

Irene Ring (Hrsg.)

Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis

Workshop III: Wälder



Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis

Workshop III: Wälder

**Dritte Veranstaltung der Workshop-Reihe des Bundesamtes für
Naturschutz und des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung – UFZ
24. - 27. September 2012, Internationale Naturschutzakademie Insel Vilm**

**Herausgeberin
Irene Ring**

**unter Mitarbeit von
Imma Schniewind**



Titelfoto: Reinhardswald (I. Ring, UFZ)

Adresse der Herausgeberin:

Irene Ring Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Permoserstr. 15, 04318 Leipzig
irene.ring@ufz.de

Fachbetreuung im BfN:

Katharina Dietrich FG I 2.1 „Recht, Ökonomie und naturverträgliche regionale
Entwicklung“

Die Beiträge der Skripten werden aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de).

Die BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter <http://www.bfn.de> heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
Tel.: 0228/8491-0
Fax: 0228/8491-9999
URL: www.bfn.de

Der institutionelle Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter.

Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des institutionellen Herausgebers übereinstimmen.

Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN.

Druck: BMU-Druckerei
Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN: 978-3-89624-069-9

Bonn-Bad Godesberg 2013

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. Auch Instrumente, wie z.B. die Integration von Ökosystemleistungen in Produkte (z.B. naturverträglich erzeugte Lebensmittel oder Naturtourismus) oder die Schaffung neuer Märkte für Ökosystemleistungen (z.B. das Habitat Banking als Markt für Ausgleichsmaßnahmen) sind darunter zu fassen. Immer häufiger werden daher neuerdings 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 – zusätzlich zur ethischen Verantwortung – 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 auch volkswirtschaftlich sinnvoll gestalten können.

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 dabei 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 Auseinandersetzung mit dem ökonomischen Ansatz einer Bewertung der Natur sowie den damit verbundenen 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 Bundesamtes 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 dort vorgetragenen und diskutierten Ansätze aufbereiten und festhalten. Insgesamt sind dazu vier Workshops vorgesehen:

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 „Landwirtschaftliche Flächen“

Der dritte 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 der Wälder 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 ökonomischer. 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 2013

Katharina Dietrich,
Irene Ring,
Bernd Hansjürgens,
Norbert Wiersbinski

Inhalt

1	Ökosystemleistungen von Wäldern: Konzepte, Bewertung und Instrumente	7
1.1	Das Konzept der Ökosystemleistungen und seine Anwendung auf Wälder – ökonomische Bewertung und umweltpolitische Instrumente <i>Irene Ring</i>	8
1.2	Waldfunktionen und Ökosystemleistungen im wissenschaftlichen Diskurs <i>Renate Bürger-Arndt</i>	24
1.3	Ökonomische Bewertung von Biodiversität und Ökosystemleistungen in Wäldern <i>Achim Schäfer</i>	31
1.4	Ökosystemleistungen bewerten: Das Choice Experiment <i>Nele Lienhoop</i>	40
1.5	Instrumente des Waldnaturschutzes und die Rolle von Ökosystemleistungen <i>Harald Schaich</i>	44
2	Praktische Beispiele der Inwertsetzung von Waldökosystemleistungen	57
2.1	TEEB-Ansatz in Großstadtwäldern in Nordrhein-Westfalen <i>Christoph Aicher, Uta Berghöfer</i>	58
2.2	Nationalparks und Opportunitätskosten: Das Beispiel Bayerischer Wald <i>Hubert Job, Marius Mayer, Manuel Woltering</i>	65
2.3	Wald- und Waldflächenentwicklung in der Region Leipzig <i>Andreas Padberg</i>	72
2.4	Die Waldaktie – mehr als nur ein Klimaschutzinstrument <i>Thorsten Permien</i>	81
2.5	Ökosystemleistungen bei „Naturnaher Waldnutzung“ im Stadtwald Lübeck <i>Lutz Fähser</i>	87
	Die Autorinnen und Autoren	94

1 Ökosystemleistungen von Wäldern: Konzepte, Bewertung und Instrumente

Was den Leser in diesem Kapitel erwartet

In den Diskussionen um Naturschutz und die biologische Vielfalt gab es in den vergangenen Jahren zwei bedeutende Entwicklungen. Zum einen trat mit dem Millennium Ecosystem Assessment das Konzept der Ökosystemleistungen stärker in den Vordergrund. Zum anderen wurden mit dem Stern Report und den Publikationen der internationalen TEEB-Initiative ökonomische Ansätze in der Umwelt- und Naturschutzpolitik intensiver ins Blickfeld genommen.

In diesem Kapitel werden Grundlagen zum Konzept der Ökosystemleistungen und der ökonomischen Inwertsetzung von Ökosystemleistungen vorgestellt. Dies geschieht jeweils in ihrer Anwendung auf Wälder bzw. den Waldnaturschutz.

- Kapitel 1.1 stellt das Konzept der Ökosystemleistungen und die internationale TEEB-Initiative vor, und präsentiert internationale Beispiele der ökonomischen Inwertsetzung von Wäldern.
- Kapitel 1.2 widmet sich den Konzepten der Waldfunktionen und der Ökosystemleistungen im wissenschaftlichen Diskurs. Mit der Waldfunktionenkartierung werden in Deutschland bereits ökologische Funktionen, Schutzfunktionen und soziale Funktionen von Wäldern erfasst. Der Beitrag diskutiert, inwieweit das neue Konzept der Ökosystemleistungen auf der bekannten Waldfunktionenkartierung aufbauen kann, bzw. inwieweit es zusätzliche, wichtige Erkenntnisse liefert.
- Kapitel 1.3 führt in die ökonomische Bewertung von Wäldern und deren Ökosystemleistungen ein.
- Kapitel 1.4 gibt einen kurzen Überblick über ökonomische Bewertungsmethoden mit einem besonderen Fokus auf das sogenannte Choice Experiment.
- Kapitel 1.5 schließlich widmet sich der ökonomischen Inwertsetzung von Wäldern mittels der Instrumente des Waldnaturschutzes. Aufbauend auf den allgemeinen rechtlichen und institutionellen Rahmenbedingungen für den Waldnaturschutz in Deutschland wird das umweltpolitische Instrumentarium einerseits für den öffentlichen, andererseits für den Privatwald vorgestellt. Der Beitrag schließt mit Perspektiven zur zukünftigen Rolle des Ökosystemleistungskonzeptes und ökonomischer Instrumente im Waldnaturschutz.

Für eine ausführlichere, allgemeine Einführung in die ökonomische Bewertung von Umwelt und Natur sei insbesondere auf den ersten Band dieser Skriptenreihe verwiesen (HANSJÜRGENS ET AL. 2012: http://www.bfn.de/0610_oekosystemleistungen2012-03.html). In diesem Skript werden die wesentlichen Grundlagen zusammenfassend rekapituliert, und in ihrer speziellen Anwendung auf Wälder und die Waldnaturschutzpolitik präsentiert.

1.1 Das Konzept der Ökosystemleistungen und seine Anwendung auf Wälder – ökonomische Bewertung und umweltpolitische Instrumente

IRENE RING

HELMHOLTZ-ZENTRUM FÜR UMWELTFORSCHUNG – UFZ

1.1.1 Entwicklungen der letzten Jahre: Ökosystem-Assessments, Stern-Report und die TEEB-Initiative

Das Konzept der Ökosystemleistungen hat vor allem durch das Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005) große Bekanntheit erlangt. Das MA war der bislang umfassendste Sachstandsbericht zum Zustand und zu den Entwicklungstrends der Ökosysteme der Erde (BECK ET AL. 2006). Es wurde von den Vereinten Nationen im Jahre 2001 in Auftrag gegeben und von über 1300 Wissenschaftlern aus 95 Ländern innerhalb von vier Jahren in einem kontinuierlichen Prozess erarbeitet. Durch die Konzentration auf die Beziehungen zwischen den sog. Ökosystemleistungen und dem menschlichen Wohlergehen stellen das MA und sein konzeptioneller Rahmen den Natur- und Umweltschutz in einen neuen Zusammenhang (MA 2003). Das MA hat mit seinen vier Arbeitsgruppen zu „Status und Trends“, „Szenarien“, „Politischen Handlungsoptionen“ und „Multiscale Assessments“ eine bis dahin nicht vorhandene Zusammenschau der Auswirkungen unterschiedlichster Triebkräfte auf die biologische Vielfalt, Ökosystemleistungen und unterschiedliche Aspekte des menschlichen Wohlergehens erarbeitet. Trotzdem fehlen nach wie vor grundlegende Informationen zu den Dynamiken sozial-ökologischer Systeme sowie den Beziehungen zwischen Ökosystemleistungen und dem menschlichen Wohlergehen (CARPENTER ET AL. 2009, RING ET AL. 2010).

Ein Hauptgrund für den anhaltenden Biodiversitätsverlust, die Zustandsverschlechterung von Ökosystemen und die Abnahme wichtiger Ökosystemleistungen liegt in der Tatsache, dass der „wahre Wert“ von biologischer Vielfalt und Ökosystemleistungen in wirtschaftlichen Entscheidungen nicht berücksichtigt wird (BALMFORD ET AL. 2002) – oder mit den Worten von ERNST ULRICH VON WEIZSÄCKER (1992: 141ff.): „Die Preise müssen die ökologische Wahrheit sagen“. Wirtschaftliche Akteure orientieren sich an Marktpreisen, welche allzu häufig blind im Hinblick auf die Umweltauswirkungen der mit ihnen verbundenen Güter und Dienstleistungen sind. Sofern staatliches Handeln nicht in Form von umweltpolitischen Instrumenten positive Anreize für naturverträgliches Handeln bzw. Einschränkungen oder negative Anreize für umweltschädliches Handeln von Produzenten und Konsumenten setzt, gehen Umweltgüter und -leistungen mit einem zu niedrigen Preis oder sogar kostenlos in deren Wirtschaftlichkeitsrechnungen ein. Dadurch werden Ökosysteme übernutzt oder gar zerstört. Die ökonomische Bewertung von Umweltgütern und eine offensive Naturschutz- und Umweltpolitik können als Instrumente gesehen werden, um eine aus Sicht der Gesellschaft verkürzte, nur am jeweiligen betriebswirtschaftlichen Interesse einzelner Akteure ausgerichtete ökonomische Handlungsweise zu korrigieren.

Mit dem Stern-Report zur Ökonomie des Klimawandels (STERN 2007) wurde auf Initiative des britischen Finanzministeriums eine systematische, ökonomische Perspektive auf ein globales Umweltproblem geworfen. Aufgabe des Stern-Reports war es, die gesellschaftlichen Kosten der Auswirkungen des fortschreitenden Klimawandels den gesellschaftlichen Nutzen frühzeitiger Klimaschutz- und Klimaanpassungsmaßnahmen gegenüberzustellen.

Die Ergebnisse – obgleich nicht unumstritten – belegten eindrucksvoll, dass rechtzeitige Klimapolitik deutlich günstiger ist, als mit den teils dramatischen Kosten des Klimawandels in ökologischer, ökonomischer und sozialer Hinsicht zu leben. Dieser ökonomische Klimabericht fand weltweit große Beachtung in Wissenschaft, Politik und Medien. Kurz nach seinem Erscheinen wurde im März 2007 auf dem G8+5-Umweltministertreffen die Potsdam-Initiative zur biologischen Vielfalt verabschiedet, um die ökonomische Perspektive auf ein weiteres globales Umweltproblem zu werfen: die wirtschaftliche Bedeutung des globalen Verlusts der biologischen Vielfalt.

Dies war der Startschuss für die internationale TEEB-Initiative zur Ökonomie von Ökosystemen und der Biodiversität (TEEB: The Economics of Ecosystems and Biodiversity, 2008), die von Deutschland im Rahmen seiner G8-Präsidentschaft gemeinsam mit der EU-Kommission initiiert wurde. Die TEEB-Initiative wurde mithilfe zahlreicher weiterer Institutionen unter der Schirmherrschaft des Umweltprogramms der Vereinten Nationen (UNEP) und unter Leitung des indischen Ökonomen Pavan Sukhdev durchgeführt. Als Leitbild des TEEB-Prozesses wurde formuliert: „Die Biodiversität in all ihren Dimensionen – Qualität, Quantität und Vielfalt der Ökosysteme, Arten und Gene – muss nicht nur aus gesellschaftlichen, ethischen oder religiösen Gründen erhalten werden, sondern auch im Sinne des wirtschaftlichen Nutzens für heutige und künftige Generationen. Erstrebenswert ist daher eine Gesellschaft, die ökonomisch verantwortlich mit ihrem natürlichen Kapital umgeht“ (TEEB 2010a: 40). Die Ergebnisse der TEEB-Studie sind zwischen 2008 und 2011 veröffentlicht worden (www.teebweb.org). Die ökonomische Analyse von Biodiversität und Ökosystemleistungen soll helfen, deren Wert für Mensch und Gesellschaft sichtbar zu machen und Handlungsoptionen aufzuzeigen, durch die dieser Wert besser in Entscheidungen integriert werden kann, um insgesamt zu naturverträglicheren Produktions- und Konsummustern zu gelangen.

Infolge des Millennium Ecosystem Assessments und der internationalen TEEB-Studie wurden in zahlreichen Ländern nationale Assessments der Ökosysteme (mit ökologischem Schwerpunkt) oder nationale TEEB-Studien (mit ökonomischem Schwerpunkt) begonnen und teilweise sogar schon abgeschlossen. In Großbritannien beispielsweise wurde zwischen 2009 und 2011 ein vielbeachtetes Nationales Ökosystem-Assessment durchgeführt (<http://uknea.unep-wcmc.org/>), das neben einer starken ökologischen Komponente systematisch ökonomische Aspekte integriert. In Deutschland fördert das Bundesamt für Naturschutz mit Forschungsmitteln des BMU seit 2012 das Vorhaben „Naturkapital Deutschland – TEEB DE“ als nationalen Beitrag zum internationalen TEEB-Prozess (NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE 2012, www.naturkapital-teeb.de). Naturkapital Deutschland – TEEB DE will

- 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 sichtbarer 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.

In vier thematischen Berichten werden bis 2015 aktuelle Forschungsergebnisse und der derzeitige Wissensstand über den Wert der Natur in Deutschland zusammengetragen. Für eine ausreichend zuverlässige ökonomische Bewertung ist eine möglichst gute Erfassung von Ökosystemleistungen erforderlich. Durch die Entwicklung und Anwendung geeigneter ökonomischer Bewertungsverfahren können die Wirtschaftswissenschaften dazu beitragen, Werte deutlich zu machen. Aus der Vielfalt von Werten erfassen ökonomische Ansätze jedoch immer nur einen (kleinen) Ausschnitt. Das deutsche TEEB-Vorhaben kann nicht auf einem systematischen, nationalen Assessment von biologischer Vielfalt und Ökosystemleistungen aufbauen, dies bleibt eine wichtige Zukunftsaufgabe. Insofern wird unter Mitwirkung von Ökologen das vorhandene Wissen soweit wie möglich zusammengetragen, wobei der Schwerpunkt von Naturkapital Deutschland – TEEB DE auf der ökonomischen Perspektive liegt.

1.1.2 Was sind Ökosystemleistungen?

Die verschiedenen Leistungen der Natur, die „Ökosystemleistungen“, sind Voraussetzung für die Produktion zahlreicher Güter und Dienstleistungen sowie für unsere Gesundheit und unser Wohlergehen. Ökosystemleistungen bezeichnen direkte und indirekte Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Wohlergehen, das heißt Leistungen und Güter, die dem Menschen einen direkten oder indirekten wirtschaftlichen, materiellen, gesundheitlichen (physischen und psychischen) Nutzen bringen (NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE 2012). In Abgrenzung zum Begriff Ökosystemfunktion, der aus naturwissenschaftlicher Sicht die verschiedenen Funktionen von Ökosystemen betrachtet, entsteht der Begriff Ökosystemleistung aus einer anthropozentrischen Perspektive und ist an einen Nutzen des Ökosystems für den Menschen gebunden. Der Begriff ist gleichbedeutend mit den häufig verwendeten Begriffen „Ökosystemdienstleistung“ und „ökosystemare Güter und Leistungen“ und entspricht dem englischen Begriff der „ecosystem goods and services“ bzw. kurz „ecosystem services“.

In Anlehnung an das Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005) lassen sich vier verschiedene Typen von Ökosystemleistungen unterscheiden (Definitionen nach NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE 2012):

- **Basis- oder unterstützende Leistungen:** Grundlegende Leistungen der Ökosysteme wie z.B. Bodenbildung, Photosynthese, Stickstoffbindung oder Nährstoffkreisläufe, welche die Voraussetzung für alle anderen Leistungen der Ökosysteme sind.
- **Versorgungsleistungen** sind meist marktfähige Güter, die von oder mithilfe von Ökosystemen produziert werden (z.B. Nahrung, Frischwasser, Feuer- und Bauholz). Teilweise ist ein erheblicher Beitrag von (Human-)Kapital und Arbeit notwendig, um diese Güter zu erstellen.
- **Regulations- oder Regulierungsleistungen:** Funktionen von Ökosystemen, die auf (andere) Elemente und Prozesse von Ökosystemen einwirken, die (direkten) Nutzen für den Menschen haben. Dazu gehören z.B. die Filterwirkung von Bodenschichten auf die Grundwasserqualität, oder der Beitrag einer Hecke zur Verringerung der Bodenerosion.

- **Kulturelle Leistungen:** Leistungen von Ökosystemen mit Wirkung und Bedeutung für Erholung, ästhetisches Empfinden, spirituelle Erfahrungen, ethische Anforderungen, soziale Funktionen, kulturelle Identität, Heimatgefühl, Wissen und Erkenntnis.

Auch Wälder stellen zahlreiche Ökosystemleistungen zur Verfügung (Abbildung 1). Zu ihren Basisleistungen gehört die Photosynthese und Holzprodukte gehören zu den wichtigsten Versorgungsleistungen der Wälder. Schließlich stellen Wälder zahlreiche Regulatorleistungen wie die Wasserfilterung, die Kohlenstoffbindung oder die Klimaregulation bereit. Darüber hinaus werden etliche kulturelle Leistungen mit Wäldern verbunden: Sie bieten Raum für Erholungssuchende, vermitteln kulturelle Identität und Heimatgefühl.

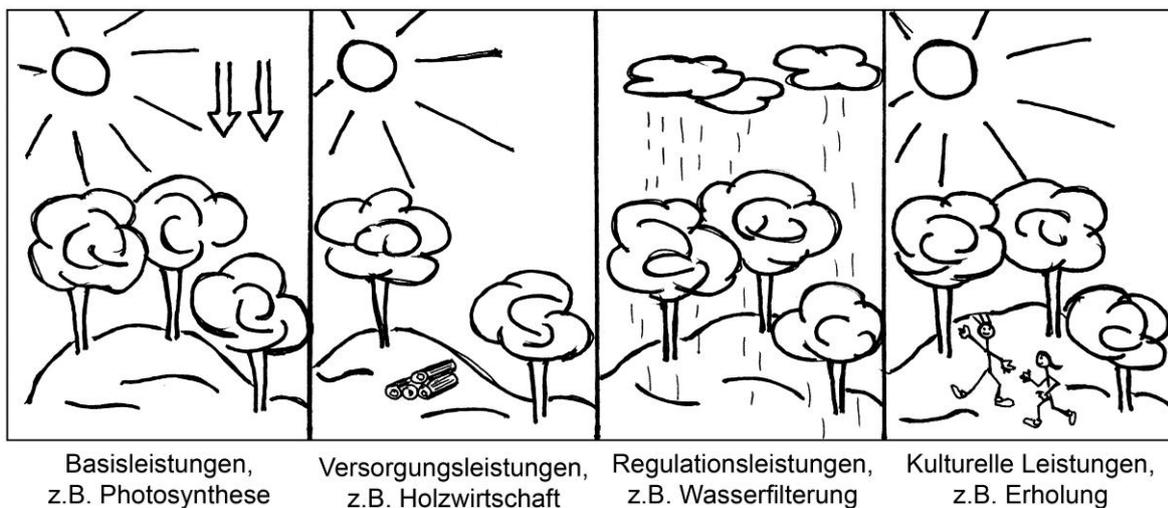


Abbildung 1: Ökosystemleistungen des Waldes.
Darstellung: Monika Nussbaum, UFZ; Quelle: SCHRÖTER-SCHLAACK (2012).

Der Begriff der Ökosystemleistungen kann helfen, den vielfältigen Nutzen zu erfassen, den die Natur bereitstellt (TEEB 2010a). Aus ökonomischer Perspektive lassen sich Ökosystemleistungen als Ströme oder Flüsse auffassen, die der Gesellschaft als eine Art „Dividende“ aus dem Naturkapital zufließen. Die Erhaltung des natürlichen Kapitalstocks ermöglicht es, diese Dividende auch für künftige Generationen dauerhaft bereitzustellen. Das „Naturkapital“ stellt zusammen mit Sachkapital (Maschinen, Produktionsanlagen etc.), Geldkapital und Humankapital (Arbeit und Wissen) die Grundlage für Wertschöpfung und Wohlergehen dar. Naturschutz und nachhaltiger Umgang mit unseren natürlichen Lebensgrundlagen sind daher ein Gebot ökonomischer Weitsicht und Verantwortung. Dabei wird der Begriff „Naturkapital“ als eine ökonomische Metapher für den begrenzten Vorrat der Erde an physischen und biologischen Ressourcen und die begrenzte Fähigkeit von Ökosystemen zur Bereitstellung von Gütern und Leistungen verstanden (NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE 2012).

1.1.3 Inwertsetzung von Ökosystemleistungen

Der TEEB-Ansatz:

Werte anerkennen, analysieren und in Entscheidungsprozesse integrieren

Es gibt viele unterschiedliche Ansätze, Ökosystemleistungen „in Wert zu setzen“. Die TEEB-Studie sieht für die Analyse und Strukturierung der Inwertsetzung von Natur ein schrittweises Vorgehen auf drei Ebenen vor: 1) Werte anerkennen, 2) Werte analysieren und darstellen sowie 3) Werte in Entscheidungsprozesse integrieren (TEEB 2010a):

1. Werte von Ökosystemen, Landschaften oder Arten **anzuerkennen und zu würdigen** ist etwas, das für alle menschlichen Gesellschaften typisch ist. In einigen Fällen genügt diese Form der Anerkennung, um Naturschutz und nachhaltige Nutzung von Landschaften zu gewährleisten. Bestimmte Landschaften wurden z.B. aus kulturellen, gesellschaftlichen, ethischen oder spirituellen Gründen geschützt und teilweise als Nationalparks ausgewiesen. Schutzvorschriften oder Selbstverpflichtungen können geeignete Maßnahmen sein, wenn derartige Werte der Natur gesellschaftlich allgemein anerkannt sind. Aber auch solche Ökosystemleistungen, die diese Wertschätzung nicht automatisch haben, bedürfen ihrer, um angemessen geschützt zu werden. Hier bedarf es zusätzlich der Information, damit die Gesellschaft sich überhaupt dessen bewusst wird, dass es sich um Werte handelt. Diese in vielen Fällen notwendige Informationserhebung führt uns zur zweiten Stufe.
2. Eine **Analyse und Darstellung** von Werten im Sinne einer Quantifizierung und eines ökonomischen Nachweises von Werten 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. Mit einer Kosten-Nutzen-Analyse können z.B. alle Kosten und Nutzen einer geplanten Investition oder Landumwandlung (Nutzung oder Intensivierung eines Ökosystems) offengelegt und ggf. bei der Entscheidung berücksichtigt werden. Dieser zweite Schritt des TEEB-Ansatzes beinhaltet das Streben nach einem besseren Verständnis der Zusammenhänge des Ökosystems, das die Ökosystemleistung erbringt. Dazu gehören eine beschreibende, qualitative und wenn möglich eine mengenmäßige, quantitative Erfassung der Ökosystemleistungen sowie ggf. eine monetäre Bewertung der Kosten und Nutzen dieser Leistungen.
3. Die dritte Stufe des ökonomischen Ansatzes von TEEB umfasst die Anwendung von Instrumenten, um die **Werte** eines Ökosystems durch Anreize und Preissignale **wirksam werden zu lassen**. Ein besonderer Schwerpunkt liegt dabei auf dem Potenzial und der Entwicklung von ökonomischen Anreizen, wie z.B. der Reform umweltschädlicher Subventionen oder der Entwicklung von Honorierungssystemen für ökologische Leistungen von Landnutzern. Letztlich gehört zu den instrumentellen Lösungen aber das komplette Spektrum umweltpolitischer Lösungen im Sinne eines Politikmixes (RING & SCHRÖTER-SCHLAACK 2013): Rechtsvorschriften wie das Schutzgebietsrecht oder Planungsrecht, ökonomische Instrumente, aber auch kommunikations- oder informationsbasierte Ansätze.

Zusammenfassend lässt sich festhalten: Angesichts der Dominanz von Märkten und ökonomischen Kenngrößen für politisches, unternehmerisches und individuelles Handeln stellt der TEEB-Ansatz ganz klar die Bedeutung ökonomischer Werte heraus, und betont

damit verbunden ausdrücklich und gezielt die Rolle der ökonomischen Inwertsetzung von Ökosystemleistungen. Letztere umfasst die ökonomische Bewertung von Natur (Stufe 2) und die Bedeutung ökonomischer Instrumente bzw. Preissignale für die Entscheidungsfindung unterschiedlichster Akteure (Stufe 3). Dennoch erkennt der TEEB-Ansatz explizit auch die Rolle anderer, nicht ökonomischer Werte der Ökosystemleistungen für menschliches Handeln an und berücksichtigt diese in seinem Ansatz wie auch in seinen Empfehlungen für Instrumente zum Schutz und der nachhaltigen Nutzung von Biodiversität und Ökosystemleistungen (TEEB 2010a, 2010b). Diese Anerkennung kultureller, ethischer oder spiritueller Gründe für den Schutz und die nachhaltige Nutzung von Biodiversität und Ökosystemleistungen wird durch die erste Stufe repräsentiert und explizit gemacht. Nichtsdestotrotz hat die TEEB-Initiative sich der besonderen Aufgabe verschrieben, vor allem die Bedeutung der ökonomischen Perspektive für die Erhaltung des Naturkapitals herauszuarbeiten. Deshalb liegt der Fokus in den folgenden Abschnitten auf der zweiten und dritten Stufe. Der von AICHER & BERGHÖFER (2013) in diesem Skript dargestellte Sechs-Schritte-Ansatz von TEEB ist insofern auch eine Ausdifferenzierung der zweiten und dritten Stufe in diesem einführenden Beitrag.

