

**Christoph Schröter-Schlaack, Heidi Wittmer,
Melanie Mewes und Imma Schniewind (Hrsg.)**

Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis

Workshop IV: Landwirtschaft



Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis

Workshop IV: Landwirtschaft

**Vierte Veranstaltung der Workshop-Reihe des Bundesamtes für
Naturschutz und des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung – UFZ
15.-18. April 2013, Internationale Naturschutzakademie Insel Vilm**

**Herausgeber
Christoph Schröter-Schlaack
Heidi Wittmer
Melanie Mewes
Imma Schniewind**



Vorwort

Wozu eine ökonomische Perspektive in der Naturschutzpraxis?

Die Leistungen von Ökosystemen und Biodiversität bilden in vielfältiger Weise die Grundlage für die Existenz unserer Gesellschaft, wobei dies oft erst auf den zweiten Blick zu erkennen ist. Das Konzept der „Ökosystemleistungen“ wurde entwickelt, um diese Vielzahl an Leistungen von Ökosystemen und die Bedeutung von Biodiversität systematisch zu erfassen. Es hat im Rahmen zahlreicher Handlungsvorschläge und Lösungsansätze mittlerweile Einzug in die Naturschutzpraxis gehalten, so etwa in der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt und in der Biodiversitätsstrategie der Europäischen Union für 2020.

Die „Inwertsetzung“ von Ökosystemleistungen gewinnt dabei zunehmend an Bedeutung. Unter Inwertsetzung ist jedoch nicht nur das Aufzeigen von Werten durch ökonomische Bewertungsmethoden zu verstehen. Dazu zählen auch Instrumente und Mechanismen, die diese Werte in die täglichen Konsum- und Investitionsentscheidungen integrieren. Zu nennen sind bspw. die Integration von Ökosystemleistungen in Produkte (z.B. naturverträglich erzeugte Lebensmittel oder Naturtourismus), Politiken und Regelungen (z.B. eine Ergänzung der Planwerke, wie Landschaftsplanung oder Wasserrahmenrichtlinie) oder die Schaffung neuer Märkte für Ökosystemleistungen (z.B. das Habitat Banking als Markt für Ausgleichsmaßnahmen). Immer häufiger werden daher ökonomische Argumente im Naturschutz angesprochen und verwendet. So zuletzt insbesondere in der internationalen TEEB-Initiative „The Economics of Ecosystems and Biodiversity“ (2007–2011), die große Aufmerksamkeit erfahren hat. Von dieser Studie gehen weltweit zahlreiche Folgeaktivitäten aus. In Deutschland steht dabei das Vorhaben „Naturkapital Deutschland – TEEB DE“ (2012–2015) im Mittelpunkt. Das Projekt möchte ein stärkeres Bewusstsein für den Wert von Natur schaffen mit dem Ziel, dass dieser Wert künftig stärker in privaten, unternehmerischen und politischen Entscheidungen berücksichtigt wird. Anschauliche Beispiele sollen zeigen, wie relevante Akteure aus Politik und Wirtschaft den Schutz und die Erhaltung der Natur in Deutschland bereits jetzt Hand in Hand mit wirtschaftlicher Entwicklung gestalten.

Dennoch besteht gegenüber dem ökonomischen Zugang zum Thema Natur auch Skepsis bei einigen Naturschützerinnen und Naturschützern. So wird z.T. eine „Bepreisung“ von Natur kritisiert. Auch sind Bedenken anzutreffen, dass sich Naturschutz gegenüber wirtschaftlichen Interessen nicht behaupten können, sollten ökonomische Denkmuster in den Vordergrund treten. Der ökonomische Zugang, so wird befürchtet, schade eher einem angemessenen und sinnvollen Naturschutz, als dass er ihn befördere oder gar unterstütze.

Ökonomische Bewertung bedeutet aber keineswegs, dass der Natur ein Preisschild aufgedrückt wird – auch wenn diese Metapher mitunter aufgrund des Charmes der Vereinfachung verwendet wird. Doch so einfach ist es nicht. Ökonomische Bewertung von Natur kann keinen absoluten Gesamtwert angeben, sie bezieht sich im Gegenteil auf eine *Veränderung des Zustands, der Qualität* der Natur. Dies ist bei der verkürzten Bezeichnung von „Bewertung der Natur“ immer zu beachten. Somit kann ökonomische Bewertung Informationen über die tatsächlichen gesellschaftlichen Kosten und Nutzen verschiedener Alternativen der Naturnutzung liefern und dadurch bei der Entscheidungsfindung unterstützen.

Was vor diesem Hintergrund dringend geboten erscheint, ist eine reflektierte Auseinandersetzung mit dem ökonomischen Ansatz der Bewertung der Natur sowie den damit verbunde-

nen Möglichkeiten und Grenzen. Nur wenn der ökonomische Ansatz angemessen eingeordnet und hinreichend verstanden wird, kann er auch gewinnbringend für den praktischen Naturschutz eingesetzt werden. Dabei zeigt sich immer wieder: Die Erweiterung der bisherigen Argumente für die Erhaltung und die nachhaltige Nutzung der Natur um ökonomische Begründungen kann den Naturschutz durchaus argumentativ befördern.

An dieser Stelle setzt die Workshop-Reihe „Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis“ des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung – UFZ und des Bundesamts für Naturschutz (BfN) an. Durch einen Austausch zwischen Akteurinnen und Akteuren aus der Naturschutzpraxis und Wissenschaft soll die Anwendung ökonomischer Ansätze angeregt und erleichtert werden. Tagungsbände sollen die vorgetragenen und diskutierten Ansätze aufbereiten und festhalten. Insgesamt fanden dazu vier Workshops statt:

Workshop I (November 2011): Einführung und Grundlagen

Workshop II (April 2012): Ansätze im Themenfeld „Gewässer, Auen und Moore“

Workshop III (September 2012): Ansätze im Themenfeld „Wälder“

Workshop IV (April 2013): Ansätze im Themenfeld „Landwirtschaft“

Der vierte Workshop ermöglichte es den Teilnehmerinnen und Teilnehmern, Grundlagen des Konzeptes der Ökosystemleistungen, der ökonomischen Bewertung von Natur und der Anwendung ökonomischer Instrumente kennenzulernen sowie Fallbeispiele für den Bereich Landwirtschaft zu diskutieren und sich über eigene Erfahrungen auszutauschen. Die Inhalte werden im vorliegenden Skript präsentiert.

Die Initiatoren und Veranstalter der Workshop-Reihe möchten die aus der Naturschutzpraxis kommenden Leserinnen und Leser anregen, sich mit dem ökonomischen Zugang zu Natur eingehend zu beschäftigen. Eine alleinige Berufung auf Ethik oder Ordnungspolitik zum Schutz der Natur ist nicht immer von Erfolg gekrönt. Es bedarf weiterer Argumente, auch aus ökonomischer Perspektive. Dabei sollte immer im Blick behalten werden, dass diese *zusätzliche* Begründungen für den Naturschutz bieten und nicht für jede Situation die alleinige oder ideale Lösung aufzeigen können. Diese Reihe soll einen ersten Einblick in das umfangreiche Themenfeld der Inwertsetzung ermöglichen. Wir wünschen den Leserinnen und Lesern eine erkenntnisreiche Lektüre und viel Erfolg bei einer möglichen Anwendung ökonomischer Ansätze in der Praxis.

Bonn, Leipzig und Vilm, im Januar 2014

Katharina Dietrich,
Christoph Schröter-Schlaack,
Bernd Hansjürgens,
Norbert Wiersbinski

Inhaltsverzeichnis

1	Landwirtschaft, Ökosystemleistungen und deren ökonomische Bewertung	7
1.1	Ökosystemleistungen, TEEB und Naturkapital Deutschland <i>Christoph Schröter-Schlaack</i>	8
1.2	Bestandsaufnahme der österreichischen finalen Ökosystemleistungen im Bereich Landwirtschaft <i>Elisabeth Schwaiger</i>	22
1.3	Grundlagen der ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen in der Landwirtschaft <i>Christoph Schröter-Schlaack, Bernd Hansjürgens.....</i>	31
1.4	Leistungen des Grünlandes – eine Auseinandersetzung mit dem Konzept der Ökosystemleistungen im Bereich der Landwirtschaft <i>Bettina Matzdorf, Michaela Reutter.....</i>	45
2	Ansätze zur Inwertsetzung des ökonomischen Wertes von Ökosystemleistungen in der Landwirtschaft	61
2.1	Optionen zur Inwertsetzung von Ökosystemleistungen in der Landwirtschaft <i>Bernhard Osterburg</i>	62
2.2	DSS-Ecopay: Entscheidungshilfe zur Bestimmung ökologisch wirksamer und kosteneffizienter Zahlungen für Artenschutzmaßnahmen im Grünland <i>Melanie Mewes, Frank Wätzold, Martin Drechsel, Astrid Sturm, Karin Johst.....</i>	75
2.3	Die Ökosystemleistungsperspektive in der Landwirtschaft – Anwendungen in Entwicklungsländern <i>Augustin Berghöfer</i>	82
3	Ökosystemleistungen, Bewertung und Inwertsetzung: Wie nützlich sind diese Konzepte für die deutsche Naturschutzpraxis – ein Fazit <i>Heidi Wittmer, Christoph Schröter-Schlaack, Katharina Dietrich, Imma Schniewind....</i>	93
	Die Adressen der Autorinnen und Autoren	103

1 Landwirtschaft, Ökosystemleistungen und deren ökonomische Bewertung

Was den Leser in diesem Kapitel erwartet

In den Diskussionen um die Erhaltung der biologischen Vielfalt gab es in den vergangenen Jahren zwei bedeutende Entwicklungen. Zum einen trat mit dem Millennium Ecosystem Assessment das Konzept der Ökosystemleistungen in den Vordergrund, das die Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Wohlergehen beschreibt. Zum anderen wurden mit dem Stern Report und der internationalen TEEB-Initiative die ökonomischen Folgewirkungen von Klimawandel, Biodiversitätsrückgang und dem damit einhergehenden Verlust von Ökosystemleistungen aufgezeigt. Aufbauend auf dem Befund, dass eine vorsorgende Schutzpolitik deutlich geringere langfristige Kosten für die menschliche Gesellschaft verursacht als der Umgang mit den Folgen des verringerten Angebotes an Ökosystemleistungen, wurden und werden mögliche Lösungsstrategien diskutiert.

In diesem Kapitel werden zum Konzept und der ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen die wichtigsten Grundlagen erläutert und Anwendungsmöglichkeiten für die Landwirtschaft aufgezeigt:

- Kapitel 1.1 stellt das Konzept der Ökosystemleistungen vor und geht näher auf die internationale TEEB-Initiative sowie die deutsche Nachfolgestudie „Naturkapital Deutschland – TEEB DE“ ein.
- Kapitel 1.2 widmet sich der quantitativen Erfassung von Ökosystemleistungen und diskutiert die Erstellung eines Ökosystemleistungsinventars für die Landwirtschaft in Österreich.
- Kapitel 1.3 führt in die ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen am Beispiel landwirtschaftlicher Flächennutzung ein.
- Kapitel 1.4 vertieft die Diskussion um die ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen mittels einer Betrachtung des Grünlandumbruches und seiner Folgen.

1.1 Ökosystemleistungen, TEEB und Naturkapital Deutschland

CHRISTOPH SCHRÖTER-SCHLAACK
HELMHOLTZ-ZENTRUM FÜR UMWELTFORSCHUNG – UFZ

1.1.1 Was sind Ökosystemleistungen?

Die Natur an sich ist es unbestritten wert, erhalten zu werden. Wie wertvoll sie ist, erleben wir bei jedem Waldspaziergang, bei jedem Biss in einen Apfel oder beim Anblick faszinierter Kinder auf Entdeckungstour nach Lebewesen in Bächen und Tümpeln. Neben der ethischen Verpflichtung zum Naturschutz ergeben sich aus Sicht des Menschen angesichts der Bedrohung der Natur viele weitere Gründe zum Handeln: Die Natur bietet uns zahlreiche Leistungen, sie ist die Grundlage für unser Wohlergehen und oft wichtige Basis für wirtschaftliche Aktivitäten. Die Vielfalt der Natur birgt ein enormes Innovationspotential, etwa bei der Erforschung neuer Medikamente und industrieller Rohstoffe, als Vorbild für technische Entwicklungen (Bionik) und nicht zuletzt als genetische Ressource für die langfristige Ernährungssicherung. Daneben bietet die Natur uns Menschen vielfältigen Schutz: Wälder speichern Treibhausgase, natürliche Auen mindern Hochwassergefahren, Bergwälder verhindern Lawinen. Auch hat die Natur direkt einen positiven Einfluss auf unsere Gesundheit und birgt kulturelle Werte: Vielfältige Naturräume verhelfen zu einer Steigerung der Lebensqualität, bieten Erholungsmöglichkeiten und sind Grundlage unseres Heimatbildes.

Das Konzept der Ökosystemleistungen zielt darauf ab, diese vielfältigen Leistungen der Natur für den Menschen zu systematisieren und dadurch verständlicher und erfassbarer zu machen. In seiner am weitesten verbreiteten Konzeptualisierung nach dem Millennium Ecosystem Assessment (MA) (2005) lassen sich vier verschiedene Typen von Ökosystemleistungen unterscheiden (siehe Abbildung 1):

- Basis- oder unterstützende Leistungen: Diese umfassen Prozesse wie Bodenbildung, Photosynthese und den Nährstoffkreislauf. Sie sind Grundlage für die anderen Leistungen der Biodiversität und der Ökosysteme.
- Versorgungsleistungen: Diese bezeichnen die Beiträge der Natur bei der Erzeugung von Gütern wie Nahrungsmitteln, Holz, Frischwasser oder Fasern.
- Regulationsleistungen: Ökosysteme steuern das Klima und den Niederschlag, schützen uns vor Überschwemmungen und Bodenerosion, speichern oder bauen Schadstoffe ab.
- Kulturelle Leistungen: Nationalparks und andere Schutzgebiete gehören zum kulturellen Erbe eines Landes und stiften Identität. Sie haben einen Freizeit- und Erholungswert und eine spirituelle Wirkung. Sie werden als Kulturgüter und in ihrer sozialen Dimension anerkannt. Ihr Nutzen ist bedeutend für unser seelisches Wohlbefinden.

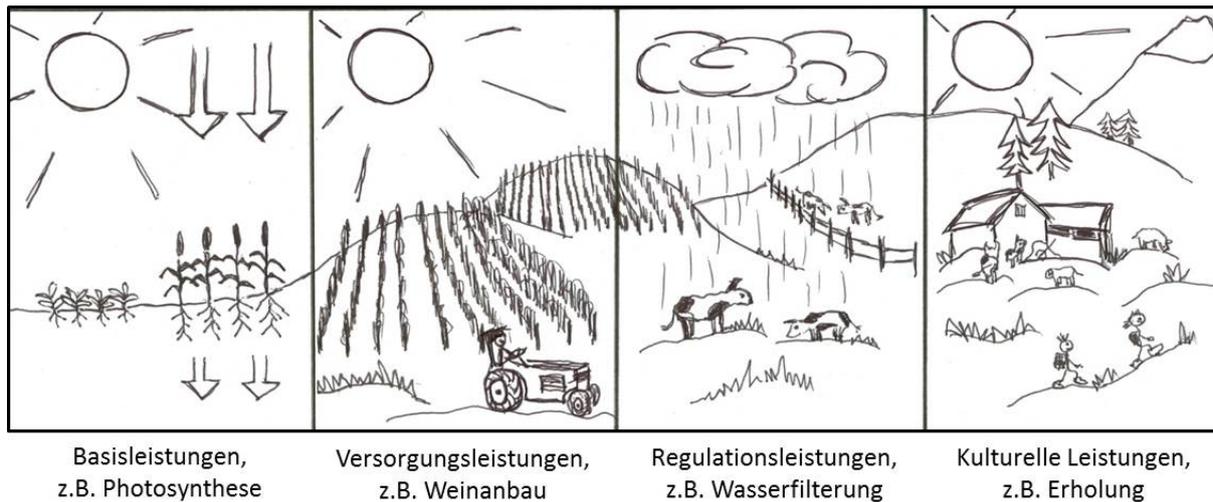


Abbildung 1: Ökosystemleistungen in der Landwirtschaft.
Darstellung: Monika Nussbaum, UFZ.

Mit Hilfe des Konzepts der Ökosystemleistungen lassen sich aber nicht nur die Verbindungen zwischen dem menschlichen Wohlergehen und einer intakten Natur verdeutlichen. Das Konzept hilft auch, die Folgen menschlicher Konsum- und Investitionsentscheidung für die Natur offenzulegen und damit deren Rückwirkungen auf das menschliche Wohlbefinden zu illustrieren. Denn oftmals gehen mit der Entscheidung für die Nutzung einer bestimmten Ökosystemleistung (z.B. Versorgungsleistungen der Landwirtschaft in Form der Nahrungsmittelproduktion) Einschränkungen für andere Leistungen (z.B. den Wasserrückhalt, die CO₂-Speicherung oder das Landschaftsbild) einher. Die hierbei entstehenden Konflikte – aber auch Synergien – zwischen gesellschaftlichen Zielen in Bezug auf die Landnutzung und das Management von Ökosystemen lassen sich mit dem Konzept der Ökosystemleistungen identifizieren und illustrieren. Damit kann das Aufzeigen von Ökosystemleistungen auch zwischen verschiedenen Interessengruppen vermitteln, da Synergien zwischen Natur- und Umweltschutz, wirtschaftlichem Wachstum und menschlicher Bedürfnisbefriedigung identifiziert werden können. Bestes Beispiel hierfür sind die Klimaschutzfunktionen wieder vernässter Moore. Neben dem naturschutzfachlichen Interesse können über das Aufzeigen der übrigen Ökosystemleistungen (CO₂-Speicherung, Überflutungsschutz, Schadstoffretention) weitere gesellschaftliche Kräfte für den Erhalt oder die Wiederherstellung dieser Ökosysteme gewonnen werden (siehe hierzu auch SCHRÖTER-SCHLAACK UND HANSJÜRGENS 2014, in diesem Skript).

Letztlich dient das Ökosystemleistungskonzept auch als Brücke zwischen verschiedenen wissenschaftlichen Disziplinen, die sich mit den Gründen und Folgen des fortschreitenden Biodiversitätsverlusts befassen und nach Lösungen suchen. Im Begriff der Ökosystemleistung ergänzen sich naturwissenschaftliche Erkenntnisse zur Funktionsweise und Widerstandsfähigkeit von Ökosystemen und Ergebnisse sozialwissenschaftlicher Forschung zu Wahrnehmung, Wertschätzung und Nutzung der Natur. Dieser interdisziplinäre Weg wird zunehmend als wichtig erkannt; so hat in den letzten Jahren neben dem MA die internationale Studie „TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity“ („Die Ökonomie der Ökosysteme und der Biodiversität“) erhebliche Aufmerksamkeit erfahren, die die Bedeutung von Ökosystemleistungen für Wohlbefinden und wirtschaftliches Wachstum aus einer ökonomischen Perspektive untersucht hat.

Eine einheitliche und verbindliche Definition von Ökosystemleistungen besteht bislang nicht. Aufbauend auf der grundlegenden Kategorisierung des MA sind verschiedene Klassifizierungssystematiken für verschiedene Anwendungszwecke entwickelt worden (für einen Überblick vgl. WALLACE 2007, BOYD & BANZHAF 2007, FISCHER et al. 2007). Dies ist zunächst unproblematisch, da verschiedene Anwendungssituationen eine unterschiedliche Detaillierung und Abgrenzung verschiedener Ökosystemleistungen möglich und sinnvoll machen. Allerdings sollten sich die Klassifizierungssysteme nicht widersprechen bzw. Klarheit darüber bestehen, welche der in einem Ökosystem erzeugten Güter und Leistungen auch tatsächlich als Ökosystemleistung bezeichnet werden (siehe hierzu auch die Beiträge von SCHWAIGER 2014 sowie MATZDORF & REUTTER 2014, beide in diesem Skript).

1.1.2 Warum bleiben die Leistungen der Natur zumeist unsichtbar?

Fragt man nach den Ursachen des Verlustes an biologischer Vielfalt und Ökosystemleistungen, so gibt es viele Gründe: Klimawandel, Flächenversiegelung, Ausstoß von Schadstoffen, biologische Invasionen durch nicht-heimische Arten, Bevölkerungswachstum usw. Ein tiefer liegender Grund ist aus ökonomischer Sicht, dass die Leistungen der Natur derzeit größtenteils kostenlos genutzt werden können. Dagegen gehen die meisten anderen Güter und Dienstleistungen, wie etwa Industrie- und Konsumprodukte oder Arbeitskraft, mit einem Preis in Entscheidungen ein. Kostenlose Naturgüter und -leistungen aber werden weder von Produzenten noch von Konsumenten in angemessener Weise wahrgenommen und achtsam verwendet, vielmehr gelten sie weiten Teilen der Bevölkerung als selbstverständlich verfügbar.

Im Ergebnis verhalten sich einzelne Individuen als Trittbrettfahrer: sie nehmen die Natur und ihre Leistungen zwar umfassend in Anspruch, sind aber nicht bereit, bei ihren Entscheidungen die Erhaltung der Natur zu berücksichtigen und für entstehende Kosten aufzukommen. Menschen schätzen zwar blühende Wiesen, schöne Wälder und sauberes Wasser, doch als wertvolle Güter rangieren sie außerhalb der täglichen Konsumententscheidungen, die in der Regel für ein spezielles Gut zugunsten des niedrigsten Preises ausfallen. Bzgl. der Natur muss, wenn für die Nutzung kein Preis bezahlt werden muss, keine solche Entscheidung getroffen werden. Sie wird so lange in Anspruch genommen, wie sie dem Konsumenten irgendeinen Nutzen bringt. Die Folgen sind offensichtlich: Übernutzung und Ausbeutung von Naturressourcen, übermäßiger Eintrag von Schadstoffen mit negativen Konsequenzen für das menschliche Wohlbefinden, aber auch für Teile der Wirtschaft.

Die Ökonomie versucht, mittels einer Erfassung und Bewertung der Leistungen der Natur (siehe hierzu SCHRÖTER-SCHLAACK UND HANSJÜRGENS 2014, in diesem Skript) den Nutzen des Erhaltes der Natur bzw. die Konsequenzen ihrer Zerstörung aufzudecken. Dabei stellen sich aber große Herausforderungen:

- Die Leistungen der Natur, insbesondere auch durch biologische Vielfalt, kommen uns in ganz unterschiedlicher Form zugute und sind breit gestreut. Oft fällt der Nutzen sogar global an (z.B. Klimaschutz). Dies macht es besonders schwer, den Wert dieser Leistungen zu erfassen und dafür zu sorgen, dass einzelne Nutzer für diese bezahlen, bzw. diesen Wert in ihre Entscheidungen einfließen lassen.
- Nur in Ausnahmefällen erfassen derzeit bestehende Märkte und Preise die Leistungen der Natur. Solche Ausnahmen sind vor allem bei den sog. Versorgungsleistungen zu finden, also z.B. bei landwirtschaftlichen Produkten, aber z.B. auch bei Leistungen der Na-

tur im Ökotourismus. Da die Bereitstellung verschiedener Ökosystemleistungen oft nicht unabhängig voneinander ist, kann die nur teilweise Berücksichtigung der Werte der Natur zu Entscheidungen führen, die die Bereitstellung bestimmter Ökosystemleistungen gefährden. Beispielsweise führt die Betonung der Versorgungsleistungen einer agrarischen Flächennutzung (z.B. der Nahrungsmittelerzeugung) häufig zu negativen Konsequenzen für die Regulationsleistung solcher Flächen (z.B. der Regulation des Wasserabflusses, der Filterleistung des Bodens und damit der Grundwasserqualität oder der CO₂-Bindung) (siehe auch SCHWAIGER 2014, in diesem Skript).

Erschwerend tritt hinzu, dass die Kosten für Naturschutz und Maßnahmen für den Erhalt möglichst vieler Ökosystemleistungen sofort anfallen, während sich der Nutzen von Schutzmaßnahmen oft über lange Zeiträume erstreckt, und damit nicht (nur) der Generation der Kostenträger zu Gute kommt. Zusätzlich ist der (langfristige) Nutzen dieser Maßnahmen mit zahlreichen Unsicherheiten verbunden. Dies führt zu einer systematischen Unterschätzung und unzureichenden Berücksichtigung des Nutzens von Natur- und Umweltschutz durch die Entscheidungsträger. Diese sind deshalb oft nicht bereit, die Kosten für gesellschaftlich sinnvolle Maßnahmen zu tragen. In der Folge unterliegen viele Leistungen der Natur der Gefahr, sehr stark oder gar übermäßig genutzt zu werden, so dass eine langfristige Bereitstellung dieser Leistungen nicht gesichert ist. Um dieser Übernutzung entgegenzuwirken, sollten alle positiven und negativen Effekte der Nutzung der Natur in Entscheidungen über ihre Bewirtschaftung und Pflege einbezogen werden.

Aus dem Gesagten folgt umso mehr: Die Bedeutung des Naturkapitals für unsere Lebensgrundlagen, für Wohlstand, Wohlergehen und Gesundheit muss stärker anerkannt, genauer erfasst und in Entscheidungen angemessen berücksichtigt werden. Wenn dies gelingt, kann auch das bereits vorhandene Wissen über einen nachhaltigen Umgang mit dem Naturhaushalt und allen seinen Bestandteilen besser umgesetzt werden.

Eine ökonomische Sicht kann helfen, die Funktionen und Leistungen der Natur besser sichtbar zu machen; sie kann zeigen, dass mit der Natur und den von ihr ausgehenden Leistungen z.T. erhebliche Werte verbunden sind und sie kann damit zugleich betonen, dass Natur einen Kapitalbestand der Gesellschaft, ähnlich dem Sach- oder Humankapital, darstellt (siehe Box 1). Ferner kann sie veranschaulichen, wer von den Leistungen der Natur profitiert und wer ggfs. die Kosten für die Wiederherstellung, den Schutz und die nachhaltige Nutzung der Natur trägt. Und sie kann darauf aufmerksam machen, wie groß die Kosten von Naturzerstörung für die Gesellschaft sind. Eine ökonomische Sicht kann somit Argumente für die Erhaltung der Natur liefern, die auch jene ansprechen und eventuell überzeugen, die sich bisher nicht für den Naturschutz eingesetzt haben bzw. sich vielleicht überhaupt nicht darüber im Klaren waren, dass ihre Entscheidungen möglicherweise einen negativen Einfluss auf die biologische Vielfalt und das Naturkapital haben.

Box 1: Ökosystemleistungen und Naturkapital

Die verschiedenen Leistungen der Natur, die „Ökosystemleistungen“, sind Voraussetzung für die Produktion zahlreicher Güter und Dienstleistungen sowie für unsere Gesundheit und unser Wohlergehen. Genauer gesagt bezeichnen Ökosystemleistungen direkte und indirekte Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Wohlergehen, d.h. Leistungen und Güter, die dem Menschen einen direkten oder indirekten wirtschaftlichen, immateriellen oder gesundheitlichen Nutzen bringen. In Abgrenzung zum Begriff Ökosystemfunktion entsteht der Begriff Ökosystemleistung aus einer anthropozentrischen Perspektive und ist an einen Nutzen des Ökosystems für den Menschen gebunden.

Die Natur ist damit im ökonomischen Sinne ein „Kapital“ und ihre Leistungen lassen sich als „Dividende“ auffassen, die der Gesellschaft zufließt. Die Erhaltung des natürlichen Kapitalstocks ermöglicht es, diese Dividende auch künftigen Generationen dauerhaft bereitzustellen. Das "Naturkapital" stellt zusammen mit Sachkapital (Maschinen, Produktionsanlagen etc.), Geldkapital, Arbeit und Humankapital (Wissen) die Grundlage für Wertschöpfung und Wohlergehen dar. Naturschutz und nachhaltiger Umgang mit unseren natürlichen Lebensgrundlagen sind daher ein Gebot ökonomischer Weitsicht und Verantwortung.

Quelle: NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE (2012: 15).

1.1.3 Werte der Natur sichtbar machen: die TEEB-Studie und „Naturkapital Deutschland – TEEB DE“

Deutschland initiierte im Rahmen seiner G8-Präsidentschaft im Jahr 2007 gemeinsam mit der EU-Kommission die TEEB-Studie, die sich mit dem globalen wirtschaftlichen Nutzen der biologischen Vielfalt und den Kosten des Biodiversitätsverlustes befassen sollte. Es galt, mittels einer ökonomischen Perspektive auf den Wert der von der Natur erbrachten Ökosystemleistungen aufmerksam zu machen und gelungene Beispiele der Integration dieser Werte in öffentliche und private Entscheidungen darzustellen. Die Ergebnisse der TEEB-Studie wurden zwischen 2008 und 2011 veröffentlicht (TEEB 2008, 2010a, 2010b, 2011a, 2011b, 2012, alle siehe www.teebweb.org). Dabei richteten sich einzelne TEEB-Berichte gezielt an ausgewählte Adressaten wie politische Entscheidungsträger auf verschiedenen Ebenen, an Repräsentanten internationaler und zwischenstaatlicher Organisationen, an Vertreter von Wirtschaft, Wissenschaft, zivilgesellschaftlichen Organisationen und Städten sowie an den einzelnen Bürger.

Das Vorhaben „Naturkapital Deutschland – TEEB DE“ ist der deutsche Beitrag zum internationalen TEEB-Prozess, der in seiner aktuellen Phase auf nationale und sektorale Teilstudien fokussiert. Seit 2012 gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz mit Forschungsmitteln des BMUB und koordiniert durch das Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, will „Naturkapital Deutschland – TEEB DE“ (NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE, 2012):

- den Zusammenhang zwischen den vielfältigen Leistungen der Natur, der Wertschöpfung der Wirtschaft und dem menschlichen Wohlergehen bewusst machen,
- einen Anstoß liefern, um die Leistungen und Werte der Natur genauer zu erfassen und in Deutschland sichtbar zu machen,

- Möglichkeiten untersuchen und Vorschläge entwickeln, um Naturkapital besser in private und öffentliche Entscheidungsprozesse einzubeziehen,

damit langfristig die natürlichen Lebensgrundlagen und die biologische Vielfalt erhalten werden.

Nach Themen sortiert trägt das TEEB Deutschland-Team aktuelle Forschungsergebnisse und den derzeitigen Wissensstand über den Wert der Natur in Deutschland in vier Berichten zusammen. Einer dieser Berichte befasst sich mit den Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen und ihrer Inwertsetzung und baut auch auf den im Rahmen der Workshop-Reihe vorgestellten Studien und Fallbeispielen sowie den Ergebnissen der gemeinsamen Diskussion der Workshop-Teilnehmer auf (vgl. auch die Skripten der vorangegangenen Workshops: HANSJÜRGENS ET. AL 2012, HANSJÜRGENS & HERKLE 2012 sowie RING 2013). Dabei werden Praxisbeispiele in den Vordergrund gestellt, die aufzeigen, wie die Leistungen der Natur genutzt und gleichzeitig die Voraussetzungen für ihre Bereitstellung dauerhaft gesichert werden können. Darüber hinaus erarbeitet „Naturkapital Deutschland“ Vorschläge, wie für und durch Entscheidungsträger in Wirtschaft, Politik und Verwaltung Anreize für einen besseren Erhalt von Naturkapital geschaffen werden können. Die Webseite www.naturkapital-teeb.de informiert über den Fortgang der Berichtserstellung und bietet zahlreiche Möglichkeiten zur aktiven Beteiligung, sei es durch einen Review der Textentwürfe oder durch die Übersendung eines Fallbeispiels.

1.1.4 Inwertsetzung von Ökosystemleistungen: Werte anerkennen, analysieren und in Entscheidungsprozesse integrieren

Letztendliches Ziel einer ökonomischen Betrachtung von Ökosystemleistungen ist ihre dauerhafte Erhaltung als Lebens- und Wirtschaftsgrundlage der Menschen. Dazu müssen die bislang oft verborgenen Werte der Natur für das menschliche Wohlbefinden sichtbar gemacht und in unsere Entscheidungen über Art und Intensität der Nutzung der Natur integriert, also „in Wert gesetzt“ werden. Die TEEB-Studie sieht im Streben nach der Berücksichtigung der wertvollen Leistungen der Natur drei Ebenen: 1) die Anerkennung von bekannten Werten, 2) die Analyse und Offenlegung bislang verborgener Werte sowie 3) die (bessere) Integration von bekannten und ebenso bislang verborgenen Werten in Entscheidungsprozesse über Politikinstrumente (TEEB 2010a):

1. **Werte von Ökosystemen, Landschaften oder Arten anerkennen.** Bestimmte Landschaften werden z.B. aus kulturellen oder spirituellen Gründen geschützt oder verkörpern nationales Naturerbe und werden bspw. als Nationalparks ausgewiesen. Schutzvorschriften oder Selbstverpflichtungen können geeignete Maßnahmen sein, wenn derartige Werte der Natur gesellschaftlich allgemein anerkannt sind. Für alle anderen Werte muss um diese Anerkennung gerungen werden.
2. Für jene Ökosystemleistungen, die diese Wertschätzung nicht automatisch haben, bedarf es der Information und Aufklärung, damit sich die Gesellschaft über deren Bedeutung für das menschliche Wohlbefinden überhaupt bewusst wird. Auch bei bereits anerkannten Werten kann es sein, dass eine nachhaltige Nutzung nicht automatisch gewährleistet ist. Eine **Analyse und Darstellung von Werten** im Sinne einer Quantifizierung und einer ökonomischen Betrachtung kann also häufig sinnvoll sein. Sie hilft, in Politik und Wirtschaft nicht nur solche Werte zu berücksichtigen, die für Produktion und Verkauf von Gütern auf Märkten relevant sind. Für die Darstellung von

Werten existieren viele Methoden: eine beschreibende, qualitative und wenn möglich eine mengenmäßige, quantitative Erfassung der Ökosystemleistungen und ihrer Wirkung auf das menschliche Wohlbefinden sowie ggf. eine monetäre Bewertung der Kosten und Nutzen dieser Leistungen (siehe auch Abbildung 2). Manchmal genügen die Identifikation dieser bislang verborgenen oder nicht ausreichend geschützten Werte und die Darstellung ihrer Relevanz und Höhe für ihre Berücksichtigung, z.B. im Rahmen von freiwilligen Selbstverpflichtungen oder durch Anstrengungen zur Steigerung der Ressourceneffizienz. In manchen Fällen muss der Wert der Ökosystemleistungen aber zusätzlich durch die Reform bestehender oder die Einführung neuer Politikinstrumente gesichert werden.

- Die dritte Ebene umfasst die Anwendung von Politikinstrumenten, um die **Werte** der Natur und ihrer Ökosystemleistungen in privaten Konsum- und Investitionsentscheidungen, aber auch im Handeln von Politik und Verwaltung **wirksam werden** zu **lassen**. Staatliches Handeln muss dabei keineswegs nur nach einer ökonomischen Analyse erfolgen, vielmehr kann eine Politik zum Schutz der Natur und zur Erhaltung von Ökosystemleistungen auch aus anderen Gründen erfolgen. Bei der Einführung von Politikinstrumenten sollte der Fokus keineswegs ausschließlich auf Anreizzahlungen oder der Etablierung neuer Märkte liegen. Vielmehr gehört hierzu das komplette Spektrum umweltpolitischer Lösungen (vgl. u.a. RING & SCHRÖTER-SCHLAACK 2012): Rechtsvorschriften wie das Naturschutzrecht, das Planungsrecht oder auch das Emissionsschutzrecht; ökonomische Instrumente, z.B. finanzielle Anreize für Landwirte im Rahmen der Cross Compliance oder von Agrarumweltmaßnahmen aber auch der Abbau umweltschädlicher Subventionen; sowie kommunikations- oder informationsbasierte Ansätze. Alle Lösungswege haben in Bezug auf den konkreten Anwendungsfall verschiedene Vor- und Nachteile, dies es abzuwägen gilt.

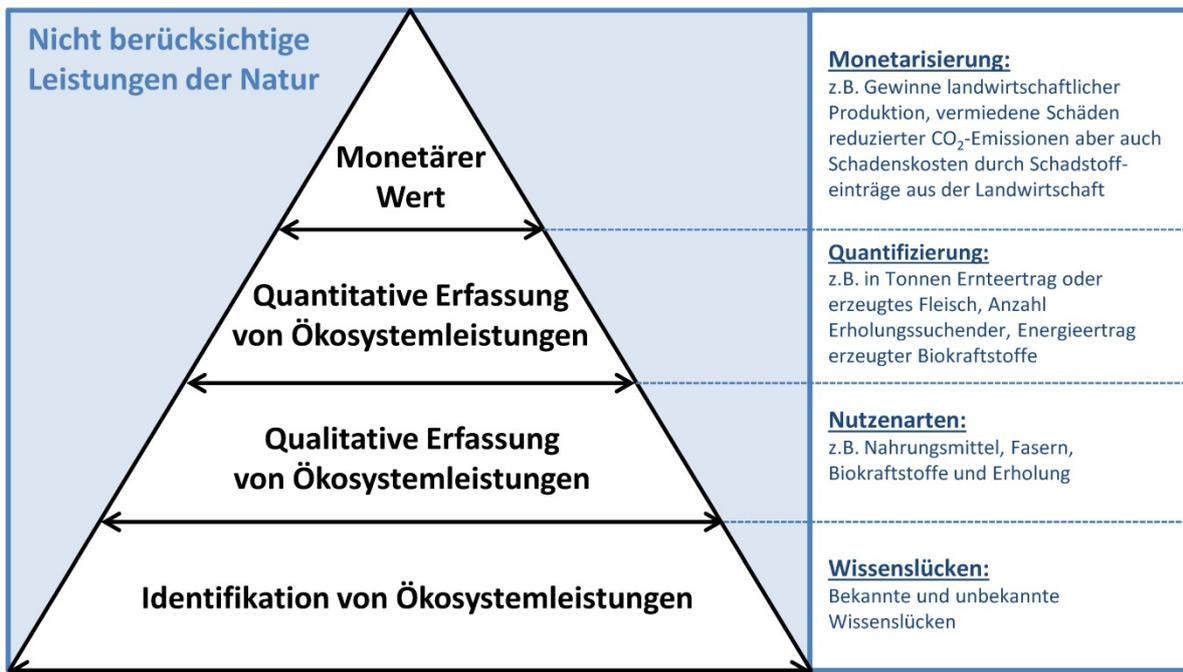


Abbildung 2: Ökosystemleistungen am Beispiel der Landwirtschaft.
Quelle: verändert nach ten Brink in TEEB (2008).

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass mit der TEEB-Studie ein Fokus auf den ökonomischen Wert der Leistungen der Natur gelegt wird. Dabei ist die beabsichtigte Inwertsetzung nicht mit der Ermittlung monetärer Werte im Zuge einer ökonomischen Bewertungsstudie gleichzusetzen (siehe Box 2). Wie in Abbildung 2 zu erkennen ist, ist eine solche Monetarisierung nur für ausgesuchte Ökosystemleistungen möglich und sinnvoll. Viel wichtiger ist, die bislang verborgenen, vernachlässigten oder unterschätzten Werte bestimmter Leistungen der Natur in die Entscheidungskalküle zu integrieren. Es kommt also nicht in erster Linie darauf an, diese Werte in Geldeinheiten zu fassen (Monetarisierung). Vielmehr soll deutlich gemacht werden, wie schädlich es ist, wenn überhaupt kein Bewusstsein bzgl. der mit ihnen verbundenen Werte besteht. Anzuerkennen, wie bedeutsam die Leistungen der Natur sind und zu wissen, wie verschiedene Handlungsoptionen auf die Bereitstellung der Ökosystemleistungen und ihre Verteilung auf verschiedene Nutzer wirken, ist daher wichtiger als die Kenntnis eines genau bezifferten Wertes. Der TEEB Sechs-Schritte-Ansatz bietet Entscheidungsträgern eine Heuristik, mit der eine problemorientierte Anwendung ökonomischer Bewertungsansätze ermöglicht wird. Das folgende Unterkapitel stellt diesen Sechs-Schritte-Ansatz vor.

Box 2: Werte, Ökonomische Bewertung und Inwertsetzung

Der ökonomischen Bewertung liegt ein anthropozentrisches Weltbild zu Grunde, in dessen Rahmen nur Menschen „Werte“ haben, also Wertschätzung für etwas empfinden. Diese Werte können sowohl immateriell, wie z.B. die Freude an einem Spaziergang in der Natur, als auch materiell sein, z.B. die Bereitschaft für ein Objekt den geforderten Kaufpreis aufzubringen. Dabei kann der Wert eines Objektes für verschiedene Menschen unterschiedlich sein, da jeder Mensch unterschiedliche materielle, moralische, spirituelle oder ästhetische Einstellungen bspw. gegenüber der Natur und ihren Ökosystemleistungen hat. So wird ein Landwirt seinen Acker in anderer Weise betrachten und wertschätzen als ein Ornithologe oder ein Bauunternehmer. Werte sind somit individuell und kontextabhängig: der „wahre“ Wert der Natur oder einer Ökosystemleistung existiert nicht und kann daher auch nicht durch eine ökonomische Bewertung identifiziert werden.

Die ökonomische Bewertung der Natur zielt vielmehr darauf ab, den Veränderungen des Zustandes der Natur, z.B. dem Zuwachs oder Verlust bestimmter Ökosystemleistungen einen Wert beizumessen. Durch geeignete Bewertungsmethoden werden die Präferenzen der Bürgerinnen und Bürger, die von einer Maßnahme betroffen sind, für diese Umweltveränderung erfasst (siehe auch SCHRÖTER-SCHLAACK & HANSJÜRGENS 2014, in diesem Skript). Auch hierbei werden stets kontextabhängige Werte ermittelt, die für die Entscheidung zwischen Alternativen wichtige Auswahlkriterien darstellen.

Weiterhin ist zwischen ökonomischer Bewertung und ökonomischer Inwertsetzung von Natur und Ökosystemleistungen zu unterscheiden. Die Inwertsetzung zielt auf die Integration von bislang nur unzureichend berücksichtigten Werten, z.B. den Verlust verschiedener Ökosystemleistungen durch eine intensivere Nutzung der Natur, in die Entscheidungskalküle der Akteure ab. Die Entscheidungssituation soll so verändert werden, dass möglichst alle Nutzen und Kosten einer Maßnahme berücksichtigt werden.

Quelle: verändert nach HANSJÜRGENS (2012).

