Measuring Ecosystem Goods and Services) Project (Statistics Canada);

¹⁶ [An experimental framework for ecosystem capital accounting in Europe.PDF](#), EEA, Technical report No 13/2011

für die Jahre 1990–2012 sowie vereinfachte experimentelle „Ecosystem Capital Accounts“ für Biomasse/Kohlenstoff, Trinkwasser oder Landschafts- und Biodiversitätsveränderungen). Auch im Bereich von georeferenzierten, regionalen Mikrodaten werden entsprechende Arbeiten durch die EEA – gemeinsam mit anderen Institutionen wie dem Joint Research Center (JRC) oder der Nottingham University – durchgeführt (CICES, MAES).

Während das Europäische Statistische System¹⁷ mit der ESEA 2014¹⁸ den Empfehlungen der UNSD aus der SEEA-CF Umsetzungsstrategie (2013 von der UN Statistik Kommission angenommen) zu einer schrittweisen und flexiblen Umsetzung des SEEA-CF folgt, sieht Eurostat das SEEA „Experimental Ecosystem Accounting“ lediglich als durchaus sinnvollen ersten Schritt zur Erfassung dieser Leistungen.

Bevor eine Implementierung auf breiter Basis angedacht oder gar empfohlen werden kann, bedarf es jedenfalls praktischer Erfahrungen durch Pilotstudien freiwilliger Länder. Eurostat sieht sich selbst, und damit auch die nationalen Statistik-Institute, derzeit nur als Bereitsteller von Basisdaten, nicht jedoch in der Entwicklung von Methoden zur Umsetzung des SEEA Band 2.

Dies vor allem deshalb, weil einerseits zwar benötigte Daten bereits vorhanden, jedoch nicht zentral verfügbar sind und auch deren Nutzung erst entsprechend evaluiert werden muss, und es andererseits noch große Bereiche gibt, für die keine Daten existieren.

Auch hinsichtlich der finanziellen Bewertung gibt es Bedenken. Es stellt sich die Frage, inwieweit eine solche Bewertung seriös und glaubwürdig (mit nachvollziehbaren Begründungen) durchführbar ist. Ein großer Teil des Wertes von Ökosystemleistungen hat in den täglichen Transaktionen noch keinen direkten Marktpreis. Versuche, Näherungswerte oder Proxys zu verwenden, haben sich als sehr unzuverlässig erwiesen. Im Besonderen wird seitens Eurostat darauf verwiesen, dass die Umsetzung der „Ecosystem Service Accounts“ nicht unbeträchtlicher personeller und damit auch finanzieller Ressourcen bedarf.

¹⁷ Das Europäische Statistische System (ESS) ist eine Partnerschaft zwischen der statistischen Stelle der Gemeinschaft, d. h. der Kommission (Eurostat), den nationalen statistischen Ämtern und anderen einzelstaatlichen Stellen, die in den einzelnen Mitgliedstaaten für die Entwicklung, Erstellung und Verbreitung europäischer Statistiken zuständig sind. Diese Partnerschaft umfasst auch die EWR- und EFTA-Länder. Das ESS ist als Netz konzipiert, in dem Eurostat die Leitungsfunktion bei der Harmonisierung der Statistiken in enger Zusammenarbeit mit den nationalen Statistikbehörden zufällt.

¹⁸ EU-Strategie für die Umsetzung des SEEA-Central Framework, [Eurostat: Europäische Strategie für Umweltgesamtrechnungen \(ESEA 2014\); April 2014](#)

5.2 Einbau der Ökosystemleistungen in die Umweltgesamtrechnungen – Möglichkeiten und Grenzen

Die Diskussion um einen möglichen Einbau der Ökosystemleistungen in die Umweltgesamtrechnungen führte zu einer Reihe offener Fragen, wie zum Beispiel:

Finden sich bereits methodische Ansätze für eine Implementierung in bestehende Rechenwerke der Umweltgesamtrechnungen im SEEA Band 2, wie zum Beispiel Klassifikationen oder Definitionen?

SEEA – Experimental Ecosystem Accounting – bietet Ansätze zur Darstellung von Informationen sowohl in physischen als auch in monetären Einheiten. Das Problem bei einer Darstellung in physischen Einheiten ist allerdings der breite Ansatz der verschiedenen Darstellungsmöglichkeiten: Flächenmaße (Hektar), Gewichtseinheiten (Kilogramm, Tonnen) oder Raum- und Volums-Maße (Kubikmeter, Liter). Dadurch können zwar einzelne Bereiche mit den jeweils passenden Einheiten präsentiert werden, eine Darstellung verschiedener Informationen zu Ökosystemen in aggregierter Form ist allerdings eine Herausforderung. Die verschiedenen Ansätze, wie beispielsweise eine gemeinsame Darstellung in Form von Flächenmaßen oder Composit-Indizes, bedürfen alle der Verwendung von unterschiedlichen Annahmen, Gewichtungen und Schätzungen und unterliegen damit all den damit verbundenen Schwächen und Unsicherheiten.

**verschiedene
Möglichkeiten der
Darstellung**

Wie alle Accounting-Systeme basieren auch die Ökosystemrechnungen auf den Beziehungen zwischen stocks (assets) und flows. Die Bestände (stocks/assets) sind repräsentiert durch Gebiete, die jeweils ein oder mehrere „Naturvermögen“ (ecosystem assets) beinhalten, wobei diese eine Reihe von Charakteristika wie Vegetation, Biodiversität, Bodentypus etc. umfassen, die die Lage und die Funktionen des Ökosystems beschreiben.

Bei den Flüssen (flows) werden im SEEA Band 2 zwei Arten unterschieden.

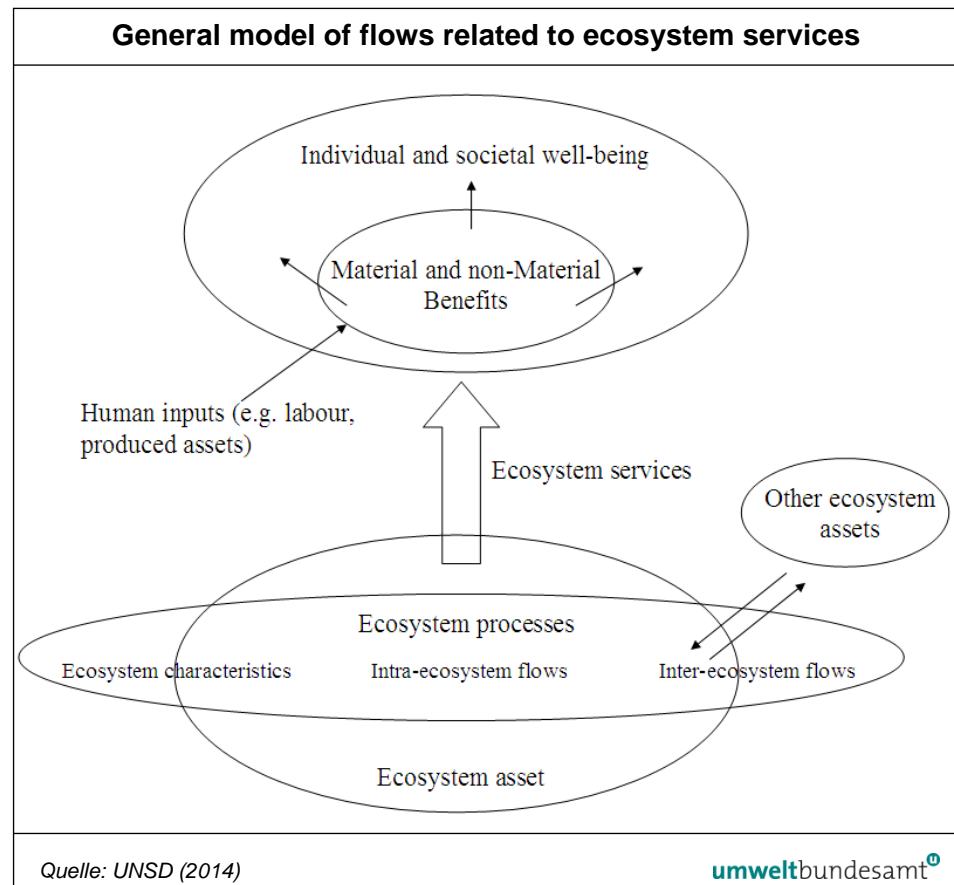
1. Die Beziehungen und Prozesse innerhalb einzelner Ökosysteme (intra-ecosystem flows) und die Wechselbeziehungen von Ökosystemen untereinander (inter-ecosystem flows). Durch die Identifikation dieser inter-ecosystem flows können die Abhängigkeiten zwischen den einzelnen ecosystem assets aufgezeigt werden – so sind z. B. Feuchtgebiete abhängig von Wasserzuflüssen aus weiter entfernten Flusseinzugsgebieten. Diese flows, die manchmal auch als ecosystem services bezeichnet werden, sind eigentlich keine ecosystem services im engeren Sinn, sondern wären im allgemeinen Sprachgebrauch als unterstützende Leistungen (entspricht den Basisleistungen; siehe Kapitel 2) zu sehen, die zur Darstellung von bestehenden Ökosystemen (Zustand, Veränderungen etc.) herangezogen werden können.
2. Es gibt flows, die den Nutzen widerspiegeln, den Menschen aus der Vielfalt von vorhandenen Ressourcen bzw. den Leistungen ziehen, die durch Ökosysteme erbracht werden. Diese Leistungen, die aus dem Zusammenspiel zwischen den Charakteristika von Ökosystemen und den Beziehungen innerhalb und zwischen den verschiedenen Ökosystemen entstehen, werden unter dem Begriff Ökosystemleistungen (ecosystem services) zusammengefasst. Sie stellen den Beitrag der Ökosysteme an Leistungen (Produkten) dar, die durch die Wirtschaft oder für andere menschliche Aktivitäten genutzt werden. Diese Leistungen, die entweder direkt genutzt werden oder in Marktgüter einfließen, werden als finale Ökosystemleistungen bezeichnet.

**intra- und inter-
ecosystem flows**

ecosystem services

Die folgende Grafik stellt ein allgemeines Modell der Beziehungen zwischen Beständen (stocks) und Flüssen (flows) sowie Mensch und Umwelt dar, die durch Ökosystemrechnungen¹⁹ beschrieben werden (z. B. in UK, Australien, Kanada).