Ansätze zur Abschätzung von Naturwerten und deren gesellschaftliche Bedeutung

Im Folgenden soll zunächst die zweite Stufe des TEEB-Ansatzes „Analysieren und Darstellen“ von Ökosystemleistungen näher betrachtet werden, nämlich die Bewertung im weitesten Sinne, bevor im Anschluss die dritte Stufe mit der Berücksichtigung von Werten bei Entscheidungen in Politik, Verwaltung und Wirtschaft genauer ausgeführt wird. Es gibt zahlreiche Ansätze und Methoden aus unterschiedlichen wissenschaftlichen Disziplinen zur Abschätzung von Naturwerten (vgl. Abbildung 2, TEEB 2010a, 2010b, aber auch EPA-SAB 2009). Für Ökonomen stellen i.d.R. Marktpreise die bevorzugte Wertkategorie dar, die sich aus Angebot und Nachfrage nach den entsprechenden Gütern und Dienstleistungen auf Märkten ergeben. Es gibt allerdings wenig Ökosystemleistungen, die auf dem freien Markt gehandelt werden, oder für die Preise festgelegt sind (TEEB 2010a). Am ehesten gibt es eine Marktpreisbildung bei solchen Ökosystemleistungen, die als Versorgungsleistungen direkte Nutzwerte haben, wie Nutzpflanzen oder Vieh, Holzprodukte, Fisch oder Wasser, die direkt konsumiert werden (siehe Feld ganz links in Abbildung 2).

Erst seit kurzem wurde damit begonnen, einem anderen Typ von Ökosystemleistungen, den sogenannten Regulierungsleistungen wie Wasserreinigung, Klimaregulierung (z.B. durch Kohlenstoffspeicherung) und Bestäubung, einen ökonomischen Wert zuzuordnen, der in Abbildung 2 als indirekter Nutzwert bezeichnet wird. Andere Werte, die nicht mit einem direkten Verbrauch verbunden sind (z.B. Erholung), oder nutzungsunabhängige Werte, zu denen die spirituelle oder kulturelle Bedeutung von Landschaften oder Tier- und Pflanzenarten gehören, haben Entscheidungen zwar ebenfalls häufig beeinflusst, sie wurden bisher aber selten monetarisiert. Die letztgenannten Werte machen in Berechnungen allgemein den überwiegenden Teil des „ökonomischen Gesamtwerts“ eines Ökosystems aus; in den üblichen Bilanzen und Rechnungen bleiben sie jedoch weitgehend „unsichtbar“.

Die Folgen dieser Nichtbeachtung von Werten der Ökosystemleistungen lassen sich anhand der Probleme veranschaulichen, die durch kommerzielle Abholzung großen Maßstabs, so z.B. von Tropenwäldern in Brasilien, Indonesien oder dem Kongobecken verur-

sacht werden. Diese Wälder werden nicht aus Dummheit oder Zerstörungswut abgeholzt. Es geschieht im Großen und Ganzen deshalb, weil bestimmte Marktsignale – Subventionen, Besteuerung, Preisbildung und Regulierung – sowie Eigentums- und Nutzungsrechte es betriebswirtschaftlich gesehen vernünftig und rentabel erscheinen lassen. Rentabel und vom einzelnen Akteur her gesehen vernünftig ist es aber häufig nur deshalb, weil die Kosten der Entwaldung für die Allgemeinheit nicht von den Unternehmen getragen werden, die das Holz schließlich verkaufen oder die gerodeten Flächen für andere Zwecke (wie die Landwirtschaft) nutzen. Diese „externen“ Kosten der Tropenholzproduktion werden von der Gesellschaft insgesamt getragen, insbesondere von künftigen Generationen und oft von der ärmeren ländlichen Bevölkerung, deren tägliches Überleben und deren Sicherheit direkt von den Ressourcen und Leistungen des Waldes abhängen (TEEB 2010a).

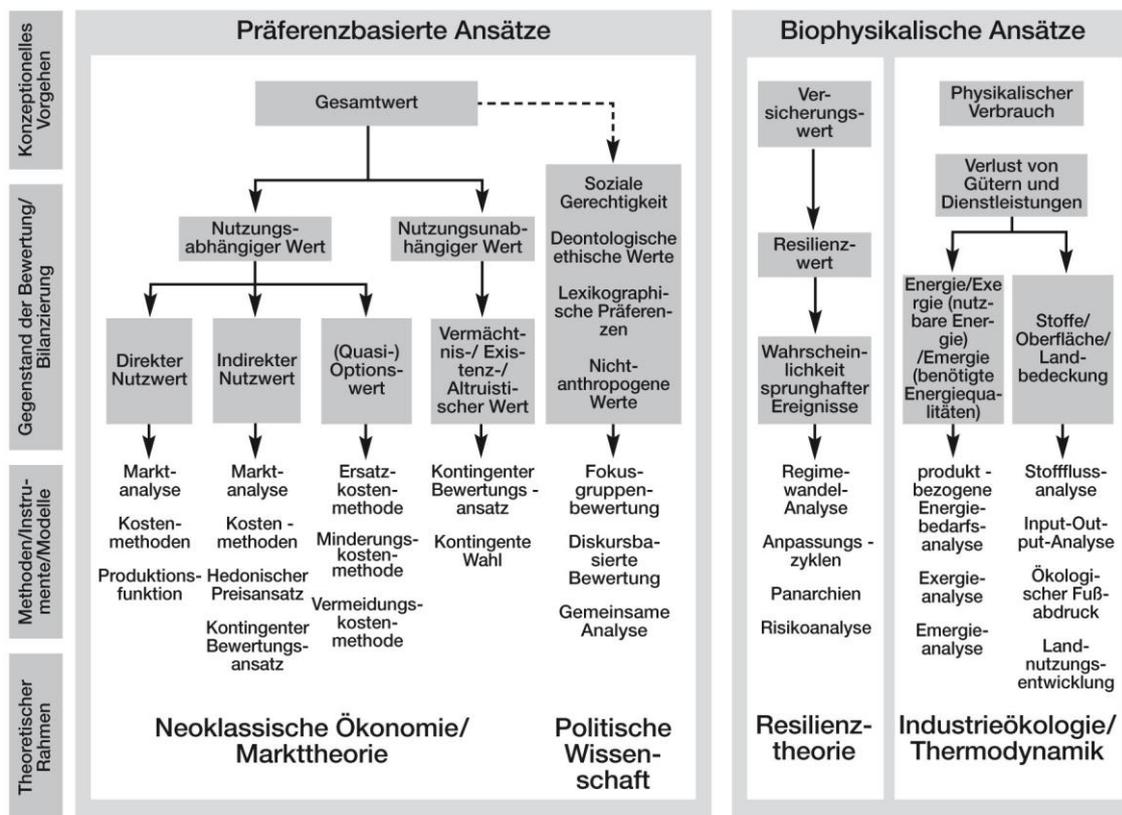


Abbildung 2: Ansätze zur Abschätzung von Naturwerten.
Quelle: TEEB (2010a: 11), englische Originalversion TEEB (2010b: Kapitel 5).

Wie geht man bei der ökonomischen Bewertung vor?

Es kann nur das gezielt erhalten und gepflegt bzw. unterhalten werden, dessen sich der Mensch bewusst ist. Nur solche „Güter“ im weitesten Sinne werden in Entscheidungsprozesse einbezogen, die man nicht als gegeben ansieht, sondern für die man eine Achtsamkeit entwickelt hat. Bezüglich der Natur setzt Achtsamkeit und Wertschätzung oft Wissen voraus (sofern nicht ethische oder kulturelle Gründe ausreichend für den Schutz sind – siehe erste Stufe des TEEB-Ansatzes). Damit Naturkapital und Ökosystemleistungen

überhaupt oder vielleicht sogar angemessen in Entscheidungen berücksichtigt werden, ist es also wichtig, konkrete 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 (siehe auch NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB 2012). Hierzu ist also innerhalb der zweiten Stufe des TEEB-Ansatzes ein weiterer 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 (LIENHOOP & HANSJÜRGENS 2010). Es ist wichtig zu betonen, dass die ökonomische Bewertung erst als dritter Schritt erfolgen kann, erst, nachdem die vorhergehenden beiden Schritte erfolgreich durchgeführt worden sind. Die folgende Abbildung 3 gibt die Zusammenhänge wieder.



Abbildung 3: Schritte ökonomischer Bewertung.
Quelle: NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE (2012).

(i) Ökosystemleistungen identifizieren

Für die Identifikation von Ökosystemleistungen kann auf die oben vorgestellte Einteilung in Versorgungsleistungen, Regulierungsleistungen, kulturelle Leistungen und Basisleistungen nach dem Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005) zurückgegriffen werden. Internationale Studien wie z.B. die beschriebenen internationalen TEEB-Studien (www.teebweb.org) bieten auch etwas abweichende Ansätze zur Kategorisierung und Inventarisierung von Ökosystemleistungen. Wie immer diese Ansätze auch aussehen: entscheidend ist, diese bei nationaler, regionaler oder lokaler Umsetzung den speziellen naturräumlichen und gesellschaftlichen Verhältnissen anzupassen.

(ii) Ökosystemleistungen erfassen

An die Identifikation der Ökosystemleistungen schließt sich ihre Erfassung an. Die Erfassung kann anhand einer Vielzahl verschiedener 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 Rückschlüsse auf das Untersuchungsobjekt der Erfassung gezogen werden können (z.B. Beitrag der Wälder zum Klimaschutz durch die Ökosystemleistung „Kohlenstoffspeicherung“). Außerdem muss bei der Erfassung berücksichtigt werden, für welchen Zeitraum (z.B. im Jahr 2012) und welches Gebiet (z.B. Baden-Württemberg, Bundesrepublik Deutschland) der Indikator erhoben werden soll. Mit dem Indikator verbunden ist die Recherche nach den erforderlichen Daten, die über den Zustand bzw. die Veränderung des Indikators (Zu-/Abnahme der Kohlenstoffspeicherung gegenüber dem Vorjahr) Auskunft geben. Darüber hinaus ist es hilfreich festzustellen, was den Indikator beeinflusst (z.B. Veränderung des Holzpreises, Auflagen für die Waldbewirtschaftung) und was die möglichen Folgen von Veränderungen solcher Einflussgrößen sind (z.B. Intensivierung der Bewirtschaftung, Zunahme von Schnellumtriebsplantagen), um sich ein möglichst umfassendes Bild zu machen.

Die Erfassung von Ökosystemleistungen hat auf politischer Ebene mittlerweile eine hohe Priorität erlangt. Ziel 2 der europäischen Biodiversitätsstrategie sieht vor, dass die EU-Mitgliedsstaaten bis 2014 die Leistungen der Ökosysteme auf ihrem jeweiligen Hoheitsgebiet erfassen und kartieren und bis 2020 die Integration dieser Werte in die nationalen volkswirtschaftlichen Rechnungssysteme fördern (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2011).

(iii) Ökosystemleistungen bewerten

Die Bewertung stellt den dritten Schritt des Dreiklangs „Identifizieren – Erfassen – Bewerten“ dar. Für die Bewertung selbst stehen unterschiedliche Methoden zur Verfügung (SCHÄFER 2013 und LIENHOOP 2013, beide in diesem Skript). Dabei ist darauf hinzuweisen, dass die Wahl der Bewertungsmethoden Einfluss hat auf das, was tatsächlich erfasst wird (also Rückwirkungen entfaltet), und damit auch auf das, was verborgen bleibt. Die Bewertung ökologischer Funktionen und resultierender Leistungen wirft insbesondere die Frage auf, inwieweit eine Monetarisierung (Zuordnung von Geldäquivalenten) von Veränderungen der Naturressourcen den „wahren“ Wert des Ökosystems erfasst (siehe auch Abbildung 4).

Mit Blick auf die Monetarisierung ist Folgendes zu betonen: Aus dem Gesamtbereich der Ökosystemleistungen erfasst die ökonomische Bewertung zumeist nur einen kleinen Ausschnitt. Es gibt viele Werte, die sich einer Monetarisierung entziehen. In diesem Fall kann allenfalls versucht werden, auftretende Schäden am Ökosystem mengenmäßig abzuschätzen, ohne den Schäden einen in Geldeinheiten ausgedrückten Wert beizumessen. Wenn auch eine quantitative Abschätzung auftretender Effekte nicht möglich ist, etwa in Folge von unzureichenden Informationen oder aufgrund von Unsicherheiten (und damit fehlenden Indikatoren und Kennziffern), bleibt nur noch eine qualitative Erfassung der auftretenden Umweltschäden in Form von Beschreibungen und Erläuterungen des mit dem Ökosystem verbundenen Nutzens. Bei all diesen Überlegungen ist schließlich zu beachten, dass wir viele Zusammenhänge bezüglich der Funktionen und Leistungen von Ökosystemen nicht kennen – es bestehen Wissenslücken, d.h. dass weder die Schadenshöhe noch die Eintrittswahrscheinlichkeit bestimmt werden kann. Und was nicht vergessen werden darf: wahrscheinlich sind sogar nur wenige dieser Wissenslücken überhaupt bekannt und wir wissen in manchen Bereichen rein gar nichts von der biologischen Vielfalt sowie ihren Funktionen und Leistungen.

All dies macht deutlich, dass durch eine Monetarisierung überhaupt nur ausgewählte Werte erfasst werden können. Dies kann dazu führen, dass ein „Eisberg-Effekt“ auftritt: nur die Spitze des Eisbergs wird sichtbar, während der weitaus größte Teil des Eisbergs verborgen bleibt (NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE 2012). Die folgende Abbildung 4 veranschaulicht diese Aspekte schematisch.

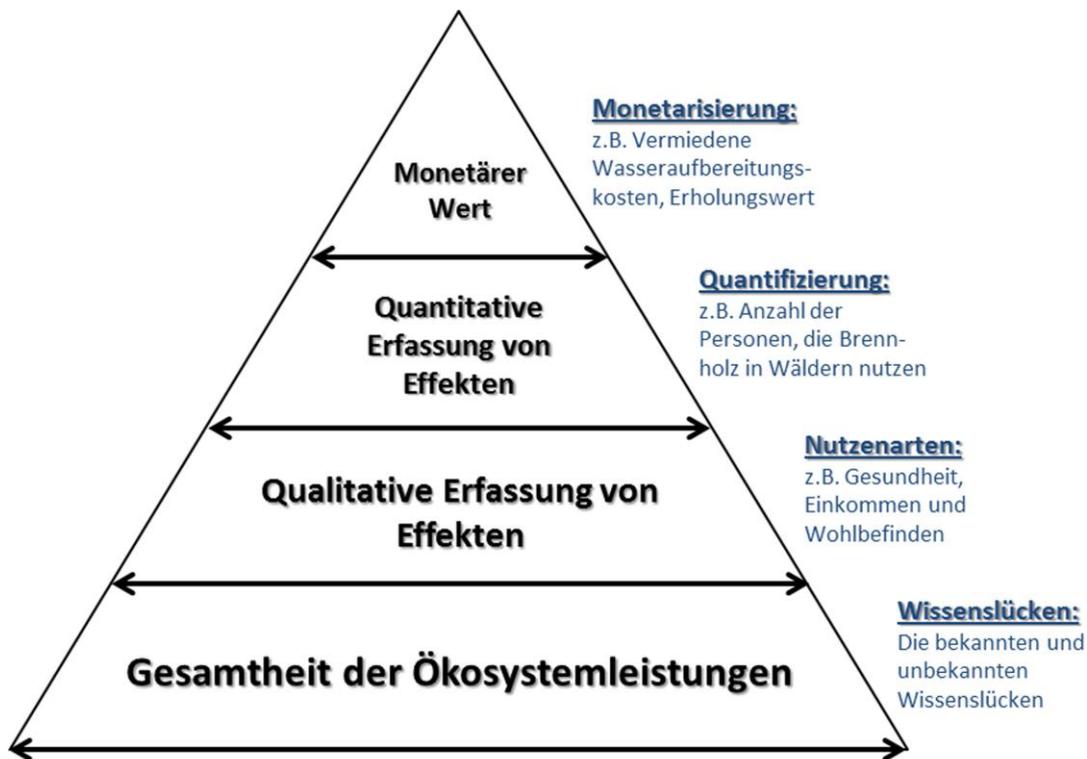


Abbildung 4: Werte von Biodiversität und Ökosystemen und ihre Erfassung. Übersetzt nach P. TEN BRINK in TEEB (2008: 33).

Die ökonomische Bewertung des Nutzens der Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der Biodiversität und der Ökosysteme (bzw. der Kosten, die ihre Zerstörung oder Degradation verursachen) ist lediglich der erste Schritt. Es bewirkt allein noch keine Veränderung von Handlungen, wenn man z.B. weiß, dass die Abholzung die Stabilität des regionalen oder gar globalen Klimas gefährdet, und man den Nutzen erkennt, den die einheimische Bevölkerung daraus zieht. Wirtschaftliche Aktivitäten wandeln sich nicht, solange kurzfristige Gewinne und staatliche Anreize weiterhin zerstörerische Praktiken fördern. Die Erkenntnis, dass Biodiversität das menschliche Wohlergehen fördert, ist das eine; ein anderes ist es, dieses Wissen in Anreize umzusetzen, die das Verhalten zum Besseren hin beeinflussen. Dieser Herausforderung müssen wir uns sowohl in politischer wie in technischer Hinsicht stellen, damit die Versäumnisse der jüngeren Vergangenheit nicht wiederholt werden (TEEB 2010a). Diese Überlegungen führen uns zur dritten Stufe des oben vorgestellten Ansatzes von TEEB.

Berücksichtigung bei Entscheidungen in Politik, Verwaltung und Wirtschaft

Die Quantifizierung und Bewertung von Ökosystemleistungen einschließlich ihrer ökonomischen Bewertung ist also ein wichtiges Thema (Stufe 2 des TEEB-Ansatzes), aber nicht ausreichend, um biologische Vielfalt und Ökosystemleistungen zu erhalten. Letztlich geht es darum, dass Natur, biologische Vielfalt und Ökosystemleistungen bei allen wichtigen Entscheidungen ausreichend und in einem ihrer Bedeutung angemessenen Umfang berücksichtigt werden (Stufe 3 des TEEB-Ansatzes; NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE 2012). Ein wichtiger Aspekt hierbei ist die Tatsache, dass die Erhaltung biologischer Vielfalt in vielen Fällen positiv mit der Erhaltung von Ökosystemleistungen verknüpft ist. Dies gilt vor allem für solche Ökosystemleistungen, die nicht oder nur indirekt zur Produktion von Marktgütern beitragen, wie z.B. die Hochwasserschutzwirkung natürlicher Auwälder, die Luftfiltereffekte städtischer Parkanlagen und Stadtwälder, die Selbstreinigungskraft und Filterwirkung von Waldböden und die Bedeutung von Wäldern für die Erholung. Eine bessere Berücksichtigung der genannten Ökosystemleistungen durch ausreichende Information und angemessene Bewertung liefert gleichzeitig zusätzliche Argumente für den Schutz wildlebender Pflanzen und Tiere und ihrer Lebensräume.

Zusätzliche Informationen und Bewertungen sind hilfreich und nötig – sie reichen für sich genommen aber nicht aus, damit die Gesellschaft in Zukunft besser mit ihren Lebensgrundlagen umgeht. Ebenso wichtig ist es sicherzustellen, dass die gesellschaftlichen Institutionen und Regelungsmechanismen so aufgestellt sind, dass sie diese Informationen und Bewertungen auch tatsächlich als Basis für ihre Entscheidungen und Handlungen heranziehen, um eine nachhaltige und die Leistungen der Natur erhaltende Entwicklung von Gesellschaft und Wirtschaft zu erzielen (Stufe 3 des TEEB-Ansatzes).

Das nationale TEEB-Vorhaben Naturkapital Deutschland – TEEB DE wird sich deshalb intensiv auch mit den heutigen und zukünftigen Bedingungen für die Umsetzung einer Politik auseinandersetzen, die auf die Erhaltung des Naturkapitals ausgerichtet ist: mit den Institutionen, die hierfür verantwortlich sind, mit den Regelungen, die ein verantwortungsvolles Handeln sichern sollen, und den Instrumenten, die zur Umsetzung faktisch oder perspektivisch zur Verfügung stehen. Folgende Instrumententypen stehen dabei im Vordergrund:

- Ordnungsrecht (einschließlich planerischer Instrumente),
- ökonomische Instrumente,
- ergänzende (zumeist informatorische) staatliche Instrumente,
- freiwillige Instrumente (z.B. Selbstverpflichtungen der Industrie).

In der Praxis erfolgen der Schutz und die nachhaltige Nutzung von biologischer Vielfalt gewöhnlich durch Einsatz einer Vielzahl von Strategien und Instrumenten. Ein gemischter Instrumenteneinsatz ist für die nachhaltige Bereitstellung von Ökosystemleistungen sogar noch relevanter (RING & SCHRÖTER-SCHLAACK 2013). Mit dem Fokus auf die Leistungen der Ökosysteme müssen weitere Politiksektoren mit ihren jeweiligen Instrumenten und Auswirkungen betrachtet werden, denn es können Synergien oder Zielkonflikte zwischen den entsprechenden Politikbereichen bzw. Instrumenten bestehen (RING & SCHRÖTER-SCHLAACK 2011). Diese positiven oder negativen Wechselwirkungen können einerseits zwischen dem Schutz der Biodiversität und der Nutzung bzw. Förderung bestimmter Öko-

systemleistungen bestehen. Andererseits gibt es Synergien oder Zielkonflikte zwischen verschiedenen Ökosystemleistungen untereinander (ELMQVIST ET AL. 2010). Aufgrund dieser Wechselwirkungen muss bei der Analyse und Entwicklung von Politikinstrumenten für den Biodiversitätsschutz und das Management von Ökosystemleistungen stets der relevante Politikmix untersucht werden. Allerdings gibt es auch hier kein Patentrezept für das optimale Design eines Politikmixes. Jedes Land, jede Ortschaft ist verschieden, unterschiedliche Kulturen, Gesellschaften und Bevölkerungsgruppen schätzen den Wert von biologischer Vielfalt und Ökosystemleistungen unterschiedlich ein und nutzen die Leistungen der Natur in unterschiedlichem Maße (TEEB 2010a). Deshalb ist nicht nur die (ökonomische) Bewertung, sondern auch die Entwicklung und Anwendung des Instrumentenmixes vom jeweiligen kulturellen, rechtlichen und institutionellen Kontext abhängig.

1.1.4 Internationale Beispiele der Inwertsetzung von Waldökosystemleistungen

Wälder bedecken rund ein Drittel der Landmassen der Erde, und so verwundert es nicht, dass der Ökosystemtyp Wald bereits prominent in den genannten internationalen Studien vertreten ist. Das betrifft das Millennium Ecosystem Assessment, denn zahlreiche Waldökosysteme sind sogenannte „Hotspots“ biologischer Vielfalt. Dies betrifft aber auch den Stern-Report, denn Wälder spielen eine wichtige Rolle in der Klimapolitik. Es trägt beträchtlich zur Emissionsreduzierung bei, wenn Abholzung oder Walddegradation vermieden werden und Wälder spielen eine wichtige Rolle in Klimaanpassungsstrategien. So verwundert es nicht, dass Wälder, ihre Ökosystemleistungen und deren ökonomische Inwertsetzung auch häufige Untersuchungsobjekte der TEEB-Studien sind. Im Rahmen des „TEEB-Klimasachstandsberichts“, einer Sonderpublikation zur 13. Vertragsstaatenkonferenz der Klimarahmenkonvention in Kopenhagen 2009, spielen Wälder mit ihrer Kohlenstoffregulationsleistung eine wichtige Rolle (TEEB 2009). Gleichzeitig wird in diesem Bericht eine Lanze für REDD-Plus im Vergleich zu REDD („Reducing Emissions from Deforestation and forest Degradation“, d.h. die Emissionsreduktion aus Entwaldung und Walddegradation in Entwicklungsländern) gebrochen. REDD fokussiert lediglich auf die Rolle der Wälder für den Kohlenstoffhaushalt der Erde. Das „Plus“ dagegen steht für die notwendige, zusätzliche Berücksichtigung weiterer Ökosystemleistungen der Wälder incl. ihrer Rolle für die biologische Vielfalt. Eine reine Konzentration auf die Ökosystemleistung „Kohlenstoffregulation“ und deren ausschließliche Bewertung und Inwertsetzung über eine entsprechende Ausgestaltung von Instrumenten kann nämlich dazu führen, dass andere wichtige Leistungen vernachlässigt werden oder die biologische Vielfalt gar radikal abnimmt, wie z.B. bei Aufforstungsmaßnahmen mittels Schnellumtriebsplantagen.

Auch im TEEB-Synthesebericht (TEEB 2010a) spielen Wälder eine wichtige Rolle: Sie stellen neben Städten und Bergbau den ersten von drei Bereichen dar, anhand derer der TEEB-Ansatz beispielhaft auf ein Ökosystem angewendet wird (TEEB 2010a: 21-25). So werden die drei Schritte des TEEB-Ansatzes – (1) Probleme identifizieren und Werte erkennen, (2) Werte analysieren und aufzeigen sowie (3) Werte in Entscheidungen integrieren und Lösungen finden – exemplarisch für Wälder durchgespielt.

Ein vielzitiertes TEEB-Beispiel aus dem Bericht für nationale und internationale Entscheidungsträger betrifft die Inwertsetzung von Waldökosystemleistungen in Indien (HANSJÜRGENS ET AL. 2009, RING ET AL. 2010). Auf Grundlage einer ökonomischen Bewertungsstudie des Green Indian States Trust (GUNDIMEDA ET AL. 2005) hat der Oberste indi-

sche Gerichtshof 2006 Ausgleichszahlungen für die Umwandlung von unterschiedlichen Waldtypen in andere Landnutzungsformen festgelegt. Die Studie bewertete den Wert von Holz, Brennholz, sonstigen Forstprodukten und Ökotourismus, „Bioprospecting“ (Naturstoffe für Arzneimittel), ökologischen Dienstleistungen des Waldes und nutzungsunabhängigen Werten (z.B. Artenschutz: bengalischer Tiger, asiatischer Löwe) für sechs verschiedene Waldkategorien mit drei unterschiedlichen Graden der Waldbedeckung (Tabelle 1). Auf Basis dieser Werte zahlen die Verursacher der Nutzungsänderung einen Ausgleich in einen Aufforstungsfonds zu Erhöhung der nationalen Waldbedeckung. 2009 bestimmte der Oberste Gerichtshof die jährliche Auszahlung von 10 Mrd. Rupien (ca. 215 Mio. US\$) für Aufforstungsprojekte, den Schutz von wild lebenden Tieren und die Schaffung von Arbeitsplätzen im ländlichen Raum.