1.1.5 Der TEEB Sechs-Schritte Ansatz zur problemorientierten Erfassung von Ökosystemleistungen

Die Inwertsetzung von Ökosystemleistungen ist ein Prozess, der verschiedene Schritte umfasst, unterschiedliche Fragen aufwirft und dabei eine Reihe von Entscheidungen verlangt. TEEB hält hierzu einen Leitfaden mit sechs Schritten bereit, der Entscheidungsträgern bei der praktischen Umsetzung konkreter Bewertungsvorhaben eine Orientierungshilfe geben soll (vgl. TEEB 2010b, Kapitel 2.1, angelehnt an WRI 2008 sowie HERKLE 2012). Dabei handelt es sich nicht um ein allgemeingültiges Rezept, vielmehr werden Fragen aufgeworfen, die im Zuge eines jeden Bewertungsprozesses zu beantworten sind und anhand derer die passende Bewertungsmethode entsprechend der Zielstellung und den Rahmenbedingungen des konkreten Anwendungsfalls ausgewählt werden kann. Der TEEB Sechs-Schritte-Ansatz kann hier helfen, den eigenen Bewertungsprozess systematisch und zielführend zu gestalten und Orientierung für den Entwurf eigener Prozesse geben. Im Rahmen des hier dokumentierten Workshops „Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis IV: Landwirtschaft“ wurden mit dieser Heuristik vier aus dem Kreis der Teilnehmer vorgeschlagene Fallbeispiele bearbeitet und diskutiert. BERGHÖFER (2014, in diesem Skript) illustriert die hier abstrakt beschriebenen Schritte mit einem internationalen Fallbeispiel.

Im Folgenden sollen nun die von TEEB empfohlenen sechs Schritte einzeln erläutert werden (vgl. HERKLE 2012):

Schritt 1: Bewertungskontext: Ursache und Reichweite des Problems erfassen

Im ersten Schritt gilt es, den Kontext der Bewertung zu beleuchten, d.h. die Ursache und die Reichweite der Problemstellung zu erfassen, die relevanten Akteure und ihre Interessen zu identifizieren sowie die Möglichkeiten der aktiven Einbindung dieser Akteure auszuloten. Relevante Akteure finden sich in der Land- und Forstwirtschaft, in den Kommunen, der Wirtschaft, der Verkehrsplanung, dem Naturschutz, dem Gesundheits- oder Bildungsbereich; auch und v.a. Anwohnerinnen und Anwohner können dazu zählen. Um Konflikten vorzubeugen, ist es wichtig, die Anliegen der jeweiligen Akteure zu erkennen, mit den Akteuren zu kommunizieren, sie aktiv einzubinden ihre Perspektiven und Interessen zu verstehen und Verständnis für das Vorhaben zu schaffen.

Schritt 2: Relevante Ökosystemleistungen identifizieren

Im zweiten Schritt muss geklärt werden, welche Ökosystemleistungen im Problemkontext relevant sind und wie sich die geplanten Maßnahmen auf diese auswirken. Bei der Identifikation der Auswirkungen auf die Ökosystemleistungen ist es wichtig, auch zukünftige Wirkungen und Unsicherheiten (potentielle Gefahr nicht intendierter Folgen) mit in den Blick zu nehmen. In diesem Schritt werden sowohl die Synergien als auch die Zielkonflikte zwischen den Ökosystemleistungen sichtbar und so gilt es hier außerdem, mögliche Konsequenzen für die jeweiligen Nutzer zu beleuchten und gegeneinander abzuwägen. Dies bedeutet, Ökosystemleistungen zu priorisieren und letztlich zu entscheiden, welche Ökosystemleistungen in die Analyse eingehen sollen. Der Beitrag von SCHWAIGER (2014, in diesem Skript) analysiert am Beispiel Österreichs die Auswirkungen der Landwirtschaft auf verschiedene Ökosystemleistungen.

Schritt 3: Informationsbedarf erfassen und geeignete Methode auswählen

Der dritte Schritt beinhaltet die Erfassung des Informationsbedarfs und die Bestimmung der geeigneten Methode für die Bewertung der Ökosystemleistungen. Je nachdem, ob die Ökosystemleistungen nur qualitativ beschrieben oder aber biophysikalisch quantifiziert oder gar monetarisiert werden sollen, werden unterschiedliche Ansprüche an die Datenlage gestellt. Es muss somit zunächst festgelegt werden, welche Aussagen am Ende getroffen werden sollen und welchen Zweck die Bewertung erfüllen soll. Will man nur die Wahrnehmung der Werte von Ökosystemleistungen in der Gesellschaft erhöhen, so kann eine qualitative Beschreibung ausreichend sein. Will man hingegen eine Kosten-Nutzen-Analyse durchführen, so ist eine monetäre Bewertung erforderlich (mehr dazu in TEEB 2010b, Kapitel 3). Der Verwendungszweck der Ergebnisse entscheidet also letztlich über die Methode. Am Ende dieses Schrittes gilt es zu prüfen, welche Informationen für die Bewertung bereits zur Verfügung stehen und welche noch erhoben werden müssen.

Schritt 4: Ökosystemleistungen bewerten und analysieren

In diesem Schritt müssen die noch fehlenden Daten mithilfe empirischer Methoden zusammengetragen und analysiert werden. Je nachdem, welche Methode zur Bewertung der Ökosystemleistungen in Schritt 3 ausgewählt wurde, werden nun in diesem Schritt die Ökosystemleistungen entweder bestmöglich qualitativ beschrieben oder biophysikalisch quantifiziert und ggf. ihr monetärer Wert ermittelt (zu den verschiedenen Bewertungsmethoden siehe SCHRÖTER-SCHLAACK UND HANSJÜRGENS 2014, in diesem Skript, und HANSJÜRGENS 2012: 16 ff. Für eine konkrete Bewertungsstudie am Beispiel des Grünlandes siehe MATZDORF & REUTTER 2014, in diesem Skript). Wichtig ist hier, dass bei der Bewertung sowohl die Folgen für die jeweiligen Betroffenen, als auch die Grenzen der Substituierbarkeit von Ökosystemleistungen und die Unsicherheiten (in Bezug auf die Methode und auch in Bezug auf unkalulierbare ökosystemare Risiken) mit in den Blick genommen werden.

Schritt 5: Ergebnisse evaluieren, Politikoptionen erörtern und Maßnahmen festlegen

In Schritt 5 werden nun die Ergebnisse der Bewertung evaluiert und Handlungsoptionen erörtert. Konkrete Politikoptionen sind zu beleuchten, gegeneinander abzuwägen und Maßnahmen festzulegen. In diesem Schritt sollte außerdem geprüft werden, inwiefern die Erkenntnisse auch für andere Entscheidungsprozesse genutzt werden können bzw. wie das Konzept der Ökosystemleistungen und die Bewertung dieser Leistung etablierte Entscheidungsgrundlagen und -konzepte ergänzen könnte (siehe hierzu kritisch OSTERBURG 2014, in diesem Skript). Eine Handlungsempfehlung könnte beispielsweise die Neuverteilung öffentlicher Mittel begründen. So erörtern MATZDORF & REUTTER (2014, in diesem Skript) auf Grundlage ihrer Bewertungsstudie Schlussfolgerungen für Agrarumweltmaßnahmen zum dauerhaften Grundlanderhalt. MEWES et al. (2014, in diesem Skript) diskutieren Ausgestaltungsoptionen für kosteneffiziente Naturschutzmaßnahmen auf Basis ökonomisch-ökologischer Modellierungsergebnisse.

Schritt 6: Verteilungswirkungen analysieren

In diesem letzten Schritt sind die Verteilungswirkung der geplanten Politikmaßnahmen zu analysieren und Wohlfahrtseffekte abzuschätzen. Hierzu muss geprüft werden, welche Akteure von den geplanten Maßnahmen profitieren und welche Nachteile erleiden. Darüber

hinaus ist zu analysieren, wie stark die betroffenen Akteure tangiert werden, welche Alternativen ggf. gegeben sind und inwiefern die Schäden kompensiert werden können. Hier gilt es nach ethischen Kriterien einen Maßstab zur Beurteilung der Wohlfahrtswirkung zu setzen und Möglichkeiten zum Ausgleich von Verlusten und Gewinnen zu erörtern.

Tabelle 1 fasst den Sechs-Schritte-Ansatz und die jeweiligen relevanten Fragen zusammen. Dabei ist der Ablauf nicht als linear und starr zu begreifen. Im Rahmen der Fallstudienarbeit während des Workshops wurden die einzelnen Schritte je nach Problemlage in unterschiedlicher Reihenfolge und Intensität bearbeitet. Der Ansatz eignet sich als Strukturierungshilfe für den Problemlösungs- und Kommunikationsprozess, da durch ihn wesentliche Fragestellungen und Entscheidungsnotwendigkeiten aufgedeckt werden.

Tabelle 1: Der Sechs-Schritte-Ansatz der internationalen TEEB-Studie

Sechs Schritte zur Integration von Ökosystemleistungen in die Kommunal-/Regionalpolitik	
Schritte	Illustrierende Fragen
Schritt 1: Bewertungskontext: Ursache und Reichweite des Problems erfassen	<ul style="list-style-type: none"> • Sind alle wichtigen Aspekte berücksichtigt und Missverständnisse bei der Entscheidungsfindung und Umsetzung vermieden? • Sind alle wichtigen Akteure beteiligt?
Schritt 2: Relevante Ökosystemleistungen identifizieren	<ul style="list-style-type: none"> • Welche Ökosystemleistungen sind in der Region zentral? • Wer ist auf sie am meisten angewiesen? • Welche Leistungen sind gefährdet? • Wie wirken sich geplante Maßnahmen auf sie aus?
Schritt 3: Informationsbedarf erfassen und geeignete Methode auswählen	<ul style="list-style-type: none"> • Welche Informationen über welche Ökosystemleistungen sind nötig? • Optionen: <ul style="list-style-type: none"> ○ Qualitative Beschreibung ○ Quantifizierung mit Hilfe von Indikatoren ○ Monetäre Bewertung
Schritt 4: Ökosystemleistungen bewerten und analysieren	<ul style="list-style-type: none"> • Welche Bewertungskonzepte und Instrumente zur Bewertung von Ökosystemleistungen sind geeignet? • Welche Daten sind wo zu erheben?
Schritt 5: Ergebnisse evaluieren, Politikoptionen erörtern und Maßnahmen festlegen	<ul style="list-style-type: none"> • Wie können Ergebnisse der Bewertungen in Entscheidungen diverser Akteure einfließen? • Optionen: <ul style="list-style-type: none"> ○ als Informationsgrundlage bei partizipativen Prozessen ○ als Grundlage für eine Kosten-Nutzen-Analyse ○ als Ausgangsmaterial für eine Mehrkriterienanalyse
Schritt 6: Verteilungswirkungen analysieren	<ul style="list-style-type: none"> • Wo sind Gewinner und Verlierer etwaiger Veränderungen?

Quelle: verändert nach AICHER & BERGHÖFER (2012), TEEB (2012).

1.1.6 Fazit

Ökosystemleistungen sind ein Konzept zur Illustration der Vielfalt und der Bedeutung der natürlichen Lebensgrundlagen für den Menschen. Sie bieten eine Systematik für die Erfassung der Auswirkungen menschlicher Konsum- und Investitionsentscheidungen auf den Naturhaushalt und damit auf das menschliche Wohlergehen. Auf diese Weise lassen sich auch Zielkonflikte im Umgang mit Natur veranschaulichen. Ökosystemleistungen sind somit auch ein Kommunikationsinstrument, um die Bedeutung von Maßnahmen des Umwelt- und Naturschutzes für die Gesellschaft zu vermitteln und auf diese Weise verstärkte Akzeptanz für die Naturschutz- und Umweltpolitik und deren ordnungspolitische Auflagen zu gewinnen.

Die weitgehende Unsichtbarkeit der Werte zahlreicher Leistungen der Natur ist eine wichtige Ursache des fortschreitenden Biodiversitätsverlust und Ausgangspunkt für die internationale TEEB-Studie und das Vorhaben „Naturkapital Deutschland – TEEB DE“. Die ökonomische Perspektive auf Natur und ihren Beitrag für das menschliche Wohlbefinden in Form der Ökosystemleistungen soll helfen, die damit verbundenen Werte sichtbar zu machen und in Entscheidungen über Art, Umfang und Intensität der Nutzung unserer natürlichen Lebensgrundlagen zu integrieren (sog. Inwertsetzung). Der TEEB Sechs-Schritte-Ansatz bietet hierzu eine pragmatische Heuristik zur problemorientierten Anwendung ökonomischer Ansätze und Bewertungsmethoden.

Literatur

Dieser Beitrag beruht in Teilen auf TEEB (2010a), NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE (2012), SCHRÖTER-SCHLAACK (2012), HANSJÜRGENS & SCHRÖTER-SCHLAACK (2012) sowie HERKLE (2012).

AICHER, C. & BERGHÖFER, U. (2013): TEEB-Ansatz in Großstadtwäldern in Nordrhein-Westfalen. In: RING, I. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop III: Wälder. BfN-Skripten 334, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 58-64.

BERGHÖFER, A. (2014): Die Ökosystemleistungsperspektive in der Landwirtschaft – Anwendungen in Entwicklungsländern. In: SCHRÖTER-SCHLAACK, C. et al. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop IV: Landwirtschaft. BfN-Skripten 359, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 82-91.

BOYD, J. & BANZHAF, S. (2007): What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63 (2-3), 616-626.

FISHER, B., TURNER, R.K. & MORLING, P. (2009): Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68 (3), 643-653.

HANSJÜRGENS, B. (2012): Werte der Natur und ökonomische Bewertung – eine Einführung. In: HANSJÜRGENS, B. & HERKLE, S. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop II: Gewässer, Auen und Moore. BfN-Skripten 319, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 8-22.

HANSJÜRGENS, B. & HERKLE, S. (Hrsg.) (2012): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop II: Gewässer, Auen und Moore. BfN-Skripten 319, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

- HANSJÜRGENS, B.; NEßHÖVER, C. & SCHNIEWIND, I. (Hrsg.) (2012): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop I: Einführung und Grundlagen. BfN-Skripten 318, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- HANSJÜRGENS, B. & SCHRÖTER-SCHLAACK, C. (2012): Die ökonomische Bedeutung der Natur. In: HANSJÜRGENS, B.; NEßHÖVER, C. & SCHNIEWIND, I. (Bearb.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop I: Einführung und Grundlagen. BfN-Skripten 318, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 16-21.
- HERKLE, S. (2012): Der TEEB-Sechs-Schritte-Ansatz zur Bewertung von Ökosystemleistungen – Eine wichtige Entscheidungshilfe. In: HANSJÜRGENS, B. & HERKLE, S. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop II: Gewässer, Auen und Moore. BfN-Skripten 319, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 65-71.
- MA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington DC. <http://www.maweb.org/documents/> (20.04.2013).
- MATZDORF, B. & REUTTER, M. (2014): Leistungen des Grünlandes – eine Auseinandersetzung mit dem Konzept der Ökosystemleistungen im Bereich der Landwirtschaft. In: SCHRÖTER-SCHLAACK, C. et al. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop IV: Landwirtschaft. BfN-Skripten 359, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 45-60.
- MEWES, M., WÄTZOLD, F., DRECHSKER, M., JOHST, K., STURM, A. (2014): DSS-Ecopay: Entscheidungshilfe zur Bestimmung ökologisch wirksamer und kosteneffizienter Zahlungen für Artenschutzmaßnahmen im Grünland. In: SCHRÖTER-SCHLAACK, C. et al. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop IV: Landwirtschaft. BfN-Skripten 359, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 75-81.
- NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE (2012): Der Wert der Natur für Wirtschaft und Gesellschaft – Eine Einführung. ifuplan, München; Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Leipzig; Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- OSTERBURG, B. (2014): Optionen zur Inwertsetzung von Ökosystemdienstleistungen in der Landwirtschaft. In: SCHRÖTER-SCHLAACK, C. et al. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop IV: Landwirtschaft. BfN-Skripten 359, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 62-74.
- RING, I. (2013): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop III: Wälder. BfN-Skripten 334, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- RING, I. & SCHRÖTER-SCHLAACK, C. (2012): Zur Auswahl des geeigneten Politikmixes. In: GRUNEWALD, K. & BASTIAN, O. (Hrsg.): Ökosystemdienstleistungen – Konzept, Methoden und Fallbeispiele. Springer Spektrum Verlag, Heidelberg, 167-177.
- SCHRÖTER-SCHLAACK, C. (2012): Das Konzept der Ökosystemleistungen. In: HANSJÜRGENS, B.; NEßHÖVER, C. & SCHNIEWIND, I. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop I: Einführung und Grundlagen. BfN-Skripten 318, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 8-15.
- SCHRÖTER-SCHLAACK, C. & HANSJÜRGENS, B. (2014): Grundlagen der ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen in der Landwirtschaft. In: SCHRÖTER-SCHLAACK, C. et al. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop IV: Landwirtschaft. BfN-Skripten 359, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 31-44.

- SCHWAIGER, E. (2014): Bestandsaufnahme der österreichischen finalen Ökosystemleistungen im Bereich Landwirtschaft. In: SCHRÖTER-SCHLAACK, C. et al. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop IV: Landwirtschaft. BfN-Skripten 359, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 22-30.
- TEEB (2008): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: An Interim Report. European Commission, Brüssel.
- TEEB (2010a): Die ökonomische Bedeutung der Natur in Entscheidungsprozesse integrieren. Ansatz, Schlussfolgerungen und Empfehlungen von TEEB – Eine Synthese. www.teebweb.org.
- TEEB (2010b): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Hrsg. v. Pushpam Kumar. Earthscan, London.
- TEEB (2011a): The Economics of Ecosystems and Biodiversity in National and International Policy Making. Edited by Patrick ten Brink. Earthscan, London.
- TEEB (2011b): The Economics of Ecosystems and Biodiversity in Business and Enterprise. Edited by Joshua Bishop. Earthscan, London.
- TEEB (2012): The Economics of Ecosystems and Biodiversity in Local and Regional Policy. Edited by Heidi Wittmer and Hariprya Gundimeda. Earthscan, London.
- WALLACE, K.J. (2007): Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation* 139 (3-4), 235-246.
- WRI – WORLD RESOURCE INSTITUTE (2008): Ecosystem Services: A Guide for Decision Makers. http://pdf.wri.org/ecosystem_services_guide_for_decisionmakers.pdf (20.04.2013).

1.2 Bestandsaufnahme der österreichischen finalen Ökosystemleistungen im Bereich Landwirtschaft

ELISABETH SCHWAIGER
UMWELTBUNDESAMT ÖSTERREICH

1.2.1 Einleitung

Die Landwirtschaft hat aufgrund ihrer umfangreichen Flächennutzung und der vielfachen Bewirtschaftungsformen einen großen Einfluss auf Ökosystemleistungen. Sie profitiert von Leistungen der Ökosysteme wie fruchtbarem Boden, Wasserverfügbarkeit oder Bestäubung und erbringt auch Leistungen wie z.B. Sicherung der Artenvielfalt und Erhalt der Kulturlandschaft. Die Landbewirtschaftung trägt also einerseits zur Bewahrung von gewissen Ökosystemleistungen bei, kann aber gleichzeitig auch durch Beeinträchtigung von Ökosystemen deren Fortbestand gefährden.

Die Landwirtschaft ist also sowohl „Förderin“ als auch „Nutzerin“ von Ökosystemleistungen (siehe Abbildung 3). Das Verhältnis zwischen Ökosystemleistungen und Landwirtschaft ist komplex und die Abgrenzung erbrachter Leistungen unscharf, da natürliche Prozesse in der Landwirtschaft eine große Rolle spielen und die Leistungen der Landwirtschaft (aus dem Wirkungsbereich des Menschen) häufig an die Leistungen der Ökosphäre anschließen. Viele Ökosystemleistungen sind zudem öffentliche Güter, die zwar einen hohen gesellschaftlichen Stellenwert haben, aber aufgrund fehlender Märkte keine Preise und damit keine Indikatoren für ihre Knappheit besitzen (COOPER ET. AL 2009 und auch SCHRÖTER-SCHLAACK 2014, in diesem Skript).

Für ganz Österreich wurde der Versuch unternommen, eine möglichst genaue Bestandsaufnahme der mit der Landwirtschaft verbundenen Ökosystemleistungen zu erstellen. Nur auf der Basis eines möglichst detaillierten und umfassenden Inventars können Entwicklungen im Zeitablauf registriert und kann mit ihnen argumentiert werden. Die Vorgehensweise und die Ergebnisse dieses Unterfangens sind ausführlich im Report des UMWELTBUNDESAMTES (2011) nachzulesen und sollen in diesem Beitrag kurz vorgestellt werden. Sie können als Anregung oder Unterstützung für ähnliche Bestandsaufnahmen dienen.

1.2.2 Definitionen für Ökosystemleistungen

In der Fachliteratur wird eine Reihe von Definitionen für Ökosystemleistungen angeboten (DAILY 1997, MEA 2005, BOYD & BANZHAF 2007, FISHER et al. 2009, HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2009). Die Unterschiede beruhen z.B. darauf, dass der Begriff der Ökosystemleistungen verschieden weit gefasst wird. Teilweise werden Ökosystemprozesse und -funktionen als „Ökosystemleistung“ gekennzeichnet, wohingegen in anderen Definitionen von einer strikten Trennung in ökosystemare Prozesse, Funktionen und Leistungen sowie in den daraus entstehenden Nutzen ausgegangen wird. Auch die divergierenden Anwendungsbereiche des Konzepts der Ökosystemleistungen zur Beantwortung unterschiedlicher Fragestellungen führen zu verschieden weit gefassten Definitionen.

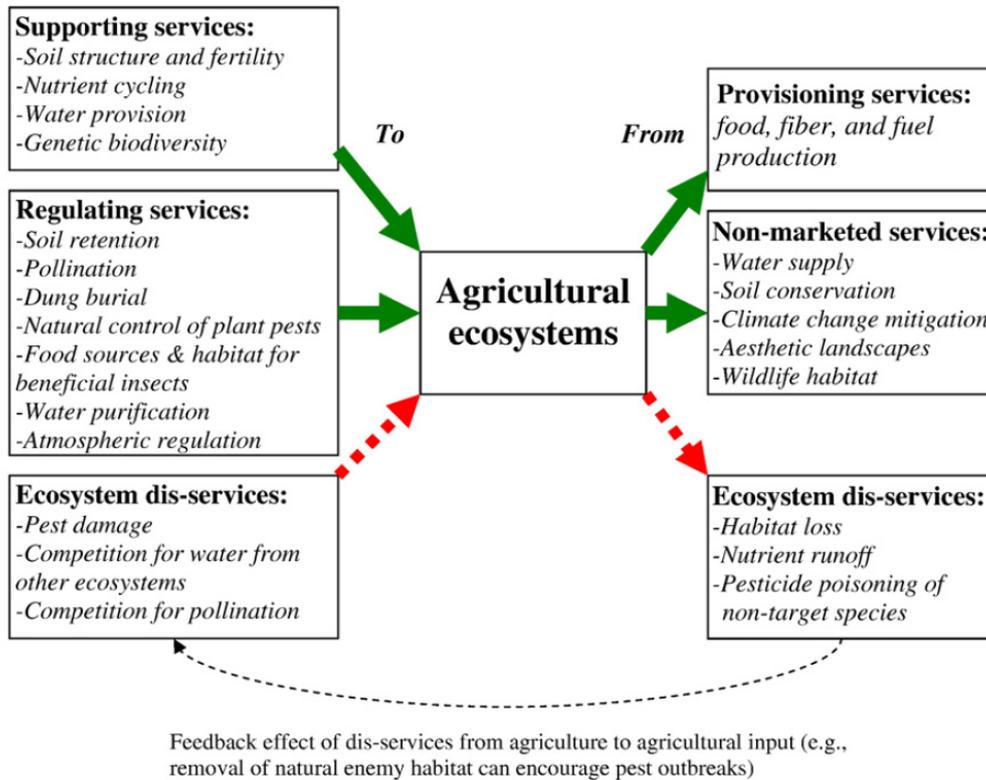


Abbildung 3: Landwirtschaft zwischen Nutzung und Bereitstellung von Ökosystemleistungen.
 Quelle: ZHANG et al. (2007).

Natural, social and cultural capital (stock)

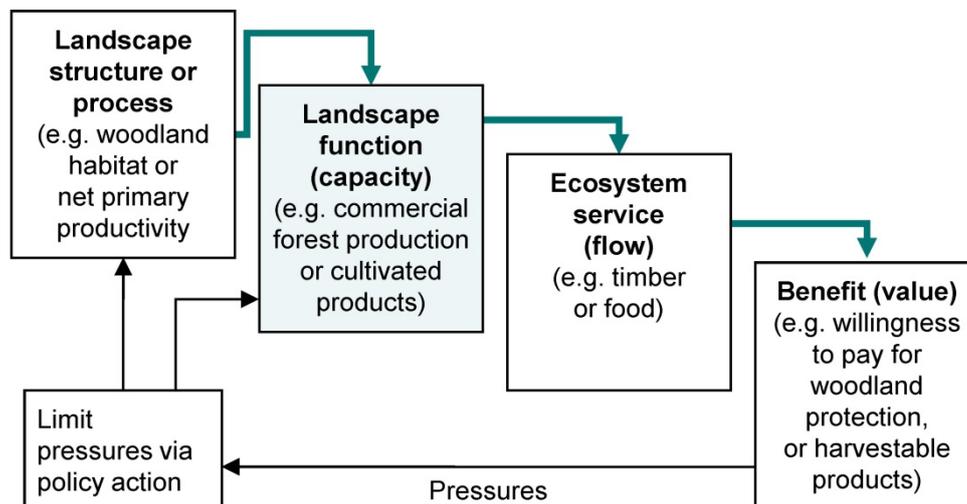


Abbildung 4: Ökosystemleistungen zwischen Prozessen, Funktionen und Nutzen.
 Quelle: modifiziert nach KIENAST et al. (2009); adaptiert von HAINES-YOUNG & POTSCHIN (2009).

Wir folgen der Differenzierung von Haines-Young und Potschin: Danach dienen Ökosystemleistungen dem Nutzen der Menschen und basieren auf ökosystemaren Prozessen und Funktionen, also der Kapazität eines Ökosystems, diese Leistung zu erbringen (HAYNES-YOUNG & POTSCHIN 2009: 115 und Abbildung 4).

1.2.3 Finale Ökosystemleistungen

Der hier vorgestellten Inventarisierung von Ökosystemleistungen der Landwirtschaft in Österreich liegen ferner folgende Überlegungen und Festlegungen zugrunde:

Im vorliegenden Inventar werden nur sogenannte ‚finale‘ Ökosystemleistungen erfasst, also Leistungen, die vom Menschen direkt konsumiert, genossen oder genutzt werden (BOYD & BANZHAF 2007). Diese Definition weist eine besondere Eignung für eine standardisierte, quantitative Erfassung von Naturleistungen auf, die in verschiedenen Bereichen Anwendung finden kann:

- Bewusstseinsbildung
- Landschaftsmanagement
- Kosten-Nutzen-Analysen
- Versorgungsbilanzen
- Grundlage für Ressourcenmanagement.

Staub et al. haben das Konzept der finalen Ökosystemleistungen auf Basis der Systematik des MA entwickelt. Dieses Konzept wurde für die vorliegende Arbeit übernommen und durch neue, zusätzliche finale Ökosystemleistungen aus dem Bereich Landwirtschaft ergänzt (UMWELTBUNDESAMT 2011).

Finale Ökosystemleistungen sind charakterisiert durch:

- ihre Nutzenspezifität – sie stellen immer einen Nutzen für den Menschen dar und leisten somit einen Beitrag zur Wohlfahrt.
- ihre Eigenschaft als Endprodukte der Natur – die Leistungen werden entweder direkt konsumiert oder finden als Input Eingang in Marktgüter.
- ihre Eigenschaft als Komponenten der Natur – sie stellen „ökologische Dinge/Produkte“ oder Qualitäten dar. Ökosystemare Prozesse oder Funktionen fallen nicht darunter (siehe oben).
- die räumliche Differenzierung – sie weisen ortsabhängige Qualitätsunterschiede auf (= geografische Differenzierung). Auch der Nutzen für den Menschen ist räumlich differenziert.
- die Erfassung von Flussgrößen – Grundsätzlich sollen die Leistungen auf einen Zeitraum bezogen und als Bestandsänderung erfasst werden, wo dies nicht möglich ist, können stellvertretend Bestandsgrößen herangezogen werden.

Die Messung der finalen Ökosystemleistungen erfolgt durch klar definierte Einheiten: es wird eine möglichst genaue Definition und umfassende Zählung der finalen Ökosystemleistungen

in physikalischen Einheiten angestrebt (siehe auch den Beitrag von SCHRÖTER-SCHLAACK in diesem Band, insb. Abbildung 2).

Um Doppelzählungen zu vermeiden, werden bei den finalen Ökosystemleistungen die Basisleistungen (Photosynthese, Stoffkreisläufe...) nicht eigens angeführt. Diese werden als in den Endprodukten enthalten betrachtet und somit indirekt mitgezählt.

Die Operationalisierung durch entsprechende Indikatoren hat das Ziel, messbare Einheiten zu definieren. Für die Bildung von einfachen und umsetzbaren Indikatoren wurde eine für alle finalen Ökosystemleistungen anwendbare Systematik erarbeitet (STAUB et al. 2011: 15). „Ideale“ Eigenschaften von Indikatoren, die als Kriterien für deren Auswahl eingesetzt wurden, werden in Abbildung 5 dargestellt.

Die grundlegende Frage ist die Ermittlung der Leistungsbasis – also derjenigen Komponente der Natur, die die Leistung erbringt (z.B. Erholungsräume für Erholungsleistungen, Boden als Kohlenstoffspeicher). Des Weiteren ist abzuklären, ob die Nutzung der Ökosystemleistungen (Nachfrageseite) oder die Bereitstellung, also das Angebot der Ökosystemleistungen gemessen werden soll.

Durch die Regel „mehr ist besser“ wird eine einheitliche Beurteilung möglich und dadurch die Verständlichkeit erleichtert. Sie gilt natürlich nur so lange, wie eine nachhaltige Nutzung der Ressourcen möglich ist.

Die Indikatoren von STAUB et al. (2011) wurden zum größten Teil übernommen, soweit für die Anwendbarkeit auf die Landwirtschaft notwendig, ergänzt und die Verfügbarkeit österreichischer Daten überprüft (UMWELTBUNDESAMT 2011).

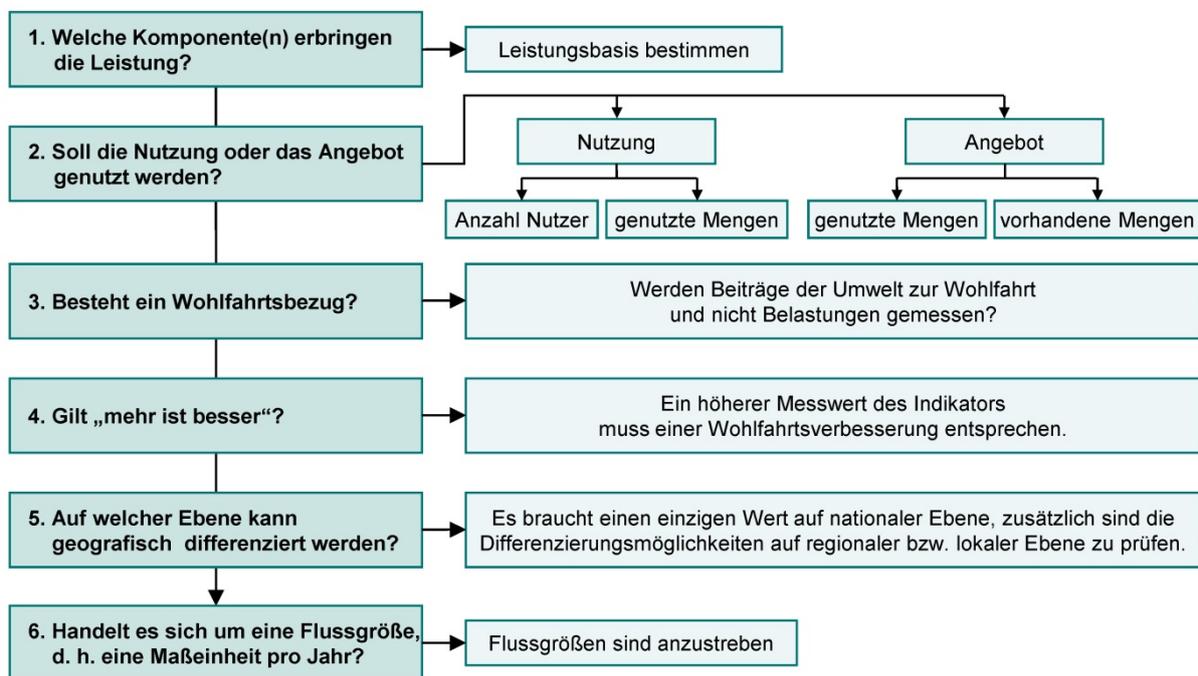


Abbildung 5: Leitfragen bei der Erstellung von Indikatorprofilen und Indikatoren. Quelle: adaptiert nach STAUB et al. (2011: 15).

1.2.4 Ergebnisse

Basierend auf den Arbeiten des Schweizer Bundesamtes für Umwelt (STAUB et al. 2011) hat das Umweltbundesamt ein österreichisches Inventar finaler Ökosystemleistungen im Bereich Landwirtschaft erstellt. Der Nutzen, den die finalen Ökosystemleistungen für die Bevölkerung darstellen, wurde den Bereichen Gesundheit (G), Sicherheit (S); natürliche Vielfalt (V) und wirtschaftliche Leistung (W) zugeordnet.

Eine nachhaltige Landwirtschaft erbringt eine Vielzahl verschiedener Leistungen für den Menschen. In der nachstehenden Tabelle 2 wird eine Auswahl der finalen Ökosystemleistungen für den Bereich Landwirtschaft dargestellt. Die Leistungen wurden mit relevanten Indikatoren versehen, um die Entwicklung während eines Zeitraums abzubilden. Bei der Auswahl der Indikatoren wurde darauf geachtet, dass die Indikatoren praxistauglich und die Daten in Österreich verfügbar sind.

Eine vollständige Aufstellung der ausgewählten finalen Ökosystemleistungen sowie der verwendeten Indikatoren findet sich im Report des UMWELTBUNDESAMT (2011). Um die Interpretation der Ergebnisse zu bereichern, wurde die Einschätzung von Experten aus Theorie und Praxis gesucht.

Tabelle 2: Finale Ökosystemleistungen für den Bereich Landwirtschaft und ihre Indikatoren

Nr.	Finale Ökosystemleistung	Vorschläge zu Indikatoren (I)
Wirtschaft		
W2	natürliches Angebot von Produktionsunterstützungsleistungen: Bestäubung und Schädlingsbekämpfung	I1: Anzahl und Qualität von Pollen und Nektar liefernden Pflanzenarten ¹ I2: Alternativ und etwas weniger umfassend bezüglich der Bestäuber: Durchschnittliche Bienendichte in Ö (Völker pro km ²)
W3	fruchtbarer Boden für die landwirtschaftliche Nutzung	landwirtschaftlich genutzte Bodenfläche in ha (einzeln oder aufsummiert) – Acker,-Grünland, Dauerkulturen (ha) ²
W7	Angebot von wertvollen Natur- und Kulturlandschaften für die kommerzielle Nutzung im Tourismus	Anzahl Personentransporte von Bergbahnen/Skiliften (differenziert nach Sommer- und Wintersaison)
W8	Erneuerbare Energien	I1: Fläche in ha (z.B. Kurzumtriebsflächen, Energiegräser)
	Biomasseanbau aus landwirtschaftlicher Produktion	I2: Verwendete Biomassemenge (in 1.000t pro Jahr).
W _{neu}	Nahrungsmittelproduktion (aus Primärproduktion) <small>(Für das österreichische Inventar neu ausgewiesene Ökosystemleistung)</small>	I1: pflanzliche Nahrungsmittel (Getreide, Gemüse, Obst) (in t pro Jahr) I2: Milch (in t pro Jahr)
Gesundheit		
G1	Erholungsleistung durch Jagen, Sammeln und Beobachten wild lebender Arten	I1: Anzahl Farmlandbirds (Bestand von Kulturlandvögeln) I2: Anzahl Vögel beobachtender Menschen I3: Anzahl Personen, die in der Freizeit zur Jagd gehen I4: Anzahl Personen, die in ihrer Freizeit fischen

Nr.	Finale Ökosystemleistung	Vorschläge zu Indikatoren (I)
G2	Erholungsleistung durch landwirtschaftlich geprägte Nah- und Fernerholungsräume	I1: Verfügbarkeit von landwirtschaftlich genutzten, un bebauten Grünflächen und Kleinbiotopen in einer Distanz von 4 km zu Siedlungsgebieten I2: km Wanderwege an z.B. Weingärten im Umkreis von Wien I3: Anzahl landwirtschaftlicher Tourismusangebote I4: Anzahl Naturparks, in denen Landwirtschaft eine Rolle spielt
Sicherheit		
S1	Schutzleistung vor Lawinen, durch landwirtschaftliche Vegetation an Steilhängen	I1: Almfutterflächen relevant für Lawinenschutz (in ha)
		I2: Steiflächenmahd relevant für Lawinenschutz (in ha)
		I3: Bewirtschaftung von Bergmähdern (Steillagen) relevant für Lawinenschutz (in ha)
S3	Speicherung von CO ₂	I1: Veränderung der Treibhausgasspeicherung pro Jahr durch Landnutzungsänderungen zu landwirtschaftlicher Nutzung (Tonnen CO ₂ /Jahr)
		I2: CO ₂ -Vorräte der einzelnen Landnutzungsformen Acker, Grünland
Biologische Vielfalt		
V1	Existenz natürlicher Vielfalt auf der Ebene der Arten, Gene, Ökosysteme und Landschaften ³	I1: Farmland Bird Index (Bestand von Kulturlandvögeln)
		I2: Orchideen als Zeiger für Lebensraumqualität
		I3: High Nature Value Farmland Indikator (Flächen mit hohem Naturwert)
		I4: BINATS (Biodiversität in österreichischen Ackerbaugesellschaften)
V _{neu}	genetische Vielfalt (Für das österreichische Inventar neu ausgewiesene Ökosystemleistung)	I1: Anzahl seltener Haustierrassen (und Bestandszahl pro Rasse) I2: Anzahl seltener landwirtschaftlicher Kulturpflanzen (und Flächen pro Sorte)

¹ Die Pflanzenartenvielfalt ist eine wichtige Voraussetzung für Bestäuber (z.B. Wildbienen), um eine gute Nektar- und Pollenversorgung während des Jahres zu gewährleisten.

² Es wird davon ausgegangen, dass eine landwirtschaftliche Nutzung einen fruchtbaren Boden voraussetzt. Für die Darstellung bietet sich die Flächenbilanz der Statistik Österreich an, die allerdings keine Auskunft über die Qualität der Böden gibt; diese wird durch die landwirtschaftliche Nutzung impliziert.

³ Zusätzlich zu ihrer Bedeutung als Basis für alle Ökosystemleistungen. Mit der biologischen Vielfalt sind Existenzwerte verbunden, d.h. unabhängig von der Nutzung wird der biologischen Vielfalt ein Wert zugesprochen.

Quelle: UMWELTBUNDESAMT (2011) und STAUB et al. (2011).

1.2.5 Diskussion und Empfehlungen

Zur Überprüfung des Inventars wurde ein Workshop mit österreichischen Stakeholdern aus dem Bereich Landwirtschaft und Umwelt durchgeführt, in dem folgende Fragen zur Diskussion standen:

- Ist der Begriff der „finalen Ökosystemleistung“ verständlich formuliert?
- Stehen die präsentierten finalen Ökosystemleistungen in unmittelbarem Zusammenhang mit der Landwirtschaft?
- Sind die vorgeschlagenen Indikatoren geeignet, um die finalen Ökosystemleistungen abzubilden bzw. gibt es Alternativen?

Nach Einschätzung der ExpertInnen eignet sich die vorliegende Arbeit sehr gut für den wichtigen Einsatz im Bereich der Bewusstseinsbildung und als Kommunikationsmittel. Zur Verständlichkeit für eine breite Öffentlichkeit sollte so einfach und unmissverständlich wie möglich kommuniziert werden, dies ist mit der vorliegenden Arbeit bei einfacher und verständlicher Darstellung der Thematik und der verwendeten Begriffe gut möglich. Zudem liefert das Inventar eine wichtige Grundlage für weiterführende methodische Arbeiten (z.B. Einbeziehung von finalen Ökosystemleistungen in die umweltökonomische Gesamtrechnung).

Die Rückmeldungen der Stakeholder bestätigten uns in der Einschätzung, dass die Ausweisung von Indikatoren einen wichtigen Schritt hin zur praktischen Umsetzung des Konzepts der finalen Ökosystemleistungen darstellt. Es wurde darauf aufmerksam gemacht, dass den Datenerhebungen zu unterschiedlichen Indikatoren verschiedene Zeitreihen zugrunde liegen. Daher könnten Änderungen in der Nutzung dieser Ökosystemleistungen auch nur in jeweils verschiedener Frequenz dargestellt werden.

Zum räumlichen Bezug des Inventars wurde angemerkt, dass bestimmte Indikatoren aufgrund der verwendeten Datenbasis nur Gültigkeit für einzelne Regionen haben. Darauf aufbauende bundesweite Aussagen würden ein verzerrtes Bild geben, da lokal oder regional in unterschiedlichem Ausmaß auftretende Parameter, wie z.B. Hangneigung, Niederschlag oder Bodenqualität, einen entscheidenden Einfluss auf viele Ökosystemleistungen von Kulturlandschaften haben. Eine Extrapolation auf ganz Österreich wäre nicht korrekt.

Die Schwierigkeit der Abgrenzung zwischen den Leistungen der Ökosphäre und den menschlichen Leistungen ist im Bereich Landwirtschaft besonders groß (siehe auch MATZDORF & REUTTER 2014, in diesem Skript). Insbesondere bei der Nahrungsmittelproduktion kommt es zu einem hohen menschlichen Input. Es war die einhellige Meinung der Teilnehmenden, dass die Nahrungsmittelproduktion als finale Ökosystemleistung aufgenommen werden sollte. Die Berücksichtigung der landwirtschaftlichen Primärproduktion, wie in unserem Inventar ausgewiesen, wurde als logische und gut geeignete Abgrenzung für die landwirtschaftliche Lebensmittelproduktion gesehen (siehe W_{neu} in Tab. 1). Das Prinzip „mehr ist besser“ aus Abb. 3 kann ganz besonders für diese Indikatoren nur im Rahmen einer nachhaltigen Produktion gelten. Eine Intensivierung/Maximierung der landwirtschaftlichen Lebensmittelproduktion hat negative Auswirkungen auf andere finale Ökosystemleistungen. Durch die Aufnahme der Nahrungsmittelproduktion in das Inventar ist nun ein umfassender Blick auf den Sektor Landwirtschaft sichergestellt.