Abbildung 10:
Modell zur Darstellung
der Beziehungen
zwischen Öko-
systemleistungen.²⁰



internationale Klassifikation

Zur Erfassung und zur Gewährleistung einer gewissen Vergleichbarkeit von Ökosystemleistungen wurde und wird durch die Europäische Umweltagentur eine gemeinsame internationale Klassifikation von Ökosystemleistungen (CICES – Common International Classification of Ecosystem Services) entwickelt, die auf der ersten Ebene drei große Kategorien²¹ umfasst:

- Versorgungsleistungen (z. B. Wasser, Materialien, Energie etc.),
- regulative Leistungen (etwa Regeneration der biophysikalischen, physikalisch-chemischen und biotischen Umwelt) und
- kulturelle Leistungen (z. B. empirische oder spirituelle Nutzung von Ökosystemleistungen).

¹⁹ Siehe auch: OTT & STAUB (2009)

²⁰ UNSD (2014): System of Environmental-Economic Accounting 2012 Experimental Ecosystem Accounting.

²¹ Im Gegensatz dazu unterscheidet MEA 4 Kategorien – die genannten drei Kategorien plus die Basisleistungen.

Ein weiterer Ansatz, den das SEEA Band 2 anbietet, ist die Verwendung eines eigenen Einheitenmodells. Dieses Modell unterscheidet drei Typen:

- Räumliche Basiseinheiten (BSU, basic spatial units),
- funktionelle Einheiten für land cover/ecosystem (LCEU, landcover/ecosystem functional units) und sogenannte
- ecosystem accounting units (EAU).

Einheitenmodell

Eine räumliche Basiseinheit (BSU) wird durch die Unterteilung des Interessengebietes (Region, Land) gebildet, indem ein Raster über die Landkarte des relevanten Gebietes gelegt wird. Dabei sollte die Skalierung so klein wie möglich gewählt werden, je nach verfügbaren Informationen und/oder dem Grad der Vielfalt der Landschaft. Ein nationales Set von BSUs könnte die Basis für ein Ökosystem-Register sein, ähnlich den Unternehmensregistern der Wirtschaftsstatistik. Als ergänzende Informationen zu Basics wie Verortung und Vegetation könnten in diesem Register noch enthalten sein: Bodentypus und -qualität, Grundwasserreserven, Höhenlage, Klimadaten, Regenmenge, vorhandene Spezies, menschliche Siedlungen, Besitzverhältnisse etc.

**räumliche
Basiseinheit**

Eine funktionelle Einheit für land cover/ecosystem (LCEU) definiert sich durch Gebiete, die ein vordefiniertes Set von Faktoren erfüllen, die ein Ökosystem in seinen Funktionen charakterisieren. Beispiele für diese Faktoren sind Vegetationstypen, Flächennutzung etc. Dabei sollte eine LCEU durch ihre Charakteristik klar von benachbarten LCEUs abgegrenzt sein. Die ökologischen Interaktionen innerhalb der einzelnen LCEUs sollten stärker sein als jene zwischen benachbarten. LCEUs können eigentlich als Ökosysteme angesehen werden und aufgrund der jeweiligen Situation in den Ländern in ihrer Größe unterschiedlich sein. Es wird auch nicht jede Art von LCEUs in jedem Land geben. Auch erscheint es sinnvoll, nur eine begrenzte Anzahl an LCEUs zu definieren (z. B. Wälder, Feuchtgebiete, Grünland oder Küstengebiete) und sich dabei bereits vorhandener Klassifikationen zu bedienen, wie der FAO Land Cover Classification (LCCSv3).

**land cover/
ecosystem**

Eine ecosystem accounting unit (EAU) sollte ein relativ stabiler gleichbleibender Bereich sein, der für Analysen und Berichtszwecke relevant ist. Bei der Abgrenzung von EAUs sollten administrative Grenzen, großräumige Naturfunktionen (z. B. Wassereinzugsgebiete) u. Ä. im Vordergrund stehen. Im Allgemeinen werden EAUs große Gebiete sein, bei denen Interesse besteht, im Laufe der Zeit Informationen über Veränderungen zu erhalten und deren Hintergründe zu verstehen. Die Größe von EAUs ist abhängig von der Homogenität der Landschaft, der Größe einer Region oder eines Landes und ähnlichen Faktoren, wobei davon auszugehen ist, dass eine EAU aus mehreren unterschiedlichen Arten von LCEUs besteht. Mehrere EAUs können auch zu größeren Einheiten zusammengefasst werden, wobei die größte Einheit die Landesebene sein sollte.

**ecosystem
accounting unit**

Für die Abgrenzung all dieser (statistischen) Einheiten werden der Aufbau und die Verwendung von GIS (Geografischen Informationssystemen) empfohlen. Diese GIS sollten auch umweltrelevante Informationen wie Bodentypen und Bodenzustand, Wasserverfügbarkeit, Regenmengen und -häufigkeiten, Temperatur, Vegetation, Artenvielfalt, Hanglagen, Höhenlagen u. Ä, beinhalten, ebenso wie Flächenwidmungspläne, Bevölkerungsdaten sowie sozio-ökonomische Variablen.

Welche Anforderungen müssten für einen Einbau in die Umweltgesamtrechnungen erfüllt sein?

- Die Leistungen müssen quantifizierbar sein (physisch oder monetär).
- Es müsste eine Klassifikation entwickelt werden (*materielle/immaterielle Güter*).
- Es muss eine Produkt- (Güter)-Liste entwickelt werden.
- Die Leistungen müssen eindeutig zuordenbar sein (einem Produzenten bzw. Konsumenten).

Ökosystemleistungen sind, wie bereits erwähnt, bis zu einem gewissen Ausmaß quantifizierbar, vorwiegend in physischen Einheiten und mit all den damit verbundenen Herausforderungen.

***materielle/
immaterielle Güter***

Eine Unterscheidung in materielle/immaterielle Güter ist innerhalb der Ökosystemleistungen wie folgt gegeben. Güter, die von wirtschaftlichen Einheiten unter Nutzung der Ökosystemleistungen produziert werden (Nahrung, Wohnung, Bekleidung etc.), gelten als materielle Güter; Güter (Leistungen), die Einzelnen zugutekommen ohne von wirtschaftlichen Einheiten produziert worden zu sein (saubere Luft und Trinkwasser) sind immaterielle Güter. Einfach ausgedrückt sind materielle Güter solche, die auf dem Markt gekauft und/oder verkauft werden können, was für immaterielle Güter nicht zutrifft.

Die Güter (Leistungen) sind in manchen Bereichen durchaus den ProduzentInnen und/oder KonsumentInnen zuordenbar – vor allem bei materiellen Gütern; bei vielen Leistungen ist dies allerdings nicht möglich.

Sind Arbeitsplätze, die mit Ökosystemleistungen verbunden sind, „green jobs“?

Ausgehend von den derzeit geltenden Buchungsregeln der EU-VO 538/2014 hinsichtlich umweltorientierter Produktion und Dienstleistungen wäre die Einbeziehung solcher Arbeitsplätze weder direkt zu bejahen noch explizit zu verneinen. Jede der Leistungen und der damit verbundenen Arbeitsplätze müssten daher einzeln dahingehend überprüft werden, ob sie den Vorgaben der Verordnung entsprechen oder nicht.

Wie sind Ökosystemleistungen zu erfassen – als eigener Wirtschaftsbereich oder sind sie verschiedenen Wirtschaftsbereichen (Landwirtschaft, private Haushalte, Dienstleistungsbereich etc.) eindeutig zuordenbar?

Wie bereits erwähnt, sind nicht alle Ökosystemleistungen den einzelnen Wirtschaftsbereichen zuordenbar. Die Definition eines eigenen Wirtschaftsbereichs „Ökosystemleistungen“ und deren Auswirkungen wäre allenfalls zu diskutieren.

Besteht die Möglichkeit des Einbaus der Ökosystemleistungen in die Umweltgesamtrechnungen?

***finale Öko-
systemleistungen***

Ungeachtet all der Bedenken und Unsicherheiten hinsichtlich einer Implementierung von Ökosystemleistungen in die Umweltgesamtrechnungen gibt es bereits jetzt Ökosystemleistungen, die im Rahmen der Umweltgesamtrechnungen erfasst werden. Dabei handelt es sich um sogenannte finale Ökosystemleistungen, also um Leistungen eines Ökosystems, die direkt zu einem abgeleiteten Nutzen beitragen. Diese Leistungen haben eine direkte Verbindung zur Wirt-

schaft und/oder anderen menschlichen Aktivitäten, da sie direkt von den Menschen konsumiert werden bzw. Eingang in Marktgüter finden, wie etwa land- und forstwirtschaftliche Erzeugnisse (Getreide, Obst, Gemüse, Futterpflanzen, Holz, Fische).

Sie finden ihre Abbildung zum Beispiel in der Materialflussrechnung (Bereitstellung = Nutzung von Biomasse oder mineralischen Rohstoffen) bzw. können die mit ihrer Nutzung verbundenen Kosten in der derzeit noch diskutierten ReMEA (Resource Management Expenditure Account) dargestellt werden. Andere Leistungen, wie etwa die Verfügbarkeit von Biomasse-basierten Energieträgern, Erdwärme, Thermalquellen, Sonneneinstrahlung oder Wind, finden durch ihre Nutzung Eingang in die energy accounts, ebenso wie der zusätzliche Benefit von Thermalquellen als „Urlaubsparadies Erlebnistherme“ seinen Niederschlag in den Tourismus-Satelliten-Konten findet.

All diesen Leistungen der Ökosysteme ist eines gemeinsam: Sie sind in einer gemeinsamen Einheit direkt mess- und darstellbar, sei es eine Darstellung in Gewichtseinheiten (Tonnen) in der Materialflussrechnung oder in Wärmeeinheiten (Joule) in den Energierechnungen. Sie sind einzelnen Wirtschaftsbereichen (als Produzenten oder Nutzer/Verbraucher) zuordenbar und sie sind monetär bewertbar, denn sie haben einen Marktpreis. Eine weitere Gemeinsamkeit besteht darin, dass ein großer Teil dieser Leistungen nur durch den Einfluss des Menschen auf die Ökosysteme erbracht und genutzt werden kann (Nutzung von Grund und Boden in der Land- und Forstwirtschaft, Nutzung der natürlichen Energiequellen durch Wärmepumpen, Windkraftanlagen oder Photovoltaik-Anlagen).