Tabelle 1: Ökonomische Bewertung unterschiedlicher Waldtypen als Grundlage für Ausgleichszahlungen bei Waldumwandlung in Indien

Öko-Wert-klasse	Waldtyp	Sehr dichter Wald	Dichter Wald	Offener Wald
I	Tropische immergrüne & teilimmergrüne Regenwälder; Tropische Feuchtwälder	22.370	20.100	15.700
II	Uferzonen und Sumpfgebiete	22.370	20.100	15.700
III	Tropische Trockenwälder	19.000	17.200	13.400
IV	Tropische Dorn- und immergrüne Trockenwälder	13.400	12.100	9.400
V	Subtropische montane Laubwälder, Subtropische Kiefern- und subtropische immergrüne Trockenwälder	20.100	18.100	14.100
VI	Gemäßigte Bergregenwälder, Himalayische Feucht- und gemäßigte Trockenwälder, Subalpine Wälder, feuchte und trockene alpine Fluren	21.300	19.200	15.000

Alle Werte gerundet in US\$ je Hektar.

Quelle: GUNDIMEDA ET AL. (2005), THAINDIAN NEWS (2009).

BATEMAN ET AL. (2011: 1078) haben im Rahmen des nationalen Ökosystem-Assessments von Großbritannien (UK NEA 2011) den ökonomischen Wert verschiedener Ökosystemleistungen abgeschätzt, um den Nettonutzen einer Waldmehrung raumgenau und flächendeckend für Wales in Form von Karten zu veranschaulichen. Dabei wird angenommen, dass auf den entsprechenden Flächen von einer landwirtschaftlichen Nutzung auf eine multifunktionale Waldnutzung umgestellt wird. Den potenziellen Kosten aus dem entgangenen Gewinn landwirtschaftlicher Nutzung werden die Nutzen verschiedener Waldökosystemleistungen gegenübergestellt. Für die Waldmehrungsgebiete werden die potenziellen Nutzen aus der Holznutzung, der Kohlenstoffspeicherung und der Erholungsnutzung geschätzt. Die ökonomischen Kosten und Nutzen der betrachteten Ökosystemleistungen, i.d.R. in Form von Britische Pfund/Hektar/Jahr, werden kartographisch flächendeckend für Wales dargestellt, ebenso wie der Nettonutzen der Waldmehrung. Letzteren erhält man mathematisch durch Subtraktion der Kosten von der Summe der Nut-

zenwerte und kartographisch durch Überlagerung von entgangenem Nutzen aus landwirtschaftlicher Nutzung und den diversen potenziellen Nutzen künftiger Waldflächen. Diese Ergebniskarte des Nettonutzens der Waldmehrung auf der Basis ökonomischer Werte verschiedener Ökosystemleistungen wird schließlich mit der amtlichen Waldmehrungskarte der Current Forestry Commission Woodland verglichen. Die Erfassung und ökonomische Bewertung von Waldökosystemleistungen kann ggf. für die Forstbehörden eine wertvolle Ergänzung für die Überarbeitung bzw. Aktualisierung von Gebieten zur Waldmehrung darstellen. Wo Eigentumsrechte und andere institutionelle Rahmenbedingungen es zulassen, könnten Gebiete mit besonders hohem Nettonutzen für die Waldmehrung zusätzlich berücksichtigt werden. Darüber hinaus könnte bei der konkreten Aufforstung bevorzugt mit denjenigen Flächen begonnen werden, deren Nettonutzen besonders hoch ist.

1.1.5 Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutz- und Forstpraxis in Deutschland

Die bisherigen Ausführungen in diesem einführenden Beitrag sind überwiegend auf die internationalen Entwicklungen des Nutzens von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis eingegangen. Dabei ist bereits das Vorhaben „Naturkapital Deutschland – TEEB DE“ vorgestellt worden, die nationale Umsetzung der Erkenntnisse aus der internationalen TEEB-Studie. Die weiteren Beiträge in diesem Skript werden sich vornehmlich mit der Anwendung der Konzepte von Ökonomie und Ökosystemleistungen auf den Waldnaturschutz in Deutschland beschäftigen.

Beim dritten Workshop dieser Reihe im September 2012 in Vilm setzten sich die Teilnehmerinnen und Teilnehmer mit den praktischen Herausforderungen der Nutzung von Ökonomie und dem Ökosystemleistungskonzept im Bereich Wälder auseinander. Dabei sind Ökonomie und Nachhaltigkeit der Forstwirtschaft vertraute Themen. Waldtypische Ökosystemleistungen wie z.B. Klimaregulation, Wasserrückhaltung und Erholung erinnern an das in Deutschland schon lange umgesetzte Konzept der Waldfunktionen. Hat die Inwertsetzung von Ökosystemleistungen einen Mehrwert gegenüber bestehenden Konzepten? Weitere Fragen von besonderem Interesse sind: Welche Chancen und Grenzen hat die ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen für den Schutz von Wäldern? Können durch das Konzept der Ökosystemleistungen und den Einsatz innovativer ökonomischer Instrumente vermehrt und erfolgreicher Maßnahmen zum Schutz der Wälder realisiert werden?

Die unmittelbar folgenden Beiträge in Kapitel 1 dieses Skriptes wenden sich diesen Fragen aus einer grundsätzlichen und allgemeineren Perspektive zu, bevor in Kapitel 2 praktische Beispiele der Inwertsetzung von Waldökosystemleistungen präsentiert werden.

Literatur

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

- BALMFORD, A.; BRUNER, A.; COOPER, P.; COSTANZA, R.; FARBER, S.; GREEN, R. E.; JENKINS, M.; JEFFERISS, P.; JESSAMY, V.; MADDEN, J. ET AL. (2002): Economic Reasons for Conserving Wild Nature. *Science* 297, 950-953.
- BATEMAN, I. J.; ABSON, D.; BEAUMONT, N.; DARNELL, A.; FEZZI, C.; HANLEY, N.; KONTOLEON, A.; MADDISON, D.; MORLING, P.; MORRIS, J.; MOURATO, S.; PASCUAL, U.; PERINO, G.; SEN, A.; TINCH, D.; TURNER, K. & VALATIN, G. (2011): Economic Values from Ecosystems. In: UK National Ecosystem Assessment: Technical Report. Chapter 22, 1067-1152.
- BECK, S.; BORN, W.; DZIOCK, S.; GÖRG, G.; HANSJÜRGENS, B.; JAX, K.; KÖCK, W.; NEßHÖVER, C.; RAUSCHMAYER, F.; RING, I.; SCHMIDT-LOSKE, K.; UNNERSTALL, H.; WITTMER, H. & HENLE, K. (2006): Die Relevanz des Millennium Ecosystem Assessment für Deutschland. UFZ-Bericht Nr. 02/2006, UFZ – Umweltforschungszentrum, Leipzig.
- CARPENTER, S. R.; MOONEY, H. A.; AGARD, J.; CAPISTRANO, D.; DEFRIES, R. S.; DÍAZ, S.; DIETZ, T.; DURAIAPPAH, A. K.; OTENG-YEBOAH, A.; PEREIRA, H. M. ET AL. (2009): Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proc Nat Acad Sci USA* 106, 1305-1312.
- ELMQVIST, T.; MALTBY, E.; BARKER, T.; MORTIMER, M.; PERRINGS, C.; ARONSON, J.; DE GROOT, R.; FITTER, A.; MACE, G.; NORBERG, J.; SOUSA PINTO, I. & RING, I. (2010): Biodiversity, Ecosystems and Ecosystem Services. In: *TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Hrsg. von P. Kumar. Earthscan, London/Washington, DC, 41-111.
- EPA-SAB – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY-SCIENCE ADVISORY BOARD (2009): *Valuing the Protection of Ecological Systems and Services*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2011): *EU-Biodiversitätsstrategie für 2020, Our life insurance – our natural capital*. <http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/comm2006/2020.htm> (03.01.2013).
- GUNDIMEDA, H.; SANYAL, S.; SINHA, R. & SUKHDEV, P. (2005): *The Value of Timber, Carbon, Fuelwood, and Non-Timber Forest Products in India's Forests*. Green Indian States Trust, New Dehli.
- 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*. 2., überarb. Aufl. BfN-Skripten 319, Bonn, 8-22.
- HANSJÜRGENS, B.; SCHRÖTER-SCHLAACK, C.; TUCKER, G.; VAKROU, A.; BASSI, S.; TEN BRINK, P.; OZDEMIROGLU, E.; SHINE, C. & WITTMER, H. (2009): Chapter 7: Addressing losses through regulation and pricing. In: *TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers*. Available at: <http://www.teebweb.org/national-and-international-policy-making-report/> (03.01.2013).
- LIENHOOP, N. (2013): *Ökosystemleistungen bewerten: Das Choice Experiment*. In: RING, I. (Hrsg.): *Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis*. Workshop III: Wälder. BfN-Skripten 334, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 40-43.
- LIENHOOP, N. & HANSJÜRGENS, B. (2010): *Vom Nutzen der ökonomischen Bewertung in der Umweltpolitik*. *GAIA* 19 (2), 103-109.
- MA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2003): *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*. Island Press, Washington, DC.

- MA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC. <http://www.maweb.org/documents/> (20.12.2012).
- 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.
- RING, I.; HANSJÜRGENS, B.; ELMQVIST, T.; WITTMER, H. & SUKHDEV, P. (2010): Challenges in Framing the Economics of Ecosystems and Biodiversity: The TEEB Initiative. Current Opinion in Environmental Sustainability 2, 15-26.
- RING, I. & SCHRÖTER-SCHLAACK, C. (Hrsg.) (2011): Instrument Mixes for Biodiversity Policies. POLICYMIX Report 2/2011, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Leipzig. <http://policymix.nina.no> (03.01.2013).
- RING, I. & SCHRÖTER-SCHLAACK, C. (2013): Zur Auswahl des geeigneten Politikmixes. In: GRUNEWALD, K. & BASTIAN, O. (Hrsg.): Ökosystemdienstleistungen – Konzept, Methoden und Fallbeispiele. Springer Spektrum Verlag, Berlin, Heidelberg, 156-166.
- SCHÄFER, A. (2013): Ökonomische Bewertung von Biodiversität und Ökosystemleistungen in Wäldern. In: RING, I. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop III: Wälder. BfN-Skripten 334, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 31-39.
- 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.
- STERN, N. (2007): The Economics of Climate Change: The Stern Review. Cambridge University Press, Cambridge.
- TEEB (2008): The Economics of Ecosystems and Biodiversity. An Interim Report. European Commission, Brussels.
- TEEB (2009): TEEB Climate Issues Update. September 2009. <http://www.teebweb.org> (03.01.2013).
- TEEB (2010a): Die ökonomische Bedeutung der Natur in Entscheidungsprozesse integrieren. Ansatz, Schlussfolgerungen und Empfehlungen von TEEB – Eine Synthese. Redaktion der deutschen Fassung: B. Schweppe-Kraft, S. Macke, K. Robinet & J. Borchert (Bundesamt für Naturschutz); A. Berghöfer & H. Wittmer (Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ).
- TEEB (2010b): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Hrsg. v. P. Kumar. Earthscan, London/Washington, DC.
- THAINDIAN NEWS (2009): Apex court provides funds for afforestation, wildlife conservation, 10. Juli 2009. http://www.thaindian.com/newsportal/environment/apex-courtprovides-funds-for-afforestation-wildlifeconservation_100216356.html (03.01.2013).
- UK NEA – UK NATIONAL ECOSYSTEM ASSESSMENT (2011): <http://uknea.unep-wcmc.org/> (03.01.2013).
- VON WEIZSÄCKER, E. U. (1992): Erdpolitik. Ökologische Realpolitik an der Schwelle zum Jahrhundert der Umwelt. 3. aktualisierte Auflage, Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.

1.2 **Waldfunktionen und Ökosystemleistungen im wissenschaftlichen Diskurs**

RENATE BÜRGER-ARNDT
GEORG-AUGUST-UNIVERSITÄT GÖTTINGEN

1.2.1 **Hintergrund**

Mit der Erarbeitung und Veröffentlichung des Millennium Ecosystem Assessments (MA 2005) hat sich der wissenschaftliche Diskurs um das zugrundeliegende Konzept und die Bedeutung der Ökosystemleistungen (englisch „ecosystem services“) deutlich intensiviert. Dies zeigt sich vor allem an der zunehmenden Zahl internationaler Tagungen und vor allem englischsprachiger Veröffentlichungen zu diesem Themenfeld und seinen unterschiedlichen Aspekten (LIU ET AL. 2010). Besonderes Interesse gilt dabei den Bemühungen um eine weiter gehende Operationalisierung auf der konkreten landschaftlichen Ebene sowie um eine Differenzierung und Spezifizierung für verschiedene Ökosysteme und Regionen.

Grundidee und Konzeption der Betrachtung von Ökosystemleistungen sind dabei keineswegs neu. Einzelne englischsprachige Veröffentlichungen hierzu reichen zurück bis in die 1970er Jahre. In Deutschland wurde bereits mit der Erstfassung des Bundesnaturschutzgesetzes im Jahr 1976 das Instrument der Landschaftsplanung eingeführt, deren ausdrückliche Aufgabe in der flächendeckenden und vorsorglichen Erfassung und Bewertung von Naturraumpotenzialen und Landschaftsfunktionen liegt, mit dem Ziel, die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes im Dienste des Gemeinwohls zu erhalten und zu pflegen. Mit demselben Anspruch hat sich auch die deutsche Forstwirtschaft als flächengreifende und landschaftsprägende Landnutzung frühzeitig der multifunktionalen Waldbewirtschaftung verschrieben und dazu das Planungsinstrument der Waldfunktionenkartierung eingeführt. Der wissenschaftliche Diskurs lässt sich hier bis in das frühe 19. Jahrhundert zurückverfolgen (RIEGERT & BADER 2010). Er mündete schließlich in das erklärte Ziel der Forstwirtschaft, alle Leistungen des Waldes nachhaltig zu sichern und zu mehren, indem die Nutz-, Schutz- und Erholungsfunktionen des Waldes gleichrangig berücksichtigt werden. Eine in diesem Sinne multifunktionale und nachhaltige Waldwirtschaft wurde mit dem Inkrafttreten des ersten Bundeswaldgesetzes im Mai 1975 für Deutschland rechtsverbindlich festgeschrieben. Sie gilt seither als eines der forstlichen Leitprinzipien, das spätestens mit der Vorlage des Waldaktionsplanes (COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES 2006) Eingang in die Europäische Forstpolitik gefunden hat.

Neu für Deutschland ist im Kontext der gegenwärtigen Diskussion der Versuch der Ökonomisierung, der insbesondere durch die Publikationen der internationalen TEEB-Initiative in zahlreichen Anwendungsbereichen Aufschwung erfahren hat (TEEB 2010). Die Bewertungsansätze von Landschaftsplanung und forstlicher Umweltvorsorge waren und sind bisher nicht monetär. Sie arbeiten vielmehr qualitativ – mit ordinalen Skalen. Gegenstand ihrer Betrachtung sind bislang ausschließlich immaterielle und ideelle Güter, die in staatlichem Auftrag und im Sinne des Gemeinwohls gegen Einzelinteressen abzuwägen sind.

1.2.2 Waldfunktionskartierung

Als Planungsgrundlage zur Erleichterung der raumkonkreten Berücksichtigung der unterschiedlichen gesellschaftlichen Ansprüche bei der Waldbewirtschaftung wurde 1974 in Deutschland der erste Leitfaden zur Waldfunktionskartierung (WFK) vorgelegt (ARBEITSKREIS ZUSTANDSERFASSUNG UND PLANUNG DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG 1974). Die Forstverwaltungen sämtlicher Bundesländer haben daraufhin eigene Verfahren der Waldfunktionskartierung entwickelt, die sich an diesem Leitfaden orientieren, in Details und Terminologie aber durchaus voneinander abweichen.

Ziel der WFK ist es, alle Waldflächen zu erfassen und kartographisch darzustellen, die eine besondere Bedeutung für den Schutz und die Erholung haben. Dies erfolgt einerseits durch nachrichtliche Übernahme von bestehenden Schutzgebietsausweisungen und anderweitigen Schutzverpflichtungen sowie andererseits durch gutachtliche Identifikation und Abgrenzung in Karten. Für die verschiedenen Funktionskategorien gibt es allgemeine Empfehlungen für eine funktionengerechte Behandlung der jeweiligen Flächen. Berücksichtigt werden ökologische Funktionen (Arten- und Biotopschutz, Ökosystem- und Prozessschutz, Ressourcenschutz), Schutzfunktionen (vor Naturgefahren und anthropogenen Belastungen) sowie soziale Funktionen (v.a. Möglichkeiten zu Erholung und Naturerlebnis, Umweltbildung, Forschung). Wichtige Unterkategorien gemäß der aktuellen Fassung des Leitfadens (VOLK & SCHIRMER 2003) sind exemplarisch in Tabelle 2 aufgelistet.

Die Nutzfunktion in Gestalt der Holzproduktion wird dabei grundsätzlich vorausgesetzt. Sie ist nicht Gegenstand der WFK. Die Waldbewirtschaftung kann aber – je nach Bedeutung einzelner Waldfunktionen, das heißt der dem Gemeinwohl dienenden immateriellen und ideellen Güter – hiervon beeinflusst oder bestimmt werden, bis hin zu gänzlichem Verzicht auf die Holznutzung.

Betrachtet man die Indikatoren in Tabelle 2, anhand derer Waldfunktionen identifiziert werden, so wird deutlich, dass sie kaum Aussagen zur tatsächlichen Funktionalität und Leistungsfähigkeit des betreffenden Waldbestandes zulassen. Das ökologische Leistungsprofil (oder Leistungspotenzial, nach KOHLER 1982), also das „Angebot“ an Ökosystemleistungen der Wälder, wird durch die WFK nicht aufbereitet. Dargestellt wird vielmehr die Nachfrage als gesellschaftliches Anspruchsprofil (oder Anspruchspotenzial).

Die Notwendigkeit für eine solche Unterscheidung zwischen einem ökologischen und einem gesellschaftlichen Verständnis des Begriffs „Waldfunktionen“ ist fachlich schon früh und kritisch diskutiert worden (KOHLER 1982, KROTT 1985). Dies hat aber kaum Eingang in die forstliche Praxis gefunden. Im Verlangen nach Eindeutigkeit wird für das ökologische Begriffsverständnis der Terminus der „Waldwirkungen“ verwendet.

Tabelle 2: Beispielhafte Inhalte der Waldfunktionenkartierung (WFK)

Exemplarische Waldfunktionen	Einfluss im Hinblick auf	Indikatoren
Wasserschutzwald	Wasserqualität; Wasserspende; Hochwassergefahr	Wald in Wasserschutz- und Heilquellenschutzgebieten, in Überschwemmungs- und Hochwasserentstehungsgebieten etc.
Bodenschutzwald	Bodenverdichtung und -vernässung; Erosionsschutz bzw. Schutz vor Materialverlagerungen	Wald in exponierter Lage: Steilhänge, Rutschhänge, Köpfe, Dünen usw. unter Berücksichtigung von: Bodenart, Geologie, Hangform, -exposition und -lage sowie Bestockung
Klimaschutzwald	Temperatur- und Feuchteausgleich; Schutz vor unerwünschten Windeinwirkungen; Luftaustausch	Nähe zu entsprechend schutzbedürftigen Bereichen
Lärmschutzwald	Lärm- bzw. Geräuschkämpfung	Nähe zu Lärmquellen
Sichtschutzwald	Schutz vor unerwünschten An- und Einblicken	Nähe zu schutz- oder kaschierbedürftigen Objekten
Immissionsschutzwald	Luftfilterung und -reinigung	Nähe zu Emittenten und zu schutzbedürftigen Bereichen
Natur- & Landschaftsschutz	Vorkommen schutzwürdiger Arten und Lebensräume; Wald in Schutzgebieten	Schutzobjekte im Wald sowie Wald in Schutzgebieten: Nationalpark, Biosphärenreservat, Naturschutzgebiet, Natura 2000-Gebiet, geschützter Waldbiotop, Naturwald, Landschaftsschutzgebiet, Naturpark, Natur- und Kulturdenkmal, sonstige gesetzliche Schutzwälder und historisch alte Waldstandorte
Erholungswald	Erholungsmöglichkeit für die städtische Bevölkerung	Wald in der Nähe von größeren Siedlungen; Ausgangs- und Anziehungspunkte für die Erholung; Zahl und Häufigkeit von Waldbesuchern (geschätzt)

Quelle: Eigene Darstellung nach Volk & Schirmer (2003).

1.2.3 Ökosystemleistungen

Was bedeutet dies für das Konzept der Ökosystemleistungen und die Verwendbarkeit der Daten der WFK zur Bilanzierung von „Ökosystemleistungen“ von Wäldern?

Nach gegenwärtigem Stand des wissenschaftlichen Diskurses entsprechen die unterstützenden oder Basisdienstleistungen („supporting services“ nach MA 2005) eher der ökologischen Funktionalität bzw. denjenigen Teilen davon, die von besonderer Relevanz sind für das menschliche Wohlergehen. Sie sind Voraussetzung für die direkt nutzenstiftenden

(bereitstellenden, regulierenden oder kulturellen) Ökosystemleistungen. Dies haben HAINES-YOUNG & POTSCHIN (2009) mit ihrer Darstellung der „ecosystem services cascade“ illustriert, welche biophysikalische Strukturen und Prozesse von (ökologischen) Funktionen, daraus resultierende (potenziellen) Leistungen und schließlich generierbarem Nutzen unterscheidet. Anders ausgedrückt: Als grundlegende struktur- und prozessabhängige Eigenschaften des Ökosystems Wald sind seine ökologischen Funktionen entscheidend für das Angebot an gesellschaftlich interessierenden, potenziellen Leistungen, den Waldwirkungen. Abgesehen von der Nutzfunktion als Holzlieferant ist der Kenntnisstand über die Leistungsfähigkeit des Waldes in Deutschland unzureichend und bisher kaum raumkonkret dokumentiert.

Ob daraus tatsächlich ein gesellschaftlicher Nutzen, Vorteil oder Gewinn in Form materieller, immaterieller oder ideeller Güter generiert wird, hängt nicht nur davon ab, ob das jeweilige Ökosystem Wald diese Leistungen zu erbringen vermag, sondern auch von der jeweiligen gesellschaftlichen Nachfrage. Und ob diese Nachfrage schließlich erfüllt werden kann, ist vielfach auch eine Frage der Zugangsmöglichkeiten. Ein erheblicher Teil dieser gesellschaftlichen Ansprüche, jedoch durchaus nicht alle, werden für den Wald durch die WFK erfasst und raumkonkret in Form der Waldfunktionen (Schutz- und Erholungsfunktionen) dargestellt.

Es bleibt somit festzuhalten: Ein Nutzen in Form von Waren, Dienstleistungen oder objektbezogenen Wertschätzungen kommt immer erst dort und dann zustande, wo und wenn ökologische Leistungsangebote auf gesellschaftliche Leistungsansprüche treffen. Dies wiederum hat Rückwirkungen sowohl auf das Ökosystem, als auch auf die Gesellschaft (Abbildung 5). Die sogenannte „ecosystem services cascade“ von HAINES-YOUNG & POTSCHIN (2009) wird dem insofern nicht gerecht, als sie einseitig linear ausgerichtet ist und die essentielle Bedeutung des gesellschaftlichen Anspruchs nicht ausreichend berücksichtigt.

Die Kategorisierung der „Ökosystemleistungen“ und der „Waldfunktionen“ lässt ansonsten wesentliche Übereinstimmungen erkennen, ist aber keineswegs deckungsgleich: Die Einteilung nach dem Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005) in bereitstellend (provisioning), regulierend (regulating) und kulturell (cultural) entspricht weitgehend derjenigen in Nutz-, Schutz- und Sozialfunktionen und damit zugleich den drei Nachhaltigkeitssäulen. Dabei wird die Nutzfunktion im Rahmen der multifunktionalen Waldwirtschaft in Deutschland vor allem als Holzproduktion verstanden, während der Schwerpunkt der Betrachtung der Sozialfunktionen bei der Erholungsfunktion liegt. Biodiversitätsaspekten wird bei den Waldfunktionen explizit nur aus naturschutzfachlicher Perspektive und damit v.a. normativ als Schutzgut Rechnung getragen. Im Konzept des Millennium Ecosystem Assessment spielt Biodiversität hingegen eine sehr grundsätzliche und allgegenwärtige Rolle, indem sie hier als essentielle Voraussetzung und Grundlage für alle Funktionen und Leistungen der Ökosysteme postuliert wird. Dies führt in der öffentlichen Diskussion rasch zur Forderung nach wissenschaftlichem Nachweis der entsprechenden Zusammenhänge und bei lückenhaften Kenntnissen zu Erklärungsnot. Es erscheint aber durchaus gerechtfertigt und im Sinne des Ökosystemleistungskonzeptes auch zielführend, die Bedeutung der Biodiversität nicht nur aus nachweisbar sachlichen Gründen, das heißt mit Blick auf ihre Wirkungsweise und Notwendigkeit zur Erbringung bestimmter Leistungen zu berücksichtigen. Vielmehr ist sie unabhängig davon sehr wohl auch aus normativen Erwägungen heraus

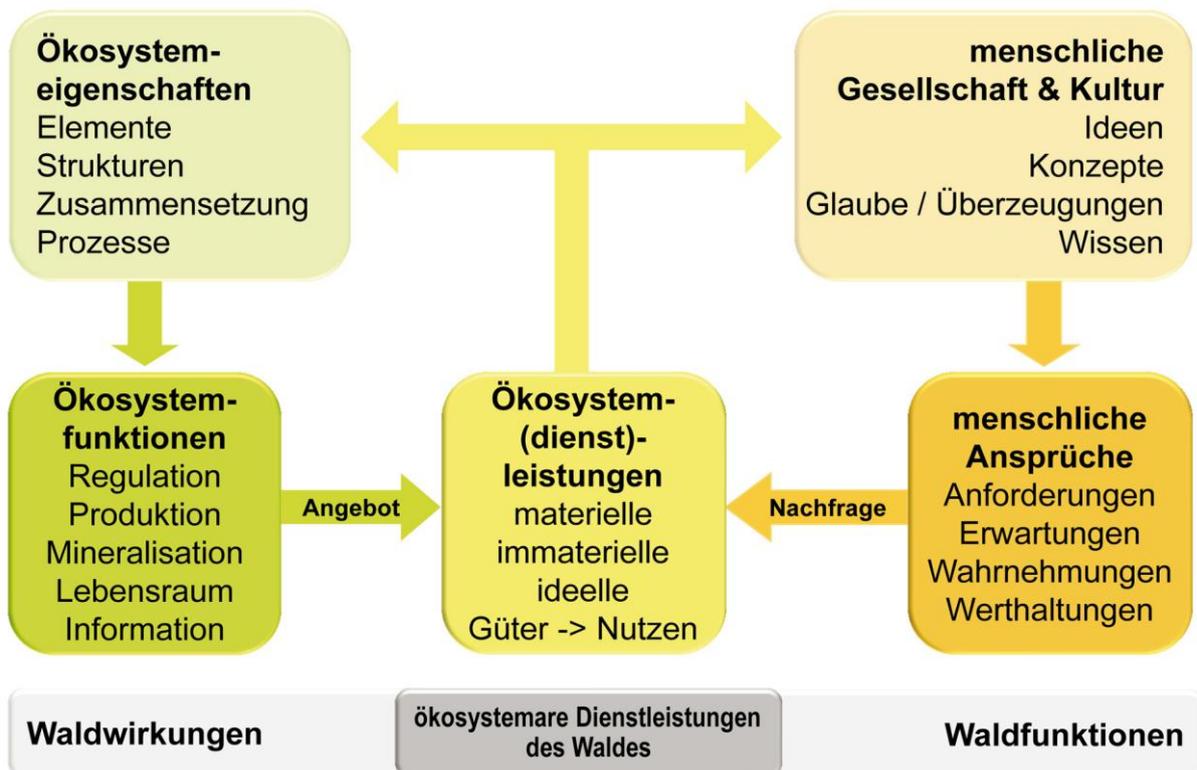


Abbildung 5: Ökosystemleistungen zwischen ökologischem Leistungsprofil und gesellschaftlichem Anspruchsprofil.
Quelle: Eigene Darstellung.

als kulturelles Schutzgut von großer Relevanz, so wie es im Rahmen der Waldfunktionenkartierung anerkannt wird (vgl. BÜRGER-ARNDT ET AL. 2012a).