Alle Ökosystemleistungen des derzeitigen Inventars sollten nach Meinung der Workshop-Teilnehmer beibehalten werden. Weitere Bereiche wie Luftqualität (z.B. Entstehung von Feinstaubpartikeln in der Landwirtschaft), Tierschutzaspekte oder lokale Mikroklimaleistungen könnten in einer weiteren Bearbeitung berücksichtigt werden.

Das Einbeziehen anderer Bereiche, z.B. eine stärkere Berücksichtigung des Tourismus als bisher etwa durch W7 und G2 gegeben, wird als wichtig betrachtet.

Die Bewertung der bisher nur quantitativ erfassten Leistungen könnte in weiterer Folge einzeln oder auch als Gesamtbewertung erfolgen (z.B. durch eine Punktevergabe pro Kategorie), wobei sich aufgrund der Datenerhebungsfrequenz nur manche Indikatoren für eine jährliche Berichtlegung eignen würden. Die Nutzung des Inventars in dieser Richtung würde trotz aller notwendiger Vorsicht und Einschränkung bei der Interpretation der Ergebnisse weitere positive Effekte, besonders für die Bewusstseinsbildung und auch für manche Politikentscheidungen bringen und somit der Umwelt und dem Umweltschutz Österreichs dienen.

Literatur

- BOYD, J. & BANZHAF, S. (2007): What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63, 616-626.
- COOPER, T.; HART, K. & BALDOCK, D. (2009): The Provision of Public Goods through Agriculture in the European Union. Report for DG Agriculture and Rural Development, Contract No 30-CE-0233091/00-28. Institute for European Environmental Policy, London.
- DAILY, G.C. (1997): Introduction – What are ecosystem services? In: DAILY, G.C. (Hrsg.): *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, D.C., 1-10.
- FISHER, B.; TURNER, R.K. & MORLING, P. (2009): Defining and classifying ecosystems for decision making. *Ecological Economics* 68, 643-653.
- HAINES-YOUNG, R. & M. POTSCHEIN (2009): The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: RAFFAELLI, D.G & C.L.J. FRID (Hrsg.): *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*. University Press, British Ecological Society, Cambridge, 110-139.
- KIENAST, F.; BOLLINGER, J.; POTSCHEIN, 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.
- MATZDORF, B. & REUTTER, M. (2014): Leistungen des Grünlandes – eine Auseinandersetzung mit dem Konzept der Ökosystemleistungen im Bereich der Landwirtschaft. In: SCHRÖTER-SCHLAACK, C. et al. (Hrsg.): *Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop IV: Landwirtschaft*. BfN-Skripten 359, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 45-60.
- MEA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington D.C, Island Press.
- SCHRÖTER-SCHLAACK, C. (2014): Ökosystemleistungen, TEEB und Naturkapital Deutschland. In: SCHRÖTER-SCHLAACK, C. et al. (Hrsg.): *Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop IV: Landwirtschaft*. BfN-Skripten 359, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 8-21.

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. Bundesamt für Umwelt, Bern.

UMWELTBUNDESAMT (2011): Ökosystemleistungen und Landwirtschaft. Erstellung eines Inventars für Österreich. Bearbeitet von Götzl, M.; Schwaiger, E.; Sonderegger, G. & Süßbacher, E. Reports, Bd. REP-0355. Umweltbundesamt, Wien.

ZHANG, W.; RICKETTS, T.H.; KREMENC, C.; CARNEY, K. & SWINTONA, S.M. (2007): Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics* 64, 253-260.

1.3 Grundlagen der ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen in der Landwirtschaft

CHRISTOPH SCHRÖTER-SCHLAACK & BERND HANSJÜRGENS
HELMHOLTZ-ZENTRUM FÜR UMWELTFORSCHUNG – UFZ

1.3.1 Warum eine ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen?

Wie bereits in Beitrag 1 verdeutlicht (SCHRÖTER-SCHLAACK 2014, Kapitel 1.1.2, in diesem Skript), kann das Ökosystemleistungskonzept und eine ökonomische Analyse dieser Leistungen helfen, die Beiträge der Natur zu menschlichem Wohlbefinden und wirtschaftlicher Entwicklung besser sichtbar zu machen. Auch kann beides dazu beitragen, auf Trade-Offs, also Konflikte bei der Verfolgung bestimmter Ziele in Bezug auf die Nutzung und Schutz der Natur aufmerksam zu machen und die Rolle einzelner Akteure zu klären: Wer profitiert bei verschiedenen Nutzungsformen der Natur von ihren Leistungen und wer erleidet Schaden, wie sind Kosten und Nutzen verteilt? Solche Erkenntnisse können wertvolle Hinweise zum Umgang mit der Natur liefern, beispielsweise für die Gestaltung neuer Nutzungsregeln und Anreizsysteme oder für Vorschläge zur Reform der bestehenden Steuerung.

Dies gilt in besonderem Maße für die landwirtschaftliche Flächennutzung. Sie stellt mit knapp 47% Anteil an der Gesamtfläche Deutschlands die mit Abstand umfangreichste Flächennutzungsform dar (BMELV 2013) und ist daher ein zentrales Steuerungsobjekt für die Umsetzung flächenbezogenen Natur- und Umweltschutzes. Aus gesellschaftlicher Sicht wird zudem eine Vielzahl teilweise miteinander konkurrierender Anforderungen an die Landwirtschaft formuliert. Beispielsweise wird die EU-Agrarpolitik u.a. damit begründet, die Versorgung der Verbraucher mit landwirtschaftlichen Produkten zu angemessenen Preisen sicherzustellen und der landwirtschaftlichen Bevölkerung eine angemessene Lebenshaltung zu ermöglichen. Gleichzeitig soll die Agrarwirtschaft einen Beitrag zur Erhaltung des (Kultur-)Landschaftsbildes leisten und eine vorsorgende Bodenbewirtschaftung betreiben. Und all diese Ziele werden auch noch unter den Bedingungen starker Flächenkonkurrenz angestrebt. Einerseits besteht Konkurrenz zwischen verschiedenen landwirtschaftlichen Nutzungen, also sozusagen „innerhalb“ der landwirtschaftlichen Produktionsfläche, z.B. durch die Ausdehnung des Energiepflanzenanbaus im Zuge der Energiewende. Andererseits besteht die Konkurrenz zu Nutzungsformen „außerhalb“ der Landwirtschaft, z.B. durch die weitere Ausdehnung der Siedlungs- und Verkehrsflächen. Inwieweit und in welcher Form diese vielfältigen Ziele, ihre Interdependenzen und die langfristigen Folgen ihrer Erreichung oder ihres Verfehlens (siehe Abbildung 6) in Entscheidungen über Art und Intensität landwirtschaftlicher Flächennutzung berücksichtigt werden (können), ist fast völlig unklar.

Erschwert werden Abwägungsprozesse bzgl. verschiedener von der Landwirtschaft zu erbringender Leistungen durch den Umstand, dass es sich bei zahlreichen dieser Ökosystemleistungen um sogenannte öffentliche Güter handelt, für die keine Märkte existieren und deren Wertschätzung nicht in Form von Preisen abgelesen werden kann.. In diesen Fällen müssen die Präferenzen der Bürger auf andere Art und Weise offengelegt und abgeschätzt werden, um in Entscheidungen integriert werden zu können. Genau hier setzt die ökonomische Bewertung an. Für eine Veränderung des Zustands der Natur und des bereitgestellten Bündels an Ökosystemleistungen z.B. durch eine Änderung der landwirtschaftlichen Nutzungsintensität, kann eine ökonomische Bewertung die wahrscheinlichen Nutzengewinne

oder -einbußen für den Landwirt und die Gesellschaft, bezogen auf möglichst viele und möglichst relevante Ökosystemleistungen, erkennbar machen. Damit stellt sie wichtige Informationen für die Gestaltung entsprechender Nutzungsregeln und Anreizsysteme bereit. Welche gesellschaftlichen Wohlfahrtseffekte sind mit verschiedenen Landnutzungsformen und Nutzungsintensitäten verbunden? Welche Nutzungsalternativen liefern den höchsten Zielbeitrag zu den verschiedenen gesellschaftlichen Anforderungen, die an die Landwirtschaft gestellt werden? Wie kann der Übergang auf alternative Nutzungsformen und -intensitäten gewährleistet werden, ohne unzumutbare Belastungen bei den Landwirten zu verursachen?



Abbildung 6: Die Waagschale bei der Betrachtung von Nutzen und Kosten landwirtschaftlicher Flächennutzung.

Quelle: verändert nach NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE (2012).

Dieser Beitrag möchte die Bandbreite der ökonomischen Betrachtung von Natur anhand der Bestandteile des ökonomischen Gesamtwertes aufzeigen (siehe 1.3.2), verschiedene ökonomische Bewertungsverfahren schlaglichtartig vorstellen (siehe 1.3.3), und auf Möglichkeiten, Sinn und Zweck einer monetären Bewertung von Ökosystemleistungen eingehen (siehe 1.3.4). Abschließend werden die Grenzen und die Möglichkeiten des Konzeptes, gerade auch für den Naturschutz in der Landwirtschaft, noch einmal betont (siehe 1.3.5).

1.3.2 Welche Werte umfasst eine ökonomische Bewertung?

Für das Verständnis der ökonomischen Denkweise ist es essentiell, das anthropozentrische Weltbild der Ökonomie zu verstehen. Anthropozentrismus bedeutet hierbei, dass nur *das* einen Wert besitzt, was dem Menschen in irgendeiner Form nützt. Nicht direkt berücksichtigt sind in der ökonomischen Bewertung „intrinsische“ Werte, also der Wert der Natur oder einzelner Arten um ihrer selbst willen (siehe z.B. WBGU 1999, ESER et al. 2011, JAX et al. 2013). Teile dieser Werte werden indirekt aber insofern berücksichtigt, als jene intrinsischen Werte manchen Menschen wichtig und somit „nützlich“ für die eigene Bedürfnisbefriedigung und das eigene Wohlergehen sind (siehe die Kategorien nutzungsunabhängiger Werte, z.B. den Existenzwert in Abb. 2). Der ökonomischen Bewertung liegt weiterhin die Auffassung zugrunde, dass eine Bewertung auf den Präferenzen aller Menschen beruhen soll und nicht etwa auf der fachlichen Kenntnis von Experten. Schließlich lassen sich nur jene Leistungen der Natur bewerten, die

ersetzbar sind, für die mithin Alternativen zur Verfügung stehen. Für essentielle Leistungen des Naturhaushaltes, bei deren Zerstörung das Überleben der Menschen in Frage gestellt ist oder besonders weitgehenden Eingriffen in die Natur, lassen sich keine sinnvollen ökonomischen Werte angeben. Die mittels einer ökonomischen Bewertung identifizierten Nutzen und Kosten von Maßnahmen gelten immer nur für solch kleine („marginale“) Veränderungen in der Bereitstellung von Ökosystemleistungen, die durch Ausübung alternativer Handlungsoptionen (z.B. eine technische Lösung) zur gleichen Bedürfnisbefriedigung führen. Ökosystemleistungen werden also nicht absolut bewertet, sondern im Hinblick auf ihre relative Vorzüglichkeit im Vergleich zu anderen Gütern (SCHWEPPE-KRAFT UND GRUNEWALD 2013).

Basis für die ökonomische Erfassung von umweltbezogenen Werten ist das Konzept des „Ökonomischen Gesamtwertes“ („total economic value“). Hierbei handelt es sich um den Versuch, alle Arten von Nutzen der Natur und ihrer Leistungen für den Menschen zu erfassen und ihre Werte zu kategorisieren. Der ökonomische Gesamtwert wird dabei in verschiedene Einzelwerte unterteilt, die in Abbildung 7 dargestellt sind.

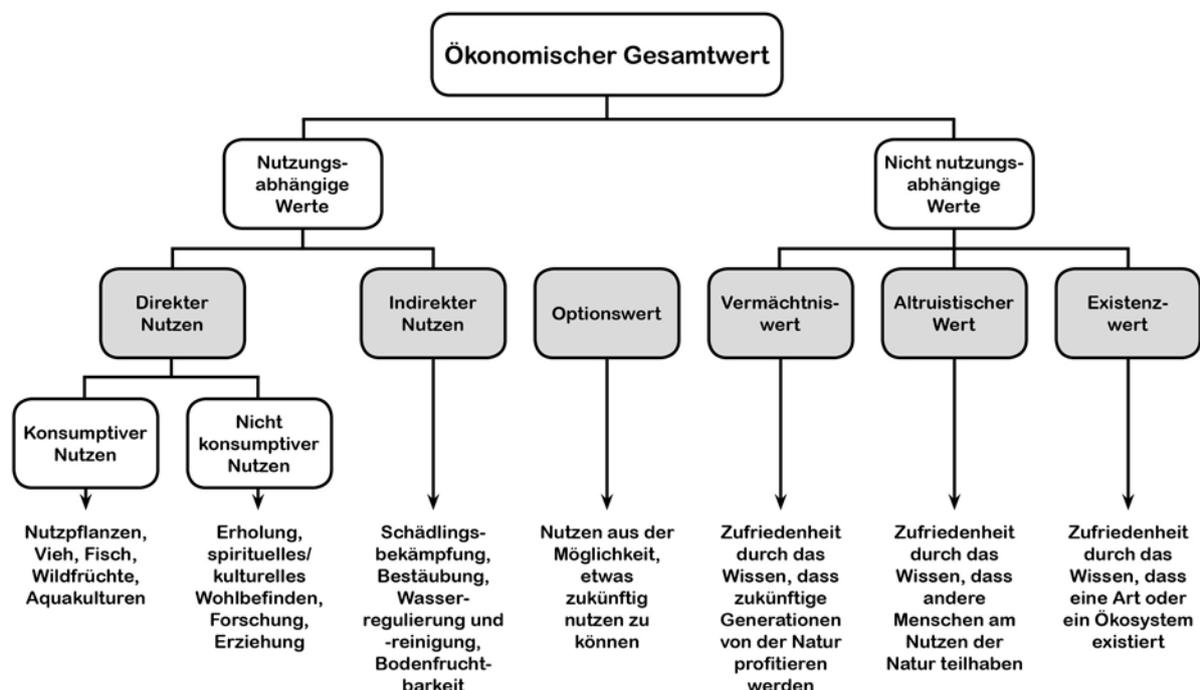


Abbildung 7: Das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes.

Quelle: NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE (2012: 53), übersetzt und angepasst nach TEEB (2010: 195).

Im Konzept des ökonomischen Gesamtwertes werden zunächst nutzungsabhängige und nicht-nutzungsabhängige Werte unterschieden. Die nutzungsabhängigen Werte stehen mit der Nutzung der Naturressourcen in Verbindung und werden üblicherweise in drei Wertkategorien untergliedert:

- **Direkte Nutzwerte.** Diese beinhalten u.a. die Nutzung der Natur und ihrer Leistungen für Konsum- und Produktionszwecke. Bei landwirtschaftlicher Nutzung ist der direkte Nutzen für den Menschen besonders offensichtlich und scheinbar auch relativ leicht zu bewerten,

da die landwirtschaftlichen Produkte keine öffentlichen Güter sind und über den Markt bewertet werden, anders als z.B. im Wald gesammelte Beeren und Pilze. Dabei ist aber zu beachten, dass das landwirtschaftliche Erzeugnis selbst, z.B. das geerntete Getreide, nur zu einem gewissen Anteil natürliche Produktionsinputs, also tatsächlich Nutzen aus Ökosystemleistungen der Natur (z.B. Wachstumsleistung der Pflanze) enthält, darüber hinaus aber auch zahlreiche menschliche Produktionsfaktoren (Arbeitszeit, Maschinen, Saatgut, Dünger etc.). Hier besteht also das Problem, den Wert des Produktes den Ökosystemleistungen und den menschlichen Leistungen sinnvoll zuzuordnen. Neben diesen „Verbrauchs-Nutzen“ zählen auch manche nicht-konsumptive Nutzen, z.B. der Erholungswert aus dem Spaziergang an einem Feldrain, zu den direkten Nutzwerten.

- *Indirekte Nutzwerte.* In dieser Kategorie werden die Nutzen aus all denjenigen ökologischen Leistungen der Natur zusammengefasst, die dem Menschen indirekt nutzen, z.B. die Bodenfruchtbarkeit als wichtiger Produktivitätsfaktor bei der Erzeugung landwirtschaftlicher Produkte. Am Beispiel der Leistung einer Honigbiene lassen sich die Unterschiede zwischen direkten und indirekten Nutzwerten sehr schön veranschaulichen. Einerseits profitieren die Menschen in direkter Weise von den Leistungen der Biene in Form des Honigs, andererseits indirekt von der Bestäubungsleistung, durch die der Anbau bspw. von Obst oftmals überhaupt erst wirtschaftlich sinnvoll möglich wird (siehe hierzu auch Box 3).
- *Optionswert.* Dieser Wert ergibt sich aus dem potentiellen zukünftigen Nutzen von jetzt noch nicht entdeckten oder in Anspruch genommenen Leistungen der Natur. Zum Beispiel kann der Erhalt einer großen genetischen Vielfalt auch innerhalb einer Art nützlich sein, um auf zukünftige Umweltveränderungen (z.B. veränderte klimatische Rahmenbedingungen als Folge des Klimawandels oder neuartige Pflanzenkrankheiten) reagieren und z.B. krankheitsresistente Kulturen züchten zu können. Den ermittelten Wert kann man sich als eine fiktive Versicherungsprämie vorstellen: Was ist es der Gesellschaft wert, sich diese Option zu erhalten?

Die nicht-nutzungsabhängigen Werte sind von einer tatsächlichen Nutzung durch das wertschätzende Individuum unabhängig. Hier werden unterschieden:

- *Vermächtniswert.* Er entsteht aus dem Anliegen, nachfolgenden Generationen die Natur so zu hinterlassen, dass diese ebenso Nutzen aus ihr ziehen können, wie die heutige Generation. In Bezug auf die Gestaltung der Landwirtschaft ist der Vermächtniswert von großer Bedeutung, z.B. beim Erhalt der natürlichen Bodenfruchtbarkeit, um langfristig die Leistungsfähigkeit landwirtschaftlicher Produktion zur Befriedigung der zukünftigen Nutzungsansprüche (z.B. zur Ernährung oder der Energieerzeugung) zu gewährleisten.
- *Altruistischer Wert.* Er berücksichtigt, dass Menschen mitunter einen Nutzen empfinden, wenn andere Menschen (derselben Generation) einen Zugang zu Umweltressourcen haben. Auch dieser Wert kann bezogen auf die landwirtschaftliche Flächennutzung relevant sein, wenn z.B. die Nachfrage nach Bioenergie zu Veränderungen in Anbausystemen führt und dadurch die Weltmarktpreise für Nahrungsmittel steigen.
- *Existenzwert.* Dieser Wert ergibt sich, wenn allein die Kenntnis vom Vorhandensein einer Art für eine höhere Zufriedenheit sorgt und somit einen positiven Nutzen stiftet. Beispielsweise besitzen manche Menschen Wertschätzungen für traditionelle Getreidesorten oder Nutztierassen, auch wenn diese gegenüber Hochleistungsarten weniger ertragsstark sind.

Box 3: Die Bestäubungsleistung der Bienen – mehr wert als nur Honig

Die Honigbiene ist der wichtigste Bestäuber unserer Kulturpflanzen. Durch den stetigen Rückgang der Bienenvölker ist die flächendeckende Bestäubung nicht mehr gewährleistet und es kommt in den letzten Jahren verstärkt zu Ernteausschlägen. Allein in Bayern sank die Zahl der Bienenvölker vom Jahr 2000 bis 2009 von knapp 300.000 auf etwa 160.000 Völker (MANDL 2012).

Interessant ist die Gegenüberstellung verschiedener Werte in Bezug auf die Leistungen der Honigbiene, die im Jahr 2005 in einer Schweizer Studie vorgenommen wurde. Verweist man lediglich auf die Honigleistung der Bienen, so erbringt ein Bienenstock einen durchschnittlichen Ertrag von rund 250 Schweizer Franken pro Jahr und Volk. Der Bestäubungswert eines Bienenvolkes bezogen auf den Erntewert von Obst und Beeren beträgt hingegen etwa 1.250 Schweizer Franken pro Jahr (FLURI & FRICK 2005).

Der Wert der weltweiten Bestäubungsleistung durch Bienen wird für das Jahr 2005 auf 153 Milliarden geschätzt (GALLAI et al. 2009). Das entspricht 9,5 Prozent des Wertes der jährlichen Weltagrarpromission an Lebensmitteln. Drei Kategorien landwirtschaftlicher Produkte wären besonders vom Rückgang der Bestäubungsleistung durch Insekten betroffen: Obst und Gemüse mit einem Verlust von jeweils 50 Milliarden Euro, gefolgt von essbaren Ölfrüchten mit einem Schaden i.H.v. 39 Milliarden Euro.

1.3.3 Wie geht man bei einer ökonomischen Bewertung vor?

Im ersten Beitrag dieses Bandes (SCHRÖTER-SCHLAACK 2014) wurde der Sechs-Schritte-Ansatz der internationalen TEEB-Studie beschrieben, der eine hilfreiche Heuristik bei Entscheidungen über Art, Umfang und Intensität der Nutzung der Natur und ihrer Ökosystemleistungen darstellt. Im Rahmen dieses Sechs-Schritte-Ansatzes kann sich für verschiedene Ökosystemleistungen die Notwendigkeit ergeben, eine ökonomische Bewertungsstudie vorzunehmen (siehe Schritt 4), um die Entscheidungsgrundlagen zu vervollständigen. Dieser Abschnitt erläutert das Vorgehen bei einer solchen ökonomischen Bewertung, die folgenden Schritte sind somit in den umfassenderen Sechs-Schritte-Ansatz eingebettet. Eine konkrete Bewertungsstudie präsentieren zudem MATZDORF & REUTTER (2014, in diesem Skript).

Damit mögliche Einflüsse auf die Bereitstellung von Ökosystemleistungen besser und angemessen in Entscheidungen berücksichtigt werden, ist es wichtig, Kenntnisse über den derzeitigen physischen Bestand, über dessen Veränderungen im Lauf der Zeit einschließlich der jeweiligen Ursachen sowie über die spezifischen Nutzungen und Werte zu erlangen (vgl. SCHWAIGER 2014, in diesem Skript). Hierzu ist ein Dreiklang – bestehend aus drei Hauptschritten – erforderlich: die Leistungen der Natur sind (i) zu identifizieren, (ii) mittels geeigneter Indikatoren und Kennziffern zu erfassen sowie (iii) mit geeigneten Methoden zu bewerten. Es ist wichtig zu betonen, dass die ökonomische Bewertung nur dann sinnvoll erfolgen kann, wenn die vorhergehenden beiden Schritte erfolgreich durchgeführt worden sind. In vielen Fällen beschränkt sich eine Bewertungsanalyse auf die qualitative oder quantitative Erfassung und muss, soll oder kann nicht bis zu einer monetären Bewertung fortgeführt werden.

Ökosystemleistungen identifizieren

Für die Identifikation von Ökosystemleistungen ist es hilfreich, auf die Einteilung in Versorgungsleistungen, Regulierungsleistungen, kulturelle Leistungen und Basisleistungen zurückzugreifen (siehe SCHRÖTER-SCHLAACK 2014, in diesem Band). Internationale Studien wie zum Beispiel das Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005) oder die TEEB-Studien (z.B. TEEB 2010) bieten auch etwas abweichende Ansätze zur Kategorisierung und Inventarisierung von Ökosystemleistungen. Wie auch immer diese Ansätze aussehen: entscheidend ist, diese bei nationaler, regionaler oder lokaler Umsetzung den speziellen naturräumlichen und gesellschaftlichen Verhältnissen anzupassen.

Ökosystemleistungen erfassen

An die Identifikation der Ökosystemleistungen schließt sich ihre Erfassung an. Die Erfassung kann anhand einer Vielzahl von verschiedenen Einzeldaten erfolgen. Damit sie effizient und auch wiederholbar durchgeführt wird, ist es erforderlich, geeignete Indikatoren für die physische Erfassung auszuwählen. „Geeignet“ bedeutet, dass aus den Daten tatsächlich Rückschlüsse auf das Untersuchungsobjekt der Erfassung gezogen werden können. Beispielsweise wird oft auf die produzierte Menge an Nahrungs- oder Futtermitteln verwiesen, wenn geeignete Indikatoren für die Erfassung von Versorgungsleistungen der Landwirtschaft gesucht sind. Dabei wird jedoch vernachlässigt, dass die landwirtschaftliche Produktionsmenge zwar auch von Ökosystemleistungen (z.B. der Bodenfruchtbarkeit oder Bestäubungsleistungen) beeinflusst wird, aber zusätzlich von zahlreichen anderen Produktionsinputs (des Landwirtes oder abiotischer Umweltfaktoren, wie Niederschläge) abhängig ist. Ein besser geeigneter Indikator wäre daher bspw. das ackerbauliche Ertragspotential, das die Eignung eines Standortes für eine ackerbauliche Nutzung qualifiziert (vgl. MÜLLER et al. 2007).

Außerdem muss bei der Erfassung berücksichtigt werden, für welchen Zeitraum (z.B. im Jahr 2013) und welches Gebiet (z.B. Bundesrepublik Deutschland) der Indikator erhoben werden soll. Mit der Wahl des Indikators ist die Recherche nach erforderlichen Daten oder die Festsetzung einer Erhebungsmethodik verbunden, die über den Zustand bzw. die Veränderung des Indikators (Zu-/Abnahme gegenüber Basiszeitpunkt) Auskunft geben.

Ökosystemleistungen bewerten

Für die Bewertung selbst stehen vielfache Methoden zur Verfügung (siehe Box 4). Dabei ist darauf hinzuweisen, dass die Wahl der Bewertungsmethoden Einfluss hat auf das, was tatsächlich erfasst wird, und damit auch auf das, was verborgen bleibt. Beispielsweise lassen sich über Marktanalysen Ökosystemleistungen wie die Bodenfruchtbarkeit oder die Bestäubungsleistung monetarisieren, der Beitrag der Landwirtschaft zur Erhaltung des Landschaftsbildes eher nicht. Letztere sind besser über kontingente Bewertungsmethoden oder Methoden der offenbarten Präferenzen messbar.

Box 4: Welche Bewertungsmethoden stehen zur Verfügung?

Die folgende Übersicht stellt die am häufigsten genutzten Bewertungsmethoden (ökonomische und nicht-ökonomische) zur Einschätzung des Wertes von Ökosystemleistungen dar.

I. Marktanalyse (Marktbewertungsmethoden)

Der große Vorteil der Marktbewertungsmethoden liegt darin, dass sie auf Daten basieren, die tatsächlichen (realen) Märkten entstammen oder zu solchen Märkten in Bezug stehen. Sie basieren somit auf realen Zahlungsbereitschaften von Individuen. Zudem ist es relativ leicht, an solche Daten – z.B. Preise, Mengen, Kosten – zu gelangen. Marktbewertungsmethoden kommen z.B. dort zur Anwendung, wo ein Produkt, wie Holz oder 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.

Bei den Marktbewertungsmethoden werden drei Gruppen mit verschiedenen Ansätzen unterschieden:

1. **Preisbasierte Ansätze** – sie beruhen direkt auf Marktpreisen, z.B. Ernte wildwachsender Pflanzen oder Nutzung von Landschaftspflegematerial für die Biogaserzeugung;
2. **Kostenbasierte Ansätze** – sie beruhen z.B. auf Schätzungen der Kosten, die entstehen würden, wenn die von Ökosystemen erbrachten Dienstleistungen auf künstliche Weise (neu) bereitgestellt werden müssten (Ersatzkosten), oder auf Schätzungen der Kosten, die durch Umweltschäden verursacht werden (Schadenskosten), bspw. Bemessung der Schadenskosten zusätzlicher CO₂-Emissionen des Gründlandumbruchs;
3. **Produktionsfunktionsbasierte Ansätze** – sie werten die Umwelt als Produktionsfaktor und ermitteln, wie die Leistung eines Ökosystems zur Produktion eines Gutes beiträgt, das auf einem existierenden Markt gehandelt wird und wie dieser Beitrag zu bewerten ist. Typisches Beispiel sind Angaben zum ackerbaulichen Ertragspotential, das Aussagen über den Einfluss der Bodengüte auf den ackerbaulichen Ertrag ermöglicht (vgl. MÜLLER et al. 2007).

II. Methoden der offenbarten Präferenzen

Die Methoden der offenbarten Präferenzen (revealed preferences) leiten Werte aus Daten ab, die auf wirklichem (vergangenem) Verhalten beruhen. 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. Menschen enthüllen ihre Präferenzen durch ihre (Auswahl-)Entscheidungen. Die zwei wichtigsten Methoden sind die Reisekostenmethode und der hedonische Preisansatz.

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, Eintrittsgeld oder aufgewendete 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. Während des Workshops wurde beispielsweise die Gefährdung des ortstypischen Kulturlandschaftsbildes durch intensivierten Maisanbau in Folge der EEG-Förderung diskutiert. In solchen Fällen könnte die Reisekostenmethode hilfreiche Hinweise zur Bedeutung des Landschaftsbildes für die Reiseentscheidung liefern.

Der **hedonische Preisansatz** nutzt Informationen über die implizite Nachfrage nach einem Umweltattribut, die über gehandelte Güter offenbart wird. 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 der 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 in den anderen Eigenschaften vergleichbarer Häuser gegenüberzustellen. Der höhere Preis in der Nähe des Waldes oder des Sees wird als Wert des Umweltgutes angesehen.

III. Methoden der geäußerten Präferenzen

Methoden der geäußerten Präferenzen (stated preferences) basieren auf der Nachfrage nach einer bestimmten Ökosystemleistung (oder einer Änderung in ihrem Vorhandensein). Die Methode umgeht den Bedarf nach Marktdaten, in dem sie die Nachfrage mit Hilfe eines hypothetischen Marktes misst. In Befragungen werden Zahlungsbereitschaften für geschehene oder geplante Umweltveränderungen erhoben, um trade-offs beurteilen oder einstufen zu können. Üblicherweise werden die Antworten mit Hilfe von standardisierten Umfrageverfahren erhoben, die eine repräsentative Auswahl der Bevölkerung einbeziehen.

Die Konstruktion hypothetischer Märkte ist allerdings eine methodische Herausforderung, weshalb die Methoden der geäußerten Präferenzen die am häufigsten kritisierten Bewertungsmethoden darstellen. Manche Kritiker verweisen darauf, dass es oft unklar ist, was genau Menschen bewerten (eine Dienstleistung, alle Dienstleistungen etc.), und ob die Befragten nicht vielleicht strategisch geantwortet haben, also in der Realität anders handeln würden.

Die wichtigsten Methoden der geäußerten Präferenzen sind:

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.

Choice Modelle. Die Befragten werden mit zwei oder mehr 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 Teilnehmer in den verschiedenen Situationen zahlen müssten. Choice Experimente lassen sich z.B. zur Überprüfung und ggf. Neugestaltung von Vertragsmodellen für Agrarumweltmaßnahmen einsetzen. LIENHOOP (2013) beschreibt

die Anwendung für ein Aufforstungsprogramm des Freistaates Sachsen auf Agrarstandorten.

IV. Prozessbezogene Methoden – Gruppenbasierte Verfahren

Gruppenbasierte Verfahren umfassen (1) politische **Befragungsprozesse**, die zur Erhebung qualitativer Präferenzen oder der Konsensfindung genutzt werden, und (2) **deliberative Gruppenbewertungen**, die Methoden der geäußerten Präferenzen mit Elementen von Beratungsprozessen verbinden, um Werte zu erforschen, wie z.B. Wertepluralismus, Inkommensurabilität oder soziale Gerechtigkeit.

Quelle: verändert und ergänzt nach HANSJÜRGENS (2012).

Die Frage ist, auf welche der genannten Bewertungsmethoden man im konkreten Fall zurückgreift. Die Wahl des Bewertungsverfahrens hängt sehr stark vom betrachteten Gegenstand, den zur Verfügung stehenden Daten und den zeitlichen und finanziellen Möglichkeiten ab. So sind manche Wertkategorien, z.B. Existenzwerte oder Vermächtniswerte überhaupt nur mittels Zahlungsbereitschaftsanalysen erfassbar – die anderen Bewertungsverfahren können dies nicht leisten.

Der Durchführung von Zahlungsbereitschaftsanalysen stehen aber oft hohe Kosten entgegen. Solche Fragebogenaktionen bedürfen einer aufwändigen Planung, Vorbereitung, Durchführung und Auswertung, die oft nur von Spezialisten geleistet werden kann, die Erfahrung mit derartigen Befragungen haben. Aus diesem Grunde wurde zusätzlich zu den in Box 4 genannten Verfahren der Ansatz des Benefit Transfer entwickelt. Hier wird versucht, die Informationen aus bereits durchgeführten Studien auf einen neuen Sachverhalt zu übertragen, indem die ermittelten Werte der Ausgangsstudien herangezogen, auf den neuen Sachverhalt „transferiert“ und angepasst werden.

1.3.4 Von der Bewertung zur Entscheidung... und darüber hinaus

Bisher wurde jedoch nur dargestellt, wie sich identifizierte und erfasste Nutzen aus Ökosystemleistungen möglichst gut bewerten lassen. Um eine Entscheidung in der Naturschutzpraxis zu treffen, reicht dies allerdings oft nicht aus. In der Regel müssen außer dem Nutzen auch die Kosten berücksichtigt werden. Außerdem stellt sich oft nicht die Frage, ob eine Maßnahme durchgeführt werden soll oder nicht, sondern es muss entschieden werden, wie begrenzte Mittel einzusetzen sind, mithin welcher Lösung aus einer Reihe von Alternativen der Vorzug gegeben werden soll. Jeweils ist dann die Bewertung des Nutzens von Ökosystemleistungen ein Teil der Gesamtbetrachtung.

Die gebräuchlichsten Entscheidungshilfungsverfahren sind die Kosten-Nutzen-Analyse, die Kosten-Wirksamkeits-Analyse und die Multi-Kriterien-Analyse. Zu den drei Verfahren liegen zahlreiche Hintergrundinformationen vor, hier sei auf den Beitrag von HANSJÜRGENS (2012) verwiesen und seien die wichtigsten Aspekte nur kurz skizziert. In einer Kosten-Nutzen-Analyse werden die monetär bewerteten Nutzen einer Maßnahme den mit ihr verbundenen Kosten gegenübergestellt. Je mehr mögliche Nutzen und Kosten dabei einbezogen werden, desto höher die Aussagekraft der Analyse. Als Entscheidungsgrundlage dient dann das Ausmaß in dem die Nutzen die Kosten übersteigen. Bei einer Kosten-Wirksamkeitsanalyse wird hingegen davon ausgegangen, dass alle Maßnahmen zum gleichen Ergebnis (Nutzen) führen

bzw. es werden die jeweiligen Kosten für ein festgelegtes Zielerreichungsmaß ermittelt. Somit kann dann der Fokus auf die Maßnahmenkosten gelegt und die Maßnahme mit den geringsten Kosten wird als vorzugswürdig ermittelt werden. Schließlich kann die Multi-Kriterien-Analyse herangezogen werden, wenn es sich um multidimensionale Probleme handelt, bei denen eine monetäre Bewertung aller Nutzen und Kosten nicht möglich ist oder angemessen erscheint.

Die Unterstützung der Umweltpolitik durch das Konzept der Ökosystemleistungen und durch Bewertungsanalysen will aber immer auch über die Entscheidung im Einzelfall hinausgehen. Egal welches Entscheidungsverfahren jeweils zu Grunde gelegt wird, entscheidend ist darüber hinaus, dass dauerhaft Verhaltensänderungen bei allen Beteiligten ausgelöst werden, die zu einer besseren Berücksichtigung der bislang nur unzureichend beachteten Werte der Ökosystemleistungen führen. Dabei wird aber weder angestrebt, alle Leistungen der Natur in Geldwerten, also monetär zu bewerten, noch ist es das Ziel, alle Ökosystemleistungen zu privatisieren und ihre Allokation Märkten zu überlassen. Vielmehr ist die denkbare Bandbreite von Korrekturmaßnahmen groß: sie reicht von freiwilligen Selbstverpflichtungen, über die Etablierung von Zahlungssystemen oder die Einführung und Reform von Subventionen bis hin zur räumlichen Planung und zu ordnungsrechtlichen Ge- und Verboten (vgl. SCHRÖTER-SCHLAACK & RING 2011, HANSJÜRGENS et al. 2011).

Dementsprechend unterschiedlich fällt die Anforderung an die Detailtiefe und den Informationsgehalt aus, den eine ökonomische Bewertungsstudie zu erfüllen hat (siehe Abbildung 8). In manchen Fällen reicht es aus, das Bewusstsein zu fördern, dass eine bestimmte Landschaft, Pflanzen- oder Tierart bedeutsam und einmalig ist, um ihren Schutz zu gewährleisten. Für die Gestaltung von Politikinstrumenten zum Schutz der Natur, z.B. Zahlungen im Vertragsnaturschutz, sind Informationen über die Kosten bestimmter Pflegemaßnahmen notwendig, um dem Land- oder Forstwirt eine angemessene Kompensation für seine Mehraufwendungen anzubieten. (Soll zusätzlich eine räumliche Steuerung oder aber ein Vergleich verschiedener Pflegemaßnahmen vorgenommen werden, sind Informationen über den Nutzen der verschiedenen Alternativen zu ermitteln). Soll ein konkretes Projekt, z.B. der Trassenverlauf einer Straße mittels einer Kosten-Nutzen-Analyse beurteilt werden, gelten die höchsten Informationsanforderungen, um den spezifischen Kontext der konkreten Alternativen und ihrer Auswirkungen korrekt widerzuspiegeln (BROUWER et al. 2011, LIENHOOP & HANSJÜRGENS 2010).



Abbildung 8 Zunehmender Informationsbedarf bei der Durchführung einer ökonomischen Bewertungsstudie.
Quelle: BROUWER et al. (2011).

1.3.5 Fazit

Die ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen ist in vielen Fällen möglich und erstrebenswert, da bislang fehlende oder nicht beachtete Informationen über die Bedeutung der natürlichen Lebens- und Produktionsgrundlagen für das menschliche Wohlbefinden und die wirtschaftliche Prosperität aufgedeckt und verdeutlicht werden können. Dies gilt auch für die landwirtschaftliche Flächennutzung, zwei wesentliche Gründe seien hier rekapituliert. Einerseits ist die Landwirtschaft die bedeutendste Flächennutzung in Deutschland, mögliche Veränderungen in Art und Ausmaß der Bewirtschaftung haben daher auch großen Einfluss auf den Zustand der Natur und ihre Fähigkeit, langfristig Ökosystemleistungen bereitzustellen. Andererseits ist die Landwirtschaft multifunktional, d.h. durch die Art der Bewirtschaftung sollen nicht nur Nahrungsmittel oder Energiepflanzen erzeugt werden, sondern es werden an sie Anforderungen bzgl. des Boden- und Klimaschutzes, der Erhaltung des Landschaftsbildes, der Versorgungssicherheit der Bevölkerung und der wirtschaftlichen Entwicklung des ländlichen Raumes gestellt. Für die Abwägung der vor- und nachteiligen Wirkungen landwirtschaftlicher Bewirtschaftungspraktiken ist eine ökonomische Analyse der Ökosystemleistungen daher besonders aufschlussreich: welchen Beitrag leistet die Landwirtschaft zur Erhaltung oder Steigerung einzelner Ökosystemleistungen? In welchem Maße ist die landwirtschaftliche Produktion von Ökosystemleistungen, z.B. der Bodenfruchtbarkeit oder dem lokalen Mikroklima, abhängig und sollte die Erhaltung dieser Ökosystemleistungen daher (ggf. stärker als bisher) gleichberechtigtes Ziel neben der Erzeugung landwirtschaftlicher Güter sein? Und schließlich: Wie lassen sich die Auswirkungen der landwirtschaftlichen Produktion auf andere Ökosystemleistungen, z.B. das Landschaftsbild, das Habitat-Angebot oder die Grundwasserqualität bewerten und zu möglichen Ertragssteigerungen oder -einbußen ins Verhältnis setzen? Und wie kann ein Übergang zu alternativen Nutzungsformen und -intensitäten erreicht werden, ohne die wirtschaftliche Überlebensfähigkeit der Landwirtschaft zu gefährden?

Wichtig ist an dieser Stelle aber auch noch einmal zu betonen, dass eine ökonomische Bewertung der Auswirkungen bestimmter Handlungen und Nutzungsänderungen auf die Natur und ihre Ökosystemleistungen nicht ausreichend ist, um tatsächlich Verhaltensänderungen anzustoßen. Hierzu muss über den eigentlichen Bewertungsvorgang „hinaus“ gedacht werden um zu erreichen, dass die aufgedeckten Werte und Relationen in Entscheidungen berücksichtigt werden (Inwertsetzung der Ökosystemleistungen). Dies kann sowohl durch Vorschriften zu allgemein einzuhaltenden Bewirtschaftungspraktiken, z.B. im Rahmen der guten fachlichen Praxis oder der Cross-Compliance-Anforderungen angestrebt werden, als auch durch entsprechend ausgestaltete finanzielle Anreize zur freiwilligen Verhaltensänderung. Im Umkehrschluss ist es aber ebenso wichtig zu betonen, dass nicht jede dieser verhaltensändernden Maßnahmen mit einem ökonomischen Kalkül bewertet werden kann oder gar muss. Dazu sind die Möglichkeiten einer ökonomischen Bewertung der Natur in ihrem komplexen Zusammenspiel zu begrenzt. Gerade die tatsächlichen Werte und die Bedeutung der biologischen Vielfalt sind auf Grund zahlreicher auch aus naturwissenschaftlicher Sicht noch längst nicht verstandener Zusammenhänge noch sehr unklar. Hinzu kommt, dass insbesondere die Methoden zur monetären Bewertung für viele Aspekte der Natur und zur Bewertung der Auswirkungen von Maßnahmen sowohl auf die Natur aber auch auf das menschliche Wohlbefinden wenig gut geeignet sind. Der Bereich Landwirtschaft ist besonders komplex und stellt die Wissenschaft und die Naturschutzpraxis vor besonders große Herausforderungen.