Wechselbeziehungen nicht darstellbar

Was in diesen Rechnungen allerdings (derzeit) nicht abgebildet werden kann, ist der Einfluss der Nutzung dieser Leistungen auf die Ökosysteme, wie etwa Erosion und Abbau der Humusschicht, Eintrag von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln ins Grundwasser, Biodiversitätsverlust durch inadäquate Landnutzung, Überfischung, Bergbau mit all den damit verbundenen Problemen, u. v. m. Ebenfalls nicht abgebildet werden können die Beziehungen und Flüsse innerhalb einzelner Ökosysteme oder die Wechselbeziehungen von Ökosystemen untereinander.

Hier liegt die Stärke von Ökosystemrechnungen, die – sofern sie nicht nur auf die Darstellung von Ökosystemleistungen reduziert werden – durch ihre Bedeutung für das gesamte sozio-ökonomische System eine wertvolle Ergänzung bestehender Rechenwerke wie VGR und UGR sein können.

Ein möglicher Ansatz zur gemeinsamen Darstellung von Informationen über Ökosysteme und Ergebnissen aus Modulen der Umweltgesamtrechnungen wäre beispielsweise die Gegenüberstellung der Ausgaben für Umweltschutz (monetär) und die Veränderungen des (physischen) Zustands der Ökosysteme in Form von Zeitreihen-Vergleichen. Daraus könnte man den Einfluss von Umweltschutzmaßnahmen auf die Ökosysteme ableiten.

Eine weitere Möglichkeit wäre, etwa einzelne Materialströme aus der Materialflussrechnung um Informationen zu ergänzen, die Auskunft über die Auswirkungen ihrer Produktion bzw. Nutzung auf davon betroffene Ökosysteme geben können.

Ähnlich einer NAMEA könnten auch die Einflüsse einzelner Wirtschaftszweige auf verschiedene Ökosysteme dargestellt werden, wobei dies sinnvollerweise auf einer tiefen regionalen Ebene erfolgen sollte.

Zusammenfassend wäre festzuhalten, dass der Titel des SEEA Band 2 „Experimental Ecosystem Accounting“ nicht von ungefähr gewählt worden ist und in diesem Bereich noch viel Forschungsarbeit und „experimentelle“ Rechnungen notwendig sein werden, bevor über die Erweiterung der bestehenden Verordnung über Europäische Umweltökonomische Gesamtrechnungen um ein Modul zu Ökosystemleistungen nachgedacht werden kann. Parallel sollte auch überlegt werden, neben einem Einbau der vielfältigen Leistungen von Ökosystemen in die Umweltgesamtrechnungen, Ökosystemrechnungen als eigenes (komplementäres) Gesamtrechnungssystem der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung – analog zu den Umweltgesamtrechnungen – als Satellitensystem zur Seite zu stellen.

6 ANALYSE DES POTENZIALS UND DER HERAUSFORDERUNGEN EINER ÖKONOMISCHEN BEWERTUNG VON ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN

Mit der zunehmenden Bedeutung der ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen wird gleichzeitig auch vermehrt Kritik an dieser geäußert. Im Folgenden werden Potenziale und Risiken einer ökonomischen Bewertung aufgezeigt. Bezugnehmend auf die Bewertungsmethoden werden Beispiele gegeben, wo ein möglicher Einsatz vertretbar erscheint. Am Ende dieses Kapitels wird die schrittweise Umsetzung des ÖSL-Konzeptes in einem abgestuften Prozess vorgestellt. Dieser kann im Fall einer Bewertung als Rahmen für die Bearbeitung herangezogen werden.

6.1 Chancen und Potenziale einer ökonomischen Bewertung

Da der Stopp des Biodiversitätsverlustes nicht erreicht wurde, ist das Konzept der ÖSL auf internationaler Ebene (z. B. CBD, Europäische Biodiversitätsstrategie) ein Versuch, diesem Ziel näherzukommen. Die zugrundeliegende Hoffnung ist, dass die Ausweisung von ÖSL und evtl. auch deren ökonomische Bewertung zu einer „Bewusstmachung“ für die Leistungen der Natur führen und in entsprechend wirksamen Folgen (sorgsamer Umgang, Vermeidung von Umweltschäden ...) resultieren.

Problembewusstsein schaffen

Dort, wo ein stabiler kultureller Konsens über den Wert von Ökosystemleistungen besteht und die wissenschaftlichen Zusammenhänge ausreichend geklärt sind, kann es relativ einfach sein, Werte zu monetarisieren und in die Märkte einzubeziehen (TEEB 2010b). Es sollte daher eine bestmögliche Schätzung der Werte für den jeweiligen Rahmen und Zweck abgegeben werden und diese Werte sollten in Entscheidungen auch berücksichtigt werden. Die TEEB-Studie fordert, diese Werte abzuschätzen und zu internalisieren, wann und wo immer dies durchführbar und sachgerecht erscheint.

Eine Unterlassung hätte folgende Nachteile: Sie würde bedeuten, dass unser Problembewusstsein und unser Verhalten weiterhin vom Nicht-Wissen über die Bedeutung von Natur bestimmt wird, so als würden die Güter und Leistungen von Biodiversität und Ökosystemen kostenlos sein. Verzerrungen im Verhalten der MarktteilnehmerInnen und bei den Entscheidungen der PolitikerInnen würden aufrechterhalten, schlechten Kompromissen würde Vorschub geleistet und jene Selbstzerstörung würde fortgeführt werden, die unser Verhältnis zur Natur seit langer Zeit prägt. Wertermittlungen können laut TEEB nachdrückliche Rückmeldungen über menschliches Wollen und Handeln sein, ein Instrument der Selbstreflexion, das hilft, die Beziehung zur Natur zu überdenken und vor den Folgen von Entscheidungen und Handlungsmustern zu warnen, die in einer globalisierten und ökologisch sowie wirtschaftlich vernetzten Welt auch über weite Distanzen hin andere Menschen und Länder betreffen können. Solche ökonomischen Bewertungen zeigen schließlich auch die Kosten der Erhaltung von Biodiversität und Ökosystemleistungen auf und tragen zu höherer Effizienz und einer gerechten Ausgestaltung von Maßnahmen bei.

Gesamteinschätzung Eine umfassende Bewertung kann dazu beitragen, alle Kosten und Nutzen einer geplanten Umwandlung (Nutzung, Intensivierung) eines Ökosystems bereits bei der Entscheidung möglichst vollständig zu berücksichtigen, und nicht nur solche, die für Produktion und Verkauf von Gütern auf dem Markt relevant sind. TEEB führt als Beispiel die ökonomische Bewertung von Naturräumen an. Bei einer vollständigen Kosten-Nutzen-Analyse der Erhaltung von Feuchtgebieten müssten also auch Ökosystemleistungen, wie etwa der Abbau von Schad- und Nährstoffen im Wasser und die positiven Wirkungen auf die Verringerung von Hochwasserwellen, berücksichtigt werden. Dies könnte erfolgen, indem man die äquivalenten Kosten einer technischen Wasserreinigung und alternativer Hochwasserschutzanlagen als Nutzen bzw. ersparte Kosten erfasst.

Chance für die Erhaltung von Ökosystemen Durch eine Monetarisierung kann einerseits aufgezeigt werden, welche Werte bei einer Zerstörung von Ökosystemen und bei einem uneingeschränkten Ressourcenverbrauch vernichtet werden. Andererseits kann es ein gewichtiges Argument zur Erhaltung der Ökosystemleistungen sein. COSTANZA et al. (1997) haben beispielsweise in einer Studie einen jährlichen globalen Wert für Ökosystemleistungen mit 16–54 Mrd. US Dollar abgeschätzt. Dieser Wert wird als Mindestwert angeführt, der tatsächliche Wert der Ökosystemleistungen liegt wahrscheinlich um ein Vielfaches höher. Ein weiteres Beispiel ist die monetäre Abschätzung der Bestäubungsleistung für die Landwirtschaft in Österreich auf ca. 300 Millionen Euro (siehe Kapitel 4.6). Die Ausweisung dieser monetären Werte kann zur Bewusstseinsbildung beitragen und als starkes Argument angeführt werden, um diese Leistungen der Natur zu erhalten.

Ausgehend von der globalen TEEB-Studie gibt es inzwischen in verschiedenen europäischen Ländern Initiativen, Ökosystemleistungen auf nationaler Ebene zu bewerten (beispielsweise in den Niederlanden, Deutschland, UK, Portugal, Belgien).²² Diese umfassen ökologische und ökonomische Bewertungen von bestimmten Ökosystemleistungen und sollen eine fundierte Diskussion um den Erhalt von Ökosystemen und der biologischen Vielfalt ermöglichen. Die Ergebnisse sollen in die relevanten politischen Entscheidungsprozesse der jeweiligen Länder integriert werden.

einheitliche Bewertung Mit der Monetarisierung kann eine einheitliche Bewertungsdimension angeboten werden (HIRSCHFELD & SAGEBIEL 2014). Laut Studienautoren können auf deren Grundlage die vielfältigen Auswirkungen von beispielsweise Landmanagement-Entscheidungen untereinander leichter verglichen werden. Das kommt insbesondere interdisziplinären Projekten zugute.

Die Einwände gegenüber einer ökonomischen Betrachtung der Natur aus ethischer und ökologischer Sicht sind verständlich. Die Frage ist, wie es ohne ökonomische Bewertung gelingen kann, der Bewahrung von Natur und Umwelt einen solchen Stellenwert zu verschaffen, dass sie beispielsweise in politischen Entscheidungsprozessen berücksichtigt wird.

monetäre Bewertung ist hoch komplex Die Diskussionen während des Stakeholder Workshops (siehe Kapitel 4.7) machten deutlich, dass die monetäre Bewertung von Ökosystemleistungen als ein Instrument gesehen wird, das hoch komplex ist und eine Vielzahl unterschiedlicher Faktoren berücksichtigen muss, um ein möglichst allgemein anerkanntes Bewertungssystem darzustellen. Die Frage, welchen Sinn bzw. Zweck

²² http://www.ecosistemas.org/en/index_en.htm;
<http://www.beescommunity.be/>; <http://www.naturkapitalteeb.de/aktuelles.html>

die Bewertung verfolgt und wie das Ergebnis einer ökonomischen Bewertung zu interpretieren ist, sollte bei einer monetären Bewertung vorangestellt werden. In der praktischen Umsetzung sollte berücksichtigt werden, dass die monetäre Bewertung von Ökosystemleistungen ein zusätzliches Entscheidungskriterium neben vielen anderen gleichberechtigten Kriterien sein kann. Sie sollte nicht dogmatisch, sondern vielmehr situativ in Abhängigkeit von der Zielsetzung eingesetzt werden. Einerseits kann durch die Ausweisung von monetären Werten der Umwelt eine gewichtigere Stimme gegeben werden, indem der Wert ihrer Leistungen zahlenmäßig anderen Leistungen gegenübergestellt wird. Auf diese Weise soll auch vermieden werden, dass Ökosystemleistungen oder Ökosystems Schäden unbeachtet bleiben. Andererseits wird in vielerlei Hinsicht die Gefahr eines Missbrauchs gesehen. Eine monetäre Bewertung ist nicht gleichzusetzen mit dem Versuch, Ökosystemleistungen ein Preisschild umzuhängen. Missbrauch kann durch vollständige und transparente Information verhindert werden. Zu jeder Bewertung müssen die Vor- und Nachteile mitdiskutiert werden.