1.2.4 Ergebnisse des Expertenworkshops „Ökosystemdienstleistungen von Wäldern“

Diese und weitere Zusammenhänge und Überlegungen waren Inhalt eines interdisziplinären Expertenworkshops, der vom 17. bis 19. November 2011 zum Thema „Ökosystemdienstleistungen von Wäldern“ an der Internationalen Naturschutzakademie auf Vilm stattfand. Zwei Tage lang diskutierten Praktiker und Wissenschaftler aus den Bereichen Landschaftsökologie, Landschaftsplanung, Naturschutz, Forstwirtschaft bzw. Forstwissenschaft und Umweltökonomie Inhalt und Umsetzbarkeit des Konzeptes der Ökosystemleistungen in Deutschland, jeweils angeregt durch Impulsreferate zu Teilaspekten. Ziele waren eine begriffliche und konzeptionelle Schärfung des Ökosystemleistungsansatzes, ein Abgleich mit verwandten Konzepten und Verfahrensansätzen sowie deren Terminologien in Deutschland, die Diskussion von Möglichkeiten zur Operationalisierung und Bilanzierung von Ökosystemleistungen, einschließlich einer groben Einschätzung der dazu erforderlichen bzw. verfügbaren Datenlage, sowie schließlich die Klärung von Forschungs- und Abstimmungsbedarf. Die Präsentationen des Workshops sind einsehbar unter http://naturschutz.uni-goettingen.de/index.php?nav_id=19&content_id=19. Umfänglicher aus-

gearbeitete schriftliche Beiträge zu den Referaten und die Ergebnisse der Diskussion mit Forschungs- und Umsetzungsempfehlungen sind im BfN-Skript 320 veröffentlicht (BÜRGER-ARNDT ET AL. 2012b).

Literatur

ARBEITSKREIS ZUSTANDSERFASSUNG UND PLANUNG DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (1982): Leitfaden zur Kartierung der Schutz- und Erholungsfunktionen des Waldes (Waldfunktionenkartierung) WFK. 2. Auflage, J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main.

ARBEITSKREIS ZUSTANDSERFASSUNG UND PLANUNG DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (1974): Leitfaden zur Kartierung der Schutz- und Erholungsfunktionen des Waldes (Waldfunktionenkartierung) WFK. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main.

BÜRGER-ARNDT, R.; OHSE, B. & MEYER, K. (2012a): Fazit und Empfehlungen zur Weiterentwicklung des Ökosystemdienstleistungsansatzes für Wälder. In: BÜRGER-ARNDT, R.; OHSE, B.; MEYER, K. & HÖLTERMANN, A. (Red.): Ökosystemdienstleistungen von Wäldern. Workshopbericht, Internationale Naturschutzakademie Vilm, 16.–19. November 2011. BfN-Skript 320 (BMU-Druckerei), Bonn, 126-138.

BÜRGER-ARNDT, R.; OHSE, B.; MEYER, K. & HÖLTERMANN, A. (Red.) (2012b): Ökosystemdienstleistungen von Wäldern. Workshopbericht, Internationale Naturschutzakademie Vilm, 16.–19. November 2011. BfN-Skripten 320 (BMU-Druckerei), Bonn.

COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES (2006): Communication from the commission to the council and the European parliament on an EU Forest Action Plan. SEC (2006) 748, Brüssel.

HAINES-YOUNG, R. & POTSCHEIN, M. (2009): The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: RAFFAELLI, D. & FRID, C. J. (Hrsg.): Ecosystem Ecology: A New Synthesis. BES Ecological Reviews Series, Cambridge University Press, Cambridge, 110-139.

KOHLER, V. (1982): Vom Denken in Scheinharmonien zum konkreten Handeln. Allg. Forstzeitschr. 43, 1313-1314.

KROTT, M. (1985): Zu den Waldfunktionen als Instrument der forstpolitischen Wissenschaft und Praxis. Centralblatt für das gesamte Forstwesen 102 (1), 1-28.

LIU, S.; COSTANZA, R.; FARBER, S. & TROY, A. (2010): Valuing ecosystem services. Theory, practice, and the need for a transdisciplinary synthesis. Academy of Sciences, New York: Ann. N.Y. Acad. Sci. 1185, 54-78.

MA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, D.C.

RIEGERT, C. & BADER, A. (2010): German cultural history of forestry and forest functions since the early 19th century. Encyclopedia of Earth, Hrsg. Cutler J. Cleveland. http://www.eoearth.org/article/German_cultural_history_of_forestry_and_forest_functions_since_the_early_19th_century (26.11.2012).

TEEB (2010): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Die ökonomische Bedeutung der Natur in Entscheidungsprozesse integrieren. Ansatz, Schlussfolgerungen und Empfehlungen von TEEB – Eine Synthese. Redaktion der deutschen Fassung: Burkhard Schweppe-Kraft, Sonja Macke, Karin Robinet & Jochen Borchert (Bundesamt für Naturschutz); Augustin Berghöfer & Heidi Wittmer (Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ).

VOLK, H. & SCHIRMER, C. (Hrsg.) (2003): Leitfaden zur Kartierung der Schutz- und Erholungsfunktionen des Waldes: Waldfunktionenkartierung (WFK). Projektgruppe Forstliche Landespflege. Sauerländer, Frankfurt am Main.

1.3 Ökonomische Bewertung von Biodiversität und Ökosystemleistungen in Wäldern

ACHIM SCHÄFER

ERNST-MORITZ-ARNDT-UNIVERSITÄT GREIFSWALD

1.3.1 Einleitung

Zahlreiche nationale und internationale Studien verdeutlichen die hohe wirtschaftliche Bedeutung der biologischen Vielfalt und der damit verbundenen Ökosystemleistungen. Die Autoren der internationalen Studie „The Economics of Ecosystems and Biodiversity“ (TEEB 2010) und des Nationalen Memorandums „Ökonomie für den Naturschutz“ (HAMPICKE & WÄTZOLD 2009) fordern, dass die wirtschaftliche Bedeutung der Natur stärker als bisher in öffentliche und private Entscheidungsprozesse integriert werden muss. Eine wichtige Grundlage dafür ist, dass die Wohlfahrtseffekte von Entscheidungen mit Auswirkungen auf die Natur bilanziert, die Effizienz von Naturschutzmaßnahmen verbessert und verstärkt ökonomische Anreizsysteme zum Schutz und der nachhaltigen Nutzung von Biodiversität und Ökosystemleistungen eingesetzt werden.

Im dritten Workshop dieser Veranstaltungsreihe sollen die Grundlagen und praktischen Herausforderungen bei der Nutzung von ökonomischen Betrachtungsweisen und des Ökosystemleistungskonzeptes für den Bereich der Wälder dargelegt werden. Ausgehend von der klassischen Waldbewertung und dem in der deutschen Forstwirtschaft schon lange etablierten Instrument der Waldfunktionenkartierung werden nachfolgend in Umsetzung befindliche Ansätze beziehungsweise bereits praktizierte Formen der Inwertsetzung von Ökosystemleistungen vorgestellt. Im Rahmen der beiden vorangegangenen Workshops wurden ebenfalls einführende Vorträge zur ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen gehalten (HANSJÜRGENS ET AL. 2012, HANSJÜRGENS & HERKLE 2012). Darauf aufbauend gibt dieser Beitrag einen kursorischen Überblick über grundlegende Begriffe und wichtige methodische Ansätze zur ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen in Wäldern.

1.3.2 Ökonomische Waldbewertung und Inwertsetzung von Ökosystemleistungen

Eine ökonomische Bewertung der Ökosystemleistungen von Wäldern kann auf unterschiedlichen Ebenen erfolgen (s. Tabelle 3). Die in der forstlichen Praxis übliche „Waldbewertung“ befasst sich mit der Ermittlung von Waldwerten verschiedenster Art. Das Bewertungsobjekt ist in der Regel der forstwirtschaftlich genutzte oder nutzbare Wald inklusive Boden (...). Vorrangig geht es dabei um die Erstellung von Verkehrswertgutachten für den An- und Verkauf“ (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTEN 2012).

Auch auf einer übergeordneten Ebene erfolgt eine Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen von Wäldern. Zu nennen sind hier überbetriebliche Auswertungen (z.B. Betriebsvergleiche, Testbetriebsnetz des BMELV), mit denen die wirtschaftliche Lage der Forstwirtschaft in Zeitreihen dargestellt wird, und statistische Erhebungen beziehungsweise Auswertungen, die den volkswirtschaftlichen Stellenwert der Holzproduktion (z.B. Wertschöpfung, Arbeitsplätze) aufzeigen. Im Fokus dieser Darstellungen steht die Produktionsfunktion forstlich bewirtschafteter Wälder für die Forst- und Holzwirtschaft, deren marktfähige Güter und Leistungen mithilfe von Marktpreisen bewertet werden. Seit 2003

enthalten die repräsentativen Erhebungen des Testbetriebsnetzes Forstwirtschaft auch Angaben über Aufwendungen von mittlerweile 336 Forstbetrieben für die Aufrechterhaltung der Schutzfunktion von Wäldern (z.B. Lawinenschutz), die Sanierung beeinträchtigter Ökosysteme sowie die Erholung und Umweltbildung für die Gesellschaft (BMELV 2010). Eine Abschätzung der damit verbundenen gesellschaftlichen Nutzenstiftungen erfolgt damit jedoch nicht.

Tabelle 3: Waldbewertung ist kontextbezogen

Kontext	Inwertsetzung, Werte
Herkömmliche Waldbewertung	Nutzungsabhängige Werte: Einzelwirtschaftliche Bewertung, i.d.R. von Holzproduktion; Marktpreise und naturale Daten
Volkswirtschaftliche und Umweltgesamtrechnung	Nutzungsabhängige Werte: Volkswirtschaftliche Bewertung von Holzproduktion, Nebennutzungen, C-Speicherung; Marktpreise und naturale Daten
Landnutzungsentscheidung: Waldumbau	Nutzungsabhängige Werte: Ökonomische Bewertung, Holzproduktion, Marktpreise und naturale Daten, Risiko
Landnutzungsentscheidung: Nutzungsaufgabe, Schutzgebietsgebietsausweisung, Maßnahmen zur Umsetzung der Nationalen Biodiversitätsstrategie	Nutzungsunabhängige Werte, Ökonomischer Gesamtwert, Erfassung von Präferenzen
Kommodifizierung	Marktpreise, Produktentwicklung, Zertifizierung

Quelle: Eigene Darstellung.

Ergänzend zu dieser auf die Versorgungsleistungen des Waldes abzielenden Bewertung der Holzproduktion werden einige der darüber hinausgehenden Leistungen der Wälder, die eine besondere Bedeutung für den Schutz von Ökosystemen und die Erholung der Menschen haben, mit dem Instrument der Waldfunktionenkartierung erfasst. Die nahezu flächendeckende Erfassung und kartografische Darstellung erfolgt über alle Waldbesitzerarten hinweg durch die staatlichen Forstverwaltungen der Länder auf der Grundlage eines „Leitfadens zur Kartierung der Schutz- und Erholungsfunktionen des Waldes“, der von der länderübergreifenden Projektgruppe Forstliche Landespflege für Deutschland erarbeitet wurde (VOLK & SCHIRMER 2003). Die Waldfunktionenkartierung ist eine wichtige Grundlage für betriebs- und raumbezogene Planungen, forstbehördliche Entscheidungen sowie die Ausrichtung von forstlichen Förderprogrammen. Damit können auch gesellschaftlich bedeutsame Ökosystemleistungen der Wälder in anschaulichen Karten und Broschüren öffentlichkeitswirksam dargestellt werden (vgl. z.B. LANDESFORST MECKLENBURG-VORPOMMERN 2009).

Die Ökosystemeigenschaften, also das Potenzial der Ökosysteme, diese Leistungen zu erbringen, und deren Veränderungen im Sinne einer Wirkungsanalyse sind explizit nicht Gegenstand der Waldfunktionenkartierung (BÜRGER-ARNDT ET AL. 2012, BÜRGER-ARNDT 2013, in diesem Skript). Damit kann auch nicht die gesellschaftliche Wertschätzung und der damit verbundene gesellschaftliche Nutzen der Ökosystemleistungen dargestellt werden. Für diesen Zweck wurde das Instrument nicht konzipiert. Für eine ökonomische Bewertung wäre gegebenenfalls zu prüfen, ob und inwieweit die vorhandenen Daten der Waldfunktionenkartierung als Grundlage für eine ökonomische Bewertung der Ökosystemleistungen der Wälder genutzt werden können. Dafür erforderlich ist eine systematische Sichtung der Daten und eine begriffliche Anpassung beziehungsweise eine vereinheitlichende Klassifizierung der Ökosystemleistungen von Wäldern. Dann könnten darauf aufbauend mit geeigneten umweltökonomischen Bewertungsmethoden näherungsweise Werte für die Ökosystemleistungen der jeweiligen Waldgebiete ermittelt werden.

Neben der ökonomischen Umweltbewertung, die Schwerpunkt des nächsten Abschnittes ist, kann eine Inwertsetzung der Ökosystemleistungen von Wäldern – wo geeignet – auch direkt durch die Schaffung von Märkten (z.B. Kohlenstoffmärkte) und die Vermarktung von Produkten und Dienstleistungen (z.B. Jagd und andere Nebennutzungen) erfolgen (Tabelle 4). Durch die Schaffung von exklusiven Nutzungsrechten können kollektive Umweltgüter in private Güter umgewandelt und auf (Nischen-)Märkten gehandelt werden (MANTAU 1994, 2001).

Tabelle 4: Inwertsetzung von Wald-Ökosystemleistungen durch Schaffung von Märkten und marktfähigen Produkten

Kohlenstoff-Zertifikate	Kohlenstoffspeicherung durch Aufforstung
Nebennutzungen	Direktvermarktung, Wildbret, Weihnachtsbäume, Pilzlesescheine
Erholungsprodukte	Übernachtungsmöglichkeiten, Jugendwaldheim, Nutzungsverträge für Reitwege, Mountainbikestrecken, Loipen
Zertifizierung	Nachhaltige Nutzung nach ökologischen und sozialen Standards
Sponsoring	Finanzierung von Naturschutzmaßnahmen, Aufforstungen, Waldumbau, Erholungseinrichtungen, Museen
Umweltprodukte	Trinkwasserwälder, Verkauf von Quellwasser
Umweltbildung	Bildungszentren und -veranstaltungen, Kurse zu waldökologischen Fragen, geführte Waldwanderungen und Exkursionen, Managementtraining

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach MANTAU ET AL. (2001).

Im Rahmen eines europäischen Forschungsvorhabens („Niche Markets for Recreational and Environmental Goods and Services from multiple Forest Production Systems“) haben MANTAU ET AL. (2001) insgesamt 98 beachtenswerte Fallstudien zu den Erholungs- und Umweltleistungen von Wäldern in Deutschland, Italien, Österreich und den Niederlanden erhoben. Eine systematische Analyse der Fallbeispiele erfolgte bzgl. der Produktentwicklung und der Marketingstrategien beziehungsweise -instrumente (WELCKER 2001) sowie der Absatzwege und möglicher Vertragskonzepte (MERTENS 2000).

Die in den Fallbeispielen in Tabelle 4 beschriebenen Produktbereiche zeigen die vielfältigen Möglichkeiten einer direkten Inwertsetzung von Ökosystemleistungen über zumeist regionale Märkte. Die Entwicklungen der letzten Jahre lassen vermuten, dass das Marktvolumen der hier aufgeführten Produkte seit der Erhebung im Jahre 1998 deutlich zugenommen hat und neue Produkte hinzugekommen sind beziehungsweise die Vermarktung entsprechender Produkte professionell weiterentwickelt wurde.

Der gemeinnützige Hamburger Umweltschutzverein Trinkwasserwald e.V. hat beispielsweise seit seiner Gründung im Jahre 1995 2.300 ha Nadelwälder durch den Anbau von Laubbäumen zu Trinkwasserwäldern umgewandelt (www.trinkwasserwald.de). Zu erwähnen ist auch die Waldaktie aus Mecklenburg-Vorpommern, die in Zusammenarbeit mit dem Tourismusverband Mecklenburg-Vorpommern regelmäßig öffentliche Baumpflanzungen für den Klimaschutz durchführt (PERMIEN 2013, in diesem Skript). Dies sind zwei Beispiele nicht nur für die Erschließung von neuen Finanzierungsquellen für kollektive Umweltgüter, sondern gleichzeitig für eine Form der Inwertsetzung, mit der auf breiter Ebene das ökologische Bewusstsein in der Gesellschaft gestärkt werden kann („kommunikativer Hebel“). Auch die jeweils daran beteiligten Unternehmen können damit ihre gesellschaftliche Verantwortung entsprechend dem Leitbild der Nachhaltigkeit (Corporate Social Responsibility, CSR) gegenüber ihren Mitarbeitern, Geschäftspartnern und Kunden deutlich machen.

1.3.3 Ökonomische Umweltbewertung

Das in der Umweltpolitik zentrale Leitbild der nachhaltigen Entwicklung verlangt, dass knappe natürliche Ressourcen umweltverträglich und wirtschaftlich sinnvoll genutzt werden und die Preise die „ökologische Wahrheit“ zum Ausdruck bringen sollen (VON WEIZSÄCKER 1989). Wenn es gelingt, dass solche Preise sich durchsetzen, sind sie ein wichtiger Indikator für Knappheit und sorgen dafür, dass mit knappen Gütern sorgsam umgegangen wird. Wenn solche Preissetzung nicht möglich ist, muss nach indirekten Möglichkeiten gesucht werden, um den sorgsamen Umgang mit natürlichen Ressourcen zu erreichen. Unter dem Primat der Nachhaltigkeit müssen dabei auch die langfristigen Folgen des Handelns berücksichtigt werden.

Eine zentrale Aufgabe der ökonomischen Umweltbewertung besteht darin, die Konsequenzen unserer Handlungen und Entscheidungen sichtbar zu machen. Aus wohlfahrtsökonomischer Sicht sind neben den marktfähigen Gütern und Leistungen auch die Ökosystemleistungen relevant, die nicht an Märkten gehandelt werden können. Für die nicht-marktfähigen Ökosystemleistungen gelten die Bedingungen der Nichtausschliessbarkeit von der Nutzung und der Nichtrivalität im Konsum (SAMUELSON 1954). Bei diesen so genannten öffentlichen Gütern besteht das Problem, dass die Leistungen keinen Preis haben. Das hat zur Folge, dass bei den Anbietern die Produktionsanreize fehlen und die Ökosystemleistungen nicht oder nicht im gewünschten Umfang angeboten werden. Bezogen auf die Ökosystemleistungen von Wäldern bedeutet dies, dass aufgrund der multifunktionalen Eigenschaften von Waldökosystemen bei der ökonomischen Umweltbewertung in forstwirtschaftlich genutzten Wäldern auch augenfällige Nutzungskonflikte zwischen marktfähigen und nicht-marktfähigen Gütern (z.B. Holzproduktion vs. Habitatbäume) betrachtet werden müssen.

Die Ökonomie als Wissenschaft beschäftigt sich schon seit längerem mit der ökonomischen Naturbewertung und in jüngerer Zeit auch zunehmend mit der Frage, wie der gesellschaftliche Nutzen von Ökosystemleistungen erfasst, analysiert und bewertet werden kann (GÓMEZ-BAGGETHUN ET AL. 2010). Aus ökonomischer Perspektive ist jede Entscheidung immer eine Abwägung zwischen verschiedenen Alternativen unter den Bedingungen der Knappheit, also der Differenz zwischen Wünschbarem und Vorhandenem. Knappheit ist relativ und zwingt uns alltäglich zur Wahl zwischen Alternativen. Wenn wir uns für eine Alternative entscheiden, verzichten wir auf den Nutzen der besten nicht gewählten Alternative. Diesen Verzicht bezeichnen Ökonomen als Opportunitätskosten der gewählten Alternative, wobei die Kosten nicht zwingend in Geldeinheiten beziffert werden müssen. Die ökonomische Bewertung im Sinne einer volkswirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Analyse stellt schließlich die Nutzen einer gewählten Alternative, z.B. einer zu ergreifenden umweltpolitischen Maßnahme, ihren Kosten gegenüber.

Ein wichtiges Anliegen der ökonomischen Umweltbewertung ist es, die Auswirkungen von menschlichen Eingriffen in die Natur sowie von Maßnahmen zur Erhaltung der biologischen Vielfalt und der Leistungen des Naturhaushaltes vornehmlich in monetären, d.h. Geldeinheiten zu ermitteln. Bei den monetären Werten handelt es sich um Werte, die die Gesellschaft bestimmten Eigenschaften eines Gutes oder einer Leistung beimisst. Eine monetäre Bewertung ist jedoch nur dann sinnvoll, wenn das Gut oder die Leistung durch etwas anderes substituiert beziehungsweise getauscht werden kann, der ökonomischen Bewertung liegt also die Tauschrationalität von Marktgütern zugrunde. Um zu einer monetären Bewertung von Natur zu gelangen, muss man zunächst die Ökosysteme mit ihren Strukturen und Prozessen analysieren und ihre Wirkungszusammenhänge verstehen, um zu erkennen, welche Ökosystemleistungen das Ökosystem in welchem Umfang liefert. Erst auf Grundlage einer biophysikalischen Erfassung von Ökosystemleistungen lassen sich deren Nutzen und daraus deren Wert für die Gesellschaft ermitteln.

Aufbauend auf dem Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005), betrachtet der TEEB-Ansatz neben den Versorgungsleistungen auch Regulierungs-, soziale und kulturelle Leistungen sowie Leistungen für den Erhalt und Schutz von Lebensräumen für Tier- und Pflanzenarten aus einer umfassenden ökonomischen Perspektive (TEEB 2010). In Anlehnung an TURNER ET AL. (2000) setzt die ökonomische Bewertung der Ökosystemleistungen von Natur im allgemeinen und von Wäldern im speziellen eine funktionale Beschreibung beziehungsweise Wirkungsabschätzung der Umweltveränderungen auf die Bereitstellung von Gütern und Leistungen, d.h. den Ökosystemleistungen sowie deren Nutzung voraus (s. Abbildung 6). Bewertet werden marginale Umweltveränderungen, die im Rahmen einer Maßnahme zur Verbesserung von Umweltzuständen (z.B. Erhaltung von gefährdeten Habitaten) oder zur Erreichung vorgegebener Ziele (z.B. Klimaschutz) geplant oder durchgeführt werden.

Nach dem Konzept des „Ökonomischen Gesamtwertes“ kann die gesellschaftliche Wertschätzung für die Bewahrung oder Verbesserung von Ökosystemleistungen mit geeigneten Verfahren empirisch erfasst werden (HANSJÜRGENS 2012). Die von der direkten und indirekten Nutzung der Ökosystemleistungen abhängigen Werte können indirekt durch Beobachtung von Marktpreisen (Ersatz-, Schadens-, oder Vermeidungskosten, siehe SCHÄFER 2012) oder durch Ermittlung offener Präferenzen (z.B. Reisekosten- und Immobilienpreismethode, siehe MEYERHOFF 2012) ermittelt werden. Darüber hinaus können

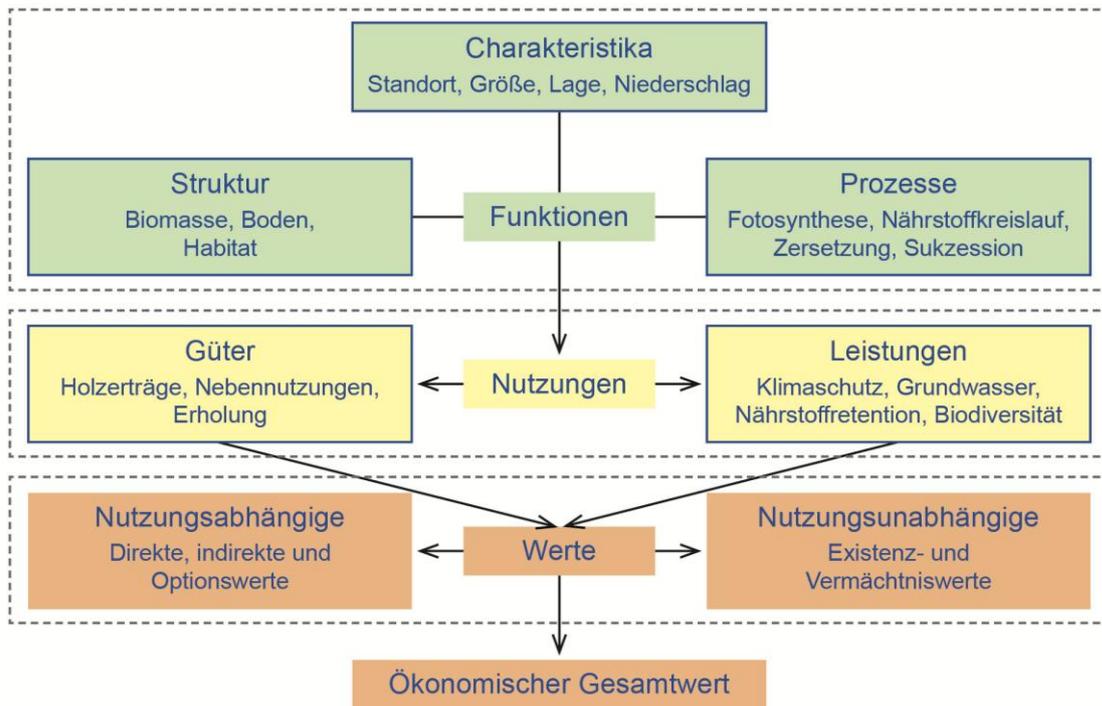


Abbildung 6: Ökonomische Bewertung ökologischer Güter und Leistungen.
Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an TURNER ET AL. (2000).