Oft wird bei einer ökonomischen Bewertung eine Menge Pragmatismus erforderlich sein und evtl. müssen Abstriche bei methodischen Feinheiten zu Gunsten der Aussagefähigkeit in Kauf genommen werden. Trotzdem sollten lieber auch grobe Einschätzungen abgegeben werden, solange sie in ihrer Richtung eindeutig bestimmbar sind, als dass der Nutzen der Natur für den Menschen bei Entscheidungsfindungen überhaupt nicht berücksichtigt wird. Andererseits ist vor unrealistischen Erwartungen und Schlussfolgerungen zu warnen: nicht jede Naturschutzmaßnahme wird sich „rechnen“ – und dass muss sie auch nicht, denn ökonomische Effizienzargumente sind nur ein Ausschnitt aus einer viel breiteren Bandbreite von Entscheidungs- und Bewertungskriterien (siehe auch 6-Schritte-Ansatz als Entscheidungsheuristik in SCHRÖTER-SCHLAACK 2014 und auch BERGHÖFER 2014, beide in diesem Skript). Unterschätzt werden sollte auch nicht der Prozesscharakter einer ökonomischen Bewertung. Durch die Beschäftigung mit den Rahmenbedingungen der gegenwärtigen Inanspruchnahme der Natur und ihrer Leistungen (Preise, Kosten, Nutzen, Bereitsteller, Nutznießer) werden Kommunikationsprozesse stimuliert, die zum besseren Verständnis und letztlich Ausgleich konkurrierender Nutzungsansprüche beitragen können.

Literatur

Dieser Beitrag beruht in Teilen auf NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE (2012) sowie HANSJÜRGENS (2012).

BERGHÖFER, A. (2014): Die Ökosystemleistungsperspektive in der Landwirtschaft – Anwendungen in Entwicklungsländern. In: SCHRÖTER-SCHLAACK, C. et al. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop IV: Landwirtschaft. BfN-Skripten 359, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 82-91.

BMELV – Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2013): Landwirtschaft verstehen: Fakten und Hintergründe. BMELV, Berlin.

BROUWER, R.; OOSTERHUIS, F.H.; ANSINK, J.H.; BARTON, D.N. & LIENHOOP, N. (2011): POLICYMIX WP 4: Guidelines for estimating costs and benefits of policy instruments for biodiversity conservation. Issue No. 6.
http://policymix.nina.no/DesktopModules/Bring2mind/DMX/Download.aspx?Command=Core_Download&EntryId=876&PortalId=51&TabId=3736 (20.01.2014).

ESER, U.; NEUREUTHER, A. & MÜLLER, A. (2011): Klugheit, Glück, Gerechtigkeit. Ethische Argumentationslinien in der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Naturschutz und Biologische Vielfalt 107, Landwirtschaftsverlag, Münster.

FLURI, P. & FRICK, R. (2005): Imkerei in der Schweiz: Fakten und Bedeutung. Agrarforschung 12 (3), 104-109.

GALLAI, N.; SALLES, J.-M.; SETTELE, J. & VAISSIÈRE, B.E. (2009): Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. Ecological Economics 68, 810-821.

HANSJÜRGENS, B.; KETTUNEN, M.; SCHRÖTER-SCHLAACK, C.; WHITE, S. & WITTMER, H. (2011): Framework and Guiding Principles for the Policy Response. In: TEEB (Hrsg.): The Economics of Ecosystems and Biodiversity in National and International Policy Making. Edited by PATRICK TEN BRINK, Earthscan, London, 47-75.

HANSJÜRGENS, B. (2012): Werte der Natur und ökonomische Bewertung – eine Einführung. In: HANSJÜRGENS, B. & HERKLE, S. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystem-

von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop IV:
Landwirtschaft. BfN-Skripten 359, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 22-30.

SCHWEPPE-KRAFT, B. & GRUNEWALD, K. (2013): Ansätze zur ökonomischen Bewertung von
Natur. In: GRUNEWALD, K. & BASTIAN, O. (Hrsg.): Ökosystemdienstleistungen: Konzept,
Methoden und Fallbeispiele. Springer, Berlin, 90-110.

TEEB (2010): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic
Foundations. Hrsg. von PUSHPAM KUMAR. Earthscan, London.

WGBU – WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT GLOBALE UMWELTVERÄNDERUNGEN (1999): Welt im
Wandel: Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Biosphäre. Springer, Berlin et al.

1.4 Leistungen des Grünlandes – eine Auseinandersetzung mit dem Konzept der Ökosystemleistungen im Bereich der Landwirtschaft

BETTINA MATZDORF & MICHAELA REUTTER
LEIBNIZ-ZENTRUM FÜR AGRARLANDSCHAFTSFORSCHUNG (ZALF) e.V.

1.4.1 Einleitung

Aktuell erfährt das Konzept der Ökosystemleistungen (engl. Ecosystem Services) national und international verstärkte Aufmerksamkeit. Es baut auf der Erkenntnis auf, dass die Natur essentielle soziale und ökonomische Leistungen für unser menschliches Wohlbefinden in Form von Gütern und Dienstleistungen bereitstellt (DALY 1992, COSTANZA et al. 1997, DAILY 1997, DAILY et al. 1997, MEA 2005, BOYD & BANZHAF 2007, FISHER et al. 2009). Wofür eine solche Sicht auf die Natur nützlich ist, hoben z.B. GOULDER & KENNEDY (1997) treffend hervor. Um eine rationale Wahl zwischen alternativen Nutzungen einer Landschaft oder zwischen bestimmten landschaftlichen Strukturen zu treffen, sind zwei Fragen wichtig: Welche Art von Leistungen stellt die Landschaft bereit und welchen Wert haben diese Leistungen für Menschen? Antworten auf diese Fragen lassen sich mit dem Ökosystemleistungsansatz finden. Werden die Leistungen der Natur und/oder der Landschaft in Entscheidungsprozessen nicht berücksichtigt, kann dies zu einer volkswirtschaftlich ineffizienten Nutzung bis hin zum Verlust dieser Leistungen führen (TEEB 2010).

Neben der konkreten Anwendung bei Trade-off-Entscheidungen erweist sich das Ökosystemleistungskonzept auch als sehr gutes „Kommunikationstool“ (LUCK et al. 2012). Die Natur unter ökonomischen und sozialen Gesichtspunkten zu betrachten und zu bewerten, bringt darüber hinaus das interdisziplinäre wissenschaftliche Arbeiten an der Lösung von Umweltproblemen voran und hilft, verschiedene Interessen und deren Vertreter zumindest in einen Austausch miteinander zu bringen.

Vor diesem Hintergrund wenden wir in diesem Beitrag den Ökosystemleistungsansatz am Beispiel des Grünlandes auf landwirtschaftlich geprägte Ökosysteme an. Wir beginnen mit einer Auseinandersetzung mit dem Begriff „Ökosystemleistungen“, bezogen auf einen landwirtschaftlich geprägten Landschaftsbestandteil, das Grünland (1.4.2). Darauf folgt eine beispielhafte Bewertung zwei ausgewählter Leistungen des Grünlandes (1.4.3 und 1.4.4). Abschließend nutzen wir die durchgeführte monetäre Bewertung, um die Option einer wertbezogenen Prämie für Agrarumweltmaßnahmen zu diskutieren, welche eine sehr wichtige Rolle im Rahmen der Förderung und Entwicklung des ländlichen Raums spielen (DG AGRICULTURE AND RURAL DEVELOPMENT 2009).

1.4.2 Definition von „Ökosystemleistungen“ in der Bewertung des Grünlandes

Der Begriff der Ökosystemleistungen ist nicht zuletzt durch die TEEB-Studie auch in Deutschland in der politischen Auseinandersetzung angekommen. Dabei wurde die Frage nach der Definition seit den frühen 1980er-Jahren bis heute immer wieder neu gestellt. Neben der deutlichen Hervorhebung der Nachfrageseite, also der Betonung des anthropozentrischen Charakters dieses Ansatzes, wird bei allen Definitionen deutlich, dass mit dem Ökosystemleistungsansatz auf **natürliche** Prozesse und Strukturen im Sinne des Naturkapitalansatzes abgezielt wird (z.B. COSTANZA et al. 1997, DAILY et al. 1997, BOYD & BANZHAF 2007, FISHER et al. 2009). Dies bringt bei der Anwendung des Konzepts für die Betrachtung der

Leistungen eines durch menschliches Handeln geprägten Untersuchungsgegenstandes, wie dem Grünland, Schwierigkeiten mit sich. Grünland ist ein Landschaftsbestandteil, der zumindest in seiner aktuellen Ausprägung in Deutschland überwiegend erst durch die Kombination der Leistung der Natur (Ökosystemleistung) mit der Leistung des Landnutzers (menschliche Leistung) entsteht. Es handelt sich um einen Kulturlandschaftsbestandteil.

Die Schwierigkeiten erklären sich unter Umständen dadurch, dass die Pioniere des Ökosystemleistungsansatzes überwiegend aus dem US-amerikanischen Raum stammen. Dies ist insofern beachtenswert, als in den USA weniger dem integrativen als vielmehr dem segregativen Ansatz im Naturschutz gefolgt wird. Das Konzept der Ökosystemleistungen ist dementsprechend zunächst einmal passfähiger für Fragestellungen, die sich auf naturnahe Ökosysteme beziehen.

Entstehen Leistungen nur im Zusammenspiel von ökosystemaren Prozessen und menschlicher Nutzung/menschlichem Input, sind differenzierte Betrachtungen notwendig. Optimalerweise müssten beide Leistungen identifiziert und sinnvoll auseinandergehalten werden. Dies ist insbesondere bei dem Versuch der Bewertung und Bilanzierung von Bedeutung.

Durch das Ziel, Ökosystemleistungen separat zu bewerten, können wichtige Erkenntnisse gewonnen werden. Zum einen können die natürlichen Prozesse als Voraussetzung für die landwirtschaftliche Produktion aufgedeckt und als finale Leistungen bewertet werden. In diesem Sinne wird z.B. versucht, die Bestäubungsleistung zu quantifizieren. In gleicher Weise sollte auch versucht werden, z.B. natürliche Prozesse im Boden oder auch die Prozesse zur natürlichen Schädlingsbekämpfung als **finale Leistungen** und damit als Ökosystemleistungen zu quantifizieren.

Was ist nun aber, wenn wir die Kulturlandschaft als Endprodukt bewerten wollen? Was ist, wenn soziale und/oder ökonomische Werte an Strukturen, wie z.B. das Landschaftsbild, geknüpft sind, die neben Ökosystemleistungen menschlichen Input zu ihrer Entstehung benötigen? Und diese Strukturen weder als marktfähige Güter noch als nicht-marktfähige Güter, sondern als Kuppelprodukte anderer marktfähiger Produkte zur Verfügung gestellt werden? Ein solcher Fall sind z.B. die kulturellen Leistungen, die von artenreichem, buntblühendem Grünland ausgehen. Diese Leistungen sind **finale, öffentliche, kulturell geprägte, ökosystemare Güter**. Sie sind die bislang nicht am Markt entlohnten Leistungen der Kulturlandschaft. Sofern diese nicht mehr im bisherigen Umfang als Kuppelprodukte einer ökonomischen Nutzung entstehen, weil z.B. in Bezug auf das Grünland die Heuwirtschaft unrentabler geworden ist, ist es sinnvoll, die gesamte Palette der ökonomischen und sozialen Nutzen zu erfassen, die von diesen Strukturen ausgehen, um zu entscheiden, ob Maßnahmen zur gezielten Bereitstellung ergriffen werden sollen. Diese Art von nicht-marktfähigen Leistungen werden auch als Non commodity output (NCO) bezeichnet, besonders im Rahmen der Diskussion um eine multifunktionale Landwirtschaft (OECD 2001, MANN & WÜSTEMANN 2008).

Konzeptionell besteht in der Multifunktionalitätsdebatte die größte Nähe zur aktuellen Diskussion um den Ökosystemleistungsansatz im Bereich der Kulturlandschaft und der Naturschutzpraxis. Vor diesem Hintergrund werden wir diese Art von finalen Gütern als Leistungen im Sinne des Ökosystemleistungsansatzes kalkulieren. Bei dieser Art von Gütern und Leistungen produzieren die Landnutzer im Prinzip mit. Die Landnutzer nutzen die Ökosystemleistungen im Sinne der o.g. finalen Leistungen und beeinflussen dadurch die finalen, öffentlichen, kulturell geprägten, ökosystemaren Güter.

Der Ertrag als marktfähiges Gut wird durch die Kombination des Ökosystemleistungsansatzes mit dem NCO-Ansatz nicht als Ökosystemleistung betrachtet.

Vor dem Hintergrund der praktischen Relevanz für den Naturschutz ist jedoch zu klären, wie die Vermeidung der sogenannten negativen externen Effekte der Landwirtschaft im Kontext des Ökosystemleistungsansatzes zu betrachten ist. Um die eingangs gestellte Frage nach den Leistungen und dem Wert einer Landschaft zu beantworten, ist es gerade innerhalb von Kulturlandschaften oft sinnvoll und notwendig, auch die Vermeidung der teilweise sehr gravierenden negativen externen Effekte der Landnutzung zu bilanzieren. Dies kann zum Beispiel die Vermeidung von N-Emissionen sein durch eine extensive Nutzung von artenreichem Grünland oder durch die Vermeidung einer Umwandlung in Ackerland, sofern die Vermeidung der Emissionen nachgefragt wird und eine positive Wirkung auf die eigentlich nachgefragte Leistung (z.B. Wasser oder Klima) besteht.¹

Wird die Vermeidung negativer Effekte als „Leistung“ berücksichtigt, ist zu beachten, dass die Kapazität dieser Art von „Leistung“ sehr entscheidend von der eigentumsrechtlichen Situation abhängt. In Bezug auf Grünland bedeutet dies, dass z.B. die Vermeidung von Emissionen durch den Erhalt von Grünland oder die extensive Nutzung nur dann als „Leistung“ bewertet werden kann, wenn eine Umwandlung des Grünlandes oder eine intensive Grünlandnutzung auch rechtlich zulässige Optionen darstellen. Als wesentlichen Grund für diese Forderung sehen wir die Bedeutung des Ökosystemleistungsansatzes für die Kommunikation (s. 1.4.1). Die Quantifizierung von monetären Werten bei einer undifferenzierten Berücksichtigung der Vermeidung negativer externer Effekte unter dem Leistungsbegriff birgt gerade im Zusammenhang mit der Landwirtschaft Schwächen. Diese Zahlen können schnell in Forderungen zur Honorierung dieser „Leistungen“ umgewandelt werden. So ist es in der Logik der Externalitäten naheliegend, dass die finanzielle Bewertung der Leistungen direkt in eine Forderung zur Honorierung dieser umgewandelt wird. Dies ist im Bereich der Landwirtschaft besonders relevant, da bereits ein umfangreiches Honorierungssystem besteht. Deswegen sollte man sich zumindest bewusst sein, wenn hier „Zahlen“ in monetären Einheiten produziert werden. Im Ergebnis kann das „Polluter Pays Principle“ zum „Provider Gets Principle“ werden (VAN HECKEN & BASTIAENSEN 2010). Unterschiede zwischen den theoretischen, rechtlichen Vorgaben und der realen Umsetzung erschweren dabei die Abgrenzung der Leistungen. Darauf gehen wir in 1.4.4. und 1.4.5 weiter ein. Für die Definition bedeutet dies, dass Leistungen oberhalb der rechtlichen Restriktionen sowie im Fall von Grünland auch oberhalb der Vorgaben für Cross Compliance ansetzen müssen.

Als letztes sehen wir bei den Leistungen, die durch die Vermeidung negativer Effekte entstehen, die Frage als relevant an, ob man auch den tatsächlichen Veränderungsdruck einbezieht? In Bezug auf das Grünland wäre dies z.B. die Frage, in welchem Umfang tatsächlich eine Nachfrage nach einer Umwandlung in Ackerland besteht und welche Flächen mit welchen Kapazitäten dies konkret betrifft? Im vorliegenden Beitrag haben wir uns diese Frage gestellt, sie jedoch nur allgemein, nicht standort- oder regionsbezogen vertieft. Will man die-

¹ Nachgefragt ist i.d.R. die positive und damit nutzbare Ausprägung der Umweltgüter. Die Vermeidung der negativen Effekte ist eine Notwendigkeit, auf dem Weg, das eigentliche Ziel zu erreichen, z.B. sauberes Wasser oder Klima.

sen Aspekt berücksichtigen, entsteht auch die Frage, wie man die Dynamik bei der Entwicklung des Veränderungsdrucks berücksichtigt. Hier sehen wir noch offene Fragen, will man den Ökosystemleistungsansatz zukünftig für die Bewertung der landwirtschaftlichen Nutzflächen praktisch nutzen.

Box 5: Definition von „Ökosystemleistungen“ für die Bewertung von Grünland

Als Ökosystemleistungen verstehen wir natürliche Prozesse im Sinne sozial und ökonomisch relevanter Leistungen der Natur sowie auch sozial und ökonomisch relevante Leistungen des Grünlandes im Sinne nachgefragter, finaler, öffentlicher, kulturell geprägter, ökosystemarer Güter. Für die hier vorgenommene Bewertung des Grünlandes spielen die finalen, öffentlichen, kulturell geprägten, ökosystemaren Güter die entscheidende Rolle. Dies sind Leistungen, die nicht ohne die Bewirtschaftung des Grünlandes entstehen würden, wie z.B. der Artenreichtum bei historisch extensiv genutztem Grünland. Dies ist auch die nachgefragte Vermeidung negativer externer Effekte, soweit sie eine eigentlich gewünschte Leistung herstellt (z.B. sauberes Wasser oder Klima), die vermiedenen externen Effekte rechtlich zulässig sind bzw. sie nicht bereits durch Cross Compliance der Gemeinsamen Agrarpolitik verhindert werden und schließlich eine Annahme besteht, dass diese negativen Effekte zu erwarten sind.

1.4.3 Methodisches Vorgehen bei der Auswahl der Leistungen und ihrer monetären Bewertung

Auswahl der Leistungen des Grünlandes

Die hier vorgestellten Ergebnisse zu den Leistungen des Grünlandes basieren auf einer Studie für das Bundesamt für Naturschutz, mit der der Nutzen des sogenannten High-Nature-Value-Grünlandes in Deutschland auf der Basis des Ökosystemleistungsansatzes monetär gefasst werden sollte (MATZDORF et al. 2010). Die Studie bedurfte dazu zunächst der Identifizierung der potentiell relevanten Leistungen des Grünlandes. Dies erfolgte auf der Basis von Literaturlauswertungen und Expertenbefragungen. Es wurde entsprechend dem in Kap. 1.4.2 beschriebenen Verständnis von Leistungen eine Liste an potentiellen Leistungen erarbeitet. Für die konkrete Auswahl der zu quantifizierenden Leistungen spielte es zwangsläufig eine entscheidende Rolle, inwieweit Methoden und Daten für eine monetäre Bewertung zur Verfügung standen. Im Folgenden wird nur eine Auswahl der insgesamt diskutierten Leistungen quantifiziert. Bewertet wird erstens die Leistung des Grünlandes, Artenvielfalt zu „produzieren“. Die Ergebnisse o.g. Studie (MATZDORF et al. 2010) werden hierfür in Kap. 1.4.4 unter Einbeziehung der Ergebnisse von MEYERHOFF et al. (2012) genutzt. Zweitens bilanzieren wir dort auf Basis der eigenen Ergebnisse aus REUTTER & MATZDORF (2013) die durch den Erhalt von Grünland vermiedenen CO₂-Emissionen.

Monetäre Bewertungsansätze mit Relevanz für die ausgewählten Leistungen

Einer umweltökonomischen Bewertung liegt grundsätzlich der Gedanke zugrunde, den Nutzen einer identifizierten Leistung zu bewerten. Methoden, die sich nicht mit der Nachfrageseite beschäftigen, bilanzieren streng genommen keinen Nutzen, da sie die individuellen Präferenzen nicht einbeziehen. Um den Mangel an individuellen Präferenzen bei der Wert-

bestimmung zu mildern, kann man gerade bei der Bewertung öffentlicher Güter auch verbindliche Zielsetzungen für die Bereitstellung von Leistungen als Ausdruck einer allgemeinen gesellschaftlichen Präferenz deuten (UBA 2007). Für die beiden ausgewählten Leistungen bestehen Zielsetzungen, die als verbindlich eingestuft werden, z.B. über die FFH-Richtlinie (RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN 1992), die nationale Biodiversitätsstrategie (BMU 2007, BMU 2010), den HNV-Indikator als Teil der Förderung des ländlichen Raums (RAT DER EUROPÄISCHEN KOMMISSION 2005) sowie über die Ausführungen zum Beitrag der Landwirtschaft zur Minderung klimarelevanter Emissionen (UBA 2011). Hinzu kommt, dass der Erhalt von Biodiversität sowie der Klimaschutz als aktuelle Herausforderungen für die Förderung zur Entwicklung des ländlichen Raums gelten (RAT DER EUROPÄISCHEN UNION 2009).

Neben einer von der Nachfrageseite kommenden monetären Bewertung, z.B. über Marktpreise, können so auch angebotsseitig monetäre Werte ermittelt werden, z.B. Schadens-, Vermeidungs- oder Produktionskosten als Wert für die Leistung. In der vorliegenden Arbeit werden Schadens- und Vermeidungskosten als Wert für die Vermeidung von CO₂-Emissionen durch den Erhalt von Grünland berechnet. Schadenskosten stehen dabei in einem unmittelbaren Bezug zu eintretenden Umweltschäden zusätzlicher Emissionen. Zur Ableitung von Schadenskosten muss eine Schadensfunktion entwickelt werden, die (zusätzliche) Emissionen mit (zusätzlichen) schädlichen Folgen verbindet. Naturgemäß sind solche Schadensfunktionen mit Unsicherheiten behaftet. Für einzelne Schadensfolgen müssen zudem monetäre Kosten ermittelt werden. Das können z.B. Wiederherstellungskosten sein, die für eine Renaturierung nach einem Umweltschaden anfallen. Im vorliegenden Fall verwenden wir die für die Methodenkonvention des Umweltbundesamtes berechneten Schadenskosten (UBA 2007). Vermeidungskosten stehen demgegenüber in keinem unmittelbaren Bezug zu den konkret verursachten Umweltschäden. Sie repräsentieren vielmehr alle Kosten von Maßnahmen zur Abwehr eines möglichen Schadens, z.B. Emissionsvermeidung durch die Umstellung von Produktions- und Bewirtschaftungsweisen. In unserem Fall wird eine alternative Vermeidung von CO₂-Emissionen durch den Einsatz erneuerbarer Energien als Vermeidungskostenwert herangezogen.

Neben diesen beiden angebotsseitig ermittelten Werten (Schadens- und Vermeidungskosten), wenden wir auch eine nachfrageseitige Bewertungsmethode an. Dazu werden die tatsächlich gezahlten Geldbeträge aus der Versteigerung der Emissionsberechtigungen der deutschen Emissionshandelsstelle genutzt. Durch das relativ hohe Kontingent sehen wir diese Geldbeträge nur bedingt als einen nachfrageseitig ermittelten Wert für die CO₂-Emissionen an.

Für die andere hier betrachtete Leistung, die „Produktion“ von Artenvielfalt durch artenreiches Grünland, besteht keine Möglichkeit, einen nachfrageseitigen Wert durch tatsächliches Marktverhalten zu ermitteln. Eine weitere Möglichkeit, einen direkten nachfrageseitigen Wert zu bestimmen, bieten Stated-Preference-Methoden. Bei einer solchen Umweltbewertung durch Befragungen wird den Umfrageteilnehmern ein konkreter Umweltzustand zur Bewertung vorgelegt.

Die wohl bekannteste Methode ist die Kontingente Bewertung. Sie wurde in der hier genutzten Studie von MEYERHOFF et al. (2012) eingesetzt. Wie der Name der Methode bereits verrät, wird den Individuen ein kontingenter, also bzgl. der betrachteten Leistung mengen- und qualitätsmäßig festgelegter Umweltzustand zur ökonomischen Bewertung vorgelegt. Im Vergleich zu den oben beschriebenen Bewertungsmethoden über Schadens- und Vermeidungs-

kosten, können mit dieser Methode vor allem auch sogenannte Nicht-Nutzen-Werte erfasst werden (siehe KRUTILLA 1967). Dies ist gerade bei der Ermittlung des Wertes der Artenvielfalt sehr relevant, da hierbei die Nicht-Nutzen-Werte, also Werte, die Menschen der reinen Existenz der Arten beimessen, ohne selber daraus einen konkreten Nutzen zu ziehen, eine besonders große Rolle spielen.

1.4.4 Bewertung ausgewählter Leistungen des Grünlandes

Bewertung der „Produktion“ der Artenvielfalt

Kapazität des Grünlandes

Die Bedeutung des Grünlandes für die Artenvielfalt wird vielfach betont. Dabei weist nicht jedes Grünland die gleiche Kapazität auf. Eine relativ neu eingeführte Klassifikation (High Nature Value Farmland) dient dazu, naturschutzfachlich besonders hochwertige landwirtschaftliche Nutzflächen zu identifizieren (EEA 2005, IFAB et al. 2008, BMU 2010). Mit dem Begriff „High Nature Value Farmland“ (HNV-Farmland) wird landwirtschaftliche Nutzfläche bzw. aus der landwirtschaftlichen Nutzung heraus entstandenes Offenland benannt, das als besonders wertvoll eingestuft wird. Nach der EU-Definition sind dies Flächen, die halbnatürliche Vegetation tragen (auch aktuell brachliegende), und/oder extensiv genutzt werden oder von einem Mosaik von halbnatürlichen und extensiv genutzten Flächen oder Kleinstrukturen geprägt sind und/oder seltenen Arten oder einem hohen Anteil von europäischen oder Weltpopulationen von Pflanzen- und Tierarten als Lebensraum dienen (EEA 2004 zitiert in IFAB et al. 2008).

Die Entwicklung des Anteils an HNV-Farmland wird als wichtiger Indikator für die Bewertung der ländlichen Entwicklungsprogramme eingesetzt (EEA 2005, RAT DER EUROPÄISCHEN KOMMISSION 2005). Im Rahmen der terrestrischen Erstkartierung wurde deutschlandweit ein Gesamtumfang von ca. 1 Mio. ha artenreiches HNV-Grünland ermittelt (Tab. 3). Bezogen auf den Umfang des gesamten HNV-Farmlands nimmt das HNV-Grünland in Deutschland mehr als 40% ein (PAN et al. 2011). Dieses HNV-Grünland ist das artenreichste Grünland in Deutschland. Es umfasst die Lebensraumtypen, die nach der europäischen FFH-Richtlinie zu erhalten und in einen guten Zustand zu entwickeln sind. Neben diesen europaweit besonders schützenswerten Grünlandflächen umfasst HNV-Grünland regional besonders artenreiche Grünlandflächen. Sie beherbergen eine für den jeweiligen Standort charakteristische und an die langfristige extensive Nutzung angepasste Artenvielfalt und sind somit wesentlich, um eine an die Grünlandnutzung gebundene, gebietstypische, historisch entstandene Artenvielfalt zu erhalten.

Tabelle 3: Kapazität „Artenvielfalt“ des Grünlandes

Artenreiches Grünland	Artenarmes Grünland
hohe Kapazität: 1.062.322 ha*	nicht hohe Kapazität: 5.261.026 ha**

* Umfang der HNV-Erstkartierung 2009, hochgerechnet über ATKIS (2008) als Bezugssystem (MATZDORF et al. 2010); ** Umfang ATKIS (2008)

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Monetäre Bewertung

Der Erhalt des artenreichen Grünlandes ist ein wichtiger Bestandteil des Gesamtkonzeptes zur Umsetzung der Nationalen Biodiversitätsstrategie in Deutschland. Um den Nutzen einer erfolgreichen Umsetzung dieser Biodiversitätsstrategie zu ermitteln, führten MEYERHOFF et al. (2012) eine Kontingente Bewertung durch. Sie ermittelten die Zahlungsbereitschaft für ausgewählte, zur Umsetzung der Nationalen Biodiversitätsstrategie notwendige Maßnahmen. Dabei gliedert sich das Gesamt-Umsetzungsprogramm in diverse Teilprogramme.

Zum Teilprogramm Grünland gehören Maßnahmen zur Erhaltung des artenreichen Grünlandes, darunter Maßnahmen zur Einhaltung einer reduzierten Düngung, eines späten Schnitts oder einer extensiven Beweidung. Ebenso gehören Maßnahmen zur Entwicklung von Grünlandflächen hin zu einem artenreichen Zustand dazu, genauso wie Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen für Streuobstwiesen sowie die rein extensive Nutzung von artenarmem Grünland.

Als Zahlungsbereitschaft der Gesamtbevölkerung Deutschlands für das Teilprogramm Grünland wurde ein Gesamtwert von minimal 1,35 Mrd. €/a bis maximal 5,00 Mrd. €/a ermittelt (MEYERHOFF et al. 2012). Bei der Berechnung des Wertes spielt der Anteil der Personen eine Rolle, der an der Befragung teilgenommen hat. Von allen Personen, die gebeten worden waren, an der Befragung teilzunehmen, war etwas mehr als ein Viertel (26,9%) dazu bereit, mitzumachen. Der minimale Wert von 1,35 Mrd. €/a ergibt sich, wenn bei der Hochrechnung angenommen wird, dass diejenigen, die nicht teilnehmen wollten, auch nicht zahlungsbereit waren. Der maximale Wert von 5,00 Mrd. €/a ergibt sich, wenn man annimmt, dass alle diejenigen, die nicht teilgenommen haben, trotzdem im Durchschnitt die gleiche Zahlungsbereitschaft hatten wie die Teilnehmer (MEYERHOFF et al. 2012).

Bezieht man nun die Wertespanne des Teilprogramms Grünland auf den für das Maßnahmenpaket relevanten Flächenumfang, ergibt sich ein Wert von minimal 682 €/ha/a bis maximal 2.525 €/ha/a. Diese Summe stufen wir als einen an der Nachfrage orientierten, mittleren Wert für alle Maßnahmen des Grünland-Teilprogramms ein und damit auch als einen mittleren, nachfrageorientierten Wert für einen Hektar artenreiches Grünland (Tab. 4).

Rechnet man diesen Wert auf den aktuellen Umfang des HNV-Grünlandes, ergibt sich ein Gesamtwert des HNV-Grünlandes in Deutschland von minimal 724 Mio. €/a bis maximal 2.683 Mio. €/a (Tab. 4).

Zu beachten ist jedoch, dass die Summe der Zahlungsbereitschaft für jedes der insgesamt sechs Teilprogramme zur Umsetzung der Nationalen Biodiversitätsstrategie die angegebene Summe für das Gesamtprogramm bei weitem überschreitet (MEYERHOFF et al. 2012). Zumindest der maximale Wert ist somit zu hoch.

Tabelle 4: Wert des artenreichen Grünlandes

Mittlerer Wert für Maßnahmen im Grünland zur Umsetzung der Nationalen Biodiversitätsstrategie	Gesamtwert für das artenreiche Grünland in Deutschland
682–2.525 €/ha/a	724–2.683 Mio. €/a

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Bewertung der mit dem Erhalt von Grünland vermiedenen CO₂-Emissionen

Kapazität des Grünlandes

In Bezug auf die Klimaschutzleistung greifen wir auf die Ergebnisse aus REUTTER & MATZDORF (2013) zurück. Hier berechneten wir, wie viel CO₂ bei einer Umwandlung von Grünland in Ackerland freigesetzt werden würde. An dieser Stelle werden der Artenreichtum und die Nutzungsintensität des Grünlandes aufgrund der gewählten Methode nicht berücksichtigt. Die Berechnung erfolgt anhand einer vereinfachten Methode des Inventarberichts, Bereich Landnutzungsänderung (UBA 2010). Dort wird bei der Umwandlung von Grünland in Ackerland auf mineralischen Böden ein Verlust von 30,43% des organischen Kohlenstoffs angenommen, bei Moorböden wird ein Schätzwert von pauschal zusätzlichen 6 t C/ha/Jahr angesetzt. Um diesen Schätzwert zu integrieren, wird bei uns eine Zeitspanne von zehn Jahren berücksichtigt. Digitale Datengrundlagen sind die Bodenübersichtskarte für Deutschland im Maßstab 1:1.000.000 (kurz BÜK 1.000, BGR 2000), Corine Landcover (UBA 2004), eine Abgrenzung standortökologischer Raumeinheiten (siehe BFN 2004) und ATKIS (BKG 2008). Als Ergebnis werden i) standortabhängige Freisetzungsraten berechnet, darauf aufbauend ii) flächengewichtete Mittelwerte zur Freisetzung von CO₂ bei der Umwandlung eines Hektars Grünland in Ackerland je standortökologischer Raumeinheit und darauf aufbauend iii) eine deutschlandweite Freisetzung bei der Umwandlung von jeweils 5% des Grünlandes in jeder Raumeinheit (Tab. 5). Warum 5%? Das wird im Folgenden erklärt.

Um die Eigentumsrechte zu berücksichtigen (1.4.2), stellt sich die Frage, ob für alle Grünlandflächen eine Nachfrage und Option für eine Umwandlung in Ackerland besteht. Nach dem Bundesnaturschutzgesetz § 5 ist ein Grünlandumbruch auf sensiblen Standorten (Hanglagen, Überschwemmungsgebiete, grundwassernahe und Moorstandorte) nicht zulässig (BGBl 2013). Darüber hinaus besteht für einige Grünlandtypen, die zu den naturschutzfachlich wertvollsten Flächen in Europa zählen, als Lebensraumtypen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie ein Verschlechterungsverbot (RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN 1992). Dieses gilt einerseits für das Land, das für die Umsetzung unterschiedliche Maßnahmen wählen kann (vgl. Art. 6 FFH-Richtlinie und MÜNCHHAUSEN et al. 2009), andererseits gilt dies durch Cross Compliance der europäischen Agrarpolitik auch direkt für die Landwirte. Durch Cross Compliance besteht zudem ein grundsätzliches, standortunabhängiges Erhaltungsgebot für Dauergrünland (BMELV 2006). Jedoch bestand von Beginn an ein Spielraum, der seitdem auch deutlich genutzt wurde. Seit dem Jahr 2005 wurden in einigen Bundesländern mehr als 5% des Dauergrünlandes umgewandelt (NITSCH et al. 2009, vgl. auch PETERS et al. 2010). Dabei waren nasse Standorte, Moorböden und Hanglagen (NITSCH et al. 2009) wie auch Lebensraumtypen betroffen (LIND et al. 2008). Nach den aktuellen Regelungen der Cross Compliance müssen bei mehr als 5% Verlust (im Vergleich zu 2003) Maßnahmen ergriffen werden, weiterer Umwandlung entgegenzuwirken (BMELV 2006). Vor diesem Hintergrund gehen wir für die Berechnung von dem Szenario aus, dass im Prinzip jedes Grünland umgewandelt werden könnte, der Erhalt somit als eine Leistung gewertet werden kann, in der Gesamtsumme jedoch nicht für mehr als 5% des gesamten Grünlandes.

Als Ergebnis der Berechnung bestehen je nach Standort Freisetzungsraten von minimal 2 bis maximal 255 t CO₂/ha/10 a. Die mittleren, flächengewichteten Freisetzungsraten für das Grünland innerhalb der standortökologischen Raumeinheiten erreichen zwischen minimal 88 und maximal 187 t CO₂/ha/10 a. Eine Umwandlung von jeweils 5% des Grünlandes innerhalb jeder standortökologischen Raumeinheit würde für Deutschland die Freisetzung von insge-

samt 37,5 Mio. t CO₂/10 a bedeuten. Wird dieses Grünland trotz Umwandlungsdruck erhalten, wird diese Menge an CO₂ vermieden (Tab. 5).

Tabelle 5: Kapazität „vermiedene CO₂-Emissionen“

Kapazität unterschiedlicher Standorte	
Min: 2 t CO ₂ /ha/10 a	Max: 255 t CO ₂ /ha/10 a
Flächengewichtete, mittlere Kapazität des Grünlandes standortökologischer Raumeinheiten	
Min: 88 t CO ₂ /ha/10 a	Max: 187 t CO ₂ /ha/10 a
Gesamtkapazität in Deutschland bei 5% erwarteter Umwandlung in jeder standortökologischen Raumeinheit	
37,5 Mio. t CO ₂ /10 a	

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Monetäre Bewertung

Der monetäre Wert der vermiedenen CO₂-Emissionen wird parallel sowohl mit zwei kostenbasierten als auch mit einer preisbasierten Bewertungsmethode ermittelt, um ein möglichst breites Spektrum an sinnvoll zu begründenden Werten zur Verfügung zu stellen. Es werden zum einen die vom Umweltbundesamt ermittelten Schadenskosten von durchschnittlich 70 €/t CO₂Äq. (Unsicherheitsspanne 20 bis 280 €/t CO₂) angesetzt. Daneben wird der Wert bei Vermeidungskosten von 40 €/t CO₂ bei Biomassekraftwerken und Windenergieanlagen oder von 20 €/t CO₂ bei Wasserkraftwerken (Herminghaus 2012) berechnet. Als Marktwert wird ein Wert von 7 €/t CO₂ aus der Versteigerung von Emissionsberechtigungen in Deutschland berücksichtigt (DEHSt 2012). Diese Werte setzen wir an, um zu berechnen, wie wertvoll es wäre, wenn der verbleibende Spielraum zur Grünlandumwandlung von 5% nicht ausgenutzt werden würde.

Entsprechend der oben genannten Spanne an CO₂-Freisetzung und je nach angesetztem Preis ergibt sich auf ein Jahr gerechnet ohne Diskontierung ein monetärer Wert von 62 bis 1.309 €/ha/a (Tab. 6). Würde man bei der Kapazität nicht von den Mittelwerten der standortökologischen Raumeinheiten ausgehen, wäre die Spanne der ermittelten Werte deutlich größer (vgl. Tab 5).

Als Gesamtwert für die verminderten Emissionen ergibt sich bei einem Wert von 7 €/t CO₂ und jeweils 5% möglicher Umwandlungsfläche, wiederum von den für die Kapazität angesetzten zehn Jahren auf ein Jahr heruntergerechnet ohne Diskontierung, eine Gesamtsumme von 26 Mio. €/a (Tab. 6). Setzt man die genannten Schadenskosten von 70 €/t CO₂ an, entsteht der 10-fache Wert.

Tabelle 6: Wert der vermiedenen CO₂-Emissionen

Wert (€) je t CO ₂	Wert je nach Kapazität der standortökologischen Raumeinheiten aus Tab. 3 in €/ha/a*	
	bei minimaler Kapazität	bei maximaler Kapazität
70	616	1.309
40	352	748
20	176	374
7	62	131
Wert (€) je t CO ₂	Gesamtwert in Deutschland bei 5% erwarteter Umwandlung je standortökologischer Raumeinheit (vgl. Tab 3) in Mio. €/a*	
70	262	
40	150	
20	75	
7	26	

* Wert auf ein Jahr gerechnet, ohne Diskontierung

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

1.4.5 Diskussion

Kann monetäre Bewertung bei der Prämienfestsetzung für Agrarumweltmaßnahmen helfen?

Im Folgenden nutzen wir die durchgeführte monetäre Bewertung, um die Option einer wertbezogenen Prämie für Agrarumweltmaßnahmen zu diskutieren. Über Agrarumweltmaßnahmen werden Landwirte im Rahmen der zweiten Säule der europäischen Agrarpolitik für die freiwillige Anwendung umweltfreundlicher Bewirtschaftungsverfahren honoriert. Die Prämien berechnen sich nach den Vorgaben der EU anhand der Kosten und nicht am Wert der Flächen (RAT DER EUROPÄISCHEN UNION 2005). Anhand der oben ermittelten monetären Werte wollen wir diskutieren, ob man daraus eine wertbezogene Prämie ableiten könnte.

... z.B. der Wert des Erhalts der Artenvielfalt – wie hoch dürften Prämien daran gemessen sein?

Im Fall der Artenvielfaltsleistung des artenreichen Grünlandes ermittelten wir anhand der Ergebnisse von MEYERHOFF et al. (2012) einen Wert von 682 bis über 2.000 €/ha/a. Dieser Wert ist relativ hoch, verglichen mit den mittleren Vollkosten für Landschaftspflegemaßnahmen von 435 bis über 600 €/ha/a bzw. durchschnittlich 500 €/ha/a für sogenannte mesohemerobe, also halbnatürliche Kulturlandschaft und Traditionsgrünland, worin das artenreiche Grünland eingestuft werden kann (HAMPICKE 2009). Geht man von möglichen Opportunitätskosten aus, können diese bei ertragreichen Standorten durchaus höher liegen, aber auch noch geringer (KERSEBAUM et al. 2013).

Unterstellt man die genannten Vollkosten für Landschaftspflegemaßnahmen, übersteigt in dieser Betrachtung der ermittelte Wert der Artenvielfalt für die Gesellschaft die Kosten für die

Pflege der Flächen. Aus volkswirtschaftlicher Sicht könnten dann entsprechend der ermittelten Zahlungsbereitschaft für den Erhalt und die Entwicklung von artenreichem Grünland durchaus Prämien oberhalb der Kosten für die Pflegemaßnahmen in Erwägung gezogen werden. Zumindest für einen Teil der Lebensraumtypen ist dringend eine Zustandsverbesserung geboten (BMU 2010). Nach dem zusammenfassenden Bericht über den Erhaltungszustand gemäß Artikel 17 der FFH-Richtlinie (KOM 2009) sind in Deutschland nur 7% der landwirtschaftlich geprägten Lebensraumtypen in einem günstigen Erhaltungszustand. Dies erschreckt umso mehr, da der Erhaltungszustand der landwirtschaftlich genutzten Lebensraumtypen damit deutlich schlechter abschneidet als der der übrigen Lebensraumtypen (21% in einem günstigen Zustand). Auch der Zustand des HNV-Farmlands wird zwar als hoch wertvoll eingestuft, dennoch liegt auch hier kein besonders guter Erhaltungszustand vor (PAN et al. 2011).

Für die als europaweit bedeutsam eingestuften Lebensraumtypen und Lebensräume der FFH-Arten des Grünlandes, aber auch für das artenreiche Grünland insgesamt könnte eine am Wert orientierte Prämie daher ein effizienter Weg sein, die EU-Vorgaben und die nationalen Biodiversitätsziele zu erfüllen.

... aber Gesamtbudgets für Maßnahmen sind begrenzt und müssen auch andere Ziele berücksichtigen.