Eine monetäre Bewertung kann nicht alles bewerten. Wenn es über die Bewusstseinsbildung hinausgeht, dann sollte sie als Ergänzung gesehen werden und nicht andere berechnete Aussagen zum Erhalt der Natur ersetzen.

Fazit

Die Bewertung von Ökosystemleistungen sollte also entsprechend der Fragestellung ein Zusammenspiel aus mehreren sich ergänzenden Methoden (qualitativ, quantitativ, ökonomische Bewertung) darstellen, um die Situation bestmöglich abzubilden.

6.2 Risiken einer ökonomischen Bewertung

Die Verwendung des Konzeptes der Ökosystemleistungen, insbesondere die monetäre Bewertung, beinhaltet jedoch auch Risiken. Es wird befürchtet, dass die Natur nur noch unter dem Vermarktungsaspekt gesehen wird und zur Ware wird (Kommodifizierung).

Die Kommodifizierung bezeichnet einen Vorgang, der aus einem Gut (z. B. die Natur) eine Ware macht, die gehandelt werden kann. Die Kommodifizierung wird als mögliche Lösung von Umweltproblemen gesehen. Würde für die Beschädigung der Umwelt ein angemessener Preis gezahlt – so die Annahme – dann würde diese Schädigung unterlassen werden (STREISLER 2013). Durch die Internalisierung von externen Kosten würden die Kosten der Umweltbelastung vom Verursacher getragen werden und nicht von Externen (z. B. der Allgemeinheit). KritikerInnen befürchten die Einbettung der Natur und ihrer monetarisierten Dienstleistungen in die kapitalistische Marktlogik. Ökosystemleistungen könnten so in Form handelbarer Zertifikate und Derivate in einem Maße monetarisiert werden, dass der Natur- und Umweltschutz für die Finanzmärkte kompatibel wäre (UNMÜBIG 2014). Das bedeutet gleichzeitig, dass Natur und Umwelt vermarktbar wären. Wenn die sozialen, kulturellen, ökologischen und ökonomischen Zusammenhänge eines Ökosystems jedoch außer Acht gelassen werden und auf einzelne (monetarisierbare) Funktionen reduziert werden, wird es immer schwieriger, einen gesamtheitlichen Schutz zu begründen (UNMÜBIG 2014).

Kommodifizierung: Natur als Ware

Gefahr der Unterschätzung der Werte	Das ist aber besonders dann notwendig, wenn einzelne Leistungen herausgegriffen werden, da dadurch unbekannte oder nicht leicht zu bewertende Ökosystemleistungen möglicherweise ignoriert werden – mit entsprechenden Auswirkungen auf das gesamte System. Durch die Ökonomisierung kommt es demnach zu einer Unterschätzung der Werte, die von der Natur zur Verfügung gestellt werden. Es besteht die Befürchtung, dass Ökosystemleistungen, die nicht bewertet werden können bzw. noch nicht bekannt sind, vernachlässigt werden.
Gefahr von Kompensationszahlungen	Durch die Monetarisierung kann zudem suggeriert werden, dass ein Freikaufen von Naturverbrauch bzw. -zerstörung durch Kompensationszahlungen möglich ist („Biodiversity offsetting“). Dabei wird von der Annahme ausgegangen, dass durch Ausgleichsmaßnahmen Naturverluste in einer Region ausgeglichen werden können. Es soll verhindert werden, dass es zu einem „absoluten“ Naturverlust kommt. Allerdings würde das voraussetzen, dass die Degradierung eines Ökosystems in einer bestimmten Region durch ein gleichwertiges Ökosystem in einer anderen Region ausgeglichen werden kann.
Biodiversitätszertifikate	Analog zu den CO ₂ -Zertifikaten des Emissionshandels kann es zur Einführung von Biodiversitätszertifikaten kommen. In Großbritannien laufen Pilotverfahren, die den Einsatz derartiger Zertifikate erproben (KILL 2014). Durch den Kauf von Zertifikaten können Bauvorhaben mit negativen Auswirkungen auf Habitate durchgeführt werden, da diese Verluste an anderer Stelle kompensiert werden. Ein weiteres Beispiel ist die Bolsa Verde in Brasilien. Um die Waldflächenzerstörung im brasilianischen Amazonas einzudämmen, sieht die Gesetzgebung eine Wiederbepflanzung der gerodeten Flächen vor. Die WaldbesitzerInnen haben jedoch auch die Möglichkeit, anstatt die gerodeten Flächen wieder zu bepflanzen, Waldschutzzertifikate in anderen entlegeneren Regionen zu kaufen (KILL 2014). Damit können die profitableren Flächen in den Zentren der Waldzerstörung weiter gerodet werden.
mangelhafte Datenlage	Es gibt auch methodische Bedenken gegenüber der monetären Bewertung. MEYERHOFF & PETSCHOW (2014) sehen prinzipiell zwei Herausforderungen, was die empirische Basis von Studien zur ökonomischen Bewertung betrifft. Sie führen an, dass in manchen Ländern (beispielsweise Deutschland) die Datenlage sowohl hinsichtlich der Methoden als auch hinsichtlich der Bewertungsobjekte (Ökosystemleistungen) noch verbesserungswürdig ist. Es herrscht daher bei vielen Stakeholdern eine starke Skepsis bzw. Ablehnung gegenüber der ökonomischen Bewertung von Umweltveränderungen und den angewendeten Methoden. Zwar wurden in der letzten Zeit die Bewertungsmethoden weiterentwickelt, manche Methoden (z. B. Zahlungsbereitschaft) werden aber nach wie vor als wenig belastbar eingestuft. Nach Aussage der Autoren besteht außerdem Handlungsbedarf hinsichtlich der Nutzung der Ergebnisse einer ökonomischen Bewertung. Die vorhandenen Daten sollten so zusammengestellt werden, dass sie für Interessierte und EntscheidungsträgerInnen leicht zugänglich sind (z. B. in einer Datenbank).
	Unter dem Aspekt, dass die Relevanz ökonomischer Bewertungen in EU-Regulierungen weiter steigen wird, sollten nach Meinung der Autoren die Forschung zur Methodenkompetenz und die Kenntnisse über den Wert von Ökosystemleistungen gestärkt werden (MEYERHOFF & PETSCHOW 2014). Es fehlen Richtlinien, die Aufschluss darüber geben, welche Ökosystemleistungen mit welchen Methoden bewertet werden können und wie diese Ergebnisse von den Entscheidungsträgerinnen und -trägern berücksichtigt werden können.

Die Bepreisung ist eine enge und reduzierte Sichtweise von Natur und Artenvielfalt auf ökonomische Aspekte. Die soziale, kulturelle und ethische Bedeutung der Natur wird dadurch nicht hinreichend dargestellt (STRAHLHOFER 2013).

Auch TEEB (2010a, b) weist darauf hin, dass in komplexeren Situationen, wo es um mehrere Ökosysteme und Dienstleistungen und/oder unterschiedliche ethische Haltungen und Einstellungen geht, eine monetäre Bewertung und Inwertsetzung weniger zuverlässig oder auch ungeeignet sein kann. In diesen Fällen sollten die Lösungsansätze eher auf der allgemeinen Anerkennung der Werte aufbauen.

Verschiedene Funktionen und Eigenschaften von Ökosystemen, wie zum Beispiel ihre Resilienz, sind schwierig in Bewertungen angemessen zu berücksichtigen. Solche Informationen sollten begleitend, aber getrennt von der ökonomischen Wertermittlung, analysiert und dargestellt werden. Bei Entscheidungen, die ein Naturkapital von essenzieller Bedeutung betreffen, hat die Beachtung von Vorsorgegrundsätzen und sicheren Grenzwerten Priorität vor der ökonomischen Bewertung.

Nicht immer ist eine ökonomische Bewertung von ÖSL notwendig. Allein schon durch das Ausweisen und kartografische Darstellen von Ökosystemleistungen kann eine qualitative Bewertung beispielsweise auf lokaler Ebene zur Verfügung gestellt werden, um unterschiedliche Ökosystemleistungen vergleichend für weitere Entscheidungen (z. B. für die Raumplanung) darzustellen.

Es besteht auch die Befürchtung, dass die monetäre Bewertung der Umwelt- und Naturschutzgesetzgebung zuwiderläuft und diese aushöhlen könnte. Bestehende rechtliche Regelungen, Grenzwerte usw. dürfen jedoch nicht aufgeweicht werden, sondern müssten durch eine monetäre Bewertung unterstützt werden, um bessere Entscheidungsgrundlagen zu bilden und die Gefahr eines Missbrauchs bestmöglich zu vermeiden. Die UN-Konvention zum Schutz der biologischen Vielfalt in Rio 1992 zeigte, dass politische Vorgaben oft schleppend umgesetzt werden. Der Stopp des Biodiversitätsverlustes bis 2010 wurde nicht erreicht. Naturschutz und Umweltschutz haben vor allem in Zeiten wirtschaftlicher Krisen keinen hohen Stellenwert und werden bei der Umsetzung von Projekten und der Erschließung von Ressourcen nicht ausreichend berücksichtigt (UNMÜBIG 2014). KritikerInnen befürchten, dass durch das Biodiversitäts-Offsetting der Degradierung von Umwelt und Ökosystemen nicht wirksam entgegengetreten wird und ein Paradigmenwechsel in der Umweltgesetzgebung stattfinden könnte (KILL 2014). Bei Nicht-Einhaltung gesetzlicher Grenzwerte ist mit strafrechtlichen Folgen zu rechnen, durch Ausgleichszahlungen bzw. Ausgleichsmaßnahmen könnten hingegen gesetzlich festgelegte Grenzwerte möglicherweise umgangen werden (KILL 2014).