Tabelle 5: Ökonomischer Gesamtwert des Waldes

	Nutzungsabhängige Werte		Nutzungsunabhängige Werte
	Direkte Werte	Indirekte Werte	Existenzwerte
Holz	✓		
Nebennutzungen	✓		
Erholung	✓		
Lawinenschutz	✓		
Bodenschutz		✓	
Klimaschutz		✓	
Gewässerschutz		✓	
Mikroklima		✓	
Landschaft	✓		✓
Biodiversität	✓	✓	✓
Bewertung	Indirekt, Beobachtung		Direkt, Präferenzen

Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an PEARCE & MORAN (1994).

ökonomische Werte mithilfe direkter Verfahren durch geäußerte Präferenzen im Rahmen der kontingenten Bewertung (MEYERHOFF 2012) bzw. diskreter Auswahlexperimente (LIENHOOP 2013, in diesem Skript) ermittelt werden (s. Tabelle 5, vgl. hierzu auch HANSJÜRGENS 2012 und die dort angegebene Literatur).

1.3.4 Fazit

Die ökonomische Bewertung von Biodiversität und Ökosystemleistungen in Wäldern erfolgt auf vielfältige Art und Weise und ist immer kontextbezogen. Die herkömmliche Waldbewertung kann mithilfe marktbasierter Verfahren durchgeführt werden. Der Nutzen der ökonomischen Umweltbewertung besteht darin, dass die gesellschaftliche Wertschätzung auch für die nicht-marktfähigen Ökosystemleistungen der Wälder offengelegt wird und in monetären Größen dargestellt werden kann. Monetäre Werte enthalten Informationen über den Stellenwert der Ökosystemleistungen für die Gesellschaft und können politischen Entscheidungsträgern helfen, zwischen konkurrierenden Zielen abzuwägen, vor allem bezüglich der Verwendung von knappen Ressourcen und in anderen Fragen mit großem Konfliktpotenzial. Der Ansatz, die Leistungen der Natur für den Menschen zu bewerten, kann und soll dazu beitragen, eine stärkere politische Unterstützung für die Erhaltung des Naturkapitals und den damit verbundenen Ökosystemleistungen zu erhalten. Eine ökonomische Bewertung gerade auch der nicht-marktfähigen Ökosystemleistungen von Wäldern kann dabei eine wichtige Grundlage für die politische Entscheidungsfindung sein.

Literatur

- BMELV (2010): Wirtschaftliche Lage der forstwirtschaftlichen Betriebe. Buchführungsergebnisse der Testbetriebe des Forstwirtschaftsjahres 2010. <http://berichte.bmelv-statistik.de/BFB-0113000-2010.pdf> (02.01.2013).
- 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, 24-30.
- BÜRGER-ARNDT, R.; OHSE, B.; MEYER, K. & HÖLTERMANN, A. (Red.) (2012): Ökosystemdienstleistungen von Wäldern. BfN-Skripten 320, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- ELSASSER, P. (2012): Umweltökonomische Bewertungsansätze für Wald-Ökosystemdienstleistungen. In: BÜRGER-ARNDT, R. ET AL. (Red.): Ökosystemdienstleistungen von Wäldern. BfN-Skripten 320, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 100-108.
- GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; GROOT, R. DE; LOMAS, P. L. & MONTES, C. (2010): The history of ecosystem services in theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics* 69, 1209-1218.
- HAMPICKE, U. & WÄTZOLD, F. (2009): Memorandum Ökonomie für den Naturschutz. Wirtschaften im Einklang mit Schutz und Erhalt der biologischen Vielfalt. Greifswald, Leipzig, Bonn.
- HANSJÜRGENS, B. (2012): Ökonomische Bewertung der Natur: ein Schnelldurchlauf für Einsteiger. 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, 36-51.
- 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.
- LANDESFORST MECKLENBURG-VORPOMMERN (2009): Was der Wald alles kann. Ergebnisse der Waldfunktionenkartierung. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin.
- LIENHOOP, N. (2013): Ökosystemleistungen bewerten: Das Choice Experiment. In: RING, I. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop III: Wälder. BfN-Skripten 334, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 40-43.
- MA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington D.C.
- MANTAU, U. (1994): Produktstrategien für kollektive Umweltgüter. Marktfähigkeit der Infrastrukturleistungen des Waldes. Zeitschrift für Umweltpolitik 17 (3), 305-322.
- MANTAU, U. (Hrsg.) (2001): Recreational and environmental markets for forest enterprises: a new approach towards marketability of public goods. CABI Publishing, Wallingford.
- MANTAU, U.; MERTENS, B.; WELCKER, B. & MALZBURG, B. (2001): Beiträge zur Vermarktung der Umwelt- und Erholungsleistungen des Waldes. AFZ/Der Wald, Sonderheft. Deutscher Landwirtschaftsverlag, München.
- MERTENS, B. (2000): Absatzwege und Vertragskonzepte für forstliche Umwelt- und Erholungsprodukte: Schlussfolgerungen aus 98 Fallstudien vor dem Hintergrund des Transaktionskostenansatzes. Lang, Frankfurt a.M.
- MEYERHOFF, J. (2012): Den Nutzen von Ökosystemleistungen sichtbar machen: Reisekosten- und Immobilienpreismethode; Kontingente Bewertung. 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, 66-71.
- NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTEN (2012): Was versteht man unter Waldbewertung? <http://www.landesforsten.de/index.php?id=47> (02.01.2013).
- PEARCE, D. W. & MORAN, D. (1994): The Economic Value of Biological Diversity. London, Earthscan.
- PERMIEN, T. (2013): Innovative ökonomische Instrumente: Waldaktie Mecklenburg-Vorpommern. In: RING, I. (Hrsg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop III: Wälder. BfN-Skripten 334, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 81-86.
- SAMUELSON, P. A. (1954): The pure theory of public expenditure. The Review of Economics and Statistics 36, 387-389.
- SCHÄFER, A. (2012): Den Nutzen von Ökosystemleistungen indirekt sichtbar machen: Ersatz-, Schadens- und Vermeidungskosten. 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, 59-66.
- TEEB (2010): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Hrsg. von P. Kumar, Earthscan, London, Washington DC.
- TURNER, R. K.; VAN DEN BERGH, J. C. J. M.; SÖDERQVIST, T.; BARENDREGT, A.; VAN DER STRAATEN, J.; MALTBY, E. & VAN IERLAND, E. C. (2000): Ecological-economic analysis of wetlands: scientific integration for management and policy. *Ecological Economics* 35 (1), 7-23.
- VOLK, H. & SCHIRMER, V. (Hrsg.) (2003): Leitfaden zur Kartierung der Schutz und Erholungsfunktionen des Waldes. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a.M.
- WEIZSÄCKER, E. U. VON (1989): Erdpolitik – Ökologische Realpolitik an der Schwelle zum Jahrhundert der Umwelt. Darmstadt.
- WELCKER, B. (2001): Marketing für Umwelt- und Erholungsprodukte der Forstwirtschaft: qualitative Analyse und theoriegeleitete Konzeptionen auf Grundlage von 98 europäischen Fallstudien. Lang, Frankfurt a.M.

1.4 Ökosystemleistungen bewerten: Das Choice Experiment

NELE LIENHOOP

HELMHOLTZ-ZENTRUM FÜR UMWELTFORSCHUNG – UFZ

Nur Ökosystemleistungen, derer sich der Mensch bewusst ist, können gezielt erhalten oder vermehrt werden. In Entscheidungsprozesse werden entsprechend nur solche Aspekte einbezogen, für die man Achtsamkeit oder Wertschätzung entwickelt hat. Achtsamkeit und Wertschätzung gegenüber Ökosystemleistungen setzen Wissen voraus. Damit sie in Entscheidungen berücksichtigt werden, ist es also wichtig, konkrete Kenntnisse über den derzeitigen physischen Bestand, über dessen Veränderungen im Lauf der Zeit, einschließlich der jeweiligen Ursachen sowie über die spezifischen Nutzungen und Werte der Ökosystemleistungen zu erlangen. Hierzu ist ein Dreiklang – bestehend aus drei Hauptschritten – erforderlich: Die Ökosystemleistungen sind (i) zu identifizieren, (ii) mittels geeigneter Indikatoren und Kennziffern zu erfassen sowie (iii) mit geeigneten Methoden zu bewerten (LIENHOOP & HANSJÜRGENS 2010). Abbildung 3 gibt die Zusammenhänge wieder, die in Ring (2013, in diesem Skript) ausführlich erläutert wurden.

Die ökonomische Bewertung leistet einen elementaren Beitrag in Entscheidungsprozessen, denn sie schärft das Bewusstsein für den Wert von Ökosystemleistungen. Allein schon diese Bewusstseinschärfung – und nicht primär die Darlegung von Zahlen oder Preisen für Ökosystemleistungen – lenkt Entscheidungsprozesse in eine Richtung, die Ökosystemleistungen mit einbezieht (LIENHOOP & HANSJÜRGENS 2010).

In vorangehenden Kapitel (SCHÄFER 2013) wurde gezeigt, dass viele Ökosystemleistungen, auch diejenigen, die nicht auf Märkten gehandelt werden und daher keinen Preis haben, dennoch einen ökonomischen Wert haben.

Um den Nutzen von solchen Ökosystemleistungen, für deren Nutzung kein Markt besteht (marktungebundene Ökosystemleistungen), beziehungsweise die Kosten ihres Verlustes sichtbar und greifbar zu machen, kann auf ökonomische Methoden zurückgegriffen werden, mit denen Ökosystemleistungen anhand geäußelter Präferenzen gemessen werden. Diese Bewertungsmethoden versuchen, Nachfragekurven für die jeweilige Ökosystemleistung zu ermitteln (indirekte oder direkte präferenzbasierte Bewertungen) (PASCUAL ET AL. 2010). Tabelle 6 gibt einen Überblick über die gängigen Methoden.

Eine Bewertungsmethode, die die Ökosystemleistungen von Wäldern besonders gut erfassen kann, ist das „Choice Experiment“. Choice Experimente sind eine Weiterentwicklung der aus der Marktforschung bekannten „Conjoint Analyse“. Die Methode wird im Umweltbereich zum einen häufig angewendet, weil sie in der Lage ist, sowohl und gerade jene Ökosystemleistungen zu bewerten, die durch Nutzung nicht verbraucht werden, wie zum Beispiel die Bereitstellung von Artenvielfalt, als auch andere marktungebundene Ökosystemleistungen, wie zum Beispiel Erholung oder Reinigung von Wasser.

Die Anwendung von Choice Experimenten im Umweltbereich liegt ferner besonders in ihrer Fähigkeit begründet, sowohl wohlfahrtstheoretisch konsistente Werte für eine Umweltveränderung ermitteln können (z.B. „welchen Nutzen haben Individuen von der Umwandlung von Ackerland in Wald?“), als auch den Nutzen für einzelne Attribute (Eigenschaften) dieser Umweltveränderung (z.B. zu erwartende Zunahme an Ökosystemleistungen

Tabelle 6: Ökonomische Bewertungsmethoden

Präferenzanalyse	
Methoden der offenbaren Präferenz	<p>Hedonischer Preisansatz</p> <p>Der Hedonische Preisansatz betrachtet Preisdifferenzen von Immobilien oder Grundstücken in Abhängigkeit von Umweltgütern, die sich in der Nähe befinden. Wenn der Preis für eine Immobilie durch eine Ökosystemleistung mitbestimmt wird, lässt sich die Zahlungsbereitschaft für die Ökosystemleistung indirekt aus dem Preis für die Immobilie ableiten. Die entscheidende Größe für die Bewertung ist die Preisdifferenz, die auf den Einfluss der Ökosystemleistung zurückzuführen ist.</p> <p>Beispiel: Die Differenz zwischen dem Preis für eine Immobilie mit Waldnähe und dem Preis für eine vergleichbare Immobilie ohne Waldnähe wird als Maßstab für den ästhetischen Wert oder Erholungswert des Waldes angesetzt.</p>
	<p>Reisekostenmethode</p> <p>Bei dieser Methode werden die Kosten, die durch die Anreise zu einem Erholungsgebiet, z.B. einem Wald, entstehen sowie die Anzahl der Anreisen pro Jahr für die Bewertung herangezogen. Die Kosten sowie die Häufigkeit werden anhand von Befragungen vor Ort erfasst. Hinter diesem Ansatz steht die Annahme, dass die aufgewendeten Kosten mindestens dem Nutzen aus der Ökosystemleistung entsprechen müssen, da ansonsten die Bereitschaft, diese Kosten aufzuwenden, nicht gegeben wäre.</p> <p>Beispiel: Die Kosten, die aufgewendet werden, um den Nationalpark Hainich zu besuchen (Fahrkosten, Eintrittsgelder, Kosten des Aufenthaltes etc.) dienen als Maßstab für den Erholungs- und Erlebniswert dieses Parks.</p>
Methoden der geäußerten Präferenz	<p>Kontingente Bewertungsmethode</p> <p>Diese Methode erfasst den Nutzen, bzw. die Kosten, die aus einer Veränderung in der Bereitstellung von Ökosystemleistungen entstehen, indem sie hypothetische Märkte schafft und in Befragungen die Zahlungsbereitschaft, bzw. die Kompensationsforderung für diese Veränderung eruiert. Die Kontingente Bewertungsmethode ermittelt direkt, wie viel wert den Befragten eine bestimmte Ökosystemleistung ist, d.h. wie viel sie bereit wären zu verzichten (Δ Einkommen), um einen (zusätzlichen) Nutzen von einer Ökosystemleistung zu bekommen, oder aber was man ihnen bieten müsste, um einen Verlust an Ökosystemleistungen auszugleichen. Diese Methode erfasst sowohl nutzungsabhängige als auch nutzungsunabhängige Werte.</p> <p>Beispiel: Der Geldbetrag, den die Befragten bereit wären, für Waldumbaumaßnahmen zu zahlen, um dadurch die Erholung und die Artenvielfalt im Wald zu steigern, dient als Wertmaßstab für den Nutzen, den die Befragten aus der Nutzung oder Existenz eines Mischwaldes ziehen.</p>
	<p>Choice Experimente</p> <p>Diese, ebenfalls umfragebasierte Bewertungsmethode ermittelt die Präferenzen mithilfe eines Entscheidungsexperiments. Dabei werden den Befragten verschiedene Szenarien als Alternative zum Status quo vorgelegt, die anhand von Attributen (zum Beispiel Ökosystemleistungen) in unterschiedlichen Ausprägungen beschrieben werden. Dabei ist jede Alternative mit einem Preis versehen, den die Befragten für die Alternative zahlen müssten. Mithilfe statistische Analysen können sowohl die am stärksten nachgefragte Alternative ausgewählt als auch die Zahlungsbereitschaften für einzelne Attribute (Ökosystemleistungen) bestimmt werden.</p> <p>Beispiel: In einer Region soll Waldumbau umgesetzt werden, wodurch verschiedene Ökosystemleistungen beeinflusst werden. Zum Beispiel ändert sich das ästhetische Aussehen des Waldes, das Erholungserlebnis, die Artenvielfalt und möglicherweise die wasserreinigende Funktion des Waldes. Die jeweiligen Leistungen können dabei unterschiedliches Gewicht für die Nutzenstiftung haben.</p>

Quelle: verändert nach HANSJÜRGENS ET AL. (2012: 39f).

wie Erholung, Veränderung des Landschaftsbildes und der Artenvielfalt). Die individuelle Bewertung von Umweltveränderungen wird von der Wahl zwischen zwei oder mehr Alternativen der Umweltveränderung, die sich u.a. in den Kosten unterscheiden, abgeleitet und stellt die individuelle Zahlungsbereitschaft für die einzelnen Alternativen dar (GARROD & WILLIS 1999). Den Choice Experimenten liegt der Gedanke aus der mikroökonomischen Theorie zugrunde, dass der Nutzen oder Wert aus den Attributen eines Umweltgutes (z.B. Wald) oder einer Umweltveränderung (z.B. Waldmehrung) gezogen wird. Deshalb ist die Grundannahme von Choice Experimenten, dass Präferenzen nicht auf einem einzelnen Attribut basieren, sondern auf mehreren Attributen (deshalb der Name Conjoint Analyse, conjoint = vereint, gemeinsam) (GARROD & WILLIS 1999). Um die Wahl von Individuen zwischen zwei Alternativen zu analysieren, wird auf die Zufallsnutzentheorie (THURSTONE 1927) zurückgegriffen, dies soll hier aber nicht weiter ausgeführt werden.

Choice Experimente werden als Befragungen durchgeführt, in denen verschiedene Wahlmöglichkeiten vorgelegt werden und die Befragten zwischen den Alternativen, basierend auf ihren Präferenzen, auswählen. In den meisten Fällen sind die Befragungen so gestaltet, dass die Befragten ihre präferierte Alternative aus einem kleinen Set von Angeboten auswählen, z.B. zwei mögliche Veränderungen und eine Status Quo Option (keine der beiden Änderungen ist gewollt, der Ist-Zustand wird bevorzugt). Die Alternativen beschreiben die zu untersuchende Umweltveränderung und sind durch die Attribute von Umweltveränderungen und ihren Ausprägungen definiert. Bei der Durchführung von Choice Experimenten werden Alternativen entwickelt, die die zu untersuchende Umweltveränderung beschreiben. Die Alternativen von Waldmehrung könnten zum Beispiel mit fünf Attributen beschrieben werden: Größe des Waldes, Waldtyp, Erholungsinfrastruktur (z.B. Anzahl der Wege), Artenvielfalt und Kosten. Diese Attribute können verschiedene Ausprägungen haben (z.B. Größe des Waldes: 5 ha, 10 ha, 50 ha, Waldtyp: Nadelwald oder Mischwald usw.). Aus der Anzahl der Attribute und ihren Ausprägungen ergeben sich hunderte von Kombinationen, von denen Individuen in einer Befragung nur einen Bruchteil bewerten können. Deshalb wird mithilfe von aufwändigen experimentellen Designs eine Anzahl von Alternativen ausgewählt, die in einer Befragung verarbeitet werden kann und gleichzeitig nutzbare Ergebnisse gewährleistet. Oft wird den Befragten eine kleine Anzahl von Sets mit jeweils zwei Alternativen vorgelegt, in denen sie nacheinander ihre Auswahl treffen. Nach der Erhebung kann mittels komplexer statistischer Verfahren die Alternative identifiziert werden, die den größten Nutzen für die Gesellschaft stiftet. Weiterhin kann hergeleitet werden, welche Attribute für den Nutzen, den die Umweltveränderung stiftet, verantwortlich sind (GARROD & WILLIS 1999).

Ökosystemleistungen müssen identifiziert, erfasst und bewertet werden, um entsprechend ihrem Beitrag zum menschlichen Wohlergehen bei Entscheidungsfindungen berücksichtigt zu werden. Für Ökosystemleistungen des Waldes hat sich als dritter Schritt die Bewertung mittels Choice Experimenten als hilfreich erwiesen. Das Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ) ist derzeit an den zwei Forschungsprojekten POLICYMIX (Ergebnisse online unter policymix.nina.no) und CONNECT (www.connect-biodiversa.eu) beteiligt, die diese Methode für Entscheidungen bezüglich der Waldmehrung in Sachsen anwenden (vgl. PADBERG 2013, in diesem Skript) und dabei weiterentwickeln.

Literatur

- GARROD, G. & WILLIS, K. G. (1999): *Economic Valuation of the Environment*. Edward Elgar, Cheltenham.
- HANSJÜRGENS, B.; LIENHOOP, N. & HERKLE, S. (2012): Grenzen und Reichweite der ökonomischen Bewertung von Biodiversität. Gutachten vorgelegt dem Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutsche Bundestag (TAB). Eingereicht.
- LIENHOOP, N. & HANSJÜRGENS, B. (2010): Vom Nutzen der ökonomischen Bewertung in der Umweltpolitik. *GAIA* 19 (2), 103-109.
- 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.
- PADBERG, A. (2013): Wald- und Waldflächenentwicklung in der Region Leipzig. In: RING, I. (Hrsg.): *Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop III: Wälder*. BfN-Skripten 334, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 72-80.
- PASCUAL, U.; MURADIAN, R.; BRANDER, L.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; MARTÍN-LOPEZ, B. & VERMA, M. (2010): The economics of valuing ecosystem services. In: *TEEB – The Economics of Ecosystem and Biodiversity*. Ecological and Economic Foundations. Herausgegeben von P. Kumar, Earthscan, London, 183-255.
- RING, I. (2013): Das Konzept der Ökosystemleistungen und seine Anwendung auf Wälder – ökonomische Bewertung und umweltpolitische Instrumente. In: RING, I. (Hrsg.): *Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop III: Wälder*. BfN-Skripten 334, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 8-23.
- SCHÄFER, A. (2013): Ökonomische Bewertung von Biodiversität und Ökosystemleistungen in Wäldern. In: RING, I. (Hrsg.): *Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Workshop III: Wälder*. BfN-Skripten 334, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 31-39.
- THURSTONE, L. L. (1927): The Method of Paired Comparisons for Social Values. *Journal of Abnormal and Social Psychology* 21, 384-400.

1.5 Instrumente des Waldnaturschutzes und die Rolle von Ökosystemleistungen

HARALD SCHAICH
ALBERT-LUDWIGS-UNIVERSITÄT FREIBURG

1.5.1 Wald und Ökosystemleistungen: Geschichte und Konzepte

Ökosystemleistungen bezeichnen den vielfältigen Nutzen, den Menschen aus Ökosystemen ziehen (MA 2005b). Das Konzept hat seine geistige Heimat in den Umweltwissenschaften der Vereinigten Staaten der 1970er Jahre. Durch eine Studie zu menschlichen Einflüssen auf die globale Umwelt (SCEP 1970) und mehrere später folgende Publikationen zu den Leistungen der Natur und ihrer Inwertsetzung (EHRlich & EHRlich 1981, COSTANZA ET AL. 1997, DAILY ET AL. 1997) wurde das Konzept in weiteren Kreisen der Wissenschaft bekannt. Mit dem Erscheinen des Millennium Ecosystem Assessments (MA) im Jahr 2005 fand das Konzept auch eine globale Verbreitung in der Politik. Dem MA entstammt die gängige Einteilung der Ökosystemleistungen in Basis-, Regulations-, Versorgungs- und kulturelle Leistungen (MA 2005b). In diesem konzeptionellen Rahmen können alle materiellen und nicht-materiellen Leistungen von Wäldern berücksichtigt und Wechselwirkungen zwischen Waldmanagement und Leistungserbringung analysiert werden (PLIENINGER ET AL. 2010).

Einzig die Rolle der Biodiversität bzw. von Naturschutzleistungen bleibt im Rahmen der Anwendung des Konzeptes unbefriedigend. Im Gegensatz zu der auch in den MA-Syntheseberichten vertretenen Position (MA 2005b), dass Ökosystemleistungen von der Biodiversität in natürlichen Ökosystemen hervorgebracht werden und Biodiversität damit selbst keine Ökosystemleistung darstellt (CHAPIN ET AL. 2000), gab es in Europa bereits Ansätze, Biodiversität über sog. Habitatleistungen direkt in das Konzept der Ökosystemleistungen zu integrieren (DE GROOT ET AL. 2002). Um Wechselwirkungen zwischen Waldnutzungen und Biodiversität analysieren und Zielkonflikte (sog. trade-offs) identifizieren zu können, ist es jedoch insbesondere in Kulturlandschaften wichtig, Biodiversität bzw. Naturschutz als eigene Ökosystemleistungen bzw. eigenständige Kategorie oder Zieldimension zu berücksichtigen. Wie Abbildung 7 zeigt, wurde Biodiversität tatsächlich schon im Rahmen der detaillierten Analyse des Zustandes aller globalen Ökosysteme des MA als zentrale Leistung der Wälder aufgeführt (MA 2005a). Unabhängig von der schwierigen und noch nicht eindeutig gelösten Zuordnung von Biodiversität bzw. Naturschutz zu einzelnen Ökosystemleistungskategorien (Basis-, Versorgungs-, Regulations- oder kulturelle Leistungen) sollen Naturschutzleistungen bzw. Leistungen für die Biodiversität auch in diesem Beitrag als Ökosystemleistungen verstanden werden.