Durch eine wertbasierte anstatt einer kostenbasierten Prämie könnte sich auch eine Produzentenrente ergeben. Diese sollte Landwirten aus unserer Sicht für die Bereitstellung dieser bedeutsamen Grünlandtypen durchaus gestattet sein. Eine Produzentenrente könnte unterstützen, dass die „Produktion“ öffentlicher, ökosystemarer Güter als gleichrangiges Ziel für Landwirte neben ihrem eigentlichen Ziel, Nahrungsmittel zu produzieren, anerkannt werden kann. Natürlich ist dabei auch das Gesamtprogramm und -budget zu beachten, darauf weisen die Ergebnisse von MEYERHOFF et al. (2012) eindeutig hin. Zu hohe finanzielle Aufwendungen zur Umsetzung von Teilzielen können rasch dazu führen, dass andere Ziele nicht umgesetzt werden können. Jedoch ist es auch nicht ausgeschlossen, dass die Kenntnis der Kosten die Zahlungsbereitschaft wiederum erhöht.

Theoretisch denkbar aber methodisch anspruchsvoll: Können die Werte mehrerer Ökosystemleistungen gemeinsam berücksichtigt werden?

Die Addition weiterer Werte durch zusätzliche Leistungen des artenreichen Grünlandes könnten auch eine noch höhere Prämie rechtfertigen. Dies kann z.B. bei ertragreichen Standorten mit teilweise relativ hohen Opportunitätskosten relevant werden. Im vorliegenden Beispiel könnte man theoretisch für das artenreiche Grünland den ermittelten Wert für die Artenvielfalt um den Wert für die ebenso erbrachte Leistung „vermiedene CO₂ Emissionen“ erhöhen, soweit man davon ausgeht, dass der Verzicht auf die Umwandlung bei artenreichem Grünland als Leistung gewertet werden soll (vgl. dazu Kap. 1.4.2 und 1.4.4).

Die Addition des Wertes für die Artenvielfalt mit dem Wert für die vermiedenen CO₂-Emissionen nehmen wir an diesem Beispiel jedoch nicht vor. Dies hat vor allem methodische Gründe. Denn bei den im Zuge der Zahlungsbereitschaftsanalyse ermittelten Werten ist keine klare Trennung zwischen dem Wert für die Artenvielfalt und dem Wert für andere mit dem Erhalt des artenreichen Grünlandes verbundenen Werte möglich; die Gefahr einer Doppelzählung ist daher hoch (vgl. auch MEYERHOFF et al. 2012 mit Verweis auf FU et al. 2011).

Wird für alle Leistungen der gleiche Bilanzierungsansatz genutzt, ist die Addition verschiedener Werte weitaus unproblematischer.

Jedoch wäre zudem zu beachten, dass die bilanzierte Leistung der vermiedenen CO₂-Emissionen nur für 5% des artenreichen Grünlandes gewertet werden könnte. Die Erklärung dafür und die daraus gezogenen Schlussfolgerungen folgen mit den weiteren Überlegungen.

Prämiengestaltung auf Grundlage des Wertes der CO₂-Vermeidung?

Dabei stellt sich auch die Frage, ob die monetäre Bewertung der verminderten CO₂-Emissionen ebenso für eine Prämiengestaltung von Agrarumweltmaßnahmen im Grünland relevant sein könnte.

Wir gingen davon aus, dass unter den aktuellen Rahmenbedingungen die Umwandlung von 5% unabhängig der standörtlichen Situation realistisch ist und damit durch den Erhalt des Grünlandes die Freisetzung klimarelevanter Gase verhindert würde. Wir haben damit standortunabhängig den Erhalt von 5% als Leistung definiert. Vor einer praktischen Nutzung des sich daraus ergebenden Wertes müsste dies nochmals unter der in Kap. 1.4.2 gesetzten Definition diskutiert werden. Im vorliegenden Fall haben wir die rechtlichen Restriktionen angesichts der aktuellen Praxis nicht berücksichtigt. Dies hat zur Folge, dass der ermittelte Gesamtwert für die verminderten CO₂-Emissionen relativ hoch ist. Hätten wir die nach dem Bundesnaturschutzgesetz nicht zulässige Umwandlung von Grünland in Überschwemmungsgebieten, grundwassernahen und Moorstandorten ausgegrenzt, wären die mittleren, flächengewichteten Freisetzungsraten sowie der Gesamtwert für Deutschland deutlich geringer ausgefallen.

Dies wollen wir jedoch für die weitere Diskussion zurückstellen, um auf eine zentrale Schwierigkeit bei der Nutzung des monetären Wertes für die Ableitung einer Prämie einzugehen. Um genau die 5% mögliche Umwandlungsfläche mit Agrarumweltmaßnahmen zu erreichen, müsste bekannt sein, wo diese 5% liegen. Da dies unter den aktuellen Rahmenbedingungen innerhalb eines Bundeslandes im Endeffekt von der persönlichen Entscheidung des Landnutzers abhängt, ist es nicht möglich, die 5% Fläche, für die der konkrete Umwandlungsdruck besteht, eindeutig zu identifizieren und gezielt mit einer Prämie die Umwandlung zu verhindern. Da eine solche flächengenaue Förderung nicht möglich ist, müssten bei reinem Einsatz der freiwilligen Agrarumweltmaßnahmen für alle Grünlandflächen die Opportunitätskosten gezahlt werden. Schließlich könnte jede einzelne Grünlandfläche von der Umwandlung betroffen sein. Legt man die Kostenschätzung von OSTERBURG et al. (2007) für die Umwandlung von Ackerland in Grünland als Opportunitätskosten zugrunde (370 bis 600 €/ha/a), ergäben sich Gesamtkosten von 2,3 bis 3,8 Mrd. €/a gegenüber dem ermittelten, nachfrageorientierten Wert von 26 Mio. €/a bzw. dem günstigsten Vermeidungskostenwert von 75 Mio. €/a (Tab. 6).

Darüber hinaus stellt sich die Frage, ob es eine effiziente Lösung darstellt, die Umwandlung von Grünland dauerhaft über eine Honorierung zu verhindern. Zwar könnten nach dem Ökosystemleistungsansatz auch hier die zusätzlichen Leistungen addiert werden, jedoch ist unter den aktuellen Rahmenbedingungen die Differenz zwischen dem Wert und den Kosten sehr hoch.

Da sich wertbasierte Prämien derzeit in der Regel nicht sinnvoll einsetzen lassen, sollte ordnungsrechtlicher Grünlandschutz konsequent umgesetzt werden, ...

So muss man zusammenfassend feststellen, dass das aktuelle institutionelle Setting inklusive Cross Compliance nicht passfähig ist, um die Freisetzung von klimarelevanten Gasen durch den Erhalt von Grünland mit freiwilligen Agrarumweltmaßnahmen zu vermeiden. Aufgrund der Schwierigkeit, eine Prämie so zu gestalten, dass nur die Flächen erreicht werden, für die Additionalität gewährleistet werden kann, spricht viel dafür, den „angefangenen“ ordnungsrechtlichen Schutz von Grünland auf den besonders wertvollen Standorten auch konsequent umzusetzen (vgl. auch OSTERBURG 2014, in diesem Skript).

Um die Akzeptanz einer solchen konsequenten Bewirtschaftungseinschränkung zu erhöhen und damit schließlich auch die Durchsetzungskosten zu reduzieren, könnte auf den wertvollen Flächen eine Ausgleichszahlung für die Vermeidung der negativen externen Effekte erfolgen, die sich im hier betrachteten Fall der vermiedenen CO₂-Emissionen je nach Kapazität z.B. an den niedrigsten Vermeidungskosten orientiert. Dies wäre eine Distributionsentscheidung, die nicht leichtfertig gefällt werden sollte, da derartige Ausgleichszahlungen die Akzeptanz ordnungsrechtlicher Auflagen ohne Honorierung verringern (MATZDORF 2004).

... aber Wertermittlungen können das Ordnungsrecht unterstützen.

Sofern die Grünlandumwandlung nicht konsequent ordnungsrechtlich geregelt und auch über Cross Compliance nicht weiter eingeschränkt wird, könnten nach den vorliegenden Ergebnissen aus Klimaschutzsicht effiziente Agrarklimaschutzmaßnahmen aufgelegt werden, bei denen Landwirte max. 176 €/ha/a auf Standorten mit einem Vermeidungspotential von 88 t CO₂/ha/10 a erhalten und bis hin zu 374 €/ha/a auf Standorten mit einem Vermeidungspotential von 187 t CO₂/ha/10 a (vgl. Tabelle 5 und Tabelle 6), soweit nicht günstigere Vermeidungskosten bestehen. Dabei wäre, falls nötig, zu prüfen, ob sich, wie oben beschrieben, unter Hinzuziehung anderer Ökosystemleistungen höhere Prämien bis zur Deckung der Opportunitätskosten ergeben würden. Die große Herausforderung läge jedoch weiterhin darin, die Additionalität zu gewährleisten, die auch von der gesamten wirtschaftlichen Entwicklung abhängt, also die Frage, ob der Umbruch wirklich ein wirtschaftlich reales Szenario darstellt (vgl. 1.4.2).

Allein auf der Grundlage dieser beiden monetären Bewertungen der Leistungen des Grünlandes konnte gezeigt werden, dass das Ökosystemleistungskonzept für die weitere zielgerichtete Ausgestaltung von Instrumenten inklusive der Agrarumweltmaßnahmen hilfreich ist. Eine systematische Anwendung des Ökosystemleistungskonzeptes auf die Kulturlandschaftsbestandteile könnte die unterschiedlichen Werte ermitteln und zur praktischen Nutzung bereitstellen.

Literatur

BFN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2004): Standortökologische Raumgliederung. Daten zur Natur, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

BGBl – BUNDESGESETZBLATT (2013): Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), das zuletzt durch Artikel 7 des Gesetzes vom 21. Januar 2013 (BGBl. I S. 95) geändert worden ist.

BGR – BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2000): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1 : 1 000 000, digitale Version (BÜK 1000 / LBA_V2). Hannover (Digitales Archiv FISBo BGR).

- BKG – BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE (2008): ATKIS-Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem; Basis-DLM.
- BMELV – BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2006): Die EU-Agrarreform – Umsetzung in Deutschland, BMELV, Berlin.
- BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2007): Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt. BMU, Berlin.
- BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2010): Indikatorenbericht 2010 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. BMU, Berlin.
- BOYD, J. & BANZHAF, S. (2007): What are ecosystem services. The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63, 616-626.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.S.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.V.; PARUELO, J.; RASKIN, R.G.; SUTTON, P. & VAN DEN BELT, M. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.
- DAILY, G.C. (Hrsg.) (1997): *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, DC.
- DAILY, G.C.; ALEXANDER, S.; EHRLICH, P.R.; GOULDER, L.; LUBCHENCO, J.; MATSON, P.A.; MOONEY, H.A.; POSTEL, S.; SCHNEIDER, S.H.; TILMAN, D. & WOODWELL, G.M. (1997): Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. *Issues in Ecology* 2, 1-18.
- DALY, H.E. (1992): Allocation, distribution, and scale: towards an economics that is efficient, just, and sustainable. *Ecological Economics* 6, 185-193.
- DEHST – DEUTSCHE EMISSIONSHANDELSSTELLE (2012): Deutsche Versteigerungen von Emissionsberechtigungen. http://www.dehst.de/DE/Emissionshandel/Versteigerung/Versteigerung_node.html (20.06.2013)
- DIERSCHKE, H. & BRIEMLE, G. (2002): *Kulturgrasland*. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- DIRECTORATE-GENERAL FOR AGRICULTURE AND RURAL DEVELOPMENT (2009): *Rural Development in the European Union – Statistical and Economic Information Report 2009*. Europäische Kommission, Brüssel.
- EEA – EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2004): High nature value farmland – Characteristics, trends and policy challenges. EEA Report No 1. http://www.eea.europa.eu/publications/report_2004_1 (20.01.2014).
- EEA – EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2005): Agriculture and environment in EU-15 – the IRENA indicator report. EEA Report No. 6. http://www.eea.europa.eu/publications/eea_report_2005_6 (20.01.2014).
- EHRLICH, P.R. & EHRLICH, A.H. (1981): *Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species*. Random House, New York.
- FISHER, B.; TURNER, R.K. & MORLING, P. (2009): Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68, 643-653.
- FU, B.-J.; SU, C.-H.; WEI, Y.-P.; WILLETT, I.R.; LÜ, Y.-H. & LIU, G.-H. (2011): Double counting in ecosystem services valuation: causes and countermeasures. *Ecological Research* 26, 1-14.
- GOULDER, L.H. & KENNEDY, D. (1997): Valuing ecosystem services: philosophical bases and empirical methods. In: DAILY, G.C. (Hrsg.): *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington, DC, 23-47.

- HAMPICKE, U. (2009): Die Höhe von Ausgleichszahlungen für die naturnahe Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Nutzflächen in Deutschland. Fachgutachten im Auftrag der Michael Otto Stiftung für Umweltschutz, Juni 2009.
- HERMINGHAUS, H. (2012): CO₂-Vermeidungskosten für Wasserkraft, Windenergie, Biomasse, Photovoltaik. <http://www.co2-emissionen-vergleichen.de/Vermeidungskosten/Vergleich-CO2-Vermeidungskosten.html> (12.09.2013).
- IFAB; PAN & ILN (2008): Endbericht zum F+E-Vorhaben „Entwicklung des High Nature Value Farmland-Indikators“. FKZ 3507 80 800 des Bundesamtes für Naturschutz (BfN), 26. März 2008.
- KERSEBAUM, K.-C.; ZANDER, P.; BARKUSKY, D.; STEIDL, J.; DEUMLICH, D. & REUTTER, M. (2013): Berechnung von Wirkungs- und Kostenbandbreiten von landwirtschaftlichen Nährstoffreduzierungsmaßnahmen für die Ermittlung der Kosteneffizienz innerhalb einer vorgegebenen Matrix. Bericht für das Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg.
- KOM – KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (2009): Zusammenfassender Bericht über den Erhaltungszustand von Arten und Lebensraumtypen gemäß Artikel 17 der Habitatrichtlinie. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2009:0358:FIN:EN:PDF> (20.01.2014).
- KRUTILLA, J.V. (1967): Conservation Reconsidered. *American Economic Review* 47, 777-786.
- LIND, B.; STEIN, S.; KÄRCHER, A. & KLEIN, M. (2008): Where have all the flowers gone? Grünland im Umbruch. Hintergrundpapier und Empfehlungen des BfN, Bonn.
- LUCK, G.W.; KAI, M.A.C.; ESER, U.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; MATZDORF, B.; NORTON, B. & POTSCHIN, M.B. (2012): Ethical Considerations in On-Ground Applications of the Ecosystem Services Concept. *BioScience* 62 (12), 1020-1029.
- MANN, S. & WÜSTEMANN, H. (2008): Multifunctionality and a new focus on externalities. *The Journal of Socio-Economics* 37 (1), 293-307.
- MATZDORF, B. (2004): Ergebnis- und maßnahmenorientierte Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft – eine interdisziplinäre Analyse eines agrarumweltökonomischen Instrumentes. *Agrarwirtschaft Zeitschrift für Betriebswirtschaft, Marktforschung und Agrarpolitik*. Dissertation. AgriMedia, Bergen/Dumme.
- MATZDORF, B.; REUTTER, M. & HÜBNER, C. (2010): Bewertung der Ökosystemdienstleistungen von HNV-Grünland (High Nature Value Grassland): Gutachten-Vorstudie; Abschlussbericht Juni 2010 (Elektronische Ressource). Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung, Münchenberg. <http://publ.ext.zalf.de/publications/46452aad-17c1-45ed-82b6-fd9ba62fc9c2.pdf> (12.09.2013).
- MEA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): *Ecosystems and Human Well-being. Synthesis*. Island Press, Washington DC.
- MEYERHOFF, J.; ANGELI, D. & HARTJE, V. (2012): Valuing the benefits of implementing a national strategy on biological diversity – The case of Germany. *Environmental Science & Policy* 23, 109-119.
- NITSCH, H.; OSTERBURG, B. & ROGGENDORF, W. (2009): Landwirtschaftliche Flächennutzung im Wandel – Folgen für Natur und Landschaft. Eine Analyse agrarstatistischer Daten. NABU-Bundesverband & Deutscher Verband für Landschaftspflege (DVL) e.V., Berlin und Ansbach.

- OECD (2001): Multifunctionality: Towards an Analytical Framework. OECD, Paris.
- OSTERBURG, B. (2014): Optionen zur Inwertsetzung von Ökosystemdienstleistungen in der Landwirtschaft. In: SCHRÖTER-SCHLAACK, C. et al. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop IV: Landwirtschaft. BfN-Skripten 359, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 62-74.
- OSTERBURG, B.; RÜHLING, I.; RUNGE, T.; SCHMIDT, T.G.; SEIDEL, K.; ANTONY, F.; GÖDECKE, B. & WITT-ALTFELDER, P. (2007): Kosteneffiziente Maßnahmenkombinationen nach Wasserrahmenrichtlinie zur Nitratreduktion in der Landwirtschaft. In: OSTERBURG, B & RUNGE, T. (Hrsg.): Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in die Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Landbauforschung Völknerode, Sonderheft 307, 3-156.
- PAN; IFAB & INL (2011): Umsetzung des High Nature Value Farmland-Indikators in Deutschland – Ergebnisse eines Forschungsvorhabens (UFOPLAN FKZ 3508 89 0400) im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. München, Mannheim und Singen.
- PETERS, W.; SCHULTZE, C.; SCHÜMANN, K. & STEIN, S. (2010): Bioenergie und Naturschutz – Synergien fördern, Risiken vermeiden. Positionspapier des BfN, Bonn.
- RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen Amtsblatt Nr. L 206 vom 22/07/1992 S. 7-50.
- RAT DER EUROPÄISCHEN KOMMISSION (2005): Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 des Rates über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums – ELER vom 20. September 2005. Amtsblatt der Europäischen Union, L 277/1. 21.10.2005.
- RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (2009): Verordnung (EG) Nr. 74/2009 des Rates vom 19. Januar 2009 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER). Amtsblatt der Europäischen Union 31.1.2009.
- REUTTER, M. & MATZDORF, B. (2013): Leistungen artenreichen Grünlandes. In: GRUNEWALD, K. & BASTIAN, O. (Hrsg.): Ökosystemdienstleistungen – Konzepte, Methoden, Fallbeispiele. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 216-224.
- SCHRAMEK, J.; OSTERBURG, B.; KASPERCZYK, N.; NITSCH, H.; WOLFF, A.; WEIS, M. & HÜLEMEYER, K. (2012): Vorschläge zur Ausgestaltung von Instrumenten für einen effektiven Schutz von Dauergrünland. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- TEEB (2010) Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität: Die ökonomische Bedeutung der Natur in Entscheidungsprozesse integrieren. Ansatz, Schlussfolgerungen und Empfehlungen von TEEB – eine Synthese.
- UBA – Umweltbundesamt (2004): CORINE Land Cover. DLR-DFD 2004.
- UBA – Umweltbundesamt (2007): Ökonomische Bewertung von Umweltschäden, Methodenkonvention zur Schätzung externer Umweltkosten. UBA, Dessau.
- UBA – Umweltbundesamt (2010): Nationaler Inventarbericht Deutschland – 2010. Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen, UBA, Dessau.
- UBA – Umweltbundesamt (2011): Daten zur Umwelt. Umwelt und Landwirtschaft, UBA, Dessau.
- VAN HECKEN, G. & BASTIAENSEN, J. (2010): Payments for ecosystem services: justified or not? A political view. Environmental Science & Policy 13, 785-792.

2 Ansätze zur Inwertsetzung des ökonomischen Wertes von Ökosystemleistungen in der Landwirtschaft

Was den Leser in diesem Kapitel erwartet

Das vorangegangene Kapitel hat die wichtigsten Grundlagen zum Konzept der Ökosystemleistungen und ihrer ökonomischen Bewertung erläutert und Anwendungsmöglichkeiten für die Landwirtschaft aufgezeigt. Dies ist ein wichtiger Schritt, um auf Synergien und Konflikte zwischen den an die landwirtschaftliche Flächennutzung gestellten gesellschaftlichen Ziele aufmerksam zu machen und die Folgen der Konzentration auf die Bereitstellung und intensive Nutzung einiger weniger Ökosystemleistungen aufzudecken.

Darüber hinaus ist es für die Umsetzung einer naturverträglichen Landwirtschaft aber notwendig, die Rahmenbedingungen der gegenwärtigen Bewirtschaftungspraxis aufzudecken und zu verstehen. Zu fragen ist, ob und wie dieser Rechts- und Anreizrahmen mit Hilfe des Ökosystemleistungs-Konzeptes und ökonomischer Bewertungsansätze weiterentwickelt werden kann. Vor diesem Hintergrund werden in diesem Kapitel wesentliche Aspekte diskutiert, die für die „Inwertsetzung“ bislang (zu) wenig beachteter Ökosystemleistungen notwendig sind:

- Kapitel 2.1 ordnet das Konzept der Ökosystemleistungen in die agrarökonomische und agrarpolitische Begriffswelt ein und zeigt Möglichkeiten auf, wie Beiträge der Landwirtschaft zur Erhaltung verschiedener Ökosystemleistungen in bestehende Entscheidungsmechanismen integriert werden können.
- Kapitel 2.2 präsentiert ein Entscheidungsunterstützungssystem, mit dem ökologisch-ökonomische Modellierungen für die Ausgestaltung kosteneffizienter Artenschutzprogramme in der Agrarlandschaft genutzt werden können.
- Kapitel 2.3 skizziert unter Rückgriff auf den TEEB Sechs-Schritte Ansatz die Anwendungen des Ökosystemleistungs-Konzeptes auf beispielhafte landwirtschaftspolitische Fragestellungen in Entwicklungsländern.

2.1 Optionen zur Inwertsetzung von Ökosystemleistungen in der Landwirtschaft

BERNHARD OSTERBURG

INSTITUT FÜR LÄNDLICHE RÄUME DES JOHANN HEINRICH VON THÜNEN-INSTITUTS

2.1.1 Zusammenfassung

Dieser Beitrag befasst sich mit der Rolle von Ökosystemleistungen in der landwirtschaftlichen Flächennutzung und untersucht, welche Rolle eine Bewertung und Inwertsetzung dieser Leistungen spielen. Am Anfang steht eine Einordnung der „Ökosystemleistungen“ in die agrarökonomische und agrarumweltpolitische Begriffswelt und das Verhältnis von Landwirtschaft und Ökosystemleistungen. Es folgt eine Analyse und Diskussion von Möglichkeiten, Umweltleistungen der Landwirtschaft zu bewerten und „in Wert zu setzen“. Eine Übersicht über die bisherige und aktuelle Praxis in der Agrarumweltpolitik zeigt, dass nicht-marktorientierten Ansätzen eine überragende Bedeutung zukommt. Der Beitrag schließt mit einer Diskussion der Rolle des Ökosystemleistungs-Konzepts in der agrarumweltpolitischen Debatte.

2.1.2 Einleitung

Die landwirtschaftliche Flächennutzung hat in Mitteleuropa über viele Jahrhunderte die Landschaftsentwicklung geprägt und zur Schaffung einer vielfältigen Kulturlandschaft beigetragen. Dabei waren die historischen Formen der Landnutzung oft wenig produktiv und beruhten oft auf einem Raubbau an der natürlichen Bodenfruchtbarkeit. Einige Bestandteile der heutigen Kulturlandschaft wie Heiden oder Trockenrasen, die durch Überbeweidung und Bodendegradation entstanden sind, gehen auf solche, in Hinblick auf die Bodenfruchtbarkeit nicht nachhaltige Landnutzungen zurück. Im Zuge der Modernisierung und Intensivierung der Landwirtschaft wurde die Ertragsfähigkeit der Böden verbessert, andererseits verursacht der Einsatz moderner Produktionsmittel wie chemisch-synthetische Dünge- und Pflanzenschutzmittel und die Intensivierung der Tierhaltung andere, negative Umweltwirkungen, wie beispielsweise stoffliche Belastungen der Gewässer. Angesichts des beschleunigten Strukturwandels in der Landwirtschaft in Richtung größerer und stärker spezialisierter Betriebe und der Intensivierung der Flächennutzung werden durch traditionelle Landwirtschaft geprägte Landschaften nicht mehr als Kuppelprodukt der Landwirtschaft erhalten. Die Agrarumweltpolitik steht somit vor der Herausforderung, die Landwirtschaft als Gefährdungsfaktor für die Umwelt zu kontrollieren und gleichzeitig Landwirte als Partner für ein nachhaltiges Flächenmanagement und die Landschaftspflege zu gewinnen. Analysen zur Entwicklung der landwirtschaftlichen Flächennutzung in Deutschland in den letzten 20 Jahren finden sich in OSTERBURG & SCHMIDT (2011), OSTERBURG (2011) und SCHRAMEK et al. (2012).

2.1.3 Begriffliche Einordnung der Ökosystemleistungen

Ökosystem(dienst)leistungen „beschreiben Leistungen, die von der Natur erbracht und vom Menschen genutzt werden“ (GRUNEWALD & BASTIAN 2012: 3). In einer anderen Definition heißt es: „Ökosystemleistungen bezeichnen den vielfältigen Nutzen, den Menschen aus Ökosystemen erzielen“ (NACHWUCHSGRUPPE ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN 2013: 3). Der Begriff „Ökosystemleistungen“ ist irritierend, denn unter Leistung wird im allgemeinen Sprachgebrauch das Er-

gebnis zielgerichteten Handelns verstanden. Der Natur oder Ökosystemen kann keine zielgerichtete Bereitstellung von Leistungen unterstellt werden. Daher wäre es besser nachvollziehbar, wenn vom Nutzen der Ökosysteme (respektive der Natur) für die Menschen gesprochen würde. Auf Grundlage einer solchen Definition wäre es auch leichter möglich, dem Nutzen der Natur für die Menschen potentielle Schäden gegenüber zu stellen, man denke etwa an Heuschreckenschwärme oder – moderner und weniger biblisch – Mückenschwärme und Pollenflug. Im Englischen gelingt diese Ergänzung der „ecosystem services“ durch „disservices“ zwar auf sprachlich elegantere Art und Weise als im Deutschen, in der wissenschaftlichen Literatur finden sich dennoch nur wenige Beispiele, die sich auch mit den „disservices“ der Natur für den Menschen auseinandersetzen (ZHANG et al. 2007, LYYTIMÄKI et al. 2008).

In der Agrar- und Umweltökonomie sind in der Auseinandersetzung über die Auswirkungen der Landwirtschaft auf die Umwelt eine Reihe von Konzepten und Definitionen entstanden, die Ähnlichkeiten mit dem Konzept der Ökosystemleistungen aufweisen. Die gleichen Konzepte finden sich auch in der Forstwissenschaft, im Folgenden wird die Landwirtschaft als Beispiel verwendet. In diesen Konzepten stehen die Wirkungen menschlicher Tätigkeit auf die Umwelt im Mittelpunkt. Das Subjekt der Leistungserbringung ist dabei der Mensch, der über die Flächennutzung und die damit einhergehende Bereitstellung von Umweltgütern entscheidet, und nicht wie im Ökosystemleistungs-Konzept Ökosysteme bzw. die Natur.

Umweltveränderungen, die eine andere Partei betreffen als das landwirtschaftliche Unternehmen, das diese Effekte durch seine Produktionstätigkeit auslöst, und die keiner Bewertung über Marktkräfte unterliegen, werden als externe Effekte bezeichnet. Aufgrund der fehlenden Marktbewertung werden externe Effekte in unternehmerischen Entscheidungen nicht oder nur unzureichend berücksichtigt. Bei Umwelteffekten kann es sich um positive, die gesellschaftliche Wohlfahrt mehrende oder negative, die gesellschaftliche Wohlfahrt vermindernde Externalitäten handeln. Während positive externe Effekte der Landwirtschaft, wie z.B. die Erhaltung der Kulturlandschaft, eine Begründung für öffentliche Transfers sind, werden negative externe Effekte wie beispielweise Luft- und Wasserverschmutzung durch rechtliche Auflagen beschränkt oder mit Umweltsteuern belastet. In diesem Fall tragen die landwirtschaftlichen Unternehmen nach dem Verursacherprinzip die Kosten der Luft- und Wasserreinigung (BROMLEY 1997). Die genannten staatlichen Maßnahmen tragen zu einer „Internalisierung“ von Umwelteffekten bei, wodurch diese in unternehmerische Entscheidungen einbezogen werden.

Aus institutionenökonomischer Sicht liegt der Unterscheidung zwischen positiven und negativen externen Effekten eine unterschiedliche Verteilung der Eigentumsrechte zugrunde (BROMLEY 1997, VATN 2010, HAMPICKE 2013). Im Falle positiver externer Effekte liegt die Entscheidung über die Bereitstellung bzw. die Bewahrung von Umweltgütern beim jeweiligen Unternehmen, das somit umfassende Eigentumsrechte über die in Frage stehende Ressource inne hat, z.B. über die landwirtschaftliche Fläche. Im Falle negativer externer Effekte sind die Eigentumsrechte des Unternehmens, z.B. Nutzungs- und Emissionsrechte, dagegen eingeschränkt. Die Bereitstellung und Sicherung von Umweltgütern unterliegt in diesem Fall nicht den individuellen Entscheidungen der Unternehmen, sondern soll durch rechtliche Auflagen gewährleistet werden.

Unter Kuppelprodukten („joint products“) der Landwirtschaft werden Nebeneffekte der landwirtschaftlichen Tätigkeit verstanden, die mehr oder weniger stark an die Produktion gekoppelt sind (OECD 2001), beispielsweise Kulturlandschaft oder Lebensräume für Tiere und

Pflanzen der Agrarlandschaft. So bewirken bestimmte Formen der Landwirtschaft positive Umwelteffekte als Kuppelprodukt, die, soweit die Landbewirtschaftung als solche rentabel ist, nicht separat entlohnt werden müssen. In der modernen Landwirtschaft geht die Bereitstellung mancher solcher Kuppelprodukte zurück. Dies führt zu der Frage, wie der entstehenden Knappheit an diesen Umweltgütern durch Anreize für die Landwirte begegnet werden kann.

Unter Multifunktionalität der Landwirtschaft wird die Bereitstellung verschiedener Outputs verstanden, von Nahrungsmitteln und nachwachsenden Rohstoffen über ländliche Beschäftigung bis hin zu Wirkungen auf unterschiedliche Umweltmedien, Landschaft und Biodiversität (OECD 2001, VAN HUYLENBROOK & DURAND 2003, WÜSTEMANN 2007). In der Definition der OECD (2001) werden auch negativ bewertete Umweltwirkungen als „Output“ genannt. Eine zentrale Frage ist, ob die Bereitstellung von Umweltgütern durch eine multifunktionale Landwirtschaft im Vergleich zu einer von der landwirtschaftlichen Produktion unabhängigen Bereitstellung effizienter ist.

In Deutschland wird diese Frage unter den Stichworten Integration oder Segregation diskutiert (vgl. HAMPICKE 1991). Demnach ist abzuwägen, inwieweit Naturschutzziele in die landwirtschaftliche Flächennutzung als „joint products“ integriert oder räumlich von dieser getrennt realisiert werden sollen. Auch aktuell gibt es in der Wissenschaft eine Kontroverse darüber, ob Naturschutzziele in der Agrarlandschaft verbindlich und flächendeckend (so der Sachverständigenrat für Umweltfragen, SRU, 2009) oder stärker konzentriert auf Regionen mit ungünstigeren landwirtschaftlichen Produktionsbedingungen verfolgt werden sollen (so der WISSENSCHAFTLICHE BEIRAT AGRARPOLITIK 2010).

Öffentliche Güter zeichnen sich durch Nicht-Ausschließbarkeit und Nicht-Rivalität des Konsums aus. Beispielsweise können Menschen nicht oder nur schwer vom Anblick einer Landschaft ausgeschlossen werden, und bis zum Erreichen einer sehr hohen Besucherzahl besteht keine Rivalität zwischen den Nutznießern. Aufgrund dieser Eigenschaften werden öffentliche Güter nicht über den Markt bewertet und gehandelt. Soweit das Güterangebot aufgrund dieses „Marktversagens“ im Verhältnis zur Nachfrage zu knapp ausfällt, gilt ein politisches Eingreifen als gerechtfertigt, z.B. über Transferzahlungen für Umweltleistungen (COOPER et al. 2009). Als öffentliche Güter, die durch die Landwirtschaft bereitgestellt werden, werden in den Studien von COOPER et al. (2009) und HART et al. (2011) Umweltgüter (Biodiversität, Wasserqualität und -verfügbarkeit, Bodenfunktionen, Luftqualität, Klimaschutz, Schutz vor Hochwasser und Feuer), Kulturlandschaft, ländliche Entwicklung, Tierschutz und Ernährungssicherung genannt.

Die „Multifunktionalität“ der Landwirtschaft und die durch die Landwirtschaft bereitgestellten „öffentlichen Güter“ sind Konzepte, die im Kontext der agrarpolitischen Diskussion die positiven Leistungen der Landwirtschaft in den Mittelpunkt stellen. Ob die Minderung von Umweltbelastungen, wie z.B. der Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft und Landnutzung, als Leistung angesehen werden soll oder als eine nach dem Verursacherprinzip von den Unternehmen umzusetzende Verpflichtung, steht allerdings nicht von vorne herein fest, sondern ist Gegenstand gesellschaftlicher und politischer Aushandlungen. Das Konzept der externen Effekte bietet für diesen Entscheidungsprozess eine geeignete, weil ergebnisoffene analytische Grundlage, denn es stehen nicht nur Umweltleistungen, sondern auch Umweltschäden zur Debatte.

2.1.4 Landwirtschaft und Ökosystemleistungen

Landwirtschaftlich genutzte Landschaften sind durch den Menschen geprägte Ökosysteme, die zudem in Abhängigkeit von gesellschaftlichen, technischen und ökonomischen Entwicklungen starken Veränderungen unterworfen sind. In landwirtschaftlich genutzten Landschaften steht die Produktion von Nahrungsmitteln und nachwachsenden Rohstoffen im Vordergrund, wobei die Landwirtschaft sowohl positive als auch negative Einflüsse auf die potentiellen Ökosystemleistungen dieser Landschaften ausübt.

Die Landwirtschaft ist Nutznießer von Ökosystemleistungen wie vor allem der natürlichen Bodenfruchtbarkeit und der Bestäubung (ZHANG et al. 2007). Weitere Beispiele sind die Stickstoffbindung durch Leguminosen und die natürliche Schädlingsregulation. Darüber hinaus fördert die Landwirtschaft die Bereitstellung bestimmter Ökosystemleistungen. So sind Landwirte bestrebt, die Bodenfruchtbarkeit zu erhalten und zu erhöhen. Auch die unter Landwirtschaftsflächen gegenüber Wald höhere Grundwasserneubildung, die Erhaltung der Kulturlandschaft mit ihrer Erholungsfunktion und kulturellen Werten sowie die Schaffung und Erhaltung von Lebensräumen für Arten der Offenlandschaft durch extensive Nutzung sind zu nennen. Grünland spielt als halbnatürlicher Lebensraum, Kohlenstoffsенke und Beitrag zum Wasser- und Bodenschutz eine besonders wichtige Rolle bei der Bereitstellung von Ökosystemleistungen durch die Landwirtschaft.

Andererseits steht die Landwirtschaft als Verursacher verringerter oder eingeschränkter Ökosystemleistungen in der Kritik. Eine natürliche Vegetationsentwicklung wird zugunsten der landwirtschaftlichen Produktion zurückgedrängt und verhindert, mit entsprechenden Folgen für die Ökosystemleistungen naturnäherer Ökosysteme. Pflanzenschädlinge und Krankheiten werden, genauso wie die unerwünschte Begleitflora, als „ecosystem dis-services“ (ZHANG et al. 2007) mechanisch oder chemisch bekämpft. Um die landwirtschaftliche Produktion zu optimieren, werden Landschaftselemente entfernt, Grünland in Ackerland umgewandelt und Moor- und Auenböden entwässert. Darüber hinaus verursacht die Landwirtschaft Emissionen von Stickstoffverbindungen in andere Ökosysteme. Die damit einhergehende Eutrophierung und Versauerung schränkt die Funktionsweise und Leistungsfähigkeit nicht landwirtschaftlicher Ökosysteme ein. Als weitere durch die Landwirtschaft verursachte Belastungen sind u.a. Emissionen von Treibhausgasen, Phosphat und Pflanzenschutzmitteln sowie Erosion und Bodenverdichtung von Bedeutung.

Abschließend sei darauf hingewiesen, dass die in diesem Abschnitt genannten Umweltwirkungen der Landwirtschaft von standörtlichen, von klimatischen und somit zeitlichen, von produktionstechnischen und betrieblichen Faktoren abhängen. Umweltwirkungen werden zudem vom landschaftlichen Kontext beeinflusst und werden daher nicht allein von einzelbetrieblichen Entscheidungen in der Landwirtschaft beeinflusst. Vielmehr ist das Zusammenspiel einer Vielzahl landwirtschaftlicher Betriebe und anderer Akteure innerhalb von Agrarlandschaften entscheidend für den Umweltzustand bzw. die Bereitstellung von Ökosystemleistungen.

2.1.5 Möglichkeiten und Grenzen der Bewertung und Inwertsetzung von Umweltleistungen der Landwirtschaft und eigentumsrechtliche Implikationen

Ausgangspunkt einer Bewertung der verschiedenen Umweltwirkungen der Landwirtschaft ist eine Katalogisierung und soweit möglich eine Quantifizierung der verschiedenen Wirkungen. Neben der Quantifizierung einzelner Umweltwirkungen sind auch die Zusammenhänge zwi-

schen verschiedenen Umweltzielen von Interesse, denn nicht immer besteht Harmonie zwischen den verschiedenen Zielen, sondern oftmals ein Konflikt. Die unzureichende Offenlegung und quantitative Analyse solcher sogenannter "trade-offs" wird als ein Schwachpunkt der bisherigen Anwendung des Ökosystemleistungs-Konzepts diskutiert (KIENAST 2010). Einer umfassenden Quantifizierung der Umweltwirkungen sind aufgrund der Vielzahl von Teilaspekten und der Standort- und Kontextabhängigkeit Grenzen gesetzt. Das gleiche gilt für eine weitergehende Bewertung von Umweltwirkungen durch Befragungen bis hin zu Zahlungsbereitschaftsanalysen mit dem Ziel einer monetären Bewertung.

PLANKL et al. (2010) untersuchten ca. 80 Studien zur Bewertung und Monetarisierung nicht marktgängiger Leistungen der Landwirtschaft, vor allem aus dem Bereich Naturschutz, Landschaftspflege und Erhaltung der Kulturlandschaft. Diese Studien aus dem deutschsprachigen Raum zeigen eine generelle Zahlungsbereitschaft für solche Leistungen, liefern aber nur Aussagen für bestimmte Regionen und spezifische Fragestellungen. Eine Verallgemeinerung und Hochrechnung der Ergebnisse ist nicht möglich. Eine Bewertung der Umweltleistungen der Landwirtschaft findet aus diesen Gründen eher in qualitativer Form oder implizit statt, indem Umweltziele in politischen Strategien, gesetzlichen Vorgaben oder Förderpolitiken konkretisiert werden. Die Versuche einer monetären Bewertung sind in diesem Zusammenhang mehr als Diskussionsbeiträge zu verstehen denn als Grundlage für die politische Entscheidungsfindung.

Gegen eine Monetarisierung und Kommodifizierung von Umweltgütern, also der Bewertung in Geldeinheiten und der Definition von Umweltgütern als handelbare Ware, bestehen bei vielen Menschen grundsätzliche Bedenken, „die Natur“ als Ware zu betrachten und zu bewerten. Dieser ablehnenden Haltung gegen marktnahe Regulation liegt die Überlegung zugrunde, dass Umweltgüter nicht beliebig produziert werden können, standort- und kontextspezifisch sind und nicht unbegrenzt austauschbar sind. Hinzu kommt, dass eine Mindestqualität der Umwelt als unveräußerliches Recht angesehen werden kann, das man weder käuflich erwerben noch gegen Kompensationszahlungen zur Disposition stellen kann.

Vor diesem Hintergrund übt HOLSTEIN (1998) grundsätzliche Kritik an Befragungsansätzen zur monetären Bewertung von Landschaft und Biodiversität. Die Frage nach der Zahlungsbereitschaft für ein Umweltgut setzt voraus, dass dieses Umweltgut als am Markt handelbar angesehen werden soll, es also monetär bewertet werden kann, seine Erhaltung verhandelbar ist und bei nicht ausreichender Zahlung zur Disposition steht, und die Eigentumsrechte nicht in der öffentlichen Hand, sondern bei den Unternehmen liegen. Sind die Befragten mit diesen Annahmen nicht einverstanden, geben sie keine sinnvollen Antworten, weil sie dem Wertesystem nicht zustimmen können, das der Fragestellung zugrunde liegt. Werden grundsätzliche Wertfragen gestellt, etwa zum Schutz der Biodiversität, hält Holstein deshalb einen demokratischen Diskussionsprozess und Volksbefragungen für geeigneter als Studien zur Zahlungsbereitschaft.

Die „Inwertsetzung“ von Umweltleistungen bzw. Ökosystemleistungen der Landwirtschaft kann über die Kommodifizierung, also die Bewertung am Markt, erreicht werden, oder über öffentliche Förderungen der Bereitstellung von Umweltleistungen. Voraussetzung für die Anwendung marktnaher Anreizinstrumente – oder deren implizite Folge – ist, dass die Eigentumsrechte am in Frage stehenden Umweltzustand beim Flächennutzer oder Eigentümer bzw. beim Unternehmen liegen, das von der Inwertsetzung profitiert. Theoretisch sollten staatliche Transferzahlungen als Anreiz für mehr Umweltleistungen nur dann umgesetzt werden, wenn keine marktbasierenden Mechanismen etabliert werden können, mithin „Markt-

versagen“ vorliegt. Dieser marktwirtschaftlichen Forderung liegt die Überlegung zugrunde, dass eine Bewertung von Umweltleistungen über den Markt effizienter ist die Umsetzung oftmals pauschaler und unflexibler staatlicher Instrumente.

Eines der wichtigsten Beispiele zur Inwertsetzung von Umweltleistungen der Landwirtschaft in Deutschland ist die Agrarumweltförderung im Rahmen der EU-Agrarpolitik, also ein staatliches Instrument. HOFREITHER (2000) weist in seiner Kritik an der pauschalen Umsetzung der Agrarumweltförderung darauf hin, dass durch die Etablierung der öffentlichen Förderung Eigentumsrechte der Landwirte manifestiert und verstetigt werden („property rights reinforcement cycle“). Eine breite öffentliche Förderung von Umweltleistungen der Landwirtschaft, wie sie im Rahmen der EU-Agrarpolitik umgesetzt wird, begrenzt zudem die Chancen, dass private Märkte für Agrarumweltgüter entstehen. Beispielsweise können sich regionale Tourismusunternehmen bisher auf die positiven Wirkungen der EU-Agrarförderung für die Offenhaltung der Landschaft verlassen. Erst wenn Agrarförderung und Offenhaltung in Frage stehen, würden sich ggf. regionale, von öffentlicher Förderung unabhängige Märkte für Landschaftspflege-Dienstleistungen etablieren. Das Angebot öffentlicher Förderung kann außerdem zur Folge haben, dass zuvor unentgeltlich bereitgestellte Umweltleistungen nur noch gegen Zahlung realisiert werden (sogenanntes „crowding out“; VATN 2010).