Auch ethische Überlegungen spielen eine große Rolle. Von den Workshop-Teilnehmerinnen und -Teilnehmern (siehe Kapitel 4.7) wurde die Frage thematisiert, ob es überhaupt vertretbar ist, die Umwelt in Geldwerten auszudrücken. Das Konzept der „Dienstleistungen der Natur“ greife zu kurz, da vorrangig der funktionale Aspekt der Natur als „Dienstleisterin“ der menschlichen Gesellschaft betont würde. Jedoch würden unter diesem Blickwinkel wichtige Aspekte entweder vernachlässigt oder sogar als „nutzlos“ für den Menschen (und deshalb als nicht weiter schützenswert) eingestuft. Adäquate Inwertsetzung müsste aber bei den intrinsischen Rechten für die Natur anfangen. Soziale und ethische Komponenten müssen unbedingt mitgedacht werden.

Gesetzgebung nicht aushebeln

ethische Überlegungen

Trade-offs Die Evaluierung der sozialen, ökonomischen und ökologischen Trade-offs verlangt eine gesamthafte Betrachtung unterschiedlicher ÖSL, um darzustellen wie diese Leistungen verlinkt sind. Trade-offs treten üblicherweise auf, wenn durch den Anstieg oder die Maximierung einer ÖSL eine andere Leistung zurückgedrängt wird (BUSCH et al. 2012). Diese Situation kommt in multifunktionalen Landschaftsräumen häufig vor (HAINES-YOUNG et al. 2012). Zur Evaluierung der Trade-offs ist eine eindeutige Definition, Klassifizierung und Valuierung von ÖSL notwendig. Die Synergie zwischen bewertbaren ÖSL und nicht bewertbaren ÖSL sollte mitberücksichtigt werden.

Einbindung zahlreicher Stakeholder In den Diskussionen während des Stakeholder-Workshops (siehe Kapitel 4.7) wurde deutlich, dass in den Entscheidungsprozess über die Durchführung einer monetären Bewertung von Ökosystemleistungen möglichst viele unterschiedliche Stakeholder eingebunden werden müssen. So kann sichergestellt werden, dass die wichtigsten Aspekte und Sichtweisen Berücksichtigung finden.

Fazit Eine selektive Bewertung und Monetarisierung von Ökosystemleistungen in handelbare Güter und Finanzmarktprodukte ist somit mit einem hohen Risiko verbunden. Die Verantwortung liegt auch bei den Staaten, ihre Verpflichtungen im Natur- und Umweltschutz zu übernehmen. Eine offene und differenzierte Diskussion zwischen der Wertsetzung der Natur und sozialen, ökologischen und ökonomischen Risiken einer finanziellen Inwertsetzung ist notwendig (UNMÜBIG 2014).

6.3 Sinnvoller Einsatz einer Bewertung

Die Inwertsetzung der Natur kann sinnvoll sein, wenn ihre messbaren Werte sichtbar gemacht und ihre Zerstörung in gesamtwirtschaftliche Berechnungen einbezogen werden kann. Eine ökonomische Bewertung ist in erster Linie dazu geeignet, Wirkungen von Veränderungen bzw. Eingriffen in Ökosysteme zu beurteilen und Entscheidungen über alternative Handlungsoptionen aufzuzeigen (Kosten/Nutzen-Analysen).

In der Praxis erfassen die ökonomischen Bewertungen nicht die gesamte Bandbreite der Ökosystemleistungen, sondern konzentrieren sich auf einige wenige Dienstleistungen. Entsprechend wird nur der bepreiste Teilwert der betreffenden Leistungen erfasst, der unbepreiste Teilwert jedoch nicht.

multikriterielle Bewertungsmethoden Im Zuge der Bewertung von Ökosystemleistungen sollte daher eine möglichst komplette Abbildung des ökonomischen Gesamtwertes durch Berücksichtigung nutzungsabhängiger sowie nicht-nutzungsabhängiger Werte erfolgen, um die betreffende Leistung umfassend erfassen und mit geeigneten Methoden bewerten zu können. Ist die Abbildung des ökonomischen Gesamtwertes mittels quantitativer Methoden alleine nicht möglich, eine ökonomische Bewertung aber erwünscht, muss die Untersuchung mit qualitativen Methoden ergänzt werden. Ein mögliches Beispiel hierfür stellen multikriterielle Bewertungsmethoden dar. Derartige Methoden bilden in Verbindung mit klassischen ökonomischen Bewertungsmethoden den Rahmen, der es ermöglicht, ein holistisches Bewertungsbild zu einem komplexen Thema zu geben. Als Beispiel für die Anwendung von multikriteriellen Bewertungsmethoden kann die Landnutzungsplanung angeführt werden. In diesem Bereich gibt es positive Fallstudien zu dem Einsatz dieser Bewertungsmethoden (HARTH 2006).

Der große Vorteil bei der Anwendung von Marktbewertungsmethoden liegt darin, dass sie auf empirische Daten zurückgreifen. Sie basieren somit auf beobachteten Präferenzen oder getätigten Handlungen von Individuen. Marktbewertungsmethoden kommen z. B. dort zur Anwendung, wo ein konkretes Produkt, wie Holz, Fisch oder Wasser, gehandelt wird oder wo Ökosystemleistungen für die Erzeugung von Gütern von Bedeutung sind, aber auch im Zuge der Ermittlung von Alternativkosten. Mit Hilfe von Marktpreisen können insbesondere Versorgungsleistungen bewertet werden.

Marktbewertungsmethoden

Im Gegensatz dazu ist eine ökonomische Bewertung kultureller Ökosystemleistungen schwierig, da es keinen Marktpreis gibt. Es gibt allerdings verschiedene Methoden, die sich einer ökonomischen Bewertung dieser Ökosystemleistungen annähern, indem sie sich indirekt auf eine Marktinformation (offenbarte) oder geäußerte Präferenzen beziehen. Die Methoden der geäußerten Präferenzen sind allerdings die am häufigsten kritisierten Bewertungsmethoden, da es oft unklar ist, ob die Befragten nicht vielleicht strategisch geantwortet haben, also in der Realität anders handeln würden.

kulturelle ÖSL

Ökosystemleistungen (bzw. deren Zerstörung) als Satellitenkonten dem Bruttoinlandsprodukt beizustellen und Daten für politische Entscheidungen bereitzustellen sind empfehlenswerte Maßnahmen, um das politische Bewusstsein für den Wert der Natur zu fördern. Eine öffentliche Transparenz darüber, was uns die Natur wert ist und die Zerstörung der Natur und Umwelt kostet, ist eine wichtige Voraussetzung für eine politische Intervention (UNMÜßIG 2014). Weitere Forschungs- und Entwicklungsarbeit ist hier noch notwendig, um Rechnungssysteme zu entwickeln und bereitzustellen, mit denen der Wert der Natur erfasst werden kann (siehe auch Kapitel 5).

6.4 Stufen zur Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen

Die ökonomische Bewertung ist ein schrittweiser Prozess, dessen einzelne Bewertungsschritte klar und transparent dargelegt sein sollen. In der TEEB-Studie werden sechs Schritte (SCHRÖTER-SCHLAACK 2014) zur Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen vorgeschlagen:

6 Schritte zur Erfassung und Bewertung

1. Herstellen des Bewertungskontextes (Fragestellung abgrenzen und Einbinden der relevanten Akteurinnen/Akteure).
2. Identifizieren der für die Fragestellung relevanten Ökosystemleistungen (Synergien und Zielkonflikte darstellen).
3. Informationsbedarf erfassen und geeignete Methode auswählen (welchen Zweck soll die Bewertung erfüllen?).
4. Bewerten und Analysieren der Ökosystemleistungen (qualitativ, quantitativ oder ggf. monetär).
5. Ergebnisse evaluieren, Politikoptionen erörtern und Maßnahmen festlegen.
6. Verteilungswirkungen analysieren.

Das Zustandekommen von Ökosystemleistungen hängt vom Zusammenwirken einer Vielfalt ökosystemarer Funktionen und Prozesse ab. Durch das Herausheben einzelner (relevanter) bzw. leicht bewertbarer Leistungen kann es passie-

ren, dass nicht alle Prozesse und Funktionen von Ökosystemen entsprechend abgebildet werden. Deshalb schlagen wir in Ergänzung des Konzeptes zur TEEB Studie vor, möglichst alle ÖSL auszuweisen:

alle ÖSL stufenweise erfassen

Dazu sollen in einem interaktiven Prozess gemeinsam mit ExpertInnen und betroffenen AkteurInnen die Ökosystemleistungen identifiziert, quantifiziert und bewertet werden. Durch diese stufenweise Vorgangsweise werden in einer gesamthaften Betrachtung alle ÖSL erfasst. Sie können somit in einer Problemstellung entsprechend mitberücksichtigt werden, unabhängig davon, ob sie qualitativ, quantitativ oder monetär bewertbar sind. Diese schrittweise Erfassung kann beispielsweise nach den Kriterien der finalen Ökosystemleistungen erfolgen (STAUB et al. 2011; vgl. auch Kapitel 4.2).

- Ökosystemleistungen sind definiert und qualitativ darstellbar (tatsächlich genutzte ÖSL/ÖSL-Anteile vs. potenzielle ÖSL),
- Ökosystemleistungen sind quantifizierbar
 - Indikatoren zur Darstellung der Ökosystemleistungen liegen vor,
 - Möglichkeit der räumlichen Verortung sind gegeben,
- Möglichkeiten der monetären Bewertung (durch adäquate Bewertungsmethoden) sind gegeben.

Anwendung des Vorsorgeprinzips

Nicht jede ÖSL wird alle diese Kriterien durchlaufen, manche werden beispielsweise nur qualitativ erfassbar sein. Die Problematik nicht vorhandener Basisdaten kann ein zentraler Grund für Nicht-Anwendbarkeit sein. Trotzdem werden sie im Anwendungsfall mitberücksichtigt (je mehr das Vorsorgeprinzip gilt, desto wichtiger wird ihr Stellenwert).