In den Forstwissenschaften ist lange vor der Diskussion um die Ökosystemleistungen mit den Waldfunktionen ein sehr ähnliches Konzept entstanden (BÜRGER-ARNDT 2013, in diesem Skript). Seine Wurzeln reichen bis ins 19. Jahrhundert zurück, und es wurde von vielen Autoren unter Benutzung unterschiedlicher Bezeichnungen („Einflüsse des Waldes“, „materieller und immaterieller Waldnutzen“, „Wohlfahrtswirkungen“) über die vergangenen Jahrzehnte zum Dreiklang der Nutz-, Schutz- und Erholungsfunktionen entwickelt (ENDRES 1905, DIETERICH 1953, HASEL 1971, PISTORIUS ET AL. 2011). Das Konzept wurde in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts in zahlreichen Bundesländern durch das Instrument

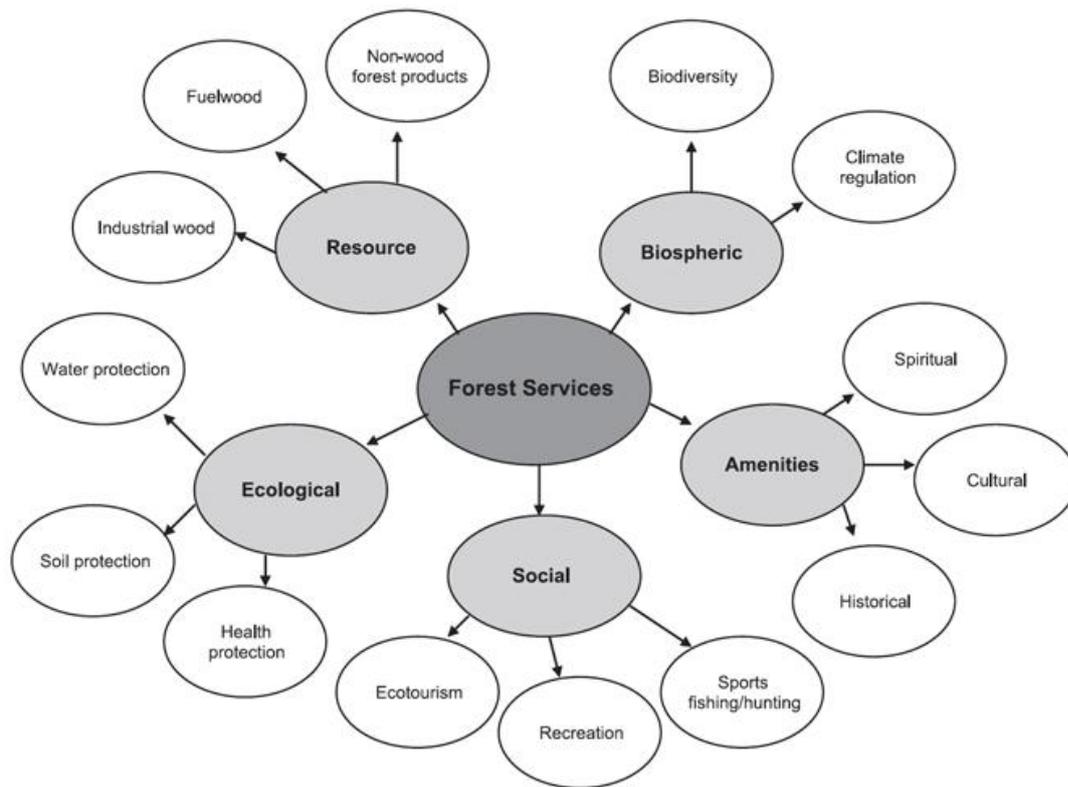


Abbildung 7: Biodiversität wird im MA (2005a) als eine wichtige Ökosystemleistung von Wäldern verstanden.

der Waldfunktionskartierung zur Anwendung gebracht. In der jüngeren Vergangenheit wurden im Rahmen von Leistungsberichten der Landesforstverwaltungen und Kartieranleitungen weitere Leistungen des Waldes wie der Naturschutz oder die Kohlenstoffspeicherung mit einbezogen (VOLK & SCHIRMER 2003, KÄTZEL 2007).

Hat nun die Forstwirtschaft mit ihrem eigenen Konzept der Waldfunktionen ein adäquates Instrumentarium als Entscheidungsgrundlage bei Managementkonflikten im Wald? Braucht man die methodischen und konzeptionellen Anleihen aus dem aktuell „boomeden“ Konzept der Ökosystemleistungen etwa gar nicht? Bei allen konzeptionellen Ähnlichkeiten der beiden Konzepte gibt es auch deutliche Unterschiede (PISTORIUS ET AL. 2011). Im Waldfunktionskonzept war lange der Holznutzung Vorrang vor den anderen Funktionen eingeräumt worden; dies gipfelte in der sog. Kielwassertheorie („alle anderen Waldfunktion werden im Kielwasser der Holznutzung erfüllt“). Noch heute geht das Konzept von einem harmonischen Zusammenspiel verschiedener Waldfunktionen aus (Multifunktionalität der Forstwirtschaft) und trägt somit nicht zur Offenlegung von trade-offs bei der Bereitstellung von Leistungen in Abhängigkeit von verschiedenen Nutzungsvarianten bei, wie das durch das Ökosystemleistungskonzept möglich wird. Durch die Kartierung von Waldfunktionen wurden bestimmte rivalisierende Funktionen bewusst räumlich entzerrt oder entsprechend der jeweiligen Eigentumsituation angepasst. Im Gegensatz zu diesem oft rein flächenbezogenen Ansatz, der allerdings durchaus eine Überlagerung verschiedener Waldfunktionen auf ein und derselben Fläche zulässt, bezieht sich das Ökosystemleistungskonzept auf die Bereitstellung von allen Gütern und Leistungen in einem Landschaftsausschnitt.

Auch in instrumenteller Hinsicht unterscheiden sich die beiden Ansätze (PISTORIUS ET AL. 2011). Für die Erhaltung der Waldfunktionen wurde dem Staat die zentrale Rolle zuerkannt, weswegen das Konzept einen großen Einfluss auf die Bundes- und Landeswaldgesetze im deutschsprachigen Raum hatte. Allerdings wurden kaum ökonomische oder marktbasierende Instrumente (MBI) geschaffen, um gezielte Anreize zur Erbringung bestimmter Leistungen zu schaffen. Das Ökosystemleistungskonzept hat hier international und national zur Weiterentwicklung zahlreicher marktbasierter Instrumente beigetragen. Der Einfluss des Waldfunktionenkonzepts auf das konkrete Waldmanagement war trotz seines Einflusses auf die Gesetzgebung jedoch relativ gering. Insgesamt kann das Konzept der Ökosystemleistungen mit der Möglichkeit der Gesamtbilanzierung und der Analyse von trade-offs eine bessere Entscheidungsgrundlage für die Managementplanung im Wald bieten als das Konzept der Waldfunktionen. Zusätzlich ist es über die Verknüpfung mit ökonomischen Instrumenten auch in der Lage, im Privatwald konkreten Einfluss auf die Waldbewirtschaftung auszuüben.

1.5.2 Rechtliche und institutionelle Rahmenbedingungen für den Waldnaturschutz in Deutschland

Die Eigentumssituation im Wald stellt einen wichtigen Rahmen für die Ausgestaltung und Umsetzung des Naturschutzes im Wald dar und ist deswegen für den Einsatz von Politikinstrumenten zu berücksichtigen: Der Anteil von Wäldern im öffentlichen Eigentum ist im Vergleich zur landwirtschaftlichen Fläche sehr hoch. Rund 34% des Waldes in Deutschland befinden sich im staatlichen Eigentum (Bundesländer: 30%, Bund: 4%) (BMELV 2009). Etwa 20% des Waldes gehören Körperschaften und ca. 44% sind in privatem Eigentum. Die Größe des Eigentums ist bei der Auswahl und Entwicklung geeigneter Instrumente für den Waldnaturschutz ebenfalls entscheidend. Über 75% des Privatwaldes in Deutschland ist dem Kleinprivatwald (<200 ha) und sogar über die Hälfte dem Kleinstprivatwald (<20 ha) zuzuordnen.

Für jeden Eigentümer gelten für die Erhaltung und Bewirtschaftung des Waldes die gesetzlichen Vorgaben des 1975 verabschiedeten Bundeswaldgesetzes (BWaldG) bzw. der jeweiligen Landeswaldgesetze. Die Bedeutung des Waldfunktionenkonzepts in der deutschen Forstwirtschaft erklärt die starke Rolle, die bestimmte Leistungen des Waldes im BWaldG spielen. Direkt im Gesetzeswerk wird der Walderhalt nicht nur mit seinen wirtschaftlichen Leistungen begründet, sondern auch mit seiner Bedeutung für die Umwelt und den Naturhaushalt. Vor allem werden hier Regulationsleistungen des Waldes wie die Bedeutung für das Klima, den Wasserhaushalt, die Reinhaltung der Luft und den Bodenschutz angeführt; aber auch kulturelle Leistungen wie das Landschaftsbild und die Erholung der Bevölkerung werden betont. Neben den Versorgungsleistungen wird insbesondere durch den Schutzwald-Paragrafen sehr intensiv Bezug zu den Regulationsleistungen des Waldes genommen. Mit der gesetzlichen Festlegung, dass jeder Wald öffentlich zugänglich sein muss, dem sog. Betretungsrecht, und dem Erholungswaldparagrafen wird zudem die kulturelle Leistung der Erholung stark herausgestellt. Erwähnung findet zudem die Bedeutung des Waldes als Archiv für die Natur- und Kulturgeschichte als kulturelle Leistung.

Weitere kulturelle Leistungen und vor allem Naturschutzleistungen finden im Bundeswaldgesetz hingegen keine Erwähnung. Die naturschutzfachlichen Mindestanforderungen bei der Bewirtschaftung des Waldes sind mit den im Bundeswaldgesetz enthaltenen Attribu-

ten „ordnungsgemäß“ und „nachhaltig“ nur wenig konkretisiert. Weitere Vorgaben macht hier das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG, § 5, Abs. 3) mit dem Ziel, naturnahe Wälder aufzubauen, die ohne Kahlschläge und mit einem hinreichenden Anteil standortheimischer Forstpflanzen nachhaltig zu bewirtschaften sind. Weiter gehende Regelungen sind teilweise in den Landeswaldgesetzen zu finden, auf die dieser Beitrag nicht näher eingehen kann. Insgesamt ist eine Konkretisierung des naturschutzfachlichen Mindeststandards als Fundament für den Einsatz von ökonomischen Instrumenten, aber auch für die Ausgestaltung von Kompensationsmaßnahmen im Rahmen der Eingriffsregelung des BNatSchG wichtig (SCHAICH & KONOLD 2012). Auf dieser Grundlage kann dann die Schwelle der Naturschutzleistungen bestimmt werden, ab der die Waldbesitzer für darüber hinausgehende Naturschutzleistungen finanziell honoriert werden sollen. Mit einer solchen Konkretisierung des Mindeststandards wird Transparenz für die Gesellschaft beim Einsatz von Finanzmitteln in entsprechenden ökonomischen Instrumenten geschaffen und die Waldbesitzer werden vor überzogenen ökologischen Anforderungen durch die Gesellschaft geschützt.

Entsprechend der Waldeigentumsarten (öffentlich oder privat) und der Art der Naturschutzleistungen (integrativ oder segregativ) zeigt Abbildung 8 – auf Basis einer gesetzlich festzuschreibenden naturschutzfachlichen Mindestanforderung in Form der „Guten fachlichen Praxis“ (GfP) oder „Ordnungsgemäßen Forstwirtschaft“ (OgF) – verschiedene Ansatzpunkte für weitere Instrumente zur Bereitstellung von Naturschutzleistungen durch die betroffenen Akteure (WINKEL ET AL. 2005).

1.5.3 Öffentlicher Wald: Gemeinwohl, Waldbaurichtlinien und Ökosystemleistungen

Der öffentliche Wald und insbesondere der Staatswald ist gesetzlich in besonderem Maße dem Gemeinwohl verpflichtet. Damit muss der öffentliche Wald in seiner Vorbildfunktion bestimmte gesellschaftlich geforderte Leistungen im Waldnaturschutz auch über gesetzliche Mindestanforderungen hinaus erbringen. Zudem wird in der „Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt“ der Bundesregierung die „Entwicklung einer Strategie von Bund und Ländern zur vorbildlichen Berücksichtigung der Biodiversitätsbelange für alle Wälder im Besitz der öffentlichen Hand bis 2010 und ihre Umsetzung bis 2020“ (BMU 2007: 36) festgelegt. In diesem Sinne muss man das öffentliche Waldeigentum in Deutschland als eigenes und flächig sehr bedeutsames Instrument zur Förderung der Bereitstellung von gesellschaftlich geforderten Ökosystemleistungen und insbesondere von Naturschutzleistungen begreifen.

Um dieser Gemeinwohlverpflichtung des öffentlichen Waldes stärker nachzukommen, wurden in den 1990er Jahren Waldbaurichtlinien bzw. Programme für eine naturnahe oder naturgemäße Waldwirtschaft in den meisten Bundesländern verabschiedet. Am Beispiel des 1993 eingeführten Leistungsprogramms der „Naturnahen Waldwirtschaft“ in Baden-Württemberg soll die Berücksichtigung von Ökosystemleistungen verdeutlicht werden. In der Begründung des Programms ist von einem harmonischen Zusammenspiel der Waldfunktionen in der Fläche die Rede. Darin heißt es, dass „eine naturnahe Waldwirtschaft die umweltverträgliche Waldnutzung sichert“ und „gleichzeitig flächendeckend dem Naturschutz“ dient (MLR 1993: 5).

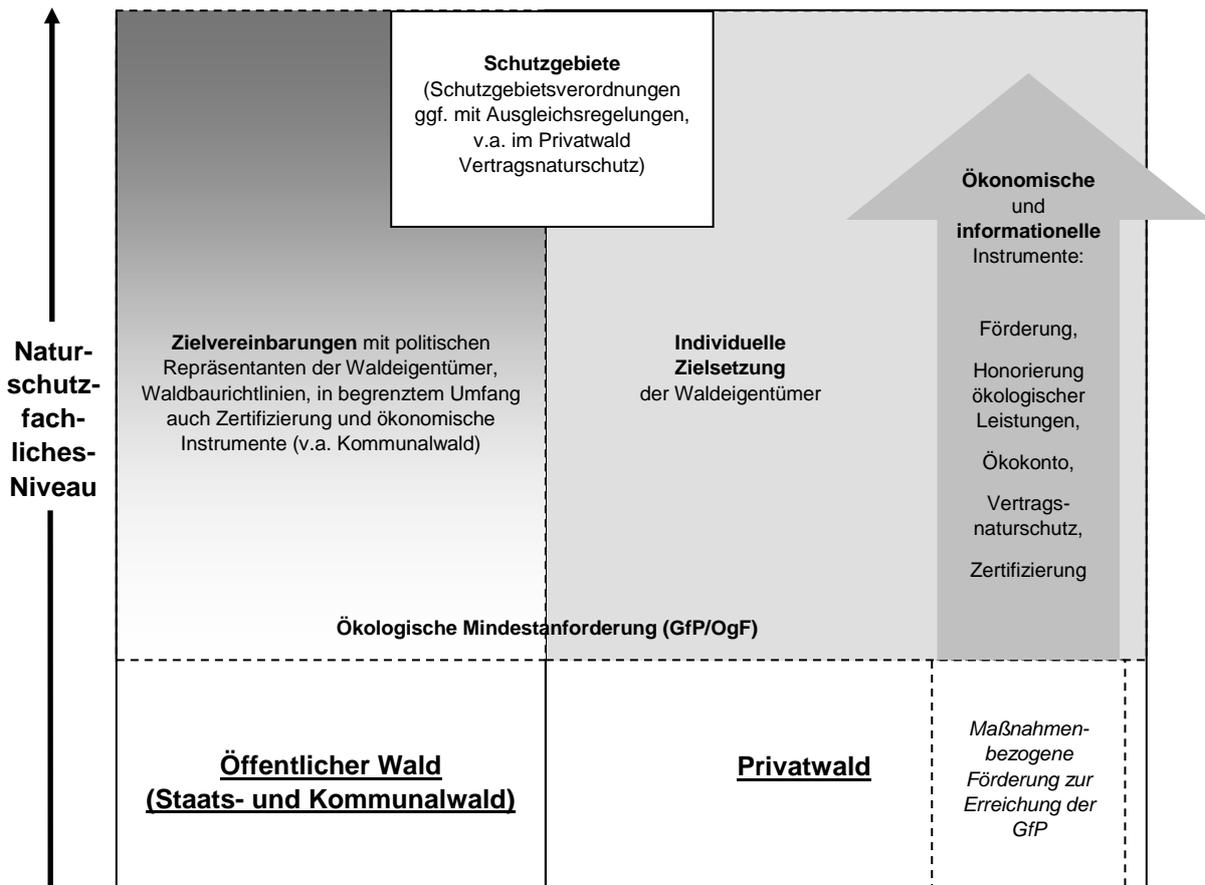


Abbildung 8: Ansatzpunkte für Instrumente des Waldnaturschutzes.
 GfP: Gute fachliche Praxis; OgF: Ordnungsgemäße Forstwirtschaft.
 Quelle: verändert nach WINKEL ET AL. (2005).

Schwerpunkte des integrativen Teils des Programms sind eine Erhöhung des Anteils standortangepasster Baumarten, der Aufbau von stufig strukturierten Mischwäldern, die Nutzung der Naturverjüngung der Baumschicht zur Sicherung der nächsten Bestandesgeneration sowie die Anpassung der Wildbestände. Dadurch sollten ökologisch und physikalisch stabilere Wälder geschaffen und Multifunktionalität in der Fläche erreicht werden. Nach der Waldschadensdebatte sowie starken Sturmereignissen in den 1980er Jahren kann in der Hinwendung zu standortangepassten und stabileren Mischbeständen in erster Linie eine nachhaltige Sicherung der Versorgungsleistung mit Holz gesehen werden. Zusätzlich können über einen naturnahen Wald vermehrt Regulationsleistungen wie Wasser- oder Erosionsschutz bereitgestellt werden.

Im integrativen Teil des Programms werden die Aspekte des Naturschutzes und der Landschaftspflege zwar direkt angesprochen und es wird ausgeführt, dass alle forstlichen Maßnahmen die Empfindlichkeit des Naturhaushaltes und des Landschaftsbildes gegenüber Veränderungen berücksichtigen sollen. Trotzdem finden sich keine konkreten Vorgaben für naturschutzfachlich relevante Strukturen wie Alt- und Totholz, das wichtige Lebensräume für seltene Arten bereitstellt. Extensivierungen bezüglich der Holzproduktion werden nur für ertragsschwache Standorte in Erwägung gezogen. Explizit wird in Bezug

auf Naturschutzaspekte ausgeführt, dass „die Bereitstellung von Holz im Rahmen der Nutzfunktion des Waldes weiterhin auf dem weit überwiegenden Teil der Waldfläche eine zentrale Aufgabe bleibt“ (MLR 1993: 83). Zusätzlich sind für den Naturschutz im Programm noch segregative Elemente (d.h. Trennung von Schutz- bzw. Nutzungszielen bezogen auf die Fläche) wie Waldschutzgebiete (Bann- und Schonwälder) sowie spezielle Programme für den Artenschutz oder für bestimmte Lebensräume einbezogen.

Insgesamt fällt die Bilanz der naturnahen Waldwirtschaft in Baden-Württemberg für die letzten knapp 20 Jahre positiv aus, was den Ausbau der Regulationsleistungen und die Sicherung der Versorgungsleistungen angeht. Der Nadelbaumanteil wurde stark gesenkt und der Anteil standortangepasster Baumarten erhöht, eine Stabilisierung der Bestände durch Mischung von Baumarten und durch Ergänzung standortheimischer Baumarten erreicht, die Nutzung von Naturverjüngung auf zwei Drittel der Waldfläche ausgedehnt und der Einsatz von Bioziden im Waldschutz eingeschränkt (KOHNLE & KLÄDTKE 2011). Allerdings sind bei zentralen Naturschutzleistungen wie der Förderung von Totholz, dem Erhalt von Habitatbäumen und Altholz, dem Nutzungsverzicht auch in produktiven, naturnahen Waldökosystemen oder der Schaffung lichter Waldstrukturen, wie sie früher in historischen Waldbewirtschaftungssystemen wie dem Nieder- oder Mittelwald periodisch bzw. der Waldweide dauerhaft geschaffen wurden, nur wenige Fortschritte gemacht worden. Auch die Förderung kultureller Leistungen wie der Erhalt des historischen Erbes im Wald bzw. historischer Waldbewirtschaftungssysteme oder auch der gezielten Verbesserung von Erholungs- und Bildungsleistungen ist ausbaufähig. Allerdings sind diese Defizite der Landesregierung und ihrem Landesforstbetrieb durchaus bewusst und es wurde zu Beginn des 21. Jahrhunderts auch in Baden-Württemberg ein Alt- und Totholzkonzept zur Förderung dieser Ressource im öffentlichen Wald aufgelegt (FORSTBW 2010). Außerdem werden im Rahmen der „Naturschutzstrategie Baden-Württemberg“ in einem partizipativen Prozess auch konkrete Zielsetzungen für den Schutz weiterer Ressourcen des Waldes festgelegt.

Die Vorgaben für naturnahe oder naturgemäße Waldwirtschaft variieren zwischen den einzelnen Bundesländern und es gibt auch weit anspruchsvollere Ausgestaltungen in Bezug auf Naturschutzleistungen als die oben vorgestellte. Im Fallbeispiel Baden-Württemberg ist die Ausrichtung auf die Versorgungsleistung „Holzproduktion“ nach wie vor sehr dominant; allerdings werden auch andere, vor allem Regulationsleistungen, im „Bündel“ der naturnahen Waldwirtschaft erbracht. Ein erster Schritt zur bundesweiten Berücksichtigung weiterer Leistungen in den Konzepten für naturnahe Waldwirtschaft wäre, Indikatoren für Biodiversität und kulturelle Leistungen systematisch im Rahmen der Betriebsinventuren bzw. Forsteinrichtungen zu erfassen. Auch die Konkretisierung und Revision der bestehenden Waldfunktionenkartierungen auf der Basis von transparenten Kriterien könnte hier für Managemententscheidungen durchaus wertvoll sein. Für eine bessere Steuerung der Bereitstellung und Bündelung von Ökosystemleistungen im Wald müssten alle Leistungen des Waldes zunächst mengenmäßig erfasst und soweit möglich sogar über eine monetäre Bewertung in die Evaluation der Betriebsziele integriert werden.

1.5.4 Privatwald: Waldumweltmaßnahmen, Vertragsnaturschutz und Ökosystemleistungen

Im Privatwald ist zur Förderung von Naturschutzleistungen ein Instrumentenmix gefragt, in dem ökonomischen Instrumenten zukünftig eine größere Bedeutung zukommen sollte (PLACHTER 2001). Ökonomische Instrumente erlauben es, gesellschaftliche Naturschutz- und Umweltziele kosteneffizienter umzusetzen als dies alleine mit ordnungs- und planungsrechtlichen Lösungen möglich wäre. Ökonomische Instrumente setzen ökonomische Anreize für die Verhaltensänderungen von individuellen Akteuren oder Akteursgruppen. Auf der einen Seite geschieht dies durch negative Preissignale in Form z.B. von Umweltsteuern oder handelbaren Zertifikaten (z.B. Treibhausgas-Emissionshandel), um umweltschädigendes Verhalten zu bestrafen. Auf der anderen Seite, und für den Waldnaturschutz besonders relevant, beruhen sie auf dem Prinzip der Freiwilligkeit und verwenden positive Anreize für den Bereitsteller einer Leistung in Form von Förderprogrammen (z.B. forstliche Förderung, Waldumweltmaßnahmen, Vertragsnaturschutz) oder handelbaren Zertifikaten (z.B. Habitat-Banking, Ökokonten). Die Verhinderung von Marktreibungen bzw. Stärkung der Marktposition durch z.B. Zertifizierung oder Qualitäts- und Regionalmarken werden teils auch den marktbasierenden Instrumenten, aber meist den informationellen Instrumenten zugerechnet.

Ein klassisches Instrument zur Umsetzung von Naturschutzzielen im Privatwald sind Waldumweltmaßnahmen bzw. Vertragsnaturschutz. Nach VON DEM BUSSCHE (2001: 40) ist Vertragsnaturschutz „jede vertragliche Vereinbarung zur vorrangigen Verwirklichung von Naturschutzzielen zwischen Verwaltung und Grundstückseigentümern, sonstigen Nutzungsberechtigten oder anderen geeigneten Personen, mit der die Vornahme, Duldung oder Unterlassung von Naturschutzmaßnahmen honoriert wird.“ Seit der letzten Förderperiode der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) (2007–2013) können solche Verträge ähnlich den Agrarumweltmaßnahmen in der Landwirtschaft als Waldumweltmaßnahmen durch die EU gefördert werden. Die Förderung erfolgt im Rahmen des Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) und wurde zur Umsetzung der Natura 2000-Vorgaben und der Ziele der EU-Biodiversitätsstrategie im Wald eingerichtet.

Die Umsetzung und die Kofinanzierung der Verträge müssen durch die Bundesländer im Rahmen ihrer Entwicklungsprogramme für den ländlichen Raum stattfinden. Anders als Maßnahmen der klassischen forstlichen Förderung wie Erstaufforstung oder Waldumbau sind die Verträge der Waldumweltmaßnahmen und der Ausgleich in Natura 2000-Gebieten nicht durch den Bund über die „Gemeinschaftsaufgabe Küstenschutz und Agrarstruktur (GAK)“ förderfähig (GROHE 2010). In vielen Bundesländern wurden in der letzten Förderperiode der GAP aber noch gar keine Programme zur Umsetzung der Waldumweltmaßnahmen und des Ausgleichs in Natura-2000 Gebieten aufgelegt (siehe Tabelle 7). Das vorhandene Budget, das die EU für diese Fördertitel zur Verfügung stellt, wurde nur zu einem Bruchteil abgerufen (GROHE 2010). Dagegen war die Förderung klassischer forstlicher Maßnahmen wie Erstaufforstung, Jungbestandspflege oder Waldkalkung (nicht-produktive Investitionen, siehe Tabelle 7) fast in allen Bundesländern verfügbar. Zentrale Naturschutzleistungen wie die Fördertatbestände „lichte Waldstrukturen“, „Totholz“ oder „Habitatbäume“ sind dagegen nicht flächendeckend im Rahmen der Waldumweltmaßnahmen umgesetzt.

Tabelle 7: Umsetzung der Fördertatbestände des ELER Schwerpunktes 2 in den Bundesländern im Jahr 2011

Fördertatbestand	BW	BY	BB	HE	MV	NI	NW	RP	SL	SN	ST	SH	TH
Erstaufforstung (Code 221/223)													
Zahlungen Natura 2000 (Code 224)													
Waldumweltmaßnahmen (Code 225)													
Vorsorge/Wiederaufbau (Code 226)													
Nichtproduktive Investitionen (Code 227)													

Quelle: DEUTSCHE VERNETZUNGSSTELLE (2012).