Eine bedeutsame, marktbasierende Inwertsetzung von landwirtschaftlichen Umweltleistungen liegt im Fall des ökologischen Landbaus vor. Für ökologisch erzeugte und entsprechend zertifizierte Produkte werden im Vergleich zu konventionellen Produkten zum Teil deutlich höhere Marktpreise erzielt. In der höheren Wertschätzung für diese Produkte spielt neben der Bewertung der Produkteigenschaften durch die Verbraucher auch die Prozessqualität, also die umweltfreundlichere und tierfreundlichere Herstellung, eine Rolle. Trotz höherer Produktpreise hängt die Wirtschaftlichkeit im ökologischen Landbau maßgeblich von den flächenbezogenen, von der EU kofinanzierten Agrarumweltprämien für den ökologischen Landbau ab (SANDERS et al. 2012). Diese Prämien sind als pauschale Kompensation für Zusatzkosten und Einkommensverluste zu verstehen, die mit der ökologischen Bewirtschaftung verbunden sind. Eine weitere, wichtige Inwertsetzung erfolgt über ländlichen Tourismus, in direkter Form durch „Ferien auf dem Bauernhof“. Dabei spielen die Umwelt- und Landschaftsqualität und die landwirtschaftlichen Produktionsweisen eine wichtige Rolle.

2.1.6 Politische Instrumente zur Verfolgung von Umweltzielen in der Agrarlandschaft

In diesem Abschnitt werden die wichtigsten agrar- und umweltpolitischen Instrumente vorgestellt, die in der deutschen Agrarlandschaft zur Steuerung der Flächennutzung zum Einsatz kommen. Auf die derzeit noch in der Diskussion befindliche Reform der EU-Agrarpolitik für den Zeitraum 2014 bis 2020 wird hier nicht näher eingegangen. Ebenfalls nicht näher betrachtet werden Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen, die im Rahmen der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung umgesetzt werden und in vielen Fällen eine Extensivierung oder Aufforstung landwirtschaftlicher Nutzflächen beinhalten. Die im Folgenden beschriebenen Instrumente sind nicht marktorientiert oder sie werden, wie im Falle der Agrarumweltmaßnahmen, in einer standardisierten, wenig marktorientierten Weise umgesetzt. Wie im vorherigen Kapitel ausgeführt, wird der Spielraum für neue, marktorientierte Lösungsansätze durch die hohe Bedeutung ordnungsrechtlicher und förderungspolitischer Maßnahmen in der deutschen Agrarumweltpolitik begrenzt.

Gute fachliche Praxis

Die „gute fachliche Praxis“ wird durch ordnungsrechtliche Vorgaben der Fachgesetze definiert, z.B. zu Düngung und Pflanzenschutz. Diese Standards sind nach dem Verursacherprinzip einzuhalten, d.h. dass der Verursacher möglicher Umweltbelastungen die Kosten der Vermeidung zu tragen hat. Dadurch werden negative externe Effekte der Landbewirtschaftung begrenzt. Umweltleistungen, die über das Referenzniveau der guten fachlichen Praxis hinausgehen, stellen positive externe Effekte dar. Diese können durch Prämienzahlungen als Anreiz für freiwillige Aktivitäten gesichert und gestärkt werden, die Kosten werden nach dem Gemeinlastprinzip von der Allgemeinheit getragen, im Falle öffentlicher Fördermaßnahmen vom Steuerzahler.

In Deutschland ist die gute fachliche Praxis der Düngung, des Pflanzenschutzes und des Bodenschutzes bundesweit einheitlich definiert. Hinzu kommen Vorgaben des Bundesnaturschutzgesetzes für die Landwirtschaft, die durch Landesgesetze umzusetzen sind. Auflagen in Wasserschutz- und Naturschutzgebieten können deutlich über die flächendeckende gute fachliche Praxis hinausgehen. In diesen Gebieten wird gleichzeitig, je nach Bundesland in unterschiedlichem Umfang, auch mit freiwilligen Angeboten gearbeitet. Gerade auf marginalen Grünlandflächen ist nach wie vor die Aufgabe der landwirtschaftlichen Flächennutzung eine wichtige Gefährdungsursache (RIEKEN et al. 2010), da Grünlandflächen nach Aufgabe der Nutzung verbuschen, wobei viele, auf die Nutzung angewiesene Tier- und Pflanzenarten verschwinden. Da die gute fachliche Praxis in Deutschland keine Pflegepflichten in der offenen Landschaft vorsieht, kann die Erhaltung und Pflege solcher Lebensräume nicht allein über ordnungsrechtliche Vorschriften erreicht werden, sondern beispielsweise über Vertragsnaturschutzprogramme, die einen Anreiz für die Aufrechterhaltung extensiver Nutzungen geben. Theoretisch wären obligatorische Pflegeauflagen zwar möglich, angesichts der fehlenden Wirtschaftlichkeit extensiver Flächennutzung und -pflege wären diese für die Flächeneigentümer aber nicht zumutbar.

Agrarpolitische Instrumente

Erste Säule und Cross Compliance

In Deutschland wurde die letzte, große Reform der Agrarpolitik von 2003 für eine vollständige Entkopplung der bis dahin an Ackerkulturen, Rinder oder Schafe gebundenen Direktzahlungen von der Produktion genutzt. Dies bedeutet, dass in Deutschland z.B. im Gegensatz zu Österreich oder Frankreich der Fortbestand der Mutterkuhhaltung seit 2005 nicht mehr über an den Tierbestand gekoppelte Direktzahlungen abgesichert wird (VGL. OSTERBURG & VON HORN 2006). Die pauschal je Hektar Landwirtschaftsfläche zugeteilten Direktzahlungen sind zum wichtigsten Bestandteil der sogenannten ersten Säule der Agrarpolitik geworden, in der Instrumente der Markt- und Einkommenspolitik zusammengefasst sind. Die Prämienzuweisung wurde von 2005 bis 2013 so umverteilt, dass es innerhalb der Bundesländer heute einheitliche regionale Flächenprämien für Acker- und Grünland gibt. Dafür wurden die in den ersten Jahren noch nach historischen Produktionsumfängen zugeteilten, betriebsindividuellen Prämienanteile abgebaut.

In Betrieben, die Direktzahlungen erhalten, müssen Auflagen gemäß „Cross Compliance“ eingehalten werden. Ein Teil der Auflagen betrifft ordnungsrechtliche Produktionsstandards, die über Richtlinien und Verordnungen der EU festgelegt sind. Deren Einhaltung soll durch

systematische Kontrollen und drohende Prämienabzüge bei Nichteinhaltung verbessert werden. Weitere Bestandteile von Cross Compliance sind die Definition des „guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustands“ landwirtschaftlicher Flächen und die Grünlanderhaltung. Ein Ziel bei der Ausgestaltung von Cross Compliance in Deutschland war es, freiwillige Agrarumweltförderung möglichst wenig durch weitergehende Cross Compliance-Anforderungen einzuschränken. Dafür wurden für den „guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand“ landwirtschaftlicher Flächen einfache, in der landwirtschaftlichen Praxis weitgehend bereits eingehaltene Auflagen definiert, z.B. beim Schutz der organischen Bodensubstanz. Die Definition und Kontrolle von wenig anspruchsvollen Auflagen kann zu „bürokratischem Leerlauf“ führen, wenn keine Verhaltensänderung unter den Landwirten erreicht wird, sondern nur die formale Umsetzung von EU-Vorgaben nachgewiesen werden soll (NITSCH & OSTERBURG 2007). Zum Teil gehen Cross Compliance-Anforderungen in Deutschland aber auch deutlich über die im Fach- und Umweltrecht definierte „gute fachliche Praxis“ hinaus. Zum Beispiel wurden für den Erosionsschutz als Bestandteil des „guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustands“ für Gebietskulissen mit gefährdeten Böden detaillierte Auflagen definiert, die über das bestehende Umweltrecht hinausgehen.

Beim Grünlandschutz wurde in Deutschland eine möglichst wenig restriktive Regulierung gewählt. Die agrar- und umweltpolitischen Veränderungen haben in einigen Bundesländern eine seit 2005 deutlich beschleunigte Umwandlung von Grünland in Ackerland ermöglicht, mit negativen Wirkungen auf Wasser-, Klima- und Naturschutzziele (vgl. OSTERBURG et al. 2009). Dieser Trend zur Grünlandumwandlung wurde in den letzten Jahren in einigen Ländern mit besonders hohen Grünlandverlusten durch Grünlanderhaltungsverordnungen gebremst, etwa in Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen.

Die in Deutschland sehr detaillierte Definition der gemäß Cross Compliance zu erhaltenden Landschaftselemente, die auch nicht gesetzlich geschützte Elemente umfasst, lässt eine bessere Erhaltung erwarten. Da diese Landschaftselemente seit der Agrarreform im Jahr 2005 grundsätzlich beihilfeberechtigt für die Direktzahlungen sind, gibt es zudem einen Anreiz für die Landwirte, Landschaftselemente als Teil der Betriebsfläche zu deklarieren und zu erhalten. Die Auswertungen von OSTERBURG et al. (2009) zeigen, dass im Durchschnitt von vier untersuchten Bundesländern mit deutlich unter 1% der Landwirtschaftsfläche nur ein geringer Anteil der gesamten Landschaftsausstattung von den Landwirten als betriebseigene Landschaftselemente gemeldet worden ist. Offenbar steht dies im Zusammenhang mit drohenden Cross Compliance-Sanktionen, die bei Verstößen auf die gesamten Direktzahlungen eines Betriebs angewendet werden. Durch den Ausschluss von Flächen, die bezüglich der Einhaltung der Cross Compliance-Auflagen Probleme mit sich bringen können, versuchen Landwirte ihre Sanktionsrisiken zu verringern. Dies bedeutet aber nicht, dass Landwirte die Landschaftselemente nicht erhalten wollen. Risiken bestehen vor allem bezüglich der Vollständigkeit und Genauigkeit der Flächenerfassung, die bei Landschaftselementen aufgrund der vielen kleinen Flächen besonders schwierig ist. Neben Landschaftselementen fallen durch die Minimierung von Kontrollrisiken auch marginale Grünlandflächen aus der Förderung. Auf solchen Flächen sind die geforderte Offenhaltung und das Fernhalten „unerwünschter Vegetation“ wie Gebüsch nicht oder nur eingeschränkt möglich. Durch solche Mechanismen fallen gerade die bisher sehr extensiv genutzten Grünlandflächen aus der Förderung, die einen besonders hohen Naturschutzwert aufweisen. Im Rahmen der nächsten Agrarreform besteht die Chance, die Förderfähigkeit solcher Extensivgrünlandflächen neu zu definieren (vgl. JEDICKE & METZNER 2012).

Agrarumweltmaßnahmen

Freiwillige Agrarumweltmaßnahmen mit einer Laufzeit von mindestens fünf Jahren sind die Grundlage für auf Verbesserungen und Kooperation mit der Landwirtschaft abzielende Naturschutzmaßnahmen. Diese sind Bestandteil der Programme zur Förderung der ländlichen Räume im Rahmen der sogenannten zweiten Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik. Daneben gibt es eine Reihe weiterer, auch für den Naturschutz relevanter Fördermaßnahmen, etwa investive Förderung oder Beratung. In Deutschland haben freiwillige Agrarumwelt- und Vertragsnaturschutzmaßnahmen seit Anfang der 90er Jahre im Zuge zunehmender EU-Finanzierungsangebote staatlichen Flächenkauf und staatliche Flächenpflege weitgehend abgelöst (OSTERBURG & STRATMANN 2002). Zwischen den Bundesländern bestehen allerdings große Unterschiede bezüglich Budget, Maßnahmenangebot, Auflagen und Prämien. Schwerpunkt der Programme bilden standardisierte, flächendeckend angebotene Extensivierungsmaßnahmen mit hoher Akzeptanz, wie z.B. Grünlandextensivierung oder Maßnahmen im Ackerbau (Gründüngung, Mulchsaat). Ein Nachteil der Agrarumweltprämien ist, dass sie nach EU-Vorgaben nur „entgangene Erlöse und zusätzlichen Aufwand durch die Auflagen“ entgelten dürfen, aber keinen darüber hinausgehenden Einkommensanreiz geben sollen. Aufgrund der meist einheitlichen Prämiensätze ist bei vielen Maßnahmen eine Konzentration der Teilnahme in eher extensiv bewirtschafteten Regionen zu beobachten, während intensiv bewirtschaftete Räume weniger erreicht werden.

Naturschutzmaßnahmen sind gegenüber standardisierten Agrarumweltmaßnahmen tendenziell im Nachteil. Sie ziehen je nach Zielstellung oft einen hohen Verwaltungsaufwand nach sich, sind besonders von den zunehmenden Verwaltungsvorschriften der EU betroffen und konkurrieren mit anderen, z.T. leichter umsetzbaren Agrarumweltmaßnahmen. Auch können unterschiedliche Ressortzugehörigkeiten für die Programme Probleme bei der Budgetzuteilung mit sich bringen. Künftig zeichnet sich eine weiter zunehmende Mittelkonkurrenz zwischen Maßnahmen in Natura 2000-Gebieten, zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie und für den Klimaschutz ab.

Obwohl es auch kritische Berichte über die Wirksamkeit von Agrarumweltmaßnahmen für die Biodiversität gibt (vgl. KLEIJN & SUTHERLAND 2003, KLEIJN et al. 2006), bilden Agrarumwelt- und Vertragsnaturschutzmaßnahmen die wichtigste Grundlage für die Erhaltung naturschutzfachlich wertvoller, aus landwirtschaftlicher Nutzung hervorgegangener Habitats wie Extensivgrünland oder Streuobstwiesen. Anhand ausreichend langfristig angelegter Evaluierungen solcher Maßnahmen lassen sich deutliche, positive Effekte nachweisen (SCHUMACHER 2007).

Während in Deutschland in der ersten Säule ca. 330 € pro Jahr und Hektar Förderfläche zur Verfügung stehen, liegt die Förderung für alle Maßnahmen der zweiten Säule bezogen auf die gesamte Landwirtschaftsfläche bei ca. 110 €. Darunter macht die Agrarumweltförderung mit knapp 30 € pro Hektar Landwirtschaftsfläche einen bedeutenden Teil aus. Der Anteil von Ausgaben für Naturschutzziele an den Fördermitteln zur Entwicklung des ländlichen Raums (ELER-Verordnung) liegt bei etwas über 10%, das sind im Durchschnitt ca. 17 € pro Hektar Landwirtschaftsfläche (DVL 2008). Bei dieser Abschätzung wurden nicht alle Agrarumweltmaßnahmen pauschal dem Naturschutzziel zugerechnet, sondern nur solche, deren Schwerpunkt auf der Erhaltung der Biodiversität liegt.

2.1.7 Diskussion

Das Konzept der Ökosystemleistungen hat in den letzten zehn Jahren vor allem in den Umwelt- und Sozialwissenschaften eine zunehmende Verbreitung gefunden. In der agrarökonomisch ausgerichteten Umwelt- und Ressourcenökonomie finden sich verwandte Konzepte, die sich aber in wichtigen Punkten vom Konzept der Ökosystemleistungen unterscheiden. Das Konzept der Ökosystemleistungen soll u.a. dazu dienen, die Bedeutung der natürlichen Lebensgrundlagen für den Menschen zu illustrieren und zu bewerten, und damit für ihre Einbeziehung in Entscheidungsprozesse zu werben (SCHRÖTER-SCHLAACK 2012). Das Ökosystemleistungs-Konzept stellt die „Leistungen“ bzw. Funktionen der Ökosysteme in den Mittelpunkt. Hervorzuheben ist die Definition einer großen Bandbreite potentieller Funktionen, die über dieses Konzept einer weiteren Analyse zugänglich gemacht werden. Schwachpunkte des Konzepts sind die Konzentration auf „Leistungen“ (statt auf Wirkungen) und die mangelnde Abgrenzung zwischen Funktionen des Naturhaushalts und den Wirkungen, die erst durch menschliche Eingriffe in den Naturhaushalt entstehen.

Im Sinne des Ökosystemleistungs-Konzepts sind Agrarlandschaften als stark vom Menschen beeinflusste Ökosysteme zu verstehen. Die Landwirtschaft profitiert von Funktionen des Naturhaushalts („services“), leidet aber auch unter nachteiligen Einflüssen der natürlichen Umwelt („disservices“) und beeinflusst die natürlichen Funktionen deshalb in ihrem Sinne. Gleichzeitig gehen von der Landwirtschaft selbst positive und negative Umweltwirkungen aus. Das Ökosystemleistungs-Konzept kann nur einen Teilbeitrag leisten, das komplexe Wirkungsgefüge der Beziehungen zwischen Landwirtschaft und Umwelt zu analysieren.

Bei den Konzepten zur Analyse der Umweltwirkungen der Landwirtschaft, namentlich „externen Effekten“, „Multifunktionalität“ und „öffentlichen Gütern“, steht die durch die Landwirtschaft genutzte und beeinflusste Umwelt im Mittelpunkt. Verantwortlich für die Entstehung positiver und negativer Umweltwirkungen ist dabei der Landwirt, und im Falle übergreifender Ziele in Agrarlandschaften alle Flächennutzer und -manager. Diese Konzepte gehen über ein Katalogisieren und Bewerten von Umweltwirkungen hinaus, sie werfen die Frage nach der Verteilung der gesellschaftlichen Verantwortung und der Notwendigkeit staatlichen Handelns auf. Insbesondere das Konzept der externen Effekte unterscheidet auf Basis eigentumsrechtlicher Festlegungen in positive und negative Wirkungen. Daraus leiten sich wiederum Verpflichtungen für die einzelnen Unternehmen oder die Gesellschaft ab, für die Kosten der Bereitstellung von Umweltleistungen aufzukommen. Das Konzept der Ökosystemleistungen wird sich voraussichtlich auch in der agrarumweltpolitischen Debatte weiter etablieren. Welchen Stellenwert die Ökosystemleistung neben den genannten, anderen Konzepten erhalten werden und welchen analytischen Mehrwert sie für die Agrarumweltpolitik liefern werden, ist aber noch offen.

Literatur

BROMLEY, D.W. (1997): Environmental benefits of agriculture: concepts. In: Environmental Benefits from Agriculture: Issues and Policies. The Helsinki Seminar, OECD, Paris, 35-53.

COOPER, T.; HART, K. & BALDOCK, D. (2009): The Provision of Public Goods Through Agriculture in the European Union. Report Prepared for DG Agriculture and Rural Development, Contract No 30-CE-0233091/00-28, Institute for European Environmental Policy, London.

- DVL – DEUTSCHER VERBAND FÜR LANDSCHAFTSPFLEGE (2008): Naturschutzförderung in den deutschen Bundesländern – ein Überblick. http://www.landschaftspflegeverband.de/uploads/media/Laendertab_Natura2000.pdf (30.10.2013)
- GRUNEWALD, K. & BASTIAN, O. (Hrsg.) (2012): Ökosystemdienstleistungen. Springer, Berlin, Heidelberg.
- HAMPICKE, U. (1991): Naturschutz-Ökonomie. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- HAMPICKE, U. (2013): Agricultural Conservation Measures – Suggestions for their Improvement. *GJAE* 62 (3), 203-214.
- HART, K.; BALDOCK, D.; WEINGARTEN, P.; OSTERBURG, B.; POVELLATO, A.; VANNI, F.; PIRZIO-BIROLI, C. & BOYES, A. (2011): What tools for the European Agricultural Policy to encourage the provision of public goods? Study. European Parliament, Directorate General for internal policies, Policy department B: Structural and cohesion policies. Agriculture. IP/B/AGRI/IC/2010_094. June 2011.
- HOFREITHER, M.F. (2000): Socio-economic aspects of agri-environmental programs – an introspective survey. In: HÄRDITLEIN, M. (Hrsg.): *Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft. Initiativen zum Umweltschutz*, Bd. 15, Erich Schmidt, Berlin, 165-190.
- HOLSTEIN, F. (1998): The Values of the Agricultural Landscape: a Discussion on Value-related Terms in Natural and Social Sciences and the Implications for the Contingent Valuation Method. In: DABBERT, S. et al. (Hrsg.): *The Economics of Landscape and Wildlife Conservation*. CAB International, Wallingford u.a.
- JEDICKE, E. & METZNER, J. (2012): Zahlungen der 1. Säule auf Extensivweiden und ihre Relevanz für den Naturschutz. Analyse und Vorschläge zur Anpassung der Gemeinsamen Agrarpolitik. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 44 (5), 133-141.
- KIENAST, F. (2010): Landschaftsdienstleistungen: ein taugliches Konzept für Forschung und Praxis? *Forum für Wissen* 2010, 7-12.
- Kleijn, D.; Baquero, R.A.; Clough, Y.; Díaz, M.; De Esteban, J.; Fernández, F.; Gabriel, D.; Herzog, F.; Holzschuh, A.; Jöhl, R.; Knop, E.; Kruess, A.; Marshall, E.J.P.; Steffan-Dewenter, I.; Tschardtke, T.; Verhulst, J.; West, T.M. & Yela, J.L. (2006): Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes implemented in contrasting European countries. *Ecology Letters* 9, 243-254.
- KLEIJN, D. & SUTHERLAND, W.J. (2003): How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? In: *Journal of Applied Ecology* 40, 947-969.
- LYYTIMÄKI, J.; PETERSEN, L.K.; NORMANDER, B. & BEZÁK, P. (2008): Nature as a nuisance? Ecosystem services and disservices to urban lifestyle. *Environmental sciences* 5 (3), 161-172.
- NACHWUCHSGRUPPE ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN (2013): *Ökosystemleistungen. Landnutzung, Lebensqualität und marktbasierende Instrumente in land- und forstwirtschaftlich genutzten Kulturlandschaften*. Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften, Berlin.
- NATURKAPITAL DEUTSCHLAND (im Erscheinen): *Naturkapital und Klimapolitik: Synergien und Konflikte*, herausgegeben von Hartje, V und Wüstemann, H. TU Berlin, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Berlin, Leipzig.
- NITSCH, H. & OSTERBURG, B. (2007): Umsetzung von Cross Compliance in verschiedenen EU-Mitgliedstaaten: Bericht im Auftrag des BMELV. *Arbeitsberichte des Bereichs Ag-*

rarökonomie 04/2007, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig.
http://literatur.ti.bund.de/digbib_extern/bitv/zi042931.pdf (20.01.2014).

- OECD (2001): Multifunctionality: Towards an analytical framework. OECD Publications, Paris.
- OSTERBURG, B. (2011): Landwirtschaft 2020 – künftige Entwicklungen in der deutschen Landwirtschaft unter besonderer Berücksichtigung der Pflanzenproduktion. In: VERBAND DER LANDWIRTSCHAFTSKAMMERN (Hrsg): Landwirtschaft, Pflanzenproduktion und Nährstoffmanagement im Jahr 2020: Tagung des Verbandes der Landwirtschaftskammern e.V. (VLK) und des Bundesarbeitskreises Düngung (BAD) am 12. und 13. April 2011 in Würzburg. Frankfurt a. M., o.V., 47-59.
- OSTERBURG, B. & VON HORN, L. (2006): Assessing the impacts of decoupling EU direct payments from agricultural production and the potential for 're-coupling'. *Outlook on Agriculture* 35 (2), 107-113.
- OSTERBURG, B.; NITSCH, H.; LAGGNER, B. & ROGGENDORF, W. (2009): Auswertung von Daten des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems zur Abschätzung der EU-Agrarreform auf Umwelt und Landschaft. *Arbeitsber. vTI-Agrarökonomie 2009/07*, Braunschweig.
- OSTERBURG, B. & STRATMANN, U. (2002): Die regionale Agrarumweltpolitik in Deutschland unter dem Einfluss der Förderangebote der Europäischen Union. *Agrarwirtschaft* 51 (5), 259-279.
- OSTERBURG, B. & SCHMIDT, T.G. (2011): Ansätze zur Integration von Biodiversitätszielen in die Agrarpolitik. In: *Agrobiodiversität als Schlüssel für eine nachhaltige Landwirtschaft im 21. Jahrhundert? Schriftreihe Agrarspectrum des DAF, Band 44*, Frankfurt a.M., 103-118.
- PLANKL, R.; WEINGARTEN, P.; NIEBERG, H.; ZIMMER, Y.; ISERMEYER, F.; KRUG, J. & HAXSEN, G. (2010): Quantifizierung „gesellschaftlich gewünschter, nicht marktgängiger Leistungen“ der Landwirtschaft. *Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie 01/2010*, Braunschweig.
- RIEKEN, U.; FINCK, P.; RATHS, U.; SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A. (2010): Ursachen der Gefährdung von Biotoptypen in Deutschland. *Natur und Landschaft* 85 (5), 181-186.
- SANDERS, J.; OFFERMANN, F. & NIEBERG, H. (2012): Wirtschaftlichkeit des ökologischen Landbaus in Deutschland unter veränderten agrarpolitischen Rahmenbedingungen. *Landbauforschung, vTI agriculture and forestry research – Sonderheft 364*.
- SCHRAMEK, J.; OSTERBURG, B.; KASPERCZYK, N.; NITSCH, H.; WOLFF, A.; WEIS, M. & HÜLMEYER, K. (2012): Vorschläge zur Ausgestaltung von Instrumenten für einen effektiven Schutz von Dauergrünland. *BfN-Skript 323*, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- SCHRÖTER-SCHLAACK, C. (2012): Das Konzept der Ökosystemleistungen. In: HANSJÜRGENS, B.; NEßHÖVER, C. & SCHNIEWIND, I. (Hrsg.): *Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop I: Einführung und Grundlagen*. *BfN-Skripten 318*, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 8-15.
- SCHUMACHER, W. (2007): Bilanz – 20 Jahre Vertragsnaturschutz. *Naturschutz-Mitteilungen* 1/07, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 21-28.
- SRU – SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (2009): Für eine zeitgemäße Gemeinsame Agrarpolitik (GAP). *Stellungnahme 14*. SRU, Berlin. http://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/04_Stellungnahmen/2009_11_Stellung_14_GAP.pdf?__blob=publicationFile (20.01.2014).

- VAN HUYLENBROOK, G. & DURAND, G. (2003): Multifunctional Agriculture. A New Paradigm for European Agriculture and Rural Development. Ashgate, Aldershot.
- VATN, A. (2010): An institutional analysis of payments for environmental services. *Ecological Economics* 69, 1245-1252.
- WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT AGRARPOLITIK (2010): EU-Agrarpolitik nach 2013 – Plädoyer für eine neue Politik für Ernährung, Landwirtschaft und ländliche Räume. Gutachten des Beirats für Agrarpolitik, verabschiedet im Mai 2010.
- WÜSTEMANN, H. (2007): Multifunktionalität der Landwirtschaft und Non Commodity Outputs – Theoretische Betrachtung und empirische Analyse. Shaker Verlag, Aachen.
- ZHANG, W.; RICKETTS, T.H.; KREMEN, C.; CARNEY, K. & SWINTON, S.M. (2007): Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics* 64, 253-260.

2.2 DSS-Ecopay: Entscheidungshilfe zur Bestimmung ökologisch wirksamer und kosteneffizienter Zahlungen für Artenschutzmaßnahmen im Grünland

MELANIE MEWES¹, FRANK WÄTZOLD², MARTIN DRECHSLER¹, KARIN JOHST¹, ASTRID STURM³

¹ HELMHOLTZ-ZENTRUM FÜR UMWELTFORSCHUNG

² BRANDENBURGISCHE TECHNISCHE UNIVERSITÄT COTTBUS-SENFTENBERG

³ FREIE UNIVERSITÄT BERLIN

2.2.1 Einleitung

Die Intensivierung und Mechanisierung der Landwirtschaft in den letzten Jahrzehnten in Deutschland und Europa hat zwar zu einer umfangreichen Steigerung der Nahrungsmittelproduktion als eine wesentliche Versorgungsleistung geführt, sich jedoch gleichzeitig in erheblichem Maße negativ auf die biologische Vielfalt (KLEIJN et al. 2011) und damit auf das Dargebot anderer Ökosystemleistungen jenseits der Versorgungsleistungen ausgewirkt. Um dieser Entwicklung entgegenzuwirken, werden – oft im Rahmen von Agrarumweltprogrammen – Zahlungen an Landwirte zur Durchführung von biodiversitätsfördernden Landnutzungsmaßnahmen angeboten. Solche Zahlungen fließen inzwischen in bedeutendem Umfang (in der gesamten EU werden pro Jahr mehrere Mrd. Euro für entsprechende Programme ausgegeben, vgl. IEEP 2008) und werden möglicherweise in der Zukunft weiter zunehmen (SRU 2009, EU COMMISSION 2010).

Als wichtigste Kriterien bei der Ausgestaltung von Zahlungen in Agrarumweltprogrammen gelten ihre ökologische Wirksamkeit und Kosteneffizienz. Unter ökologischer Wirksamkeit wird dabei verstanden, dass die Ziele der Landnutzungsmaßnahmen tatsächlich erreicht werden (zum Beispiel der Erhalt von bestimmten geschützten Arten, vgl. JOHST et al. 2001, 2006), und unter Kosteneffizienz, dass diese Ziele mit einem möglichst geringen Budget erreicht werden, bzw., dass das verfügbare Budget so ausgegeben wird, dass der Grad der Zielerreichung maximiert wird (vgl. WÄTZOLD & SCHWERDTNER 2005). Aber sind die Zahlungen im Kontext von Agrarumweltprogrammen tatsächlich ökologisch wirksam und kosteneffizient? Ohne Zweifel haben die Zahlungen bei einigen Arten zu einer Stabilisierung bzw. Erholung der Population geführt. Forschungsergebnisse (z.B. KLEIJN & SUTHERLAND 2003, DRECHSLER et al. 2007a, KLEIJN et al. 2011) deuten jedoch darauf hin, dass dies nicht für alle Arten gilt und dass Agrarumweltprogramme hinsichtlich ihrer ökologischen Wirksamkeit und Kosteneffizienz signifikant besser ausgestaltet werden könnten. Eine ähnliche Schlussfolgerung legt der Indikatorenbericht der Bundesregierung für eine nachhaltige Entwicklung nahe, der in der Agrarlandschaft in den letzten 20 Jahren einen Rückgang der Artenvielfalt konstatiert (STATISTISCHES BUNDESAMT 2010). Auf ein erhebliches Verbesserungspotential weist auch ein Sonderbericht des Europäischen Rechnungshofs zur Ausgestaltung von Agrarumweltprogrammen hin (EUROPÄISCHER RECHNUNGSHOF 2011).

Agrarumweltprogramme so auszugestalten, dass sie ökologisch wirksam und kosteneffizient sind, ist jedoch eine komplexe Aufgabe. Die wesentlichen Gründe hierfür sind (vgl. MEWES et al. 2012):

1. Mit den Programmen sollen viele unterschiedliche Arten und Lebensraumtypen geschützt werden, die zum Teil konträre Anforderungen an Landnutzungsmaßnahmen haben (DRECHSLER et al. 2007b).

2. Es stehen in der Regel unterschiedliche Landnutzungsmaßnahmen zur Auswahl, deren Wirkungen auf Arten und Lebensraumtypen sich sowohl danach unterscheiden, wo sie in einer Landschaft durchgeführt werden, als auch danach wann innerhalb eines Jahres (JOHST et al. 2006).
3. Die Kosten dieser Landnutzungsmaßnahmen ebenso wie ihre Wirkungen können räumlich differenziert sein (DRECHSLER et al. 2007a).

Sollen nun für ein gegebenes Budget die Programme so ausgestaltet sein, dass der Schutz ausgewählter Arten und Lebensräume maximiert wird, dann entsteht ein nichttriviales Optimierungsproblem für denjenigen, der über die Ausgestaltung der Agrarumweltprogramme entscheiden muss.

Zur Lösung solch komplexer Aufgabenstellungen können anwenderfreundliche, numerische Simulierungs- und Optimierungsverfahren einen wichtigen Beitrag leisten. Es hat sich gezeigt, dass die Integration von ökonomischem und ökologischem Wissen in Modellen (vgl. WÄTZOLD et al. 2006, DRECHSLER et al. 2007a/b) und darauf aufbauend die Entwicklung von software-basierten Entscheidungsunterstützungssystemen (im Folgenden vereinfachend als Software bezeichnet) ein vielversprechender Ansatz ist, um Agrarumweltprogramme so auszugestalten, dass sie ökologisch wirksam und kosteneffizient sind (HOLZKÄMPER & SEPPELT 2007, ULBRICH et al. 2008, BAMIÈRE et al. 2011). Solche software-basierten Systeme sind in der Lage, eine große Anzahl an Daten, wie räumlich unterschiedliche Kosten von einer Vielzahl verschiedener Landnutzungsmaßnahmen sowie die bezüglich Raum und Zeit differierenden Auswirkungen dieser Maßnahmen auf Arten und Lebensraumtypen, in einem Optimierungsprozess zu verarbeiten (MEWES et al. 2012).

Die Entwicklung derartiger Software steckt bisher noch in den Anfängen. Die Autoren dieses Beitrags haben im Rahmen eines von der DBU finanzierten Projektes (SOKO Bio, www.inf.fu-berlin.de/DSS-Ecopay) eine Software mit Namen *DSS-Ecopay* zur Unterstützung der Ausgestaltung ökologisch wirksamer und kosteneffizienter Agrarumweltprogramme für den Schutz gefährdeter Arten und Lebensraumtypen im Grünland für die beiden Bundesländer Sachsen und Schleswig-Holstein entwickelt.

2.2.2 DSS-Ecopay als flexible Entscheidungshilfe

DSS-Ecopay ist als flexible Software entwickelt worden, d.h. der Nutzer kann ökonomische und ökologische Parameter verändern. Dadurch kann die Datenbasis der Software an sich ändernde ökologische und ökonomische Verhältnisse angepasst werden (z.B. Preisänderungen oder Klimaveränderungen) und verbessertes Wissen über die Auswirkungen von Landnutzungsmaßnahmen auf Arten und Lebensraumtypen kann einbezogen werden.

Hervorzuheben ist, dass das Ziel von *DSS-Ecopay* darin besteht, Entscheidungsträgern Informationen zur besseren Ausgestaltung von Agrarumweltprogrammen zur Verfügung zu stellen, und nicht, die Entscheidungen von Politikern, Behörden, Stiftungen oder Landwirtschaftsverbänden zu ersetzen bzw. vorwegzunehmen. *DSS-Ecopay* kann einen wichtigen Beitrag zur Diskussion und Entscheidungsfindung leisten, beispielsweise indem unterschiedliche, in der Diskussion befindliche Ausgestaltungsoptionen von Agrarumweltprogrammen auf ihre Kosteneffizienz und ihre Auswirkungen auf unterschiedliche Arten abgeschätzt werden. Der Entscheidungsträger kann diese Informationen verarbeiten und besser urteilen; die Software ist somit als Entscheidungshilfe oder -unterstützung zu verstehen.

2.2.3 Struktur von DSS-Ecopay

Die Struktur der Software ist grafisch in Abbildung 9 dargestellt. Das übergeordnete Ziel von *DSS-Ecopay* ist es, zum Erhalt von im Grünland vorkommenden Arten und Lebensraumtypen beizutragen. Daher ist der Ausgangspunkt für die Software eine Liste von 30 bedrohten Arten (15 Vogel- und 15 Schmetterlingsarten) und 7 Lebensraumtypen, die für den Naturschutz von Interesse sind (Abb. 9, Box 1).

Für jede einzelne Art und jeden Lebensraumtyp enthält die Software einen Steckbrief (Abb. 9, Box 2) mit detaillierten Beschreibungen der Merkmale der Arten und Lebensraumtypen. Die Informationen wie z.B. Lebensraumanforderungen und Lebenszyklus wurden durch Literaturrecherche und Expertenbefragung erfasst. Diese Eigenschaften und Habitatanforderungen der Arten und Lebensraumtypen dienen der Identifizierung von möglichen Landnutzungsmaßnahmen sowie als Input für das ökologische Modell und somit der Abschätzung der Auswirkungen der Landnutzungsmaßnahmen auf die Arten und Lebensraumtypen. Darüber hinaus bestimmen sie auch die Landschaftsinformationen mit, die *DSS-Ecopay* benötigt, um im ökologischen Modell die Wirkungen von Maßnahmen zu bestimmen und die agrarökonomischen Kosten zu berechnen. Box 2 in Abb. 9 nimmt also direkt Einfluss auf Box 3, 4 und 5 sowie indirekt über Box 3 noch einmal auf 4 und 5 sowie auf Box 6, was im Folgenden genauer beschrieben wird.

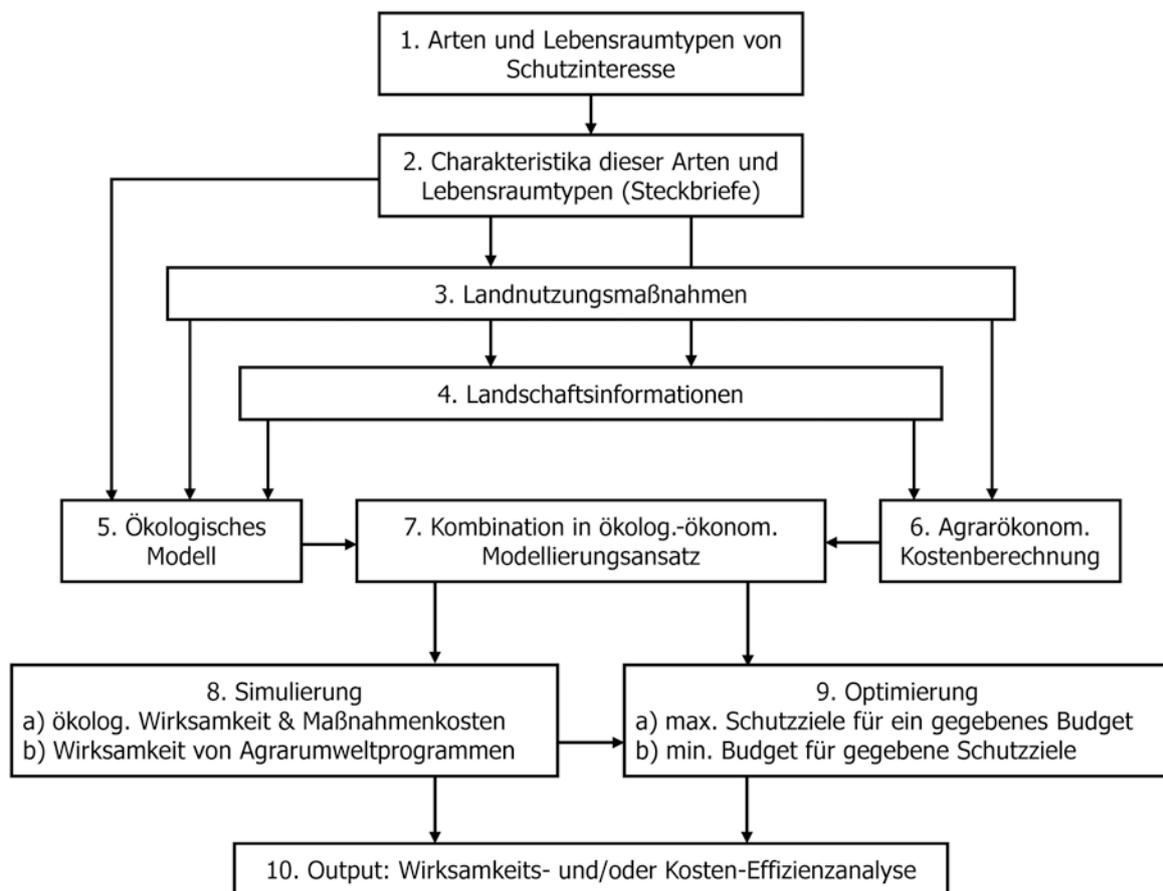


Abbildung 9: Struktur von *DSS-Ecopay*.
Quelle: Eigene Darstellung.

In *DSS-Ecopay* sind mehrere hundert verschiedene Weide-, Mähweide- und Mahdregimes (definiert über Parameter wie z.B. Nutzungshäufigkeit, -zeitpunkt, Besatzdichte) als mögliche Landnutzungsmaßnahmen (Abb. 9, Box 3) enthalten. Diese haben das Potential, sich als ökologisch wirksame und kosteneffiziente Schutzmöglichkeiten für ein Agrarumweltprogramm zu qualifizieren.

Die Merkmale der Arten und Lebensraumtypen sowie die ausgewählten Landnutzungsmaßnahmen bestimmen die Landschaftsinformationen (Abb. 9, Box 4), die für die Berechnungen erforderlich sind (z.B. Landnutzung, Höhe über dem Meeresspiegel, Informationen über die Produktivität von Grünland etc.). Die Landschaft wird in Form eines Gitternetzes von Pixeln abgebildet und die Landschaftsinformationen müssen für jedes Pixel vorliegen. Die Informationen fließen sowohl in die agrarökonomische Kostenberechnung als auch in das ökologische Modell ein.

Mit Hilfe des ökologischen Modells (Abb. 9, Box 5) werden die Auswirkungen der unterschiedlichen Landnutzungsmaßnahmen auf die verschiedenen Arten und Lebensraumtypen bestimmt. Das ökologische Modell liefert als Ergebnis für jedes Pixel der Landschaft eine quantitative Abschätzung der Auswirkungen der verschiedenen Maßnahmen auf Arten und Lebensraumtypen (Abb. 9, Box 8a). Mit Hilfe der agrarökonomischen Kostenberechnung (Abb. 9, Box 6) wird eine Schätzung der Kosten der verschiedenen Landnutzungsmaßnahmen für jedes Pixel durchgeführt (Abb. 9, Box 8a).

Diese beiden Ergebnisse je Pixel, die des ökologischen Modells und die der agrarökonomischen Kostenberechnung, sind in ihrer Kombination (Abb. 9, Box 7) zudem der benötigte Input für weitere mögliche Analysen: für die Abschätzung der Wirksamkeit von Agrarumweltprogrammen (Abb. 9, Box 8b) sowie die Optimierung des Zielerreichungsgrades/Budgets (Abb. 9, Box 9).