Bei der Erfassung schwer quantifizierbarer Leistungen und bei Ökosystemleistungen, bei denen eine monetäre Bewertung nicht möglich ist, sollte das Vorsorgeprinzip einen größeren Stellenwert einnehmen. Durch die Anwendung des Vorsorgeprinzips soll gesichert werden, dass Ökosystemleistungen mit einem wichtigen Beitrag für das menschliche Wohlergehen qualitativ dargestellt und entsprechend in den Ergebnissen berücksichtigt werden.

In welchen Bereichen eine monetäre Bewertung von Ökosystemleistungen gut möglich ist oder als kritisch zu betrachten ist, kann durch ExpertInnen bzw. Literaturstudien anhand der obigen Kriterien abgeschätzt werden. Das Ergebnis dieser Bewertung kann sehr übersichtlich in einem Schaubild dargestellt werden (siehe Abbildung 11).

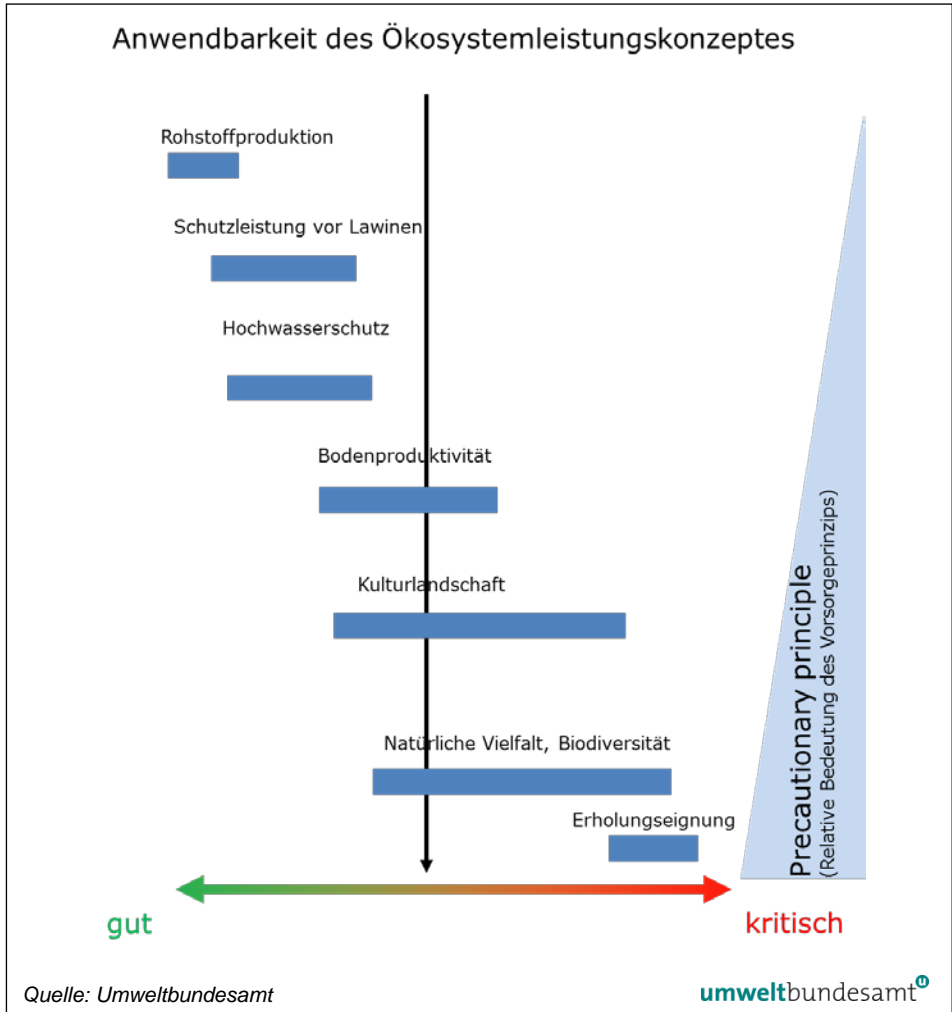


Abbildung 11:
Risiko-Abschätzbarkeit
und ökonomische
Bewertung anhand
exemplarisch dar-
gestellter Beispiele von
Ökosystemleistungen.

In dieser Abbildung sind die Ökosystemleistungen relativ zueinander so angeordnet, dass daraus eine Einschätzung hervorgeht, wie gut einzelne Ökosystemleistungen identifizierbar, qualitativ erfassbar, quantifizierbar und (monetär) bewertbar sind. Das kann in einer summarischen Bewertung der Anwendbarkeit des Konzeptes für die Ökosystemleistungen erfolgen (das derzeitige Beispiel: „gut ... kritisch“).

Die Länge der Balken gibt einen Hinweis darauf, ob die Möglichkeit der Anwendung relativ eindeutig festzulegen ist, oder aber nach dem konkreten Anwendungsbereich schwankt und daher genauer zu prüfen wäre, bzw. ob die ExpertInnen-Einschätzung zur Anwendbarkeit stark variiert (Länge des Balkens gibt die Bandbreite der ExpertInnen-Einschätzungen wieder). Demnach wäre die Ökosystemleistung „Rohstoffproduktion“ gut für die ökonomische Bewertung geeignet. Die Ökosystemleistung ist definiert und gut durch Indikatoren (= Nahrungsmittelproduktion, Holzproduktion) darstellbar. Sie ist quantifizierbar (t/ha, Festmeter) sowie räumlich abgrenzbar. Eine monetäre Bewertung kann relativ einfach durch die jeweiligen Marktpreise der Rohstoffe durchgeführt werden. In der Darstellung ist die Balkenlänge relativ kurz, das bedeutet die ExpertInnen-Meinungen liegen eng beieinander.

kulturelle Leistungen schwer quantifizierbar

Kulturelle Leistungen hingegen (beispielsweise die Erholungseignung einer Landschaft) sind quantitativ häufig schwer darstellbar. Die Datenlage zur Darstellung dieser Leistungen ist zumeist mangelhaft. So hängt der kulturelle Wert einer Landschaft (Erholungseignung) bei Weitem nicht nur von naturwissenschaftlichen Größen ab. Sehr oft spielt hier auch die subjektive Einschätzung eine große Rolle, welche beispielsweise durch Befragungen erstmalig dargestellt werden könnte.

Dieselbe Problematik gilt auch für die natürliche Vielfalt, sofern man nicht einen Eigenwert der Natur geltend macht. Die Darstellung der Indikatoren und die Datenlage sind hier möglicherweise eher gegeben. Dennoch stellt sich hier ebenfalls die Frage, welche Methode am ehesten geeignet ist, die natürliche Vielfalt entsprechend darzustellen bzw. ökonomisch zu bewerten

Bedeutung des Vorsorgeprinzips

Je kritischer die Anwendbarkeit der (monetären) Bewertung der Ökosystemleistungen eingeschätzt wird, desto mehr kommt das Vorsorgeprinzip zum Tragen.

Das bedeutet konkret: Gut einschätzbare (bewertbare) Ökosystemleistungen lassen weniger Interpretationsspielraum, da konkrete Fragen konkret beantwortbar sind. Am anderen Ende des in der Grafik dargestellten Gradienten befindet sich die monetär schwer bewertbare Ökosystemleistung „Erholungseignung“. Hier könnte man aber nach dem Vorsorgeprinzip folgender Argumentationskette folgen: Der Erholungswert steigert das Wohlbefinden und die Gesundheit der Menschen. Entscheidungen für die Erhaltung der Erholungseignung würden demnach implizit Aspekte der Nachhaltigkeit (nachhaltige Sicherung der Qualität eines Lebensraumes) berücksichtigen. Auch wenn also diese konkrete Ökosystemleistung schwer monetär bewertbar ist, würde sie nach dem Vorsorgeprinzip hohe grundsätzliche Bedeutung haben. Dasselbe gilt natürlich auch im besonderen Maße für die biologische Vielfalt. Die Anwendung des Vorsorgeprinzips erhält also vor allem bei der Bewertung der Erhaltung der ökonomisch schwer bewertbaren Ökosystemleistungen eine große Bedeutung. Dadurch sollten diese sensiblen Bereiche im Zweifelsfall hohe Schutzfunktion genießen, selbst wenn der ökonomische Wert schwer bzw. nicht bezifferbar ist.

Diese vereinfachende und vergleichende Darstellung von ÖSL (auf einer Skala zwischen guter und kritischer Anwendbarkeit) in Verbindung mit Aspekten des Vorsorgeprinzips ermöglicht eine differenzierte Betrachtungsweise bei der praktischen Umsetzung des ÖSL-Konzeptes.

4-Punkte-System für nachhaltiges Ressourcenmanagement

Das Vorsorgeprinzip spielt unter anderem auch in Zusammenhang mit dem Ressourcenverbrauch eine wichtige Rolle. JACOBS et al. (2014) schlagen beispielsweise ein 4-Punkte-System vor, um ein nachhaltiges Ressourcenmanagement sicherzustellen.

- Forschung zur Ermittlung des Limits des Ressourcenverbrauchs ist unzureichend – das Vorsorgeprinzip ist anzuwenden.
- Eine Umverteilung zur Erhaltung sozialer Fairness hin zu Gruppen, deren Vulnerabilität am höchsten ist (wie indigene Völker oder Menschen in weniger entwickelten Ländern).
- Das Anerkennen der Komplexität des Themas und damit verbundener Risiken ist wichtig, um Entscheidungen zu legitimieren. Multiple Stakeholder müssen einbezogen werden.

- Bewusstmachung bedeutet noch keine Verhaltensänderung. Eine Implementierung des ÖSL-Ansatzes kann unerwartete Effekte hervorrufen. Eine Evaluierung von Projekten ist daher notwendig

Diese Punkte haben auch bei der Anwendung des Konzeptes der Ökosystemleistungen ihre Gültigkeit und sollten bei der praktischen Umsetzung vorangestellt werden. Sie gehen über die Bewusstseinsbildung hinaus. JACOBS et al. (2014) weisen darauf hin, dass die Forschung im ÖSL-Bereich und die Umsetzung in der Praxis Innovation, neue Formen der Kooperation und eine kritische Selbstevaluierung erfordert.

Zusammenfassend wird noch einmal festgehalten, dass die Bewertung von Ökosystemleistungen entsprechend der Fragestellung ein Zusammenspiel aus mehreren sich ergänzenden Methoden (qualitativ, quantitativ, ökonomische Bewertung) darstellen soll, um die Situation bestmöglich abzubilden.

**Zusammenfassung
der wichtigsten
Aspekte**

Vor der Durchführung einer Monetarisierung ist eine offene und differenzierte Diskussion zu den damit verbundenen sozialen, ökologischen und ökonomischen Risiken notwendig.