Wie sieht nun die Situation der Vertragsnaturschutzprogramme bzw. Waldumweltmaßnahmen in einem Bundesland aktuell und ganz konkret aus? In Baden-Württemberg werden über die Richtlinie über die Gewährung von Zuwendungen für Nachhaltige Waldwirtschaft von 2007 investive Maßnahmen zur Landschafts-, Biotop- und Habitatpflege, zur Pflege von Feuchtgebieten und Fließgewässern sowie Maßnahmen der naturnahen Waldwirtschaft wie Naturverjüngung, Waldumbau etc. einmalig mit 70% der Kosten unterstützt. Außerdem werden Maßnahmen der naturnahen Waldwirtschaft wie Naturverjüngung, Waldumbau etc. gefördert. Bewirtschaftungseinschränkungen von Waldbesitzern in Natura 2000-Gebieten werden mit 40 bis 200 € pro ha kompensiert. Betriebsindividuelle Waldumweltmaßnahmen werden noch nicht honoriert; diese Maßnahmen befinden sich für die kommende Förderperiode in Planung. Dafür können über die „Umweltzulage Wald“ Waldbesitzer mit 20 bis 40 € pro ha gefördert werden, deren Wald nach der Waldfunktionenkartierung in ausgewiesenem Wasserschutz-, Bodenschutz- oder Erholungswald liegt und die auf bestimmte Bewirtschaftungsmaßnahmen verzichten.

Die Unterschiede in der Umsetzung der Waldumweltmaßnahmen sind zwischen den Bundesländern relativ groß und in der letzten Förderperiode haben erst sechs der 13 Flächenbundesländer solche Maßnahmen angeboten, wobei Baden-Württemberg als eines dieser sechs zwar bereits einige Maßnahmen erfolgreich ergriffen hat, jedoch bislang noch keine betriebsindividuellen Waldumweltmaßnahmen anbietet (GROHE 2010, DEUTSCHE VERNETZUNGSSTELLE 2012, siehe Tabelle 7). Mit Blick auf das Beispiel Baden-Württemberg besteht auch bei diesem Instrument in der aktuellen Ausgestaltung eine deutliche Ausrichtung auf die Honorierung von Versorgungs- und Regulationsleistungen des Waldes. Die Förderung von kulturellen Leistungen ist nur für Erholungsleistungen gegeben. Insgesamt ist in den Bundesländern, die Waldumweltmaßnahmen anbieten, das Spektrum derselben oft noch sehr eng und die flächige Relevanz von Vertragsnaturschutz ist oft marginal; z.B. waren in Bayern im Jahr 2011 nur für 12.253 ha von insgesamt 1,38 Mio. ha Privatwald im Rahmen des dortigen Programms für Waldumweltmaßnahmen (VNP Wald) Verträge abgeschlossen (MAIER 2011). Gründe für die geringe Inanspruchnahme der Angebote durch die Waldeigentümer sind die mangelnde Bekanntheit der Pro-

gramme, der hohe bürokratische Aufwand und die damit verbundenen hohen Transaktionskosten, finanziell unattraktive Fördersätze und die Begrenzung auf die förderfähige Gebietskulisse von Schutzgebiete bzw. Natura 2000-Gebiete (BORMANN 2010). So wurden bei der Umsetzung der Waldumweltmaßnahmen die Vorgaben aus der zeitlich vorausgegangenen Offenlandförderung mit kurzen Vertragslaufzeiten (fünf Jahre), einer jährlichen Antragstellung etc. einfach für den Wald übernommen. Für die üblichen Flächen des Kleinstprivatwaldes (<20 ha) sind die finanziellen Anreize oft zu schwach bzw. die Bagatellgrenzen zu hoch gestaltet, so dass die große Zahl der Kleinstprivatwald-Eigentümer aus Wirtschaftlichkeitsgründen gar nicht an den Programmen partizipieren kann.

1.5.5 Perspektiven zur Rolle von ökonomischen Instrumenten und Ökosystemleistungen im Wald

Die rechtlichen und institutionellen Rahmenbedingungen für die instrumentelle Umsetzung des Ökosystemleistungskonzepts im Wald sind im Prinzip vorhanden. In der Waldgesetzgebung, den staatlichen Waldbauprogrammen für den öffentlichen Wald und den bestehenden Förderprogrammen für den Privatwald hat sich das Konzept prinzipiell bereits niedergeschlagen. Allerdings liegt in allen Instrumenten der Fokus auf den Versorgungs- und Regulationsleistungen des Waldes. Naturschutzleistungen und kulturelle Leistungen spielen eher eine untergeordnete Rolle. Das Spektrum der berücksichtigten Naturschutzleistungen ist noch verhältnismäßig eng und bei den kulturellen Leistungen kommt eigentlich nur die Erholungsleistung und – mit Einschränkungen – der Erhalt des kulturellen Erbes zum Tragen. Generell wäre eine ökonomische (Neu-)Bewertung des Wertes vieler Ökosystemleistungen und insbesondere der Naturschutzleistungen im Wald notwendig. Hierfür wäre eine Konkretisierung der naturschutzfachlichen Mindestanforderung über die Waldgesetze wichtig, um die Grundlage für eine angemessene finanzielle Honorierung von Regulations- und Naturschutzleistungen durch die Forstwirtschaft gesellschaftlich durchzusetzen (WINKEL ET AL. 2005).

Ökonomische Instrumente können in einem Instrumentenmix eine wichtige Rolle zur Förderung von Ökosystemleistungen spielen (PORRAS ET AL. 2011). Dazu müssen sie allerdings effektiver und effizienter ausgestaltet und die Anreize finanziell attraktiver werden. Die relativ langen Wachstums- und Entwicklungszyklen im Wald sollten sich auch in der Ausgestaltung der Verträge (z.B. längere Laufzeiten, keine jährliche Antragsstellung) widerspiegeln. Die Verträge und administrativen Verfahren sollten in einem partizipativen Prozess von den Landes- bzw. Regionalverwaltungen mit den Waldeigentümern ausgestaltet werden. So könnten deren Probleme und Anliegen besser verstanden und die Akzeptanz der Programme deutlich gesteigert werden. Eine einseitige Förderung von nur einer Ökosystemleistung oder von sehr wenigen Ökosystemleistungen kann zu einer negativen Beeinflussung anderer Ökosystemleistungen führen. Deswegen sollten auch bei Waldumweltmaßnahmen bzw. Vertragsnaturschutz im Wald vermehrt Bündel von Ökosystemleistungen gefördert werden (PLIENINGER ET AL. 2012). Eine ergebnisorientierte Ausgestaltung der Verträge verspricht eine höhere Wirksamkeit und Kosteneffizienz als maßnahmenorientierte Anreize; zusätzlich sollte die Ergebnisorientierung durch mehrstufige Zielerreichungsgrade bzw. -schwellen eine Motivation für den Waldeigentümer zur kontinuierlichen Verbesserung der Naturschutzleistung bieten (SCHAICH & KONOLD 2012). Dazu müssen praktikable Kriterien und Indikatoren zur Messung der Leistungen entwickelt und

implementiert werden. Die Vielfalt der Naturräume und regionale Biotoptraditionen machen eine regionalisierte Ausgestaltung der Instrumente bzw. der Zielerreichungsgrade notwendig (SCHAICH & KONOLD 2005). Das erhöht die ökologische Treffsicherheit der ökonomischen Instrumente, verlangt aber auch praktikable Lösungen bei der Implementierung und der Administration. Der Klein- und Kleinstprivatwald sollte vermehrt über kooperative Verträge (z.B. Zusammenschluss mehrerer Kleinstprivatwaldbesitzer bzw. bestehende Forstbetriebsgemeinschaften) einbezogen werden. Damit können Informationen sehr viel leichter vermittelt, Maßnahmen im kleinteiligen Waldeigentum aufeinander abgestimmt werden und eine Bereitstellung von Ökosystemleistungen auf der Landschaftsebene erfolgen (PLIENINGER ET AL. 2012). Bagatellgrenzen können damit umgangen und die Kosten für die Maßnahmen gesenkt werden.

1.5.6 Fazit

Der verstärkte Einsatz des Ökosystemleistungskonzepts im öffentlichen Wald und im Privatwald verspricht erhebliche Vorteile für die Forstwirtschaft. Eine transparente Erfassung aller bzw. der wichtigsten Ökosystemleistungen im Wald bedeutet eine Verbesserung der Entscheidungsgrundlage für die Managementplanung und eine Hilfe bei Nutzungskonflikten. Eine Bilanzierung der Ökosystemleistungen auf der Ebene privater und öffentlicher Forstbetriebe schärft das Bewusstsein der Gesellschaft und Politik für die Relevanz des Waldes. Zudem erhöht sie die Akzeptanz der Gesellschaft für eine finanzielle Honorierung und eine Anhebung der öffentlichen Mittel für die Sicherung bzw. Mehrung der Ökosystemleistungen der Wälder. Im besten Falle können somit auch zunehmend private Mittel für die Bereitstellung von Ökosystemleistungen erschlossen werden. Im öffentlichen Wald steigt durch eine transparente Bilanzierung der Ökosystemleistungen die ökologische Kompetenz und das Ansehen der Forstbetriebe; im Privatwald können über die Inwertsetzung von Naturschutzleistungen und kulturellen Leistungen die Produktpalette der Forstbetriebe erweitert und neue Einnahmequellen erschlossen werden.

Literatur

- BMELV (Hrsg.) (2009): Waldbericht der Bundesregierung 2009. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV), Berlin.
- BMU (Hrsg.) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin.
- BORMANN, K. (2010): Halbzeitbewertung des EPLR M-V – Forstliche Förderung im Schwerpunkt 2. Johann Heinrich von Thünen Institut, Hamburg.
- 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, 24-30.
- CHAPIN, F. S.; ZAVALA, E. S.; EVINER, V. T.; NAYLOR, R. L.; VITOUSEK, P. M.; REYNOLDS, H. L.; HOOPER, D. U.; LAVOREL, S.; SALA, O. E.; HOBBIE, S. E.; MACK, M. C. & DIAZ, S. (2000): Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 234-242.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; ONEILL, 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.; 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, 1-16.
- DE GROOT, R. S.; WILSON, M. A. & BOUMANS, R. M. J. (2002): A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41, 393-408.
- DEUTSCHE VERNETZUNGSSTELLE (2012): ELER-Förderung im Wald- und Forstbereich. <http://www.netzwerk-laendlicher-raum.de/themen/wald-und-forst/eler-foerderung-im-wald> (17.09.2012).
- DIETERICH, V. (1953): Forstwirtschaftspolitik: Eine Einführung. Parey, Hamburg, Berlin.
- EHRLICH, P. R. & EHRLICH, A. H. (1981): Extinction – the causes and consequences of the disappearance of species. Random House, New York.
- ENDRES, M. (1905): Handbuch der Forstpolitik mit besonderer Berücksichtigung der Gesetzgebung und Statistik. Berlin.
- FORSTBW (Hrsg.) (2010): Alt- und Totholzkonzept Baden-Württemberg. Landesbetrieb ForstBW, Stuttgart.
- GROHE, S. (2010): Waldumweltmaßnahmen und Co. – Waldnaturschutz mit ELER-Mitteln. *AFZ – Der Wald* 15, 32-35.
- HASEL, K. (1971): Waldwirtschaft und Umwelt: Eine Einführung in die forstwirtschaftlichen Probleme der Industriegesellschaft. Parey, Hamburg/Berlin.
- KÄTZEL, R. (2007): Waldfunktionen im Land Brandenburg. Eberswalder forstliche Schriftenreihe, Nr. 34. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg und Landesforstanstalt Eberswalde, Eberswalde.
- KOHNLE, U. & KLÄDTKE, U. (2011): Drei Jahrzehnte Naturnaher Waldbau in Baden-Württemberg. *AFZ – Der Wald* 65, 22-25.
- MA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005a): Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends. Findings of the Condition and Trends Working Group. Island Press, Washington.
- MA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005b): Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, D.C.
- MAIER, M. (2011): Vertragsnaturschutzprogramm Wald – Erfahrungen aus Sicht des Bayerischen Forstministeriums. http://www.netzwerk-land.at/umwelt/veranstaltungen/downloads_wum-tagung2011/maier_passau (21.10.2012).
- MLR (Hrsg.) (1993): Wald, Ökologie und Naturschutz – Leistungsbilanz und Ökologieprogramm der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg. Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Baden-Württemberg, Stuttgart.
- PISTORIUS, T.; SCHAICH, H.; WINKEL, G.; PLIENINGER, T.; BIELING, C.; KONOLD, W. & VOLZ, K.-R. (2011): Making multifunctionality marketable? A comparative analysis of the

discourses on forest functions and ecosystem services with a focus on REDDplus. Forest Policy and Economics: in review.

- PLACHTER, H. (2001): Leitlinien zur Verwirklichung von Naturschutzziele im Wald. In: Deutscher Forstverein e.V. (Hrsg.): Ein Wald für alle Fälle... – Nachhaltige Forstwirtschaft: zukunftsweisend und umweltbewusst. 60. Jahrestagung Deutscher Forstverein e.V. in Dresden: Kongressbericht. Göttingen, 151-156.
- PLIENINGER, T.; BIELING, C.; GERDES, H.; OHNESORGE, B.; SCHAICH, H.; SCHLEYER, C.; TROMMLER, K. & WOLFF, F. (2010): Ökosystemleistungen in Kulturlandschaften – Konzept und Anwendung am Beispiel der Biosphärenreservate Oberlausitz und Schwäbische Alb. *Natur und Landschaft* 85, 187-192.
- PLIENINGER, T.; SCHLEYER, C.; SCHAICH, H.; OHNESORGE, B.; GERDES, H.; HERNANDEZ-MORCILLO, M. & BIELING, C. (2012): Mainstreaming ecosystem services through reformed European agricultural policies. *Conservation Letters* 5, 281-288.
- PORRAS, I.; CHACÓN-CASCANTE, A.; ROBALINO, J. & OOSTERHUIS, F. (2011): PES and other economic beasts: assessing PES within a policy mix in conservation. In: RING, I. & SCHRÖTER-SCHLAACK, C. (Hrsg.): *Instrument Mixes for Biodiversity Policies. POLICYMIX Report, Issue No. 2*, Helmholtz Centre for Environmental Research – UFZ, Leipzig, 119-144.
- SCEP (1970): *Study of Critical Environmental Problems (SCEP): Man's impact on the global environment; assessment and recommendations for action*. MIT Press, Cambridge, MA.
- SCHAICH, H. & KONOLD, W. (2005): Naturschutzfachliche Grundlagen und Möglichkeiten der Operationalisierung eines Honorierungssystems ökologischer Leistungen im Wald. In: WINKEL, G.; SCHAICH, H.; KONOLD, W. & VOLZ, K.-R. (Hrsg.): *Naturschutz und Forstwirtschaft: Bausteine einer Naturschutzstrategie im Wald*. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 11. Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 222-304.
- SCHAICH, H. & KONOLD, W. (2012): Honorierung ökologischer Leistungen der Forstwirtschaft – Neue Wege für Kompensationsmaßnahmen im Wald? *Naturschutz und Landschaftsplanung* 44, 5-13.
- VOLK, H. & SCHIRMER, C. (2003): *Leitfaden zur Kartierung der Schutz- und Erholungsfunktion des Waldes, Waldfunktionenkartierung (WFK)*. Frankfurt a.M.
- VON DEM BUSSCHE, A. (2001): *Vertragsnaturschutz in der Verwaltungspraxis*. P. Lang, Frankfurt.
- WINKEL, G.; SCHAICH, H.; KONOLD, W. & VOLZ, K.-R. (2005): *Naturschutz und Forstwirtschaft: Bausteine einer Naturschutzstrategie im Wald*. Schriftenreihe *Naturschutz und Biologische Vielfalt des Bundesamts für Naturschutz*, Band 11, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

2 Praktische Beispiele der Inwertsetzung von Waldökosystemleistungen

Was den Leser in diesem Kapitel erwartet

In Kapitel 2 werden Möglichkeiten und Ansätze der Inwertsetzung von Ökosystemleistungen von Wäldern anhand konkreter Praxisbeispiele vorgestellt.

- Kapitel 2.1 stellt den Sechs-Schritte-Ansatz von TEEB vor, der im Rahmen einer Machbarkeitsstudie auf Großstadtwälder in Nordrhein-Westfalen übertragen wurde.
- Kapitel 2.2 betrachtet am Beispiel des Bayerischen Waldes die Opportunitätskosten der Ausweisung eines Gebietes als Nationalpark.
- Kapitel 2.3 präsentiert die Wald- und Waldflächenentwicklung in der Region Leipzig. Dies geschieht mit einem besonderen Fokus auf die Waldmehrungsplanung, die vorhandenen Instrumente zur Förderung der Erstaufforstung in Sachsen sowie einer Darstellung der Hemmnisse der Waldmehrung.
- Kapitel 2.4 stellt mit der Waldaktie ein innovatives Instrument der Waldmehrung in Mecklenburg-Vorpommern vor, das sich als weit mehr als nur ein Instrument des Klimaschutzes erweist.
- Kapitel 2.5 präsentiert einen praktischen Erfahrungsbericht aus Lübeck, dessen Stadtwald auf Grundlage eines langjährig angewendeten Konzeptes „naturnaher Waldnutzung“ zahlreiche Ökosystemleistungen in hohem Maße bereitstellt.

2.1 TEEB-Ansatz in Großstadtwäldern in Nordrhein-Westfalen

CHRISTOPH AICHER, UTA BERGHÖFER
HELMHOLTZ-ZENTRUM FÜR UMWELTFORSCHUNG – UFZ

Zwischen Gesellschaft und Wäldern bestehen vielfältige Beziehungen. Vor allem an die Wälder in Großstadtnähe werden vielfältige Erwartungen und Anforderungen herangetragen, die die traditionelle Forstwirtschaft und -wissenschaft in besonderer Weise herausfordert. Die Wälder und ihr Management müssen einer Vielzahl von Bedürfnissen nach Erholung, Freizeit, sauberer Luft, sauberem Wasser, Lebensraum für Tiere etc. gerecht werden. Das führt vielerorts zu Konflikten. Diese Situation hat das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (MKULNV) veranlasst, eine Studie zu fördern, die die Möglichkeiten ausloten sollte, die das Konzept der Ökosystemleistungen und ihrer Bewertung bereithält.¹ Seit 2007 ist in der internationalen TEEB-Studie (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) ein Ansatz entwickelt worden, um die Ökosystemleistungen für Politik und Gesellschaft sichtbar und verständlicher zu machen (TEEB 2010a, 2010c, 2011). Die in den Jahren 2011 und 2012 in Nordrhein-Westfalen (NRW) entstandene Machbarkeitsstudie ist der erste Versuch in Deutschland, Erfahrungen und Erkenntnisse aus den internationalen TEEB-Prozessen auf hiesige Wälder zu übertragen. Erste Erkenntnisse aus dieser Studie sollen in diesem Beitrag dazu dienen, den TEEB-Ansatz, insbesondere den „Sechs-Schritte-Ansatz“ in seiner Bedeutung für das Waldmanagement zu skizzieren.

2.1.1 Grundlegende Konzepte und Prozesse: Ökosystemleistungen und TEEB

Die erste Verwendung des Begriffs der Ökosystemleistungen (*ecosystem services*) wird einer wissenschaftlichen Publikation von EHRlich und EHRlich (1981) zugeschrieben (SCHRÖTER-SCHLAACK 2012). Zum Durchbruch auch außerhalb wissenschaftlicher Debatten verhalf die Report-Serie des Millennium Ecosystem Assessments, insbesondere ihr Synthesereport (MA 2005). Ökosystemleistungen werden als Nutzen (benefits) definiert, „die Menschen von Ökosystemen beziehen“ (MA 2005: 40) oder aber auch als „Wertströme, die der Gesellschaft aufgrund von Qualität und Quantität des Naturkapitals zufließen“ (TEEB 2010a: 9). Ökosystemleistungen umfassen also sowohl direkte als auch indirekte Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Wohlergehen, das heißt Leistungen und Güter, die dem Menschen einen direkten oder indirekten wirtschaftlichen, materiellen, gesundheitlichen (physisch oder psychisch) Nutzen bringen.

Eine systematische Betrachtung und Bewertung der verschiedenen Ökosystemleistungen erlauben es, die vielseitigen Abhängigkeiten und die zentrale Bedeutung von Natur für die Lebensgrundlagen von Mensch und Gesellschaft sichtbar zu machen und die Auswirkungen von Entscheidungen und Handlungen sowohl auf die Natur wie auch auf das menschliche und gesellschaftliche Wohlergehen zu analysieren. Die TEEB-Studie unterscheidet

¹ Titel der Studie: „Kriterien und Kennzahlen einer urbanen Waldnutzung in NRW – Wie lassen sich Leistungen und Wirkungen urbaner Wälder in großstädtischen Ballungsräumen bürgernah kommunizieren?“. Zur Diskussion um die Waldfunktionen-Lehre und die Debatte um Leistungen und Wirkungen von Wäldern vgl. BLUM ET AL. (1996), MANTAU (1997, 1998), OESTEN (1997), PISTORIUS ET AL. (2012).

17 verschiedene Ökosystemleistungen, welche sich in vier Gruppen gliedern lassen: Versorgungs-, Regulierungs- und kulturelle Leistungen sowie Basisleistungen der Ökosysteme.

Die internationale TEEB-Initiative („The Economics of Ecosystems and Biodiversity“) hat den aktuellen Stand des Wissens über ökonomische Aspekte von Natur und Ökosystemleistungen transdisziplinär aufgearbeitet und in mehreren Berichten veröffentlicht (TEEB 2010a, 2010b, 2010c, 2011). Die Initiative wurde im Jahr 2007 mit der Absicht ins Leben gerufen, den Verlust von Biodiversität zu bremsen bzw. ganz zu stoppen. Dazu erschien es wichtig, nicht nur auf ethische, ästhetische oder sozio-kulturelle Gründe, sondern auch auf die ökonomischen Aspekte von Biodiversität und von Ökosystemleistungen für Gesellschaften hinzuweisen. Hinweise auf den Wert der Natur insbesondere für Randgruppen in Entwicklungs- und Schwellenländern sollten dazu beitragen, die Bedeutung von Ökosystemleistungen gerade auch für ärmere Gruppen sichtbar zu machen und so dazu beitragen, dass diese bei Entscheidungen von Politik und Wirtschaft stärker berücksichtigt werden. Auch viele Entscheidungen mit nachteiligen Wirkungen auf Wälder und ihre Ökosystemleistungen erscheinen in ganz anderem Licht, wenn die Bedeutung und der ökonomische Wert (monetär oder nichtmonetär) genau dieser Leistungen und Wirkungen dargestellt und ins Bewusstsein gerückt werden.

2.1.2 Ausgangslage

Nordrhein-Westfalen ist das bevölkerungsreichste Bundesland Deutschlands und die ineinander übergehenden Stadtgebiete an Ruhr und Rhein erreichen mit rund 10 Millionen Bürgerinnen und Bürgern die Dimension einer Megacity. Dabei stehen in NRW nur 500 m² Wald pro Einwohner zur Verfügung (Bundesdurchschnitt ist 1.200 m²), in den Ballungsgebieten noch weit weniger (MKULNV 2011). Diese sehr knappen urbanen Wälder dienen zunehmend als Raum für unterschiedliche Zwecke und Nutzungen. Besucherinnen und Besucher nehmen Wald für ihre Bedürfnisse in Anspruch: Sie wollen Hunde ausführen, in Ruhe spazieren gehen, Rad fahren, reiten, Pilze suchen, aber auch besondere Pflanzen und Tiere ungestört beobachten, jagen sowie sportlichen Aktivitäten wie *geo-caching*, *dirt biking* oder *softair* nachgehen. Viele dieser Aktivitäten schließen sich bei dem Wunsch nach einer ungestörten Ausübung gegenseitig aus, Konflikte entstehen zwingend. Längst ist außerdem klar, dass die Holzwirtschaft in urbanen Wäldern nicht mehr die zentrale Rolle für das Ressourcenmanagement spielt (vgl. auch SCHRAML 2009). Dies impliziert eine weitreichende Akzeptanz der Bedeutung der Großstadtwälder u.a. für die physische und vor allem psychische Gesundheit ihrer Besucher, jedoch gibt es für diese und andere Ökosystemleistungen noch keine Kennzahlen, um sie in politischen Entscheidungen angemessen berücksichtigen zu können.

Die vorhandenen Waldfunktionenkarten der urbanen Wälder in Nordrhein-Westfalen sind veraltet. Sie wurden über Jahrzehnte nicht aktualisiert und scheinen ungeeignet, zwischen den verschiedenen Waldnutzern zu vermitteln und Einvernehmen zu sichern. Die traditionellen Instrumente der Forstplanung und des Managements greifen zu kurz. Erschwerend kommt hinzu, dass die Haushalte der öffentlichen Hand vielerorts sehr knapp bemessen sind. Viele Leistungen der Forstwirtschaft können deshalb nicht (mehr) (quer-)finanziert werden. Deshalb stehen die traditionellen Ansätze des Forstmanagements unter Rechtfertigungsdruck. Vielerorts kostet der Wald mehr als er erwirtschaftet. Die hier erbrachten Ökosystemleistungen werden dabei meist weder entgolten noch von Politik und Öffent-

lichkeit als Leistungen der Forstwirtschaft wahrgenommen. Innovative und effiziente Managementkonzepte sind gefordert, die eine gesellschaftlich sinnvolle und nachhaltige Nutzung der Wälder und den Erhalt ihrer Ökosystemleistungen ermöglichen.

TEEB zeigt zur Lösung dieses Problems einen interessanten Weg auf, denn durch diesen Ansatz können:

- vielfältige Arten von Nutzen aus Schutz und Pflege der Wälder zum Erhalt der Ökosystemleistungen für die Allgemeinheit aufgezeigt,
- die schädigenden Wirkungen bestimmter Politiken und Praktiken sichtbar gemacht und
- neue und andere Anreizsysteme zur Zielerreichung sowie Möglichkeiten zu deren Finanzierung entwickelt werden.

Um die positiven sozialen Effekte und die ökologische Nachhaltigkeit analysieren, belegen und vermitteln zu können, fehlen bislang Kennzahlensysteme und Indexwerte, die

- die verschiedenen Ökosystemleistungen von Großstadtwäldern angemessen erfassen,
- die Arbeitsleistung der Förster in Hinblick auf diese Ökosystemleistungen sichtbar und bewertbar machen und
- eine adäquate Kommunikation mit Waldnutzern und politischen Entscheidungsträgern (Landes- und Kommunalpolitikern) ermöglichen.