Der Anwender kann also je nach der Fragestellung auswählen, welche Aufgabe *DSS-Ecopay* durchführen soll. Im Prinzip hat er vier Optionen, je zwei Varianten der Simulierung (Abb. 9, Box 8) und der Optimierung (Abb. 9, Box 9):

- (8a) die Abschätzung der ökologischen Wirksamkeit und/oder Kosten von bestehenden und/oder geplanten Landnutzungsmaßnahmen, wobei die Maßnahmen unabhängig voneinander betrachtet werden (Abb. 9, Box 5 und/oder 6; Box 7 wird hierfür strenggenommen nicht benötigt).
- (8b) die Abschätzung der ökologischen Wirksamkeit eines bestehenden und/oder geplanten Agrarumweltprogramms. Dafür muss der Anwender die Landnutzungsmaßnahme(n) sowie die Zahlung(en) für die Maßnahme(n) an den Landnutzer in *DSS-Ecopay* eingeben. Die möglichen Maßnahmen eines Programms stehen nun in Konkurrenz zueinander, d.h. für jedes Pixel wird eine Maßnahme ausgewählt.
- (9a) die Maximierung des Zielerreichungsgrades für ausgewählte Schutzziele mit einem bestimmten zur Verfügung stehenden Budget. Hierzu muss der Anwender das Budget auswählen und die Arten und/oder Lebensraumtypen, die geschützt werden sollen. Der Anwender kann auch ausgewählte Arten und/oder Lebensraumtypen stärker gewichten als andere, um seine Präferenzen für bestimmte Arten/Lebensraumtypen auszudrücken.

- (9b) die Minimierung eines Budgets für ein festgelegtes Ausmaß an Schutz für eine ausgewählte Liste von Arten und/oder Lebensraumtypen. Hierzu muss der Anwender ein ganz konkretes Schutzziel für jede Art und jeden Lebensraumtyp, die von Interesse sind, eingeben.

Das von der Software produzierte Ergebnis (Abb. 9, Box 10) hängt entsprechend von der durch den Anwender ausgewählten Aufgabe ab. In der Simulation (Abb. 9, Box 8) können (a) die ökologischen Auswirkungen und die Kosten einzelner Maßnahmen sowie (b) die ökologischen Auswirkungen von Agrarumweltprogrammen bestimmt werden. In der Optimierung (Abb. 9, Box 9a und 9b) erkennt die Software die Landnutzungsmaßnahme(n), die in ein kosteneffizientes Agrarumweltprogramm aufgenommen werden sollte(n), und die damit verbundene(n) Zahlung(en). Darüber hinaus liefert *DSS-Ecopay* entweder Informationen darüber, welches Budget benötigt wird, um die eingegebenen Schutzziele zu erreichen (Option (9b)) oder welches Schutzniveau für die unterschiedlichen Arten und Lebensraumtypen mit einem vorgegebenen Budget erreicht werden kann (Option (9a)).

DSS-Ecopay kann in einer Kombination von Box 8 und 9 auch dazu dienen, aktuelle oder geplante Agrarumweltprogramme hinsichtlich ihrer Kosteneffizienz zu überprüfen. Hierzu muss der Anwender in einem ersten Schritt die Auswirkungen des Programms auf Arten und Lebensraumtypen bestimmen (Option (8b)). Diese Auswirkungen werden dann als Vorgabe für das Zielniveau für Lebensraumtypen und Arten in Option (9b) eingeben und die Software ermittelt das kosteneffiziente Agrarumweltprogramm und das erforderliche Budget. Durch Gegenüberstellung des Budgets des kosteneffizienten „Ideal“-Programms mit dem Budget des zur Diskussion stehenden Programms zeigt *DSS-Ecopay* den Grad der Kosteneffizienz eines Agrarumweltprogramms.

2.2.4 Ausblick

DSS-Ecopay bietet durch die unterschiedlichen ökologisch-ökonomischen Analysemöglichkeiten sehr hilfreiche Informationen für Entscheidungsträger im Kontext von Agrarumweltprogrammen und ihrer ökologisch wirksamen und kosteneffizienten Ausgestaltung. Derzeit steht für die Entwickler der verstärkte Einsatz der Software für bestehende Entscheidungsträgerfragen im Vordergrund. In einem aktuellen, von der DBU geförderten Folgeprojekt soll *DSS-Ecopay* zudem so weiterentwickelt werden, dass es deutschlandweit von Anwendern selbständig als Entscheidungshilfe für die ökologisch wirksame und kosteneffiziente Ausgestaltung von Grünlandprogrammen eingesetzt werden kann. Langfristig geplant und in Vorbereitung ist außerdem die Einbindung von Ökosystemleistungen in *DSS-Ecopay*, wie z.B. die Auswirkung von Agrarumweltprogrammen auf Bestäubung, den Schutz des Bodens vor Erosion und den Erholungswert der Landschaft. Dies würde eine Optimierung von Agrarumweltprogrammen auch mit Blick auf den Schutz multipler Ökosystemleistungen ermöglichen, ebenso wie die Bestimmung von eventuellen Trade-offs zwischen dem Schutz einzelner Ökosystemleistungen und Biodiversitätsschutzzielen.

DSS-Ecopay ist eine frei verfügbare Software (download unter: www.inf.fu-berlin.de/DSS-Ecopay). Es ist das Ziel der Entwickler, dass *DSS-Ecopay* in der Wissenschaft und der Naturschutzpraxis in vielfältiger Weise zum Einsatz kommt. Dazu stehen wir auch gerne für Anfragen zur Verfügung.

Literatur

Teile des Textes sind angelehnt an das Handbuch zu *DSS-Ecopay* (MEWES et al. 2012).

BAMIÈRE, L.; HAVLÍKA, P.; JACQUETA, F.; LHERMB, M.; MILLETA, G. & BRETAGNOLLEC, V. (2011): Farming system modelling for agri-environmental policy design: The case of a spatially non-aggregated allocation of conservation measures. *Ecological Economics* 70, 891-899.

DRECHSLER, M.; WÄTZOLD, F.; JOHST, K.; BERGMANN, H. & SETTELE J. (2007a): A model-based approach for designing cost-effective compensation payments for conservation of endangered species in real landscapes. *Biological Conservation* 140 (1-2), 174-186.

DRECHSLER, M.; JOHST, K.; OHL, C. & WÄTZOLD, F. (2007b): Designing cost-effective payments for conservation measures to generate spatiotemporal habitat heterogeneity. *Conservation Biology* 21(6), 1475-1486.

EU COMMISSION (2010): Report from the Commission to the Council and the European Parliament. The 2010 assessment of implementing the EU biodiversity action plan. http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/comm2006/pdf/bap_2010/1_EN_ACT_part1_v2.pdf (25.04.2013).

EUROPÄISCHER RECHNUNGSHOF (2011): Wie gut sind Konzeption und Verwaltung der geförderten Agrarumweltmaßnahmen? Sonderbericht 7/2011, Luxemburg.

HOLZKÄMPER, A. & SEPPELT, R. (2007): Evaluating cost-effectiveness of conservation management actions in an agricultural landscape on a regional scale. *Biological Conservation* 136, 117-127.

IEEP – INSTITUTE FOR EUROPEAN ENVIRONMENTAL POLICY (2008): Funding for Farmland Biodiversity in the EU: Gaining Evidence for the EU Budget Review: A Report for the RSPB. http://www.ieep.eu/assets/628/IEEP_2008_Funding_for_Farmland_Biodiversity_in_the_EU_Final.pdf (25.04.13).

JOHST, K.; BRANDL, R. & PFEIFER R. (2001): Foraging in a patchy and dynamic landscape: human land use and the white stork. *Ecol.Appl.* 11 (1), 60-69.

JOHST, K.; DRECHSLER, M.; THOMAS, J. & SETTELE J. (2006): Influence of mowing on the persistence of two endangered large blue butterfly species. *Journal of Applied Ecology* 43 (2), 333-342.

KLEIJN, D. & SUTHERLAND, W.J. (2003): How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40, 947-969.

KLEIJN, D.; RUNDLÖF, M.; SCHEPER, J.; SMITH, H.G. & TSCHARNTKE, T. (2011): Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Ecology and Evolution* 26 (9), 474-81.

MEWES, M.; STURM, A.; JOHST, K.; DRECHSLER, M. & WÄTZOLD, F. (2012): Handbuch der Software *DSS-Ecopay* zur Bestimmung kosteneffizienter Ausgleichszahlungen für Maßnahmen zum Schutz gefährdeter Arten und Lebensraumtypen im Grünland. UFZ-Bericht 01/2012. https://www.ufz.de/export/data/global/31917_ufz_bericht_01_12_.pdf (25.04.2013)

SRU-SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (2009): Für eine zeitgemäße Gemeinsame Agrarpolitik, Stellungnahme 14, Berlin. <http://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/>

DE/04_Stellungnahmen/2009_11_Stellung_14_GAP.pdf?__blob=publicationFile
(20.01.2014).

STATISTISCHES BUNDESAMT (2010): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Indikatorenbericht 2010, Wiesbaden.

ULBRICH K.; DRECHSLER, M.; WÄTZOLD, F.; JOHST, K. & SETTELE, J. (2008): A software tool for designing cost-effective compensation payments for conservation measures. *Environmental Modelling & Software* 23, 122-123.

WÄTZOLD, F.; DRECHSLER, M.; ARMSTRONG, C.W.; BAUMGÄRTNER, S.; GRIMM, V.; HUTH, A.; PERRINGS, C.; POSSINGHAM, H.P.; SHOGREN, J.F.; SKONHOFT, A.; VERBOOM-VASILJEV, J. & WISSEL, C. (2006): Ecological-economic modeling for biodiversity management: Potential, pitfalls, prospects. *Conservation Biology* 20 (4), 1034-1041.

WÄTZOLD, F. & SCHWERDTNER, K. (2005): Why be wasteful when preserving a valuable resource? A review article on the cost-effectiveness of European conservation policy. *Biological Conservation* 123, 327-338.

2.3 Die Ökosystemleistungsperspektive in der Landwirtschaft – Anwendungen in Entwicklungsländern

AUGUSTIN BERGHÖFER,
HELMHOLTZ-ZENTRUM FÜR UMWELTFORSCHUNG – UFZ

2.3.1 Einleitung

Im Victoriasee, dem größten See Afrikas, wurden im Jahr 1962 einige Nilbarsche ausgesetzt – als Experiment. Ihre sagenhafte Vermehrung in den 1980er Jahren führte zu einem wahren „Goldrausch“ in der Region und zu einer starken Veränderung der Fischpopulationen im See. Nach einem kurzlebigen Wirtschaftsboom kam der ökologische und ökonomische Kollaps. In den 1990er Jahren floss bedeutende internationale Hilfe, um Fischerei und See wieder in ein sozial-ökologisches Gleichgewicht zu bringen – oder zumindest, um die Menschen dabei zu unterstützen, trotz der Folgen der immensen Umweltschäden ein Auskommen zu finden.

Vielleicht werden nirgendwo die Auswirkungen von Naturkapitalverlust so drastisch sichtbar, wie in ländlichen Gebieten in Entwicklungsländern: Die unmittelbare Abhängigkeit der Menschen von Ökosystemleistungen als Lebensgrundlage wird verschärft durch den Mangel an Alternativen, wenn diese sich in Qualität oder Quantität verschlechtern. Der Erhalt sowohl der Verfügbarkeit, als auch des gesicherten Zugangs zu den Leistungen der Natur, ist deshalb vielerorts essentiell für eine sozial nachhaltige Landwirtschaftspolitik.

In diesem Beitrag skizziere ich einige Anwendungen des Ökosystemleistungs-Konzeptes auf beispielhafte landwirtschaftspolitische Fragestellungen in Entwicklungsländern. Dabei stütze ich mich auf Erkenntnisse und Beispiele des TEEB-Berichtes für lokale und regionale Entscheidungsträger (TEEB 2010). Dieser Bericht wurde, unter Ko-Leitung des UFZ, mit Wissenschaftlern und Praktikern aus aller Welt erarbeitet. Er liegt 2014 auch in deutscher Sprache vor (www.teebweb.org).

Hier soll es anhand von Beispielen um folgende Fragen gehen:

1. Was sind wichtige Ursachen für Naturkapitalverlust in ländlichen Räumen in Entwicklungsländern?
2. Welche Möglichkeiten gibt es, diesem Naturkapitalverlust mittels Fokus auf Ökosystemleistungen entgegenzuwirken?
3. Welche Funktion hat dafür der 6-Schritte-Ansatz von TEEB?

2.3.2 Ursachen für Naturkapitalverlust in Entwicklungsländern

Im Gegensatz zu dem berühmten Beispiel vom Victoriasee, können die Bedrohungen für Ökosysteme selten auf wenige einzelne Ereignisse zurückgeführt werden. Normalerweise kann man beobachten, dass viele Faktoren, die großflächig die Landnutzung beeinflussen, sich gegenseitig bedingen oder verstärken. Dazu zählen: Rapide Veränderungen in nationalen Märkten und lokalen Wirtschaftskreisläufen, Bevölkerungswachstum und Migrationsströme, technologischer Wandel und Veränderungen des Lebensstils, Dürren und Überschwemmungen, Kriege, fehlgeleitete Entwicklungsprogramme und die stetig wachsende Nachfrage nach Holz, Fleisch, (Agro-)Treibstoffen und Bodenschätzen.

Diese Phänomene treten weltweit auf. Entwicklungsländer unterscheiden sich jedoch typischerweise von Schwellen- und Industrieländern in dreierlei Hinsicht:

1. Sie verfügen über eine schwächere Verwaltungsstruktur und -kompetenz, was die Anwendung von Gesetzen und die Umsetzung von Politiken betrifft.
2. In ihren Zivilgesellschaften gibt es weniger allgemein akzeptierte und artikulationsfähige Akteure, was das Aufdecken von Missständen und das Mitgestalten von Politiken erschwert.
3. Die Zeithorizonte, sowohl von traditionellen Landnutzern, als auch von Agrar-Firmen, sind oftmals kürzer: Kurzfristige Ertragsmaximierung verfolgen erstere aus Not und letztere als Geschäftsmodell.

Dennoch haben in Entwicklungsländern politische Entscheidungsträger, trotz komplexer Gemengelage, starken Einfluss. Dies wurde z.B. in einer Meta-Studie zur Abholzung tropischer Regenwälder identifiziert (GEIST & LAMBIN 2001): Richtlinien und institutionelle Faktoren prägen die Marktchancen, und diese wiederum wirken als starke Anreize für die Entwaldung – vor allem, wenn unklare Eigentumsrechte und Korruption vorherrschen. Stärker als einzelne oft zitierte Faktoren – wie z.B. Bevölkerungswachstum oder Zugang zu modernen Technologien – sind es solche Faktorenkombinationen, die die Dynamik von Entwaldung erklären können.

Dies gilt sicher vielerorts auch für die Intensivierung von landwirtschaftlicher Nutzung. Aber schafft eine intensive Landwirtschaft nicht deutlich höhere Erträge – und damit eine Naturkapitalsteigerung? Das hängt davon ab, welche Ökosystemleistungen in Betracht gezogen werden (siehe auch SCHRÖTER-SCHLAACK 2014, in diesem Skript).

Typischerweise führt eine Intensivierung zur Steigerung ‚versorgender‘ Ökosystemleistungen (wie z.B. die Produktion von Lebensmitteln, Fasern, Biomasse), und zur Verringerung von ‚regulierenden‘ Leistungen (wie z.B. Erosionsschutz, lokales Klima, Gewässerqualität). Wenn nun vornehmlich die versorgenden Leistungen in den Blick genommen und die regulierenden übersehen werden, so führt dies auch im Bereich der Landwirtschaft zu fortschreitendem Verlust anderer Ökosystemleistungen und oft auch zu einer Reduzierung des „Naturkapitals“.

2.3.3 Anwendungen der Ökosystemleistungsperspektive

Wenn Naturkapitalverlust komplexe Ursachen hat, wie kann die Ökosystemleistungsperspektive konkret dienlich sein? Einschätzungen zu Ökosystemleistungen, ob ‚über den Daumen gepeilt‘ oder mittels einer aufwändigen Studie, können verschiedene politikrelevante Zwecke verfolgen. Sie können z.B.:

- einzelne, bisher vernachlässigte Leistungen in den Blick nehmen, um bestimmte Entscheidungsfindungen dahingehend zu beeinflussen, diese Leistungen zu berücksichtigen. Führt zum Beispiel eine geplante Landnutzungsänderung im Uferbereich zur Steigerung von Stofffracht in Gewässern, kann gezielt auf die zu erwartende Verschlechterung des Erosionsschutzes aufmerksam gemacht werden.
- zur Beurteilung verschiedener Entscheidungsvarianten über Landnutzung systematisch die Vor- und Nachteile der Varianten im Hinblick auf verschiedene Ökosystemleistungen aufzeigen. Soll zum Beispiel ein Programm den Anbau bisher in der Region nicht genutzt-

ter Arten fördern, hilft eine Einschätzung von Ökosystemleistungen zu identifizieren, welche Gebiete tatsächlich dafür geeignet sind und wie sich der Anbau auf die versorgenden, regulierenden und kulturellen Leistungen jeweils ungefähr auswirken wird.

- für Entscheidungsvarianten über Landnutzung die Kosten und Nutzen für verschiedene Nutznießer von Ökosystemleistungen aufdecken. Soll zum Beispiel entschieden werden, ob ein Korridor zwischen zwei Nationalparks an dieser oder jener Stelle eingerichtet wird, kann anhand einer Einschätzung von Ökosystemleistungen identifiziert werden, welche Zonierung welche Einschränkungen für die Bevölkerung bedeutet, und für wen gegebenenfalls Ausgleichsmaßnahmen erforderlich sind.
- auf die hohe Bedeutung hinweisen, die funktionierende Ökosysteme für Gesellschaften haben. Sind zum Beispiel neue Dämme, Straßen oder andere größere Infrastrukturmaßnahmen geplant, hilft die Erfassung von Ökosystemleistungen, auf damit verbundene Umweltschäden wirksam hinzuweisen, weil sie die gesellschaftliche Bedeutung, z.B. in Form von Nutzen und Schäden, in den Mittelpunkt stellt.

Drei Beispiele können dies gut illustrieren: die geplante Trockenlegung eines Feuchtgebietes in Uganda, die Finanzierung von Schutzmaßnahmen in einem Wassereinzugsgebiet in Peru, und der Vergleich verschiedener Landnutzungssysteme in Bangladesch.

Beispiel 1: Ein Feuchtgebiet in Uganda

Kampala, die Hauptstadt Ugandas, ist eine schnellwachsende Metropole. Direkt außerhalb des Stadtgebietes liegt das geschützte Feuchtgebiet Nakivubo Swamps, gespeist von einem Flusslauf, der durch die Stadt führt. Die Stadtverwaltung hat in den 1990er Jahren Pläne verfolgt, das Feuchtgebiet trocken zu legen. Mit guten Gründen: Wird das fruchtbare Gebiet landwirtschaftlich genutzt, zum Beispiel für den Gemüseanbau, kann die schnell wachsende Stadt-Bevölkerung besser versorgt werden und dringend benötigte Einkommensmöglichkeiten werden geschaffen. Was nicht berücksichtigt wurde: Nakivubo Swamps fungiert als eine natürliche Kläranlage für die Abwässer mehrerer Stadtviertel, die über den Flusslauf ins Feuchtgebiet gelangen. Dort werden sie durch biologische Abbau-Prozesse gereinigt und gelangen in den nahegelegenen See – ein See, aus dem die Stadt ihr Trinkwasser bezieht.

Um diesen Zusammenhang wirksam kommunizieren zu können, wurde ein pragmatischer Kosten-Vergleich angestellt, der zwar viele Aspekte zum Problem nicht berücksichtigt, aber darauf abzielte, in der öffentlichen Debatte um Nakivubo Swamps breites Gehör zu finden (EMERTON et al. 1999, EMERTON 2003): Was würde der Erhalt und effektive Schutz des Feuchtgebietes für jährliche Ausgaben verursachen? Und was würde, alternativ, der Betrieb einer Kläranlage kosten, die dieselbe Reinigungs-Kapazität hätte wie das Feuchtgebiet? Das Ergebnis war eindeutig: die technische Lösung würde rund das Achtfache an jährlichen Kosten verursachen.

Mit diesem Argument wurde die Planung revidiert. Natürlich waren damit nicht die Probleme gelöst, die ursprünglich die Planung zur Trockenlegung veranlasst hatten. Insofern war dies keine umfassende Lösung, aber die Kostenschätzung führte zu einer deutlichen Sensibilisierung für die Bedeutung von Naturkapital, also funktionierenden Ökosystemen und ihren Leistungen.

Beispiel 2: Ein Wassereinzugsgebiet in Peru

Moyobamba, eine Kleinstadt im Norden Perus, bezieht ihr Trinkwasser aus drei kleinen Einzugsgebieten. In allen drei Gebieten hat zunehmende Armut zu intensiver Landnutzung geführt, und zur Umwandlung von Urwald in kleinbäuerliche Ackerflächen. Die Folge sind zunehmende Probleme bei der Qualität und Quantität des verfügbaren Trinkwassers für Moyobamba. Um diesem Missstand zu begegnen, wurden verschiedene Untersuchungen durchgeführt:

1. Ermittlung der Kosten und Nutzen verschiedener Landnutzungsszenarien in den Einzugsgebieten,
2. Erhebung des Wasserbedarfs für Haushalte und Landwirtschaft,
3. Kostenschätzung für Trinkwasseraufbereitung, sowie
4. Untersuchung der Bereitschaft von Wassernutzern, ein verbessertes Wasserangebot mitzufinanzieren.

Auf Grundlage dieser Informationen wurde eine Struktur geschaffen, die eine Zusammenarbeit von Landnutzern im Einzugsgebiet und Wassernutzern im Unterlauf erleichtert. Mittels öffentlicher Anhörungen wurde zudem in Moyobamba durch einen Bürgerentscheid beschlossen, eine zusätzliche Gebühr über die Wasserrechnung zu erheben. Über einen Fond und mittels der o.g. Struktur werden die Bauern im Einzugsgebiet finanziell und technisch darin unterstützt, die Landnutzung so zu verändern, dass die Wasserqualität und -verfügbarkeit den Bedürfnissen im Unterlauf entsprechend verbessert wird.

Für den Erfolg dieses typischen „PES“-Programms (payment for ecosystem services scheme) waren

1. die neuen Informationen über Wirkungszusammenhänge von Landnutzung und Wasser-bezogenen Ökosystemleistungen erforderlich, sowie
2. der institutionelle Rahmen und
3. der öffentliche Aushandlungsprozess (LEON & RENNER 2010, RENNER 2010).

Beispiel 3: Landnutzung im Urwald von Bangladesch

In diesem Beispiel geht es um den Vergleich verschiedener Landnutzungsvarianten als Orientierung für die Landwirtschaftspolitik im Bergland von Chittagong, Bangladesch. Dafür wurden in einer Studie (RASUL 2009) die öffentlichen und privaten Ökosystemleistungsgewinne und -verluste für vier verschiedene Landnutzungsformen ermittelt und verglichen. Die Ausgangssituation war Folgende: Steile Hanglagen und starke saisonale Niederschläge schaffen schwierige Voraussetzungen für die Landwirtschaft in Chittagong; der vermehrte Anbau von einjährigen ‚cash crops‘, z.B. Ingwer, hat im letzten Jahrzehnt zu starker Bodenerosion geführt. Diese Situation erfordert augenscheinlich Regelungen und Anreizmechanismen für eine Landwirtschaft, die sowohl ausreichende Einkommensmöglichkeiten schafft, als auch das Naturkapital, hier die Ökosystemleistung „Bodenfruchtbarkeit“, langfristig erhält.

Aber wie lassen sich die ökologischen und sozialen Auswirkungen verschiedener Landnutzungsvarianten vergleichen, um von der Vermutung zu einer präziseren Einschätzung zu gelangen? Dafür wurde die Ökosystemleistungsperspektive gewählt, neben dem Einkommen

aus landwirtschaftlichen Erträgen wurden Bodenerosion, Biodiversitätsverluste und Treibhausgasemissionen betrachtet und über verschiedene Bewertungsmethoden in Geldwerten geschätzt. Diese wurden unter anderem für einjährigen Gewürzanbau (z.B. Ingwer) und für eine Mischform aus Gewürz-, Obst- und Holzanbau mit Erntezeiträumen von 1-40 Jahren („Agroforst-Systeme“) erhoben und verglichen. Für alle Formen wurde ein Anteil des Ertrages zur Eigennutzung veranschlagt, Kostenschätzungen wurden per Interviews und Literaturrecherche ermittelt.

Zunächst wurde deutlich: Betrachtet man nur die kurzfristigen privaten Kosten und daraus resultierenden Gewinne, dann verursacht der Gewürzanbau durchschnittlich dreimal so hohe Kosten wie Agroforst-Systeme, aber ermöglicht dabei auch gut zweieinhalbmal so viel Gewinn. Offensichtlich nehmen viele die höheren Produktionskosten (oftmals mittels teurer Finanzierung) in Kauf, um innerhalb eines Jahres, also kurzfristig, Gewinne zu erwirtschaften. Nimmt man weitere Ökosystemleistungen hinzu, ändert sich das Bild: Allein die Bodenerosion verursacht mittelfristig hohe Produktivitätsverluste – werden diese künftigen Mindereinnahmen durch Produktivitätsverluste rechnerisch berücksichtigt, so halbiert sich der in der Studie ermittelte aktuelle Jahresgewinn bei Landnutzung für Gewürzanbau. Bei Bewirtschaftung nach dem Agroforst-System wurde dagegen keine Erosion festgestellt – was mittelfristig zu höheren Gewinnen führt. Vor diesem Entscheidungshorizont ist der Gewürzanbau also schon aus rein privatwirtschaftlicher Sicht mittel- und langfristig nicht sinnvoll. Produzieren die Farmer am Existenzminimum bleibt die Frage der kurzfristigen Existenzsicherung dabei allerdings unbeantwortet. Bei Berücksichtigung der Folgen für die Allgemeinheit, die durch Biodiversitätsveränderungen und klimarelevante Emissionen entstehen, ist Gewürzanbau mit noch viel größerem Abstand die am wenigsten sinnvolle Landnutzung – immer unterstellt, dass die hier getroffenen ökonomischen Annahmen zutreffen.

Mittels dieses expliziten Vergleichs kann deutlich für eine Veränderung der bestehenden Anreizstrukturen plädiert werden: z.B. für eine Vergütung der öffentlichen, allen zugutekommenden Ökosystemleistungen, die Farmer durch eine nachhaltige Landnutzungsform generieren, und gegen eine Agrarförderung von Gewürzanbau in steilen Hanglagen.

Politisches Potential – oder wirkungslose Studien?

Die drei Beispiele zeigen ganz unterschiedliche Verwendungsmöglichkeiten von Ökosystemleistungsanalysen in der Landwirtschaftspolitik: Vom Planungsprozess (Uganda) über die Gewässerschutzfinanzierung (Peru) zur Anreiz- und Förderpolitik (Bangladesch).

Es ist jedoch für viele Ökosystemleistungsanalysen unklar, ob sie tatsächlich politische Wirkung entfalten. Zwar können Umweltbelange besser in anderen Politikbereichen Berücksichtigung finden („Mainstreaming“), wenn sie nicht als bio-physikalische Sachverhalte, sondern in ihrer gesellschaftlichen Bedeutung dargestellt werden – so wie es das Konzept der Ökosystemleistungen versucht. Allerdings gibt es für viele Studien kaum Nachweise für deren tatsächliche Wirkung (LAURANS et al. 2013). Dies kann mindestens drei Gründe haben: Erstens kann es sein, dass zwar eine politische Wirkung vorhanden ist, diese aber nicht nachgewiesen wird, weil sie zeitverzögert eintritt oder der Nachweis einfach nicht Gegenstand der Studie ist. Zweitens kann eine Analyse tatsächlich wenig Wirkung haben, weil Wissenschaftler weniger an politischen als an akademischen Erfolgen gemessen werden. Sie sind somit eingeschränkt, im Rahmen ihrer Forschungsprojekte politische Veränderungen zu verfolgen. Und drittens gibt es zuweilen ein übermäßig simplifiziertes Verständnis darüber, wie For-

schung Politik unterstützen sollte. So ist stark zu bezweifeln, ob fehlende Informationen (z.B. über Ökosystemleistungen) das einzige Hemmnis für die Umsetzung einer „besseren“ Politik sind. Viele Ökosystemleistungsanalysen verstehen sich als kritisches Informationsangebot, sind aber nicht klar an der tatsächlichen Informations-Nachfrage und späteren politischen Informations-Verwendung orientiert. Wer will was eigentlich wissen, und wie genau?

Darüber hinaus gibt es auch seitens derjenigen, die aus politischem Interesse Ökosystemleistungsanalysen in Auftrag geben, teilweise schwierige Erwartungen. Im Kontext von TEEB-Konsultationen gab es häufiger folgende Überlegung: „Wir lassen die verschiedenen Nutzen der Natur analysieren und bewerten, und dann werden wir den konkreten Handlungsbedarf und auch die Lösung schon erkennen“. Diese Sicht birgt mindestens drei Irrtümer: Erstens gibt es nicht „den einen zu berechnenden Wert“, sondern eine Vielzahl von Fragestellungen zur Bedeutung von Ökosystemleistungen, die man in verschiedenen Werte-Formaten ausdrücken kann. Zweitens gibt es nicht „die eine Methode“, sondern eine Vielzahl von Erfassungs- und Bewertungs-Ansätzen/-Instrumenten, die ganz unterschiedliche Ergebnisse liefern können: sie sind alle methodisch „sauber“, aber unterschiedlich geeignet für einen speziellen Kontext. Aus beiden Punkte ergibt sich: Statt eines „Universalrezepts“ sollte das Studiendesign für die Ökosystemleistungsanalyse auf den jeweiligen Fall zugeschnitten werden. Drittens ist zu einem großen Teil nicht nur das Ergebnis einer Analyse, sondern auch der Weg sehr relevant, nämlich der Prozess der Untersuchungsplanung, -durchführung und -interpretation. Über eine aktive Mitwirkung in diesem Prozess können Stakeholder das Untersuchungsdesign auf eine für sie relevante Fragestellung zuspitzen und ihrem tatsächlichen Informationsbedarf anpassen. Dadurch gewinnen sie ein entsprechendes Interesse an der Untersuchung und ein besseres Verständnis der ihr zugrunde liegenden Annahmen. Das sind oftmals wichtige Voraussetzungen für die spätere Interpretation und praktische Verwendung der Ergebnisse in politischen Prozessen.

Der im Rahmen der TEEB-Studien entwickelte Sechs-Schritte-Ansatz bietet eine Prozessempfehlung aus diesen Erkenntnissen.

2.3.4 Der TEEB Sechs-Schritte-Ansatz

„Man schlinge Wissen nicht wie Grütze, man nehme nur, was einem nütze.“ Frei nach Ibsens Zitat, geht es im TEEB Sechs-Schritte-Ansatz darum, die Untersuchungen zu Ökosystemleistungen daran auszurichten, was sich aus praktischer oder politischer Sicht als nützlich oder erforderlich erweist. Dieser Ansatz wurde im Einleitungskapitel dieses Bandes vorgestellt (SCHRÖTER-SCHLAACK 2014, in diesem Band; siehe auch TEEB 2010). Neben einer Antwort auf die oben genannten Schwierigkeiten, steckt eine weitere Botschaft hinter diesem Ansatz: Wenn Zeit, Geld und Expertise für ausführliche Studien nicht verfügbar sind, kann die Ökosystemleistungsperspektive auch bei begrenzten Mitteln wertvolle Einschätzungen für Entscheidungen liefern.

Anstatt den Ansatz in allgemeiner Form hier nochmal zu wiederholen, soll er im Folgenden anhand eines landwirtschaftspolitischen Problems in Sri Lanka illustriert werden. Der Interpretation liegt eine Fallstudie zugrunde (EMERTON 2004, VIDANAGE et al. 2005).

Schritt 1: Definiere das Problem/die Entscheidungssituation

Zu Beginn einer bedarfsorientierten Ökosystemleistungsanalyse sollte mit den wesentlichen Akteuren ein präzise formuliertes Verständnis des Problems oder der Entscheidungssituation entwickelt werden. Ohne diesen Schritt bleibt unklar, welche Funktion und welchen (politischen) Zweck eine solche Analyse erfüllen soll.

In Kala Oya, einem Tal in West-Sri Lanka, wird durch die Bewässerung zunehmender Reisflächen das Wasser knapp. Außerdem hat die Zunahme landwirtschaftlich genutzter Flächen zu einer höheren Sediment-Rate und einer Verringerung der Wassermenge geführt. Zwei Probleme wurden gemeinsam von der Regionalregierung, der IUCN und den Anwohnern identifiziert:

1. der Wettbewerb um knappe Wasserressourcen und staatliche Investitionen für die Bewässerungssysteme der Reisfelder und den traditionellen und multifunktionalen Stauteichen in den Dörfern mit kleinbäuerlicher Landwirtschaft;
2. die abnehmende Funktionsfähigkeit (aufgrund von Sedimentablagerungen) der traditionellen Stauteiche in den Dörfern und die Frage, ob sich deren Instandsetzung lohnt.

Schritt 2: Identifiziere die besonders relevanten Ökosystemleistungen

In diesem Schritt kann mittels einer ersten Einschätzung unterschieden werden zwischen den kritischen und den weniger wichtigen Ökosystemleistungen (in Bezug auf die Entscheidungssituation). Dafür können verschiedene Fragen hilfreich sein, wie z.B.: Welche Leistungen spielen für den lokalen Wirtschaftskreislauf eine zentrale Rolle? Wer hängt von welchen Leistungen besonders ab? Welche Leistungen sind besonders in Gefahr? Welche Leistungen werden direkt von der Entscheidungssituation beeinflusst?

In Kala Oya wurde bei einer ersten Einschätzung deutlich, dass neben dem Reisanbau (der bisher für die Wasseraufteilung das maßgebliche Kriterium war), das in den Stauteichen verfügbare Wasser wichtige weitere Leistungen für die Dörfer liefert, wie z.B. Fisch, Futter, und Trinkwasser. Es sollten daher alle mit den Stauteichen verbundenen versorgenden Ökosystemleistungen erfasst und bewertet werden.

Schritt 3: Bestimme den Informationsbedarf und das Untersuchungsdesign

Dieser Schritt ist von kritischer Bedeutung, Experten und Stakeholder finden gemeinsam heraus, welche Information tatsächlich erforderlich ist, und zwar im Hinblick auf die gewünschte Verwendung der Untersuchungsergebnisse und das schon vorhandene Vorwissen. Auf Basis dieses Informationsbedarfs und der verfügbaren Möglichkeiten sollten die Analysefragen formuliert und die Untersuchungsmethode ausgewählt und zugeschnitten werden. Wird das Untersuchungsdesign (Frage und Methode) ohne Einhaltung dieses Schrittes allein den technischen Experten überlassen, bzw. gar nicht im Vorhinein spezifiziert, resultieren daraus unter Umständen aufwändige, aber irrelevante oder nur Vorwissen bestätigende Untersuchungen. Ist der Untersuchungsbedarf größer als das dafür verfügbare Budget, wird nach Optionen zur groben Einschätzung auf Basis von Expertenwissen, lokaler Erfahrung und „common sense“ gesucht.

In Kala Oya wurde die Bestimmung der lokalen Abhängigkeit von Stauteichen als Untersuchungsziel definiert und eine monetäre Einschätzung dieser Abhängigkeit für sinnvoll erachtet, um die weiteren Nutzen des Wassers mit dem Reisanbau vergleichbar zu machen. Dafür wurden Marktpreise und Arbeitskosten mittels Interviews und Fokusgruppen vor Ort erhoben. Außerdem wurden für das zweite Problem (Wie kann das Dämmsystem verbessert werden?) drei zu untersuchende regulierende Ökosystemleistungen ausgewählt: Wasserspeicherung, Erosionsschutz und Habitat-Qualität. Mittels Literaturrecherche und Experteneinschätzung sollte deren wahrscheinlicher Zustand für verschiedene Managementvarianten der Dämme geschätzt werden.

Schritt 4: Führe die entsprechend zugeschnittene Untersuchung durch

Jetzt kann, im vierten Schritt, die eigentliche Untersuchung durchgeführt werden.

In Kala Oya wurde durch die Untersuchung klar, dass die Stauteiche vielfältige Beiträge zum Lebensunterhalt der Bevölkerung liefern. In den Dörfern ermöglichte das Wasser einen Reisertrag von lediglich durchschnittlich 160 U\$ pro ha Teichfläche – jedoch zusätzliche weitere Nutzungen in einem Gesamtwert von durchschnittlich 2800 U\$ pro ha. Dies sollte ein gewichtiges Argument bei den weiteren Verhandlungen zur Wasseraufteilung werden. Die zu erwartende Entwicklung der regulierenden Ökosystemleistungen wurde qualitativ abgeschätzt für unterschiedliche Managementoptionen (siehe Schritt 5).

Schritt 5: Überprüfe Management- und Politik-Optionen auf Basis der Ergebnisse

In diesem Schritt geht es darum, Handlungsoptionen im Licht der Ergebnisse zu bewerten, und damit neue Erkenntnisse aus der Analyse für die Entscheidungen verschiedener Akteure aufzubereiten bzw. verfügbar zu machen.

In Kala Oya war die Zusammenarbeit von Wissenschaftlern und Bürgern aus den Dörfern eine gute Grundlage, um verschiedene Management-Varianten zur Verbesserung des Dammsystems zu vergleichen. Die Varianten umfassten z.B. regelmäßiges ‚Durchspülen‘, Erhöhung der Dämme, Ausheben der Sedimente, oder eine veränderte Landnutzung im Uferbereich. Es wurden Kosten und erwarteter Nutzen bei höherer Wasserverfügbarkeit verglichen. Zusätzlich wurden für die Management-Varianten auch die grobe Einschätzung der drei regulierenden Ökosystemleistungen durchgeführt und verglichen. Durch diesen Vergleich konnte eine Managementoption, nämlich die jährliche Aushebung der Sedimente aus den Stauteichen, und eine erosionsvermeidende Landnutzung der angrenzenden Flächen als die Beste ermittelt werden. Die zuständige Regierungsstelle war im Rahmen des Forschungsprojekts, das diese Untersuchungen finanziert hat, an den Überlegungen beteiligt. Die Management-Varianten waren jedoch in erster Linie von der lokalen Bevölkerung durchzuführen.

Schritt 6: Überprüfe die sozialen Folgen

Obwohl hier als letzter Schritt angeführt, sind die mit diesem Schritt verbundenen Fragen durchgängig zu beachten: Wie wird sich eine Veränderung der Verfügbarkeit oder Zugänglichkeit der Ökosystemleistungen auf verschiedene Gruppen auswirken? Habe ich die unterschiedlichen Folgen einer Entscheidung für verschiedene Bevölkerungsgruppen im Blick?

In Kala Oya war das Aufzeigen der sozialen Folgen des Wasserwettbewerbs ein erklärtes Ziel. Tatsächlich sind es in erster Linie die ärmeren Familien, die die unterschiedlichen versorgenden Ökosystemleistungen nutzen und auch für ihre eigene Haushaltswasserversorgung keine Alternative haben. Darüber hinaus wurde für die ausgewählte Managementmaßnahme zur Verbesserung der Dämme geprüft, ob die damit verbundenen lokalen Kosten auch gerechtfertigt und lokal akzeptiert sind. Da fast alle Haushalte von einer besseren Trinkwasserverfügbarkeit profitieren würden und die Sedimente nicht einzelnen Landnutzern als Verursacher zugeschrieben werden konnten, wurden die ausgewählten Maßnahmen zur Instandsetzung lokal und kollektiv geleistet, und waren als solche akzeptiert.

2.3.5 Fazit

Verschiedene Schlüsse lassen sich aus den Überlegungen und Beispielen auf verschiedenen Ebenen ziehen:

Wenn die Nutzung von privatisierten Ökosystemleistungen zu Lasten der öffentlich wirksamen, regulierenden Ökosystemleistungen intensiviert wird, dann müssen diese Zusammenhänge aufgezeigt werden, nämlich die Auswirkungen von Landnutzungsveränderungen auf das ganze (interdependente) Bündel von Leistungen, das ein Ökosystem bereit stellt.

Wenn der Naturkapitalverlust, trotz komplexer Ursachen, durchaus mittels Maßnahmen in Politik und „Public Management“ beeinflusst werden kann, dann hilft es, die Bedeutung des Naturkapitals für die Gesellschaft sichtbar zu machen.

Wenn Ökosystemleistungsanalysen größere politische Wirkung entfalten sollen, dann kann der TEEB Sechs-Schritte-Ansatz helfen, gerade bei knappen Ressourcen zielführend und politisch relevant eine Ökosystemleistungsperspektive anzuwenden.

Und schließlich: Wenn diese Perspektive es ermöglicht, verschiedene Nutzungen und Nutzer eines Ökosystems systematisch zu vergleichen, dann liegt hier ein großes Potential zur Verbesserung der Landwirtschaftspolitik in vielen Ländern und zur Verbesserung der mit Landwirtschaft verbundenen Entwicklungszusammenarbeit.

Nie zuvor wurden internationale Agrarinvestitionen, Landverkäufe und Landnutzungsänderungen in solchem Umfang und mit solcher Geschwindigkeit durchgeführt wie in den letzten Jahren (siehe dazu die öffentliche Datenbank: landportal.info/landmatrix). Riesige Gebiete werden von Regierungen an ausländische Investoren verkauft oder verpachtet, die dann Anbau von Blumen, Energiepflanzen und Lebensmitteln betreiben. Die Investoren bringen wichtige ausländische Devisen ins Land und schaffen Arbeitsplätze – aber sie verursachen oft auch Umweltschäden und Naturkapitalverlust in einem Ausmaß, das den Entscheidern der dortigen Regierungen oftmals nicht klar sein dürfte.

Hier kann die Ökosystemleistungsperspektive gezielt auf die ökologischen, sozialen, und langfristigen ökonomischen Folgen hinweisen.

Literatur

EMERTON, L.; IYANGO, L.; LUWUM, P. & MALINGA, A. (1999): The Economic Value of Nakivubo Urban Wetland, Uganda. Uganda National Wetlands Programme, Kampala and IUCN — The World Conservation Union, Eastern Africa Regional Office, Nairobi.
<https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/1999-047.pdf> (20.10.2013).