Es ist festzuhalten, dass eine monetäre Bewertung von Ökosystemleistungen hoch komplex ist. Jedenfalls sollten der Zweck, den die Bewertung verfolgt, und die Interpretation der Ergebnisse bei einer monetären Bewertung vorangestellt werden. Sie sollte situativ und in Abhängigkeit von der Zielsetzung eingesetzt werden.

Der in dieser Studie vorangestellte Zweck der Ausweisung von monetären Werten ist es, der Umwelt eine gewichtigere Stimme zu geben, indem der Wert ihrer Leistungen zahlenmäßig anderen Leistungen gegenübergestellt wird. Auf diese Weise soll vermieden werden, dass Ökosystemleistungen oder Ökosystemschäden unbeachtet bleiben. Die monetäre Bewertung von Ökosystemleistungen kann so ein zusätzliches Entscheidungskriterium neben vielen anderen gleichberechtigten Kriterien sein.

Trotz verantwortungsvollem Einsatz dieses Instruments ist die Gefahr eines Missbrauchs gegeben. Eine Valorisierung ist jedenfalls nicht gleichzusetzen mit dem Versuch, der Natur ein Preisschild umzuhängen.

Man muss sich auch darüber im Klaren sein, dass eine monetäre Bewertung nicht alles bewerten kann. Wenn es über die Bewusstseinsbildung hinausgeht, dann sollte sie als Ergänzung gesehen werden und nicht andere berechtigte Aussagen zum Erhalt der Natur ersetzen.

Ein weiterer wichtiger Aspekt ist, dass eine monetäre Bewertung die politischen EntscheidungsträgerInnen nicht der Verantwortung enthebt. Auch wenn am Ende eines Bewertungsprozesses ein monetärer Wert steht, muss unter Abwägung von kulturellen, sozialen, ökologischen und wirtschaftlichen Werten/Zielen eine politische Entscheidung getroffen werden.

7 ANHANG

7.1 Zusammenfassung des Workshops

Im Rahmen der Veranstaltung wurden folgende Referate gehalten:

- Ökosystemleistungen identifizieren, erfassen und in Wert setzen – die internationale TEEB-Initiative und ihre Fortführung in Deutschland – Christoph Schröter-Schlaack (UFZ Leipzig)
- Möglichkeiten zur ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen – Michael Getzner (TU Wien)
- Bewertung von Ökosystemleistungen, Erfahrungen und Ansätze aus der Schweiz – Stefan von Grünigen (Econcept AG Zürich)
- MUFLAN – Multifunktionale Landschaften, Potenziale von Landschaften auf regionaler Ebene nutzen – Johannes Peterseil (Umweltbundesamt Wien)
- Möglichkeiten einer Integration der Ökosystemleistungen in die Umweltgesamtrechnungen – Eva Milota (Statistik Österreich)
- Grenzen und Widersprüche in der monetären Bewertung von Natur – Jutta Kill (Autorin und Beraterin)

***Inwertsetzung
wichtiger als
Bewertung***

Christoph Schröter-Schlaack hob hervor, dass eine ökonomische Bewertung immer auch subjektive Werte beinhaltet, die als soziales Konstrukt verstanden werden müssen und stark kontextabhängig sind. Werte sind keine Preise. Entsprechend ist die Inwertsetzung der Natur wichtiger als ihre Bewertung. Es gibt viele Formen der Inwertsetzung. Nur ein kleiner Teil der Ökosystemleistungen ist auf Märkten integrierbar. Die Ökonomie hat unterschiedliche Methoden der Bewertung anzubieten – relevant ist, was mit den Aussagen beabsichtigt wird und vor allem, welche Methode in welchem Kontext verwendet wird.

***kein Eingang in Ent-
scheidungsfindung***

Michael Getzner zeigte Bewertungsmethoden auf und legte beispielhaft dar, in welche Entscheidungsverfahren diese Bewertungen einfließen können (z. B. Flussrenaturierung an der Donau). Für verschiedene Nutzwerte werden unterschiedliche Bewertungsmethoden benötigt, z. B. direkter Nutzwert im Vergleich zu Existenzwert. In die reale Entscheidungsfindung wird die ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen jedoch zumeist nicht eingebunden.

politische Akzeptanz

Stefan von Grünigen betonte, dass die Darstellung von Ökosystemleistungen zu einem Perspektivenwechsel in der Umweltpolitik führen kann (von der Belastungsperspektive zur Ressourcenperspektive). Eine Monetarisierung von Ökosystemleistungen ist aus methodischen Gründen oft nicht möglich. Für die Politik sind vor allem physische Messgrößen (Indikatoren) relevant, da diese eher akzeptiert werden als Geldwerte. Für die Akzeptanz in der Politik ist insbesondere die Kommunizierbarkeit sehr wichtig. Der Beitrag der ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen zur Bewusstseinsbildung in der Politik ist nicht unumstritten.

***Paradigmenwechsel
in Umweltgesetz-
gebung***

Jutta Kill betonte, dass mit der Valorisierung von Ökosystemleistungen ein Paradigmenwechsel in der Umweltgesetzgebung einhergeht (Aufweichung der Umweltgesetzgebung). Es wird suggeriert, dass durch Kompensationszahlungen der Naturverbrauch abgegolten werden kann. Nur scheinbar objektiv zugewiesene Geldwerte können jedoch eine offene Diskussion zu Fragen von Gerech-

tigkeit und Solidarität verhindern. Viele Zusammenhänge werden dadurch verborgen. Eine Monetarisierung verschleiert konfliktäre Motive und erschwert dadurch eine notwendige politische Auseinandersetzung darüber, wie sich unser Wirtschaftssystem in Zukunft ausrichten soll. Eine Belegung mit monetären Werten birgt die Gefahr der beliebigen Austauschbarkeit und in Folge des Handels mit natürlichen Systemen, der nicht mehr eingegrenzt bzw. gesteuert werden kann.

Eva Milota ging in weiterer Folge auf die mögliche Integration der Ökosystemleistungen in die Umweltgesamtrechnungen (UGR) ein. Der Produktionsfaktor Umwelt wird mit ökonomischen Größen in Beziehung gesetzt. Die methodische Grundlage der UGR ist das System of Environmental Economic Accounting (SEEA) der UN. Gegenwärtig wird auf internationaler und EU-Ebene die Integration von Ökosystemleistungen in die UGR diskutiert.

Johannes Peterseil stellte ein Projekt zur qualitativen Erfassung unterschiedlicher Ökosystemleistungen in einer österreichischen Region vor. Dynamische Regionen sind verschärften Nutzungsansprüchen ausgesetzt. Durch qualitative Darstellung der Ökosystemleistungen in Kartenform können die vielfältigen Umweltressourcen in einem Landschaftsausschnitt dargestellt und abgeschätzt werden.

***Integration von ÖSL
in die UGR***

qualitative Erfassung von ÖSL

8 LITERATURVERZEICHNIS

- BANFI, S.; FILIPPINI, M.; HOREHÁJOVÁ, A. & PIÓRO, D. (2007): Zahlungsbereitschaft für eine verbesserte Umweltqualität am Wohnort. Vdf Hochschulverlag AG an der ETC Zürich.
- BASKIN, J. (1997): *The work of Nature. How the diversity of life sustains us.* Island Press, Washington, DC.
- BATEMAN, I. J.; CARSON, R. T.; DAY, B.; HANEMANN, M.; HANLEYS, N.; HETT, T.; JONES-LEE, M.; LOOMES, G.; MOURATO, S.; OZDEMIROGLU, E.; PEARCE, D.; SUGDEN, R. & SWANSON, J. (2002): *Economic Valuation with Stated Preference Techniques: A Manual.* Edward Elgar, Cheltenham, UK. ISBN 1840649194. (aus: Moser, A.; Zabel, A.; Bernath, K.; Bauer, P.; Roschewitz, A.; Beck, C. & Zimmermann, W. (2008): *Inwertsetzung von Waldwerten und Waldleistungen.* ETH Zürich.
- BOYD, J. & BANZHAF, S. (2007): What are ecosystem services? The need for standardized environment accounting units. *Ecological Economics*, 63: 616–626.
- BURKHARD, B.; DE GROOT, R.; COSTANZA, R.; SEPPELT, R.; JØRGENSES, S.E. & POTSCHIN, M. (2012): Solutions for Sustaining Natural Capital and Ecosystem Services. *Ecological Indicators* 21: 1–6.
- BUSCH, M.; LA NOTTE, A.; LAPORTE, V. & ERHARD, M. (2012): Potentials of quantitative and qualitative approaches to assessing ecosystem services. *Ecological Indicators* 1: 89–103.
- CBD – Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2010): *Global Biodiversity Outlook 3.* Montréal. 94 p. <http://www.cbd.int/doc/publications/gbo/gbo3-final-en.pdf> (8.10.2014)
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.; PARUELO, J.; RASKIN, R.; SUTTON, P. & VAN DEN BELT, M. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253–260.
- DAILY, G. (1997): *Nature's services: Societal dependence on Natural Ecosystems.* Island Press, Washington, DC.
- DAILY, G. & MATSON, P. A. (2008): Ecosystem services: From theory to implementation. *PNAS*, Vol. 105,28: 9455–9456.
- DE GROOT, R. S. (1992): *Functions of Nature: Evaluation of Nature in Environmental Planning, Management, and Decision Making.* Wolters-Noordhoff, Amsterdam.
- DE GROOT, R. S. (2010): Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. In: Kumar, P. (Ed.): *The economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations.* Earthscan.
- DE GROOT, R.S.; WILSON, M.A. & BOUMANS, R.M.J. (2002): A typology for the classification, description, and valuation of ecosystem functions, goods, and services. *Ecological Economics* 41.
- DEHNHARDT, A. (2014): Zur Ökonomisierung umweltpolitischer Entscheidungsfindung. *Ökologisches Wirtschaften*, Jg.29, 2/2014.

- ESER, U.; NEUREUTHER, A. K. & ALBRECHT MÜLLER, A. (2011) : Klugheit, Glück, Gerechtigkeit: Ethische Argumentationslinien in der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Gutachten im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (Ed.) Naturschutz und biologische Vielfalt Heft 107. ISBN 978-3-7843-4007-4
- FISHER, B.; TURNER, R. K. & MORLING, P. (2009): Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68: 643–653.
- GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; DE GROOT, R. S.; LOMAS, P. L. & CARLOS MONTES, C. (2010): The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics* 69: 1209–1218.
- GRÜNIGEN, ST.; KIENAST, F.; OTT, W. & CERNY, N. (2013): Ökosysteme und ihre Leistungen erfassen und räumlich darstellen. Schlussbericht im Auftrag des Bundesamt für Umwelt. Zürich.
- HARTH, M. (2006): Multikriterielle Bewertungsverfahren als Beitrag zur Entscheidungsfindung in der Landnutzungsplanung – unter besonderer Berücksichtigung der Adaptiven Conjoint-Analyse und der Discrete Choice Experiments. Dissertation Martin-Luther-Universität, Halle-Wittenberg.
- HAINES-YOUNG, R. & POTSCHIN, M. (2010): The links between biodiversity, eco-system services and human well-being. In: Raffaelli, D. G. & Frid, C. L. Y. (Eds.): *Ecosystem ecology: A new synthesis*. British Ecological Society, ecological review series. Cambridge University Press, Cambridge.
- HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. & KIENAST, F. (2012): Indicators of ecosystem service potential at European scales: Mapping marginal changes and trade-offs. *Ecological Indicators* 21: 39–53.
- HAWKINS, K. (2003): *Economic Valuation of Ecosystem Services*. University of Minnesota.
- HIRSCHFELD, J. & SAGEBIEL, J. (2014): Äpfel, Birnen und Biodiversität. Holistische Bewertung von Ökosystemleistungen. *Ökologisches Wirtschaften*, Jg. 29, S. 25–26.
- HOPPICHLER, J. (2013): Vom Wert der Biodiversität. Wirtschaftliche Bewertungen und Konzepte für das Berggebiet. Bundesanstalt für Bergbauernfragen. Forschungsbericht 67. Wien.
- JACOBS, S.; DENDOCKER, N. & KEUNE, H. (2014): *Ecosystem Services Global Issues, Local Practices*. No Root, No Fruit – Sustainability and Ecosystem Services. In: Sanders, J.; Dendocker, N. & Keune, H. (Eds.) (2014): *Ecosystem Services Global Issues, Local Practices*. Elsevier.
- KAREIVA, P.; TALLIS, H.; RICKETTS, T. H.; DAILY, G. C. & POLANSKY, S. (Eds.) (2011): *Natural Capital. Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*. Oxford University Press. New York.
- KIENAST, F.; BOLLINGER, J.; POTSCHIN, M.; DE GROOT, R. S.; VERBURG, P. H.; HELLER, I.; WASCHER, D. & HAINES-YOUNG, R. (2009): Assessing Landscape Functions with Broad-Scale Environmental Data: Insights Gained from a Prototype Development for Europe. *Environmental management* 44: 1099–1120.
- KILL, J. (2014): Finanzprodukt Natur. *Wirtschaft und Umwelt. Zeitschrift für Umweltpolitik und Nachhaltigkeit* 2/2014. S. 21–24.
- KLEIN, A. M.; VAISSIÈRE, B. E.; CANE, J. H.; STEFFAN-DEWENTER, I.; CUNNINGHAM, S. A. & KREMEN, C. (2007): Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society: Biological Sciences*, 274: 303–313.

- MAES, J.; PARACCHINI, M.L. & ZULIAN, G. (2011): Mapping von A European assessment of the provision of ecosystem services. Towards an atlas of ecosystem services. EUR 24654 EN – Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability.
- MEA – Millennium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystems and Human well-being: Synthesis. Island Press, Washington D.C.
- MEYERHOFF, J. & PETSCHOW, U. (2014): Perspektiven der ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen. *Ökologisches Wirtschaften*, Jg.29, 2/2014.
- MOSER, A.; ZABEL, A.; BERNATH, K.; BAUER, P.; ROSCHEWITZ, A.; BECK, C. & ZIMMERMANN, W. (2008): Inwertsetzung von Waldwerten und Waldleistungen. ETH Zürich.
- NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE (2012): Der Wert der Natur für Wirtschaft und Gesellschaft – Eine Einführung. München, ifuplan; Leipzig, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ; Bonn, Bundesamt für Naturschutz
- OPGENOORTH, L. & FAITH, D.P. (2013): The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). Up and walking. *Frontiers of Biogeography*, UC Merced.
- OTT, W. & STAUB, C. (2009): Wohlfahrtsbezogene Umweltindikatoren. Eine Machbarkeitsstudie zur statistischen Fundierung der Ressourcenpolitik. *Umwelt-Wissen* Nr. 0913. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- PEARCE, D. & MORAN, D. (1994): The economic value of biodiversity. IUCN, London.
- PORRAS, I.; MIRANDA, M.; BARTON, D. & CHACON-CASCANTE, A. (2012): De Rio a Rio+: Lecciones de 20 años de experiencia en servicios ambientales en Costa Rica. *Shaping Sustainable Markets*, IIED, London.
- SANDERS, J.; DENDOCKER, N. & KEUNE, H. (2014): Ecosystem Services Global Issues. Local Practices. Elsevier.
- SCHRÖTER-SCHLAACK, CH. (2014): Ökosystemleistungen, TEEB und Naturkapital Deutschland. In: Schröter-Schlaack, Ch.; Wittmer, H.; Mewes, M. & Schniewind, I. (Hrsg.) (2014): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop IV: Landwirtschaft. BfN Skripten 359: 8–21.
- STATISTIK AUSTRIA (2009): Statistik der Landwirtschaft. Statistik Austria, Wien.
- STAUB, C.; OTT, W.; HEUSI, F.; KLINGER, G.; JENNY, A.; HÄCKI, M. & HAUSER, A. (2011): Indikatoren für Ökosystemleistungen: Systematik, Methodik und Umsetzungsempfehlungen für eine wohlfahrtsbezogene Umweltberichterstattung. *Umwelt-Wissen* Nr. 1102. Hrsg. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- STRAHLHOFER, L. (2013): Ökonomie und Biodiversität. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Nachhaltigkeit* 2/1013: 21–24.
- STREISSLER, Ch. (2013): Die Umwelt lieb und wert. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Nachhaltigkeit* 2/1013: 14–17.
- SUB – Stiftung Umweltbildung Schweiz (2012): Nachhaltige Entwicklung Modelle. Beilage Bulletin Umweltbildung.ch Nr. 1/2012.
- TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity (2010a): The economics of ecosystems and biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Hrsg. Pushpam Kumar. Earthscan, London.

- TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity (2010b): Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität. Die ökonomische Bedeutung der Natur in Entscheidungsprozesse integrieren. Ansatz, Schlussfolgerungen und Empfehlungen von TEEB – Eine Synthese. ISBN 978-3-9813410-4-1.
- TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity (2011a): The Economics of Ecosystems and Biodiversity in National and International Policy Making. Edited by Patrick ten Brink. Earthscan, London.
- TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity (2011b): The Economics of Ecosystems and Biodiversity in Business and Enterprise. Edited by Joshua Bishop. Earthscan, London.
- TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity (2012): The Economics of Ecosystems and Biodiversity in Local and Regional Policy. Edited by Heidi Wittmer and Hariprya Gundimeda. Earthscan, London.
- TEEB DE – The Economics of Ecosystems and Biodiversity Deutschland (2012): Naturkapital Deutschland. Der Wert der Natur für Wirtschaft und Gesellschaft – Eine Einführung. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Leipzig.
- UMWELTBUNDESAMT (2011): Götzl, M.; Schwaiger, E.; Sonderegger, G. & Süßenbacher, E.: Ökosystemleistungen und Landwirtschaft – Erstellung eines Inventars. Reports, Bd. REP-0355 Umweltbundesamt, Wien.
- UNMÜBIG, B. (2014): Vom Wert der Natur – Sinn und Unsinn der Neuen Ökonomie der Natur. Böll Stiftung.
- WALLACE, K. J. (2007): Classification of ecosystems services: Problems and solutions. Biol. Conservation 139: 235–246.
- WILLIAMS, I. H. (1994): The dependence on crop production within the European Union on pollination by honeybees. Agricult Zool Rev 6: 229–257.
- WCED – World Commission on Environment and Development (Eds.) (1987): Our Common Future. New York.
- ZULKA, K. P. & GÖTZL, M. (in Druck): Ecosystem services: Pest control and pollination. In: Steininger, K.; König, M.; Bednar-Friedl, B.; Kranzl, L.; Loibl, W. & Prettenthaler, F. (ed.): Economic Evaluation of Climate Change Impacts: Development of a Cross-Sectoral Framework and Results for Austria. Springer 2015.

Rechtsnormen und Leitlinien

- KOM (2011) 244: Lebensversicherung und Naturkapital: Eine Biodiversitätsstrategie der EU für das Jahr 2020. Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament. Brüssel.
- VO (EU) Nr. 691/2011: Verordnung des Europäischen Parlament und des Rates vom 6. Juli 2011 über europäische umweltökonomische Gesamtrechnungen. Amtsblatt der Europäischen Union L 192/1.
- VO (EU) Nr. 538/2014: Verordnung des Europäischen Parlament und des Rates vom 16. April 2014 zur Änderung der Verordnung (EU) Nr. 691/2011 über europäische umweltökonomische Gesamtrechnungen. Amtsblatt der Europäischen Union L 158/113

Umweltbundesamt GmbH

Spittelauer Lände 5
1090 Wien/Österreich

Tel.: +43-(0)1-313 04

Fax: +43-(0)1-313 04/5400

office@umweltbundesamt.at

www.umweltbundesamt.at

Die Leistungen der Natur bilden die Grundlage für unsere Lebensqualität. Um einen nachhaltigen Umgang mit der Natur zu gewährleisten, muss das gesellschaftliche (Kosten-)Bewusstsein für diese Ökosystemleistungen geschärft werden und in politische Entscheidungen einfließen.

Das Umweltbundesamt zeigt verschiedene Methoden zur monetären Bewertung von Ökosystemleistungen auf und setzt sich mit den damit verbundenen Risiken und Potenzialen auseinander.

Monetäre Werte können ein zusätzliches Argument in Entscheidungsfindungsprozessen sein. Die Wertschätzung der Natur umfasst jedoch die Gesamtheit aller Leistungen – also auch die nicht monetär bewertbaren. Eine ganzheitliche Erfassung von Ökosystemleistungen ist je nach Fragestellung idealerweise ein Zusammenspiel aus mehreren sich ergänzenden Verfahren (qualitative, quantitative, ökonomische Bewertung).