2.1.3 Der Sechs-Schritte-Ansatz

Um sich verstärkende Konflikte und die Situation erschwerende Prozesse zu vermeiden, müssen politische Entscheidungen getroffen und umgesetzt werden. Auf welcher Basis aber können diese Entscheidungen gefällt werden? Entscheidungen dieser Art setzen Bewertungen voraus. Diese sollten allgemein nachvollziehbar und akzeptabel sein. Ökonomische Bewertungen haben sich hier als nützlich erwiesen. Sie erlauben es, Kriterien systematisch und methodisch zu entwickeln und für die Bewertung von Natur und ihren Dienstleistungen zu verwenden. Hierfür steht eine Vielzahl von empirisch erprobten Ansätzen zur Verfügung. Diese beschränken sich keineswegs nur auf solche Ansätze, die der Natur Geldwerte zuweisen. Auch solche Methoden, die darauf abzielen, kulturelle und ethische Wertschätzungen sichtbar und greifbar zu machen, gehören in das Portfolio ökonomischer Bewertungen (vgl. HANSJÜRGENS & LIENHOOP 2011).

Der TEEB-Ansatz beabsichtigt, die Werte von Ökosystemen und ihren Dienstleistungen für Menschen aufzudecken, bewusst zu machen und so stärker als bisher in politische Entscheidungen einfließen zu lassen. Das bedeutet: die ökonomische Betrachtung ist ein Mittel, Handlungsmuster zu verändern. Dafür wurde der TEEB-Sechs-Schritte-Ansatz entwickelt, der darauf abzielt, dass alle betroffenen Gruppen in einen Prozess eintreten, bei dem es darum geht, Werte anzuerkennen, zu analysieren und darzustellen, um diese gemeinsam akzeptierten Werte dann auch in Entscheidungsprozesse und Handlungen zu integrieren (vgl. Tabelle 8) (vgl. dazu: TEEB 2010c, 2010d, im Druck, HERKLE 2012).

Tabelle 8: Der Sechs-Schritte-Ansatz der internationalen TEEB-Studie

Sechs Schritte zur Integration von Ökosystemleistungen in die Kommunal-/Regionalpolitik	
Schritte	Illustrierende Fragen
<p>Schritt 1: Fragestellung gemeinsam mit Akteuren abklären und ausformulieren</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Sind alle wichtigen Aspekte berücksichtigt und Missverständnisse bei der Entscheidungsfindung und Umsetzung vermieden? • Sind alle wichtigen Akteure beteiligt?
<p>Schritt 2: Ökosystemleistungen für die Analyse priorisieren</p> <p>Schritt 3: Informationsbedarf bestimmen und geeignete Verfahren wählen</p> <p>Schritt 4: Ökosystemleistungen einschätzen</p>	<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? • Welche Informationen über welche Ökosystemleistungen sind nötig? • Optionen: <ol style="list-style-type: none"> 1. Qualitative Beschreibung 2. Quantifizierung mit Hilfe von Indikatoren • Monetäre Bewertung • Welche Bewertungskonzepte und Instrumente zur Bewertung von Ökosystemleistungen sind geeignet? • Welche Daten sind wo zu erheben?
<p>Schritt 5: Maßnahmen identifizieren und beurteilen</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Wie können Ergebnisse der Bewertungen in Entscheidungen diverser Akteure einfließen? • Optionen: <ol style="list-style-type: none"> 1. als Informationsgrundlage bei partizipativen Prozessen 2. als Grundlage für eine Kosten-Nutzen-Analyse 3. als Ausgangsmaterial für eine Mehrkriterienanalyse
<p>Schritt 6: Verteilungswirkungen analysieren</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Wo sind Gewinner und Verlierer etwaiger Veränderungen?

Quelle: TEEB (2010c: 29-31, 2010d: 6).

Im Rahmen der hier betrachteten Studie wurde in Zusammenarbeit mit Vertretern von Wissenschaft, der AG Großstadtwald² sowie des MKULNV erarbeitet, welche Ökosystemleistungen in den urbanen Wäldern Nordrhein-Westfalens eine herausgehobene Rolle spielen.

² Die Arbeitsgemeinschaft Großstadtwald wurde innerhalb des nordrhein-westfälischen Kommunalwaldbesitzerverbandes gegründet, um die besondere Bedeutung der Großstadtwälder hervorzuheben und ein Sprachrohr für deren Anliegen zu bilden.

Eine Priorisierung von sechs zentralen Ökosystemleistungen führte zu den Feldern (i) Erholung, (ii) Wasserversorgung, (iii) Klimaregulierung, (iv) Holz, (v) Lebensraum für Tiere und Pflanzen sowie (vi) Gesundheit. Erfasst wurde außerdem der Beitrag der Forstwirtschaft zur Bereitstellung verschiedener Ökosystemleistungen (zur Illustration vgl. Tabelle 9). Zudem wurden mögliche Kennzahlen für die Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen zusammengestellt, welche als Grundlage für eine weitere Studie dienen können. Es wurden also Themen erörtert, die den Schritten 1 bis 3 des Sechs-Schritte-Ansatzes zuzuordnen sind. Weitere Schritte (insbesondere 4–6) sollen in einem Folgeprojekt durchgeführt werden.

Tabelle 9: Überblickstabelle von Ökosystemleistungen, forstwirtschaftlichen Leistungen und möglichen Indikatoren am Beispiel der Erholung

Ökosystemleistungen	Produktgruppe/ Nutzenkategorie	Beitrag der Forstwirtschaft	Mögliche Kennzahlen
Erholung <i>(Bewegung)</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Spaziergehen • Joggen • Walken • Wandern • Radfahren • Hunde ausführen <p>Mögliche Konflikte zwischen: Hunde ausführen – Joggen / Walken – Radfahren</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Verkehrssicherung • Unterhaltung Wegeflächen • Unterhaltung der Infrastruktur • Besucherlenkung • Konfliktmoderation, Beschwerdebearbeitung, Bürgeranfragen beantworten • Kontrolle • Angepasste Arbeitsverfahren bei der verbliebenen Holzwirtschaft (Terminierung, Maschineneinsatz etc.) 	<ul style="list-style-type: none"> • Erreichbarkeit des Waldes in Gehminuten • Anzahl der Waldparkplätze • ÖPNV-Haltestellen • Aufenthaltsdauer und Häufigkeit der Besuche • ausgewiesene Joggingstrecken / (Nordic) Walking-Strecken (km)

Quelle: Eigene Darstellung.

Wichtig für den Erfolg des Sechs-Schritte-Ansatz ist es, möglichst alle relevanten Betroffenen an einen Tisch zu bringen und eine gemeinsame Basis der Problemwahrnehmung herzustellen. Die dann folgenden ökonomischen Bewertungen der zu untersuchenden Ökosystemleistungen sollten sich an dieser gemeinsam formulierten Problemstellung orientieren. Dabei sollte klar sein, was und wie gemessen bzw. bewertet wird. Entsprechend sollte das Analysedesign an die spezifischen Notwendigkeiten angepasst werden. Die zugrunde gelegten Annahmen müssen offengelegt und es muss verständlich gemacht werden, wie die Ergebnisse zustande gekommen und zu verstehen sind. Die sozialen Konsequenzen von Veränderungen im Zugriff und/oder Nutzen von Ökosystemleistungen dürfen hierbei nicht vergessen werden.

2.1.4 Fazit

In diesem Beitrag wurde anhand einer Machbarkeitsstudie zu urbanen Wäldern in Nordrhein-Westfalen der TEEB-Sechs-Schritte-Ansatz und seine mögliche Anwendbarkeit für Wälder und ihr Management ausgeleuchtet. Rückmeldungen der an der Studie Beteiligten zeigen, dass die Erfassung, explizite Einbeziehung und Bewertung von Ökosystemleistungen in das Management der urbanen Wälder dazu beitragen können, der Multifunktio-

nalität der urbanen Wälder besser gerecht zu werden und diese auch besser zu vermitteln. Dies wird insbesondere dadurch erreicht, dass die Bedeutung von intakten Wäldern unter „gutem“ Management sowohl der Bevölkerung als auch der Politik sichtbar und verständlich gemacht wird. So können Öffentlichkeit und politische Entscheidungsträger dafür gewonnen werden, sich zu engagieren, die notwendigen Maßnahmen und das entsprechende Engagement Dritter zu honorieren sowie Mittel für entsprechende Maßnahmen zur Verfügung zu stellen.

Die tatsächliche Anwendung des Sechs-Schritte-Ansatz auf ein konkretes Stück Wald ist mit großem Aufwand verbunden. Es mag nicht in jedem Fall möglich sein, die erforderliche Zeit und Energie in ein solches Verfahren zu investieren. Mit Sicherheit ist es jedoch von Nutzen, die einzelnen Schritte und ihre spezifischen Aspekte vor Entscheidungen über die Nutzung von Ökosystemleistungen zu durchdenken.

Literatur

- BLUM, A.; BRANDL, H.; OESTEN, G.; RÄTZ, T.; SCHANZ, H.; SCHMIDT, S. & VOGEL, G. (1996): Wohlfahrtsökonomische Betrachtungen zu den Wirkungen des Waldes und den Leistungen der Forstwirtschaft. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung (AFJZ) 167 (5), 89-95.
- EHRlich, P. R. & EHRlich, A. H. (1981): Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species. New York.
- HANSJÜRGENS, B. & LIENHOOP, N. (2011): Wider das Zerrbild von der ökonomischen Bewertung. Reaktion auf F. Ekarde 2011. Umweltökonomik, Wachstum, Ethik und die Klimadaten. GAIA 20 (4), 229-231.
- 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. 2., überarb. Aufl. BfN-Skripten 319, Bonn, 65-71.
- MA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): Ecosystems and human well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.
- MANTAU, U. (1997): Funktionen, Leistungen, Wirkungen oder ganz was Neues? AFZ-Der-Wald 15, 826-827.
- MANTAU, U. (1998): Erwiderung. AFZ-Der-Wald 16, 855.
- MKULNV – MINISTERIUM FÜR KLIMASCHUTZ, UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, NATUR- UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN (2011): Waldzustandsbericht 2011. Bericht über den ökologischen Zustand des Waldes in NRW – Nachhaltigkeitsberichterstattung NRW – Detmold. Oktober 2011.
- OESTEN, G. (1997): Stellungnahme. AFZ-Der-Wald 21, 1153-1154.
- PISTORIUS, T.; SCHAICH, H.; WINKEL, G.; PLIENINGER, T.; BIELING, C.; KONOLD, W. & VOLZ, K.-R. (2012): Lessons for REDDplus: A comparative analysis of the German discourse on forest functions and the global ecosystem service debate. Forest Policy and Economics 18, 4-12.
- SCHRAML, U. (2009): Erholung und Tourismus als Themen einer Zukunftsstrategie für die Waldnutzung in Deutschland. Universität Freiburg, Institut für Forst- und Umweltpolitik. Arbeitsbericht 02/2009, Freiburg.

- 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. 2. überarb. Aufl. BfN-Skripten 318, Bonn, 8-15.
- TEEB (2010a): Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität: Die ökonomische Bedeutung der Natur in Entscheidungsprozesse integrieren. (TEEB (2010): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature.) Ansatz, Schlussfolgerungen und Empfehlungen von TEEB – eine Synthese. Münster.
- TEEB (2010b): The economics of ecosystems and biodiversity: Ecological and economic foundations. Edited by Pushpam Kumar, Earthscan, London/Washington, DC.
- TEEB (2010c): The economics of ecosystems and biodiversity for local and regional policy makers. Edited by Heidi Wittmer and Haripriya Gundimeda. <http://www.teebweb.org/teeb-study-and-reports/main-reports/local-and-regional-policy-makers/> (12.12.2012).
- TEEB (2010d): Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität. Kurzleitfaden: TEEB für lokale und regionale Entscheidungsträger. (Original: The Economics of Ecosystems & Biodiversity. A Quick Guide to TEEB for Local and Regional Policy Makers.) <http://www.teebweb.org/teeb-study-and-reports/main-reports/local-and-regional-policy-makers/> (12.12.2012).
- TEEB (2011): The economics of ecosystems and biodiversity in national and international policy making. Edited by Patrick ten Brink, London/Washington, DC.
- TEEB (im Druck): Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität für kommunale und regionale Entscheidungsträger. Nach Erscheinen verfügbar unter <http://www.teebweb.org/teeb-study-and-reports/main-reports/local-and-regional-policy-makers/>.

2.2 Nationalparks und Opportunitätskosten: Das Beispiel Bayerischer Wald

HUBERT JOB, MARIUS MAYER, MANUEL WOLTERING
JULIUS-MAXIMILIANS-UNIVERSITÄT WÜRZBURG

2.2.1 Einführung

Die nationale Strategie zur biologischen Vielfalt sieht vor, dass sich bis zum Jahr 2020 „die Natur auf 2% der Fläche Deutschlands wieder nach ihren eigenen Gesetzmäßigkeiten ungestört entwickeln und Wildnis entstehen“ (BMU 2007: 28) darf. Gleichzeitig soll „der Flächenanteil der Wälder mit natürlicher Waldentwicklung 5% der Waldfläche“ (BMU 2007: 31) betragen; parallel wird eine „natürliche Entwicklung auf 10% der Waldfläche der öffentlichen Hand bis 2020“ (BMU 2007: 45) angestrebt. Derzeit umfassen jedoch „Wildnisgebiete deutlich weniger als 1% der Landesfläche“ (BMU 2007: 40). Aktuell liegt beispielsweise der vollkommen aus der Nutzung genommene Flächenanteil von Buchenwäldern bei etwa 0,47% der heutigen Waldfläche Deutschlands bzw. 0,14% der Landfläche Deutschlands (BFN 2008: 28).

Möchte man also das oben skizzierte, ehrgeizige Ziel bis zum Jahr 2020 erreichen, sind neue, für den Naturschutz geeignete Flächen ausfindig zu machen. Größere Flächenpotenziale bieten sich dabei einerseits durch Ausweitung des Anteils an Prozessschutzflächen in bereits bestehenden Nationalparks, auf denen sich die Natur ungestört entwickeln kann, oder andererseits durch Ausweisung neuer Nationalparks mit einem notwendigen Mindestanteil an Prozessschutzflächen. Derzeit werden im Nordschwarzwald, Pfälzerwald, Steigerwald und Teutoburger Wald gleich in mehreren Regionen Deutschlands Nationalparkausweisungen diskutiert, denen allen – ihrem Namen gerecht werdend – ein hoher Grad an Waldbedeckung gemein ist. Um das Ziel vermehrter, ungestörter Naturentwicklung zu erreichen, müsste folglich vielfach die bestehende Forstnutzung aufgegeben werden (vgl. BMU 2007: 31). Angesichts der gleichzeitig viel diskutierten Energiewende birgt dies nahezu unausweichlich ein hohes Konfliktpotenzial. In diesem Kontext sehen Kritiker von Nationalparkausweisungen diese als „staatliche Zuschussgeschäfte“ (vgl. zur möglichen Ausweisung eines Nationalparks Steigerwald SÜDDEUTSCHE ZEITUNG 2010).

Nationalparks dienen gemäß Bundesnaturschutzgesetz vorrangig dem ungestörten Ablauf von Naturvorgängen sowie darüber hinaus – soweit es der Schutzzweck erlaubt – der wissenschaftlichen Umweltbeobachtung, der naturkundlichen Bildung und schließlich dem Naturerlebnis der Bevölkerung (vgl. § 24 BNatSchG). Da sich der „ungestörte Ablauf von Naturvorgängen“ und forstwirtschaftliche Nutzung gegenseitig ausschließen, stellt sich die Frage, welche pekuniären Einbußen sich durch die Aufgabe der bisherigen Holznutzung bei der Ausweisung neuer Nationalparkflächen einstellen würden. Zunächst werden in diesem Beitrag die relevanten Kostenarten sowie der aktuelle Stand der Forschung zu diesem Thema im deutschsprachigen Raum vorgestellt, dann wird der Fragestellung am Beispiel des Nationalparks Bayerischer Wald nachgegangen. Die sich bietenden Möglichkeiten eines auf Wildnis basierenden Naturtourismus wurden an dieser Stelle nicht in die Betrachtung einbezogen. Allerdings wird am Ende des Beitrages kurz auf die regionalwirtschaftlichen Beschäftigungseffekte des Nationalparks Bayerischer Wald eingegangen.

2.2.2 Kosten eines Nationalparks und aktueller Forschungsstand

Im Kontext der Ausweisung eines Nationalparks sind drei Kostenarten voneinander zu unterscheiden, die auf unterschiedlichen Maßstabsebenen anfallen (WELLS 1992): Direkte Kosten, indirekte Kosten und Opportunitätskosten. Die direkten Kosten umfassen dabei sämtliche Ausgaben für die (infrastrukturelle) Einrichtung, den laufenden Unterhalt und das Management eines Nationalparks (z.B. Personal, Besuchereinrichtungen etc.). Diese Kosten sind i.d.R. nicht von regionalwirtschaftlicher Bedeutung, da sie meist auf der gesamtstaatlichen Ebene (in Deutschland auf Ebene der Bundesländer) getragen werden. Zu den indirekten Kosten sind alle jene Schäden zu zählen, die außerhalb eines Nationalparks von den typischerweise innerhalb eines solchen Gebietes beheimateten Wildtieren verursacht werden. In Deutschland stellt dies mangels Existenz großer Raubtiere weniger ein Problem dar als beispielsweise in Nordamerika. Allerdings zeigen die Probleme mit den Borkenkäfern im Bayerischen Wald auf sehr anschauliche Art und Weise, mit welchen potenziellen indirekten Kosten zu rechnen ist. Gemeinhin fallen indirekte Kosten auf lokaler bis regionaler Maßstabsebene an (vgl. DIXON & SHERMAN 1991: 71). Als Opportunitätskosten bezeichnet man sämtliche entgangenen Einnahmen aus alternativen Nutzungen. In einem Nationalpark liegen Produktionsfaktoren, mit denen Einnahmen erzielt werden können, entweder völlig brach, oder erzielen weniger Einnahmen als möglich. Im Bayerischen Wald betrifft dies vor allem die Holz- und Forstwirtschaft, die nach Ausweisung eines Nationalparks mittelfristig einzustellen ist, sodass keine Einnahmen mehr aus dieser wirtschaftlichen Flächennutzungsoption entstehen können. Es handelt sich dabei um volkswirtschaftliche Wohlfahrtsverluste (mitunter auch als „Verdrängungskosten“ bezeichnet), die auf regionaler Ebene von einzelnen privaten Akteuren (z.B. Sägewerksarbeiter) sowie auf nationalstaatlicher Ebene von der Gesellschaft insgesamt (z.B. entgangene Einnahmen des Staatsforstes) getragen werden (vgl. DIXON & SHERMAN 1991, ROMMEL 1998: 84f.).

Gerade mit Blick auf forst- und holzwirtschaftliche Nutzungsalternativen existieren für mitteleuropäische Nationalparks bzw. Schutzgebiete – anders als im internationalen Vergleich – bisher nur verhältnismäßig wenige Untersuchungen zur Analyse der Opportunitätskosten. Hervorzuheben sind insbesondere die beiden detaillierten Kosten-Nutzen-Analysen zu den österreichischen Nationalparks Donauauen und Oberösterreichische Kalkalpen, die als ex-ante-Untersuchungen im Vorfeld der jeweiligen Ausweisung durchgeführt wurden. Die durch die Aufgabe der forstwirtschaftlichen Nutzung entgangene Wertschöpfung wird im Falle der Donauauen auf umgerechnet 0,60 bzw. 0,77 Mio. € geschätzt, wobei sich diese Werte auf 5500 bzw. 7050 ha Waldfläche, davon 4675 bzw. 5993 ha „strenge Naturzone“ beziehen, was Opportunitätskosten pro Hektar Waldfläche von 109 € entspricht (Preisbasis 1993) (vgl. SCHÖNBÄCK, KOSZ & MADREITER 1997: 180). Im Falle der Oberösterreichischen Kalkalpen übersteigen die forstwirtschaftlichen (Opportunitäts-)Kosten die forstwirtschaftlichen Nutzen des Nationalparks um rund 0,23 Mio. €, wodurch sich bei einer Waldfläche von 12.300 ha ein Defizit pro Hektar Waldfläche von 18,7 € ergibt (vgl. BAASKE ET AL. 1998: 19, 73, 95ff.).

Darüber hinaus existieren im mitteleuropäischen Schutzgebietskontext derzeit verhältnismäßig wenige Opportunitätskostenanalysen: Einmal wurde die Einstellung der Forstwirtschaft im Rahmen eines Naturschutzvorhabens im Nordschwarzwald untersucht, wofür sich unter Berücksichtigung nicht nur der entgangenen Einnahmen, sondern auch der

dadurch bedingten Kosteneinsparungen Opportunitätskosten von 5,39 € pro Hektar ergeben (vgl. BLUM 1999: 91ff.). Zu völlig anderen Ergebnissen, nämlich zu etwa 100-fach höheren Opportunitätskosten kommt eine nicht regional spezifizierte Opportunitätskostenanalyse deutscher Buchenwälder von KNOKE & MOOG (2005: 108): bei einer Nutzungseinstellung auf 10% der Fläche (rund 143.000 ha) wurden entgangene Einnahmen in Höhe von 85 Mio. € berechnet, dies entspricht 592 € pro Hektar und Jahr. Wäre dieser entgangene Nutzen durch die deutsche Bevölkerung zu tragen, so würde dies eine Zahlungsbereitschaft von 2,3 € pro deutschem Haushalt als Kompensation verlangen.

2.2.3 Untersuchungsdesign

Die folgende Analyse zielt ausschließlich auf die Bestimmung der Opportunitätskosten des Nationalparks Bayerischer Wald. Aus umweltökonomischer Sicht sind allerdings die Opportunitätskosten alternativer Flächennutzung von bereits ausgewiesenen Schutzgebieten per Definition gleich Null, denn die rechtliche Situation lässt eine alternative Nutzung nicht mehr zu. Deshalb wird hier hypothetisch mit Hilfe von unterschiedlichen Szenarien unterstellt, dass auf der gesamten Nationalparkfläche eine planmäßige forstwirtschaftliche Nutzung wie vor Ausweisung im Jahr 1970 (bzw. für das Erweiterungsgebiet 1997) stattfinden und es zu keinerlei Einschränkungen durch Naturwaldreservate kommen würde. Diese Untersuchung wird durch den Umstand begünstigt, dass das betreffende Gebiet mit 96% Waldbedeckung eine vergleichsweise homogene Struktur aufweist und die heutige Nationalparkfläche beinahe vollständig aus ehemaligen Staatsforstämtern hervorgegangen ist. Darüber hinaus wirtschaften die umliegenden privat sowie staatlich geführten Forstbetriebe unter sehr ähnlichen wuchsklimatischen Standortbedingungen, sodass deren Daten für die Untersuchung herangezogen werden konnten. Dies erleichterte die Darstellung der notwendigen forstbaulichen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen für eine potenziell forstwirtschaftlich genutzte Nationalparkfläche erheblich.

All diese, wie auch weiterführende Informationen zu den sich an das Fällen der Bäume anschließenden Verarbeitungsstufen, wurden auf zweierlei Art gewonnen: Zum einen wurden 21 qualitative, leitfadengestützte Expertengespräche mit einer durchschnittlichen Dauer von etwa eineinhalb Stunden geführt. Diese dienten vor allem zur Feststellung der forstlichen und betriebswirtschaftlichen Kennzahlen der benachbarten privaten und staatlichen Forstbetriebe sowie der Waldbesitzervereinigungen in den umliegenden Landkreisen Freyung-Grafenau und Regen. Zum anderen musste für die Abschätzung der regionalökonomischen Bedeutung der Holzwirtschaft auf sekundärstatistisches Datenmaterial zurückgegriffen werden. Daten für die Holzverarbeitenden Branchen vor Ort wurden durch die Industrie- und Handelskammer Niederbayern-Passau sowie die Handwerkskammer Niederbayern-Oberpfalz zur Verfügung gestellt. Zudem wurden regionalisierte Auswertungen der Bayerischen Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft herangezogen, welche die Beschäftigungsstatistik der Bundesagentur für Arbeit für das Holzcluster Bayern bzw. Regierungsbezirk Niederbayern und Daten zu Sägewerksstandorten umfassten.

Für die Berechnung der forstwirtschaftlichen Wertschöpfung wurden unter bestimmten Annahmen und verschiedenen Szenarien eine Reihe aufeinander aufbauender Schritte durchgeführt. Eine eingehende Erläuterung der einzelnen Berechnungsschritte bzw. der daran geknüpften Annahmen ist dem Aufsatz in der Allgemeinen Forst- und Jagdzeitung zu entnehmen (vgl. JOB & MAYER 2012: 133ff.).

2.2.4 Ergebnisse

Unter der Prämisse gleichbleibender Kostenstrukturen in Forst- und Sägebetrieben sowie eines konstanten regionalen Verarbeitungsanteils des Rundholzes von 36,4% und eines Exportanteils nach Österreich von 12,2% ergeben sich für verschiedene Holzeinschlags-Varianten und Preisspannen für das Rund- bzw. Schnittholz die Szenarien A bis C, die Opportunitätskosten zwischen 4,98 Mio. € (Minimum) und 10,76 Mio. € (Maximum) pro Jahr repräsentieren (vgl. Tabelle 10). Da es sich um eine regionalwirtschaftliche Betrachtung handelt, entfällt die Wertschöpfung in der Sägeindustrie außerhalb des Untersuchungsgebiets.

Tabelle 10: Opportunitätskosten des Nationalparks Bayerischer Wald auf regionalwirtschaftlicher Maßstabsebene für das Jahr 2007 basierend auf hypothetischen forst- und holzwirtschaftlichen Nutzungsszenarien

Regionalwirtschaftliche Ebene				
		(A) Maximum	(B) Mittelwert	(C) Minimum
Annahmen	Holzeinschlag	175.000 Fm	162.500 Fm	150.000 Fm
	Rundholzpreis	80 €/Fm	60 €/Fm	40 €/Fm
	Schnittholzpreis	180 €/m ³	150 €/m ³	130 €/m ³
Einkommen Forstwirtschaft		8,95 Mio. €	6,23 Mio. €	3,84 Mio. €
davon direkt (1. WS-Stufe)		7,74 Mio. €	5,39 Mio. €	3,32 Mio. €
davon indirekt (2. WS-Stufe)		1,21 Mio. €	0,84 Mio. €	0,52 Mio. €
Einkommen Sägeindustrie		1,81 Mio. €	1,41 Mio. €	1,14 Mio. €
Opportunitätskosten gesamt		10,76 Mio. €	7,64 Mio. €	4,98 Mio. €
In der Region verbleibend				
Personalaufwand		3,79 Mio. €	