- EMERTON, L. (2003): Case Study in Wetland Evaluation 7: Nakivubo Swamp, Ugand. Managing Natural Wetlands for their ecosystem services. Integrating Wetland Economic Values into River Basin Management. IUCN. <http://cmsdata.iucn.org/downloads/casestudy07nakivubo.pdf> (19.01.2010).
- EMERTON, L. (2004): The Kala Oya River Basin, Sri Lanka: where small irrigation tanks are not really small. Case studies in wetland valuation Nr. 9. Integrating Wetland Economic Values into River Basin Management. IUCN, Sri Lanka. http://www.ecosystemmarketplace.com/pages/dynamic/resources.library.page.php?page_id=145§ion=biodiversity_market&eod=1 (22.06.2010).
- GEIST, H. & LAMBIN, E (2001): What drives tropical deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational case study evidence. LUCR Report Series 4. LUCR International Project Office, Louvain-la-Neuve. http://www.pik-potsdam.de/members/cramer/teaching/0607/Geist_2001_LUCR_Report.pdf (20.01.2014).
- LAURANS, Y.; RANKOVIC, A.; BILLÉ, R.; PIRARD, R. & MERMET, L. (2013): Use of ecosystem services economic valuation for decision making: Questioning a literature blindspot. *Journal of Environmental Management* 119, 208-219.
- LEÓN, F. & RENNER, I. (2010): Conservation of Water Sources in Moyobamba: A Brief Review of the First Experience in Payments for Environmental Services in Peru. *Mountain Forum Bulletin*, January 2010.
- RASUL, G. (2009): Ecosystem services and agricultural land-use practices: a case study of the Chittagong Hill Tracts, Bangladesh. *Sustainability: Science, Practice & Policy* 5 (2). <http://ejournal.nbii.org> (20.01.2014).
- RENNER, I. (2010): TEEBcase Compensation scheme for upstream farmers in a municipal protected area, Peru. <http://www.teebweb.org/wp-content/uploads/2013/01/Compensation-scheme-for-upstream-farmers-in-municipal-protected-area-Peru.pdf> (20.10.2013).
- SCHRÖTER-SCHLAACK, C. (2014): Ökosystemleistungen, TEEB und Naturkapital Deutschland. In: SCHRÖTER-SCHLAACK, C. et al. (Hrsg.): *Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop IV: Landwirtschaft*. BfN-Skripten 359, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 8-21.
- TEEB (2010): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Local and Regional Policy Makers*. <http://www.teebweb.org/our-publications/teeb-study-reports/local-and-regional-policy-makers/> (28.11.2013).
- VIDANAGE, S.; PERERA, S. & KALLESOE, M. (2005): *The Value of Traditional Water Schemes: Small Tanks in the Kala Oya Basin, Sri Lanka*. IUCN Water, Nature and Economics Technical Paper No. 6. IUCN – The International Union for Conservation of Nature, Ecosystems and Livelihoods Group Asia.

3 Ökosystemleistungen, Bewertung und Inwertsetzung: Wie nützlich sind diese Konzepte für die deutsche Naturschutzpraxis – ein Fazit

HEIDI WITTMER¹, CHRISTOPH SCHRÖTER-SCHLAACK¹, KATHARINA DIETRICH² & IMMA SCHNIEWIND¹

¹ HELMHOLTZ-ZENTRUM FÜR UMWELTFORSCHUNG – UFZ

² BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN)

3.1 Ziel und erste Resultate der Workshop-Reihe

Ziel der Workshop-Reihe war es, die Ansätze zu Ökosystemleistungen, ökonomischer Bewertung und Inwertsetzung vorzustellen und ihre Nützlichkeit für die deutsche Naturschutzpraxis zu diskutieren. Dies erfolgte in vier verschiedenen Workshops, erst übergreifend und dann für drei spezifische Anwendungsfelder: Moore und Auen, Wälder und schließlich Landwirtschaft. Die Erfahrungen und Erwartungen der Teilnehmer reichten jeweils von großer Hoffnung, durch ökonomische Analysen und insbesondere durch das Ermitteln monetärer Werte überzeugende Zusatzargumente für den Naturschutz zu erhalten, bis zu großer Skepsis, ob die diskutierten Konzepte überhaupt einen Mehrwert für die Praxis darstellen oder ob sie der Erreichung von Naturschutzziele nicht gar abträglich sein könnten.

Im Verlauf der jeweiligen Workshops haben sich diese Positionen angeglichen, es wurde deutlich, dass „Bewertung“ nicht gleichbedeutend mit „Inwertsetzung“ ist und dass viele der Aspekte, die im Ökosystemleistungsansatz eine Rolle spielen, in Deutschland auch bislang bereits in vielen Naturschutzdebatten unter anderen Bezeichnungen in den Blick genommen werden. Typisch war zunächst eine gewisse Ungeduld, schnell etwas über geeignete Bewertungsmethoden zu erfahren, um selber einmal Zahlen berechnen zu können. Am Ende stand regelmäßig die Erkenntnis, dass erstens eine monetäre Bewertung nicht immer sinnvoll und zielführend ist und zweitens jede monetäre Bewertung in einen bestimmten Kontext eingebettet ist und nur im Zusammenhang mit der Erfassung und Vermittlung dieses Kontextes gehaltvoll wird.

3.2 Warum betrachtet man Ökosystemleistungen, wozu dienen Bewertung und Inwertsetzung?

Sinn und Mehrwert ökonomischer Betrachtungen werden an anderer Stelle der Skriptenreihe ausführlich diskutiert (HANSJÜRGENS 2012), ebenso wird das Konzept der Ökosystemleistungen detailliert vorgestellt (SCHRÖTER-SCHLAACK 2012 und 2014, in diesem Skript) wie auch verschiedene Methoden, mit denen Bewertungen von Leistungen der Natur durchgeführt werden können (HANSJÜRGENS 2012, WÄTZOLD 2012, SCHÄFER 2012, MEYERHOFF 2012a und 2012b, SCHRÖTER-SCHLAACK & HANSJÜRGENS 2014, in diesem Skript). Hier sollen daher nur einige für die praktische Anwendung besonders relevante Aspekte erörtert werden:

3.2.1 Was strebt man mit dem Einsatz des Ökosystemleistungs-Konzeptes an?

Das Ökosystemleistungs-Konzept ist klar anthropozentrisch geprägt. Der Begriff der „Leistungen“ wird dabei vom Menschen ausgehend definiert: er zieht einen Nutzen aus dem, was die Natur bereitstellt. Daher kann dieses Konzept gerade dafür sensibilisieren, welche vielfältigen Nutzen der Mensch aus der Natur zieht und dabei helfen, diesen genauer zu analysieren. Durch diese Betrachtungsweise können auch die von Menschen erbrachten Leistungen

und die von Ökosystemen erbrachten Leistungen voneinander abgegrenzt werden, was gerade im Bereich der Landwirtschaft wichtig ist (siehe z.B. SCHWAIGER 2014, MATZDORF & REUTTER 2014 oder OSTERBURG 2014, alle in diesem Skript).

Das Ökosystemleistungs-Konzept ermöglicht also eine Neuausrichtung der Diskussion um Natur- und Umweltschutz, menschliches Wohlbefinden und wirtschaftliche Entwicklung. Es geht um die dringend erforderliche gesellschaftliche Entscheidungsfindung zu Fragen wie: Welche Aspekte meinen wir eigentlich mit dem Begriff „Natur“, warum ist uns „Natur“ etwas wert und was ist uns wert? Welchen Nutzen ziehen wir aus der Natur, welchen erhoffen wir uns von dieser?

Diese Fragen stellen sich sowohl bezüglich der Bewusstseinschärfung einer breiteren Öffentlichkeit für die Bedeutung der Natur als Lebens- und Wirtschaftsgrundlage, der Ausrichtung der politischen Rahmensetzung zur Förderung bestimmter Landnutzungs- und Bewirtschaftungsweisen oder aber hinsichtlich spezifischer Naturschutzaspekte im Kontext von Eingriffen in die Natur, z.B. bei der Siedlungsentwicklung oder der Umsetzung von Infrastrukturprojekten. Auch zahlreiche Entscheidungen im Unternehmensbereich setzten eine Beschäftigung mit diesen Fragen voraus oder profitieren davon. Für all diese Punkte bietet das Ökosystemleistungs-Konzept eine geeignete Sprache: Nutzungs-, bzw. Zielkonflikte, sogenannte Trade-offs, bilden in diesem Kontext ein zentrales Element und stellen oft den Ausgangspunkt zur Beschäftigung mit den o.g. Fragen dar. So beeinflusst oder aber verhindert eine Option der Nutzung von Land und Ressourcen, also die Inanspruchnahme bestimmter Leistungen des Ökosystems, zumeist andere Nutzungsmöglichkeiten, bzw. Ökosystemleistungen. Jede Nutzung, oft auch unterschiedliche Managementoptionen der gleichen Nutzung, führen folglich zu unterschiedlichen Bündeln von Ökosystemleistungen. Entscheidungsträger haben diese Art von Trade-offs bei der Wahl zwischen Optionen der Naturnutzung häufig nicht primär im Blick. Das Konzept der Ökosystemleistungen ermöglicht es, alle diese unterschiedlichen Implikationen in Entscheidungen einzubeziehen und aufzuzeigen, welche Landnutzungspraktiken welche Nutzen der Natur fördern bzw. reduzieren und welche Akteure dann von deren Bereitstellung profitieren oder unter ihrem Ausbleiben leiden. Außerdem kann dargelegt werden, welche Vor- und Nachteile für wen mit der Erhaltung von Biodiversität und einem nachhaltigen Management von Ökosystemen verbunden sind. Hierdurch soll es ermöglicht werden, ganzheitlichere Entscheidungen treffen zu können und auch die Folgen dieser besser abschätzen zu können.

3.2.2 Welche Rolle kann die Bewertung von Ökosystemleistungen spielen?

Das Feedback der Teilnehmer der Workshops zeigte immer wieder: Eine explizite und sinnhafte Bewertung der Auswirkungen bestimmter Maßnahmen auf die Natur und ihre Ökosystemleistungen kann nur erfolgen, wenn der jeweilige Problemkontext und der Informationsbedarf für „bessere“ Entscheidungen geklärt ist. Dabei sind insbesondere die zu wählenden Grenzen der Betrachtung nicht unmittelbar evident. So sind oft sehr verschiedene Interessen von Maßnahmen betroffen, die dann wiederum unterschiedliche Sichtweisen bzgl. des Betrachtungsrahmens bedingen. Daher ist festzulegen (und auch entsprechend zu kommunizieren), welche Effekte von Maßnahmen berücksichtigt werden sollen, z.B. in zeitlicher Hinsicht wie auch in räumlicher Hinsicht (in anderen Sektoren oder aber auch auf anderen Standorten oder in anderen Regionen durch die Verlagerung von Problemen dorthin). Hierfür, und um das eigentliche Entscheidungsproblem genauer herauszustellen, die relevanten

Fragen besser zu strukturieren und den Informationsbedarf für eine sinnvolle Problemlösung zu identifizieren, wurde der Sechs-Schritte-Ansatz (siehe TEEB 2012 und auch HERKLE 2012, SCHRÖTER-SCHLAACK 2014 und BERGHÖFER 2014, die beiden letzten in diesem Skript), im Laufe der Workshops immer wieder als hilfreich empfunden.

Oft standen und stehen wirtschaftliche Interessen dem Naturschutz entgegen. Begriffe und Konzepte aus der Ökonomie werden daher von Naturschützern oft mit naturschädigendem Handeln verbunden und abgelehnt. Beispielsweise sind Monetarisierung und Kommodifizierung mitunter zu Reizworten geworden. Hier ist wichtig zu verdeutlichen, dass die monetäre Bewertung nur eine Möglichkeit innerhalb und nur ein Teil einer viel breiteren ökonomischen Betrachtungsweise ist. Primär geht es der Ökonomie um den bestmöglichen Umgang mit knappen Gütern, z.B. der Bereitstellung bestimmter Ökosystemleistungen bei der Abwägung von Landnutzungsentscheidungen (siehe hierzu auch Abschnitt 3.2.3 zur Inwertsetzung von Ökosystemleistungen).

Der genannten Skepsis kann damit begegnet werden aufzuzeigen, dass ökonomische Bewertungsstudien wichtige Argumente für den Schutz der Natur und der damit verbundenen Ökosystemleistungen liefern können. Sie ermöglichen es, die Bedeutung der natürlichen Lebensgrundlagen und den Nutzen ihres Erhalts auch in monetären Größen auszudrücken. Dies erlaubt eine Gegenüberstellung mit monetären Kennziffern anderer Verwendungsmöglichkeiten natürlicher Ressourcen (z.B. regionale Wertschöpfung, Umsätze, Beschäftigung etc.). Ökonomische Bewertungen können somit Einfluss auf die politische Entscheidungsfindung und die Ausgestaltung politischer Strategien, gesetzlicher Vorgaben und Förderpolitiken entwickeln. So kann analysiert werden, ob bestimmte Landnutzungs- oder auch Naturschutzmaßnahmen volkswirtschaftlich sinnvoll sind. Davon ist solange auszugehen, wie der gesellschaftliche Nutzen aus der erhöhten Bereitstellung von Ökosystemleistungen (z.B. erhöhte Regulierungsleistungen eines Bodens durch eine extensivere Bewirtschaftung) die gesellschaftlichen Kosten (Einkommensverlust des Landwirts, verringertes Angebot an Versorgungsleistung) übersteigt.

Manche Teilnehmer erwarteten, dass aus der ökonomischen Bewertung bereitgestellter Ökosystemleistungen Finanzierungsmöglichkeiten für Bewirtschaftungsweisen entstehen oder unmittelbar abgeleitet werden können. Insbesondere bei den Teilnehmern des Wald-Workshops dieser Reihe vernahmen wir diese Hoffnung. Hier war es wichtig zu betonen, dass die Finanzierung eventueller Maßnahmen ein von der Bewertung zu trennender Schritt ist. Genauso wenig lässt sich zwangsläufig aus einer erfolgten ökonomischen Bewertung der, durch eine Bewirtschaftungsweise geförderten, Ökosystemleistungen auf eine öffentliche „Finanzierung“ dieser Bewirtschaftung schließen. Beispielsweise kann eine ökonomische Bewertung auch Argumente liefern, eine Inwertsetzung der Ökosystemleistungen durch die Veränderung der einzuhaltenden guten fachlichen Praxis ohne (zusätzliche) Kompensation der jeweiligen Landnutzer zu realisieren.

3.2.3 Inwertsetzung von Ökosystemleistungen: wie und für wen eigentlich?

Der Begriff „Inwertsetzung“ beschreibt das Bündel von Maßnahmen, um den Nutzen von Biodiversität und Ökosystemleistungen in Entscheidungen über Art, Umfang und Intensität der Bewirtschaftung der natürlichen Lebens- und Wirtschaftsgrundlagen zu integrieren (siehe auch Box 2 in SCHRÖTER-SCHLAACK 2014, in diesem Skript). Inwertsetzung umfasst daher deutlich mehr, als eine (monetäre oder auch biophysikalische oder planerische) Bewertung

von Ökosystemleistungen. Zwar können solche Bewertungen dazu beitragen, den Wert der Natur für die Gesellschaft zu verdeutlichen. Handlungsleitend für die relevanten Akteure aus Politik, Verwaltung, Wirtschaft, Konsumenten und gesellschaftliche Interessengruppen werden diese Werte aber erst, wenn sie in die jeweiligen Entscheidungsgrundlagen integriert werden (NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE 2012). Aufbauend auf dem in Deutschland bereits umfangreich bestehenden Naturschutzrecht, der räumlichen Planung und den sektoralen Politiken bestehen zahlreiche Möglichkeiten, den Wert bislang wenig beachteter Ökosystemleistungen in die Entscheidungsmechanismen einzubeziehen: z.B. über die Anpassung von Mindestbewirtschaftungsstandards, Kompensationsauflagen, Anreizprogrammen oder der Schaffung von Biodiversitätsmärkten. Die internationalen TEEB-Berichte (TEEB 2011, 2012) tragen einige Möglichkeiten der Inwertsetzung zusammen und illustrieren, wie sie in verschiedenen Ländern umgesetzt wurden. Das deutsche Nachfolgevorhaben Naturkapital Deutschland – TEEB DE präsentiert verschiedene innovative Lösungsansätze als Fallstudien auf seiner Webseite www.naturkapital-teeb.de.

Die konkrete instrumentelle Ausgestaltung der Inwertsetzung von Ökosystemleistungen geht allerdings immer auch mit Verteilungsfragen einher: Wer bezahlt, wer wird entlohnt, wer entschädigt, wer profitiert? Indem wir uns als Gesellschaft verständigen und – durch welche Regelungen auch immer – bestimmte Anforderungen an eine Naturnutzung festlegen, einigen wir uns auch auf Nutzungsrechte. Diese umfassen z.B. Zuteilungen des Rechts, Natur zu nutzen und ggf. bis zu einem bestimmten Grad zu verschmutzen. Auch zeigen sie auf, wer einen Anspruch auf Entschädigung hat, wenn er seine persönlichen Entfaltungsmöglichkeiten einschränkt, um der Gesellschaft öffentliche Güter bereitzustellen. Es werden also durch die instrumentelle Ausgestaltung (oft implizit) auch Eigentumsrechte festgelegt.

Die Festlegung oder auch eine Änderung der Eigentumsrechte ist eine verteilungspolitische Entscheidung, die jede Gesellschaft zu treffen hat und sie mag für den Naturschutz mehr oder weniger zuträglich sein. Aus den bestehenden Eigentumsrechten ergeben sich auch spezifische Chancen für und Widerstände gegen die instrumentellen Optionen für eine stärkere Berücksichtigung von Naturschutzaspekten in verschiedenen Sektoren, bestimmten Landnutzungsformen und lokalen Gegebenheiten. Dies begründet auch die Notwendigkeit, sektor- und regionsspezifische Weiterentwicklungsvorschläge zu entwickeln und nicht unreflektiert die Überlegenheit eines einzelnen Umsetzungsweges, z.B. marktbasierter Ansätze für den Naturschutz, zu proklamieren.

Das Konzept der Ökosystemleistungen kann im Prozess der Auswahl geeigneter Inwertsetzungsmechanismen helfen, weil es geeignet ist zu beschreiben, worin ein Nutzen gesehen wird und idealerweise auch, für wen dieser Nutzen entsteht. Zum Beispiel kann identifiziert werden, welche Ökosystemleistungen auch im Eigeninteresse etwa des Land- oder Forstwirtschafters erhalten und gefördert werden sollten (also die privaten Nutzen aus dem Erhalt der Leistungen über den dafür aufzubringenden Kosten liegt) bzw. bei welchen Ökosystemleistungen die Erhaltungs- oder Bereitstellungskosten die für den Landnutzer resultierenden Nutzen übersteigen.

Übersteigen die privaten Nutzen die privaten Kosten einer alternativen Bewirtschaftungsweise, kann es ausreichend sein, diese Erkenntnisse an die Landnutzer zu kommunizieren. Rational handelnde Landnutzer würden dann mit einer Anpassung ihrer Bewirtschaftung reagieren. Alternativ kann die Erhaltung und Förderung solcher Ökosystemleistungen durch ein geändertes Management ordnungsrechtlich festzusetzen. Damit wird zwar der Landnutzer

mit den ggf. zusätzlichen Kosten der geänderten Bewirtschaftung belastet, andernfalls fließen aber auch ihm Nutzen, z.B. durch eine verbesserte Bodenfruchtbarkeit und damit verminderter Düngekosten zu. Die Debatte um ökologische Vorrangflächen in der europäischen Agrarpolitik hätte von einer solchen Sichtweise profitieren können. Diese Flächen dienen u.a. der Förderung von natürlicher Schädlingsbekämpfung und Bestäubung, der Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit und der Reduktion von Erosion – allesamt Aspekte, die sowohl im Interesse des Naturschutzes als auch der Landwirtschaft liegen. Was im Einzelnen an jedem Standort für beide Seiten förderlich ist, müsste genau analysiert werden, eine solche Diskussion würde die Ermittlung von gemeinsamen Interessen und sogenannten win-win-Optionen in den Vordergrund rücken, anstatt Fronten weiter zu verhärten.

Liegen die privaten Kosten der Bereitstellung von Ökosystemleistungen hingegen über den privaten aber unter den gesellschaftlichen Nutzen, ist es ökonomisch sinnvoll, die Landnutzer für die Bereitstellung von Ökosystemleistungen zu kompensieren und die Leistungen auf diese Weise in Wert zu setzen. Unterschiedliche Verfahren sind nötig, um einen „angemessenen“ Honorierungsbetrag (wirkungsvoll aber nicht unnötig hoch) zu ermitteln: Sie erfassen einerseits die Kosten, die dem Landnutzer entstehen (inklusive dem entgangenen Nutzen einer alternativen Verwendung, also den Opportunitätskosten), andererseits den Nutzen, den andere aus der Erhaltung der Ökosystemleistung ziehen. Die (Opportunitäts)-Kosten des Landwirts sind aus ökonomischer Sicht als Mindestwert für den Honorierungsbetrag zu interpretieren. Nur wenn seine Kosten mindestens abgedeckt sind, wird der Landnutzer seine Bewirtschaftung in der gewünschten Weise ändern. Der Nutzen einer Naturschutzmaßnahme spiegelt die Obergrenze möglicher Honorierungszahlungen dar. Eine höhere Kompensation würde zu gesellschaftlichen Wohlfahrtsverlusten führen, da dann das aufzuwendende Budget für die Umsetzung der Naturschutzmaßnahme den daraus resultierenden Nutzen übersteigen würde. Hieraus wird auch deutlich, dass der (oftmals gesellschaftliche) Nutzen einer Naturschutzmaßnahme in der Regel von den mit ihr verbundenen (oftmals privaten) Kosten abweichen wird. Daraus wird auch ersichtlich, dass die Ergebnisse einer Bewertungsstudie und ihre Aussagekraft zur Unterstützung für Entscheidungsprozesse daher stets im Licht ihrer methodischen Grundlagen, dem eigentlichen Bewertungsgegenstand (Nutzen von Ökosystemleistungen oder Kosten ihres Erhalts oder ihrer vermehrten Bereitstellung) und dem einbezogenen Akteurskreis zu reflektieren sind.

3.3 Sind Ökosystemleistungen eine Ergänzung oder die Ablösung bisheriger Konzepte?

Wie auch die ökonomische Betrachtung insgesamt, liefert das Konzept der Ökosystemleistungen zusätzliche Argumente für die Notwendigkeit des Natur- und Umweltschutzes. Es ergänzt alle bisherigen und sonstigen Argumente und kann diese nicht ersetzen. Unseres Erachtens lässt es sich gewinnbringend in die bisherige Naturschutz-Diskussion, in Entscheidungsprozesse, und in die Praxis integrieren, seien es Landschaftsplanung, Forst- und Agrarpolitik, Umweltverträglichkeitsprüfungen und strategische Umweltprüfungen.

Alle Überlegungen zur Multifunktionalität der Landnutzung, Eigentumsrechten, externen positiven wie negativen Effekten, öffentlichen Gütern, Kuppelproduktion spielen speziell in der Landwirtschaft (siehe z.B. den Beitrag von OSTERBURG 2014, in diesem Skript), aber auch in der Naturschutzpraxis allgemein eine große Rolle. Diese komplexen Zusammenhänge sind große Herausforderungen für die Natur- und Umweltschutzpolitik.

Hier kann, wie in den Workshops immer wieder an Fallbeispielen gezeigt, die Betrachtung der Ökosystemleistungen im Einzelfall helfen, zusätzliche Informationen zu gewinnen und unterschiedliche Auswirkungen auf das menschliche Wohlbefinden und die wirtschaftliche Entwicklung in einem gemeinsamen Rahmen zu betrachten. Es geht dann beispielsweise nicht mehr um Produktion von land- oder forstwirtschaftlichen Gütern, denen verschiedene Naturschutzaspekte entgegengestellt werden. Vielmehr können verschiedene Nutzungs- oder Managementsysteme auf ihre Auswirkungen auf alle Ökosystemleistungen vergleichend betrachtet werden. So schärft der Blick aus Sicht der Ökosystemleistungen das Verständnis für die komplexen Zusammenhänge und macht sowohl Konflikte als auch Synergien sichtbar.

Deutlich wurde dies in dem Workshop zu Gewässern, Auen und Mooren. Beispielhaft wurde hier eine Fallstudie zum Nutzen eines naturverträglichen Hochwasserschutzes durch Auen an der Elbe vorgestellt (vgl. MEYERHOFF & DEHNHARDT 2012). Die Ergebnisse der Studie verdeutlichen, dass einer Auenreaktivierung ein wesentlicher ökonomischer Wert zuzuordnen ist. Hierfür wurde der Nutzen der Aue durch die vermiedenen Kosten technischer Wasserreinigung sowie die Wertschätzung für Arten-, Habitatschutz und Erholung durch die Bevölkerung der untersuchten Gebiete quantifiziert.

Im Workshop zu Wäldern wurde überzeugend dargelegt, dass das Ziel einer multifunktionalen und nachhaltigen Waldwirtschaft neben der etablierten Waldfunktionenkartierung sinnvoll durch eine Ökosystemleistungsperspektive ergänzt werden könnte (vgl. BÜRGER-ARNDT 2013). Die Nutzfunktion in Gestalt der Holzproduktion wird im Rahmen der Waldfunktionenkartierung grundsätzlich vorausgesetzt und ist damit nicht Gegenstand der Erfassung des gesellschaftlichen Nutzens des Waldes in der Kartierung. Natürlich lassen aber Gemeinwohlinteressen eine Beschränkung der Holzproduktion zu. Im Ökosystemleistungskonzept befinden sich die verschiedenen Nutzungsmöglichkeiten und die dadurch bereitgestellten Ökosystemleistungen auf der gleichen Analyseebene. Neben diesem semantischen Vorteil fokussiert das Ökosystemleistungs-Konzept stärker auf das „Angebot“ der Wälder an Ökosystemleistungen, das informationsbringend mit der gesellschaftlichen „Nachfrage“ in Form der kartierten Waldfunktionen verschnitten werden könnte (vgl. BÜRGER-ARNDT 2013, S. 25).

Da der Mensch mit seinen Nutzungsansprüchen an die Natur und ihre Ökosystemleistungen der zentrale Ausgangspunkt des Ökosystemleistungskonzepts ist, hilft es, Nutzungskonflikte greifbar zu machen, die bislang durch das Planungsrecht nicht oder nur pauschal erfasst werden. So wurde am Beispiel des Großstadtwaldes in Nordrhein-Westfalen dargelegt, dass unter der Kategorie Erholungsfunktion unterschiedliche Aktivitäten wie Wandern, Picknick und Grillen oder Dirt-Biking zusammengefasst sind, die sowohl untereinander als auch in Bezug zu anderen Funktionen des Waldes in Konflikt stehen können (vgl. AICHER & BERGHÖFER 2013).

Insbesondere in der agrarpolitischen Debatte wird sich das Konzept der Ökosystemleistungen weiter etablieren. Gerade in diesem Bereich besteht ein sehr enges Zusammenspiel von Natur und menschlicher Nutzung. So profitiert die Landwirtschaft einerseits von den Leistungen der Natur, muss sich aber andererseits auch mit den negativen Wirkungen der Natur (z.B. sogenannte Schädlinge) auseinandersetzen (vgl. z.B. SCHWAIGER 2014, MATZDORF & REUTTER 2014, beide in diesem Skript). Durch ihr Wirtschaften wiederum fördert die Landwirtschaft einige Leistungen der Natur und schränkt andere hierfür ein. Bei der Analyse dieses komplexen Wirkungsgefüges zwischen Landwirtschaft und Natur, kann das Konzept der Ökosystemleistungen unterstützend eingesetzt werden. Es kann einen systematisierenden Blick auf die bestehenden Konzepte, beispielsweise das der „externen Effekte“, „Multifunk-

tionalität“ und „öffentliche Güter“ richten und dadurch weitere Trade-offs aufdecken (vgl. OSTERBURG 2014, in diesem Skript). Dies wird zunehmend notwendig, da schon in den Diskussionen um die Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik nach 2013 deutlich wurde, dass die genannten Konzepte zukünftig in der Ausgestaltung der Förderinstrumente verstärkt Berücksichtigung finden werden.

3.4 Fazit der Workshopreihe „Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis“

3.4.1 Herausforderungen

- Es mangelt an Bewertungsstudien – ob monetär oder physisch – zu Ökosystemleistungen im deutschen Raum und an Untersuchungen, inwiefern Erkenntnisse aus den Studien tatsächlich auf Entscheidungen gewirkt haben. Insofern ist eine aussagekräftige Schlussfolgerung zum Nutzen des Ökosystemleistungs-Konzept und der ökonomischen Bewertung der Leistungen der Natur für Deutschland kaum möglich.
- Die Hoffnung/der Anspruch vieler Praktiker auf einer normierten/einfachen ökonomischen Bewertungslogik kann sinnvoll nicht erfüllt werden, da die ökonomische Bewertung, wenn korrekt durchgeführt, dafür zu anspruchsvoll und situationsbezogen ist.
- Aus diesem Grunde sind auch die Erwartungen in Richtung pragmatischer Handreichungen mit normierten, überregional gültigen Standardwerten für Ökosystemleistungen, beispielsweise in Form einer Datenbank nicht erfüllbar.
- Der zur weiteren Etablierung und praktischen Nutzbarkeit notwendige Spagat zwischen wissenschaftlicher Weiterentwicklung der Methoden einerseits und standardisierter Anwendung ist schwierig. Es ist unklar, wie viel Pragmatismus bei der Umsetzung des Ökosystemleistungskonzepts zulässig ist, ohne dabei falsche oder gar schädliche Entscheidungen in Kauf zu nehmen.
- Einige in den Workshops behandelte Beispiele machten deutlich, wie schwierig es ist, Natur- und Umweltschutzziele durch Politikmaßnahmen auf Landes- oder Bundesebene erfolgreich umzusetzen. Oft führt dies zur Schlussfolgerung, diese Ziele möglichst häufig durch kontextbezogene, kleinräumige und flexible Politikmaßnahmen umzusetzen. Dem sind leider durch die Kosten für die jeweilige Analyse, Regelung und Kontrolle enge Grenzen gesetzt. Noch schwieriger ist mitunter die Umsetzung von Naturschutz- und Umweltzielen durch EU-weite Regelungen, die eine Harmonisierung über teils sehr unterschiedliche Ausgangssituationen und Entscheidungskontexte verlangen. Die Reformdebatten und auch die letztendliche Ausgestaltung der EU-Agrarpolitik belegen dies eindrucksvoll.

3.4.2 Potentiale

- Trotz der geschilderten Herausforderungen, Ökosystemleistungen zu erfassen, zu bewerten oder in Wert zu setzen, besitzt das Konzept großes Potential, jetzt und zukünftig eine erfolgreiche Umwelt- und Naturschutzpolitik zu unterstützen. Insbesondere bietet es die Möglichkeit, das Interesse bislang eher naturschutzferner Akteure zu wecken, wenn es gelingt, die zahlreichen positiven Wirkungen der Natur auf das menschliche Wohlbefinden und die wirtschaftliche Entwicklung aufzudecken. Damit

kann eine breitere und angemessenere Berücksichtigung der Umwelt- und Naturschutzbelange bei der Politikgestaltung in möglichst vielen Sektoren angeregt werden. Um mögliche Verbesserungen für die Regelsetzung und Instrumentierung aufzuspüren und aus Erfolgen wie Misserfolgen von politischen Maßnahmen zu lernen, ist es sinnvoll und notwendig, die Maßnahmen der letzten Jahre genau zu betrachten.

- Zu erwarten ist, dass das Konzept der Ökosystemleistungen auf politischer Ebene auch zukünftig deutlich an Beachtung gewinnt. Dies zeigt sich nicht nur in nationalen, sondern auch in europäischen und internationalen Diskussionen. Neben stark naturschutzbezogenen Strategien und Konventionen, wie dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt oder aber der Europäischen und Nationalen Biodiversitätsstrategie, haben auch wirtschafts- und entwicklungsbezogene Ansätze wie die der Green Economy und der Green Infrastructure die Idee des Ökosystemleistungskonzepts aufgegriffen. Verschiedene Aktivitäten beispielsweise der EU-Mitgliedsstaaten oder aber der Vereinten Nationen zeigen, dass dieses Konzept nicht nur diskutiert, sondern auch berücksichtigt und eingesetzt wird. So kartieren und bewerten die EU-Mitgliedsstaaten derzeit ihre Ökosysteme und deren Leistungen, die Vereinten Nationen bemühen sich um eine Integration von Ökosystemleistungen in das System der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung.
- Die Prozesse einer Betrachtung von Ökosystemleistungen und die Option ihrer ökonomischen Bewertung sind v.a. wichtig, um die Kommunikation zwischen den betroffenen Akteuren anzuregen, gesellschaftliche und private Nutzungsinteressen besser erkennen und berücksichtigen zu können sowie wertvermittelnde Institutionen, d.h. bestehende Entscheidungs- und Informationsgrundlagen offenzulegen bzw. zu überprüfen. Denn die Art und Weise, wie Werte ausgedrückt und vermittelt werden, hat Einfluss auf den Umgang mit der wertgeschätzten Sache. Betrachten und bewerten wir Naturschutzmaßnahmen als (unvermeidlichen) Kostenfaktor, als unternehmerische Zukunftschance oder als Beitrag zur Generationengerechtigkeit? Aus dieser Perspektive heraus ist das Ergebnis der Berechnungen eher zweitrangig. Gleichwohl setzt genau hier das Interesse der Praktiker an, Ergänzungen und Anpassungen ihrer Routinen in Entscheidungsprozessen vorzunehmen, um die bislang wenig berücksichtigten Leistungen einzubeziehen.

Letztlich geht es in der gesellschaftlichen Auseinandersetzung um den Erhalt der biologischen Vielfalt und der Ökosystemleistungen der Natur um die Frage: „Wie wollen wir mit Bezug auf die Natur leben und wie wollen wir, dass unsere Kinder leben können?“ Wenn wir diese Debatte nicht explizit führen, werden diese Fragen implizit über Entscheidungen zu sektoralen Nutzungsmöglichkeiten der natürlichen Ressourcen entschieden. Die komplexen Folgen solcher Festsetzungen als auch die aggregierte Wirkung vieler im Einzelfall sinnvoller Abwägungsentscheidungen werden dabei oft ausgeblendet. Hier kann das Ökosystemleistungs-Konzept zu bewussteren Entscheidungen beitragen und helfen, die einzelnen Leistungen der Natur und ihre Bedeutung für menschliches Wohlbefinden und wirtschaftliche Entwicklung mit größerer Präzision zu erfassen. Es bietet interessante Blickwinkel auf oftmals bekannte Daten zur Natur und den natürlichen Lebensgrundlagen. Es hilft bei der Identifikation besonders drängender Herausforderungen, wichtiger Akteure und kann Synergien und Konflikte zwischen verschiedenen gesellschaftlichen Zielen im Umgang mit der Natur aufdecken. Es bietet einen Startpunkt für die gesellschaftliche Diskussion. Die in Deutschland im Planungsrecht angelegte Partizipation vieler gesellschaftlicher Interessen bei wichtigen Nutzungsentscheidungen ist ein vielversprechender Ausgangspunkt, um die Potentiale des Konzeptes zu heben.

Literatur

- AICHER, C., BERGHÖFER, U. (2013): TEEB-Ansatz in Großstadtwäldern in Nordrhein-Westfalen. In: RING, I. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop III: Wälder. BfN-Skripten 334. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg: 58-64.
- BERGHÖFER, A. (2014): Die Ökosystemleistungsperspektive in der Landwirtschaft – Anwendungen in Entwicklungsländern. In: SCHRÖTER-SCHLAACK, C. et al. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop IV: Landwirtschaft. BfN-Skripten 359, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 82-91.
- BÜRGER-ARNDT, R. (2013): Waldfunktionen und Ökosystemleistungen im wissenschaftlichen Diskurs. In: RING, I. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop III: Wälder. BfN-Skripten 334. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg: 24-30.
- HANSJÜRGENS, B. (2012): Werte der Natur und ökonomische Bewertung – eine Einführung. In: Hansjürgens, B., Herkle, S. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop II: Gewässer, Auen und Moore. BfN-Skripten 319, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 8-22.
- HERKLE, S. (2012): Der TEEB-Sechs-Schritte-Ansatz zur Bewertung von Ökosystemleistungen – Eine wichtige Entscheidungshilfe. In: Hansjürgens, B. & Herkle, S. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop II: Gewässer, Auen und Moore. BfN-Skripten 319, Bundesamt für Naturschutz Bonn-Bad Godesberg, 65-71.
- MATZDORF, B. & REUTTER, M. (2014): Leistungen des Grünlandes – eine Auseinandersetzung mit dem Konzept der Ökosystemleistungen im Bereich der Landwirtschaft. In: SCHRÖTER-SCHLAACK, C. et al. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop IV: Landwirtschaft. BfN-Skripten 359, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 45-60.
- MEYERHOFF, J. (2012a): Den Nutzen von Ökosystemleistungen sichtbar machen: Reisekosten- und Immobilienpreismethode; Kontingente Bewertung. In: HANSJÜRGENS, B.; NESSHÖVER, C. & SCHNIEWIND, I. (Bearb.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop I: Einführung und Grundlagen. BfN-Skripten 318, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 67-71.
- MEYERHOFF, J. (2012b): Benefit Transfer: Ermittelte Werte auf andere Orte übertragen. In: HANSJÜRGENS, B.; NESSHÖVER, C. & SCHNIEWIND, I. (Bearb.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop I: Einführung und Grundlagen. BfN-Skripten 318, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 72-76.
- MEYERHOFF, J., DEHNHARDT, A. (2012): Der Nutzen aus der Gewinnung rezenter Auen entlang der Elbe – ein Beispiel für Zahlungsbereitschaftsanalyse und Ersatzkostenmethode. In: HANSJÜRGENS, B., HERKLE, S. (Bearb.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop II: Gewässer, Auen und Moore. BfN-Skripten 319, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 42-57.

- 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.
- Hinweis: alle Naturkapital Deutschland – TEEB DE Veröffentlichungen sind unter www.naturkapital-teeb.de verfügbar.*
- OSTERBURG, B. (2014): Optionen zur Inwertsetzung von Ökosystemdienstleistungen in der Landwirtschaft. In: SCHRÖTER-SCHLAACK, C. et al. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop IV: Landwirtschaft. BfN-Skripten 359, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 62-74.
- SCHÄFER, A. (2012): Den Nutzen von Ökosystemleistungen indirekt sichtbar machen: Ersatz-, Schadens- und Vermeidungskosten. In: HANSJÜRGENS, B.; NESSHÖVER, C. & SCHNIEWIND, I. (Bearb.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop I: Einführung und Grundlagen. BfN-Skripten 318, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 59-66.
- SCHRÖTER-SCHLAACK, C. (2012): Das Konzept der Ökosystemleistungen. In: HANSJÜRGENS, B.; NESSHÖVER, C. & SCHNIEWIND, I. (Bearb.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop I: Einführung und Grundlagen. BfN-Skripten 318, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 8-15.
- SCHRÖTER-SCHLAACK, C. (2014): Ökosystemleistungen, TEEB und Naturkapital Deutschland. In: SCHRÖTER-SCHLAACK, C. et al. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop IV: Landwirtschaft. BfN-Skripten 359, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 8-21.
- SCHRÖTER-SCHLAACK, C. & HANSJÜRGENS, B. (2014): Grundlagen der ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen in der Landwirtschaft. In: SCHRÖTER-SCHLAACK, C. et al. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop IV: Landwirtschaft. BfN-Skripten 359, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 31-44.
- SCHWAIGER, E. (2014): Bestandsaufnahme der österreichischen finalen Ökosystemleistungen im Bereich Landwirtschaft. In: SCHRÖTER-SCHLAACK, C. et al. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop IV: Landwirtschaft. BfN-Skripten 359, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 22-30.
- TEEB (2011): The Economics of Ecosystems and Biodiversity in National and International Policy Making. Herausgegeben von Patrick ten Brink. Earthscan, London.
- TEEB (2012): The Economics of Ecosystems and Biodiversity in Local and Regional Policy. Herausgegeben von Heidi Wittmer and Hariprya Gundimeda. Earthscan, London.
- Hinweis: alle TEEB Bücher sind – teilweise auch in deutscher Übersetzung – unter www.teebweb.org in Berichtform verfügbar.*
- WÄTZOLD, F. (2012): Am Ende doch günstiger – Kosten und Kosteneffizienz bei der Bereitstellung von Naturschutzgütern. In: HANSJÜRGENS, B.; NESSHÖVER, C. & SCHNIEWIND, I. (Bearb.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop I: Einführung und Grundlagen. BfN-Skripten 318, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 53-58.

Adressen der Autorinnen und Autoren

Augustin Berghöfer
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Department Ökonomie
Permoserstr. 15
04318 Leipzig
augustin.berghoefer@ufz.de

Katharina Dietrich
Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
Katharina.Dietrich@BfN.de

Dr. Martin Drechsler
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Department Ökologische Systemanalyse
Permoserstr. 15
04318 Leipzig
martin.drechsler@ufz.de

Prof. Dr. Bernd Hansjürgens
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Department Ökonomie
Permoserstr. 15
04318 Leipzig
bernd.hansjuergens@ufz.de

Dr. Karin Johst
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Department Ökologische Systemanalyse
Permoserstr. 15
04318 Leipzig
karin.johst@ufz.de

Dr. Bettina Matzdorf
Institut für Sozioökonomie
Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e. V.
Eberswalder Straße 84
15374 Müncheberg
matzdorf@zalf.de

Dr. Melanie Mewes
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Department Ökonomie
Permoserstr. 15
04318 Leipzig
melanie.mewes@ufz.de

Bernhard Osterburg
Institut für Ländliche Räume des Johann Heinrich von Thünen-Instituts (TI)
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
bernhard.osterburg@vti.bund.de

Michaela Reutter
Institut für Sozioökonomie
Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e. V.
Eberswalder Straße 84
15374 Müncheberg
reutter@zalf.de

Imma Schniewind
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Department Umweltpolitik
Permoserstr. 15
04318 Leipzig
imma.schniewind@ufz.de

Dr. Christoph Schröter-Schlaack
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Department Ökonomie
Permoserstr. 15
04318 Leipzig
christoph.schroeter-schlaack@ufz.de

Elisabeth Schwaiger
Umweltbundesamt Österreich
Landnutzung & Biologische Sicherheit
Spittelauer Lände 5
A-1090 Wien
Österreich
elisabeth.schwaiger@umweltbundesamt.at

Dr. Astrid Sturm
Freie Universität Berlin
Takustr. 9
14195 Berlin
sturm@inf.fu-berlin.de

Prof. Dr. Frank Wätzold
Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg
Lehrstuhl für Volkswirtschaftslehre, insb. Umweltökonomie
Erich-Weinert-Straße 1
03043 Cottbus
waetzold@tu-cottbus.de

Dr. Heidi Wittmer
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Department Umweltpolitik
Permoserstr. 15
04318 Leipzig
heidi.wittmer@ufz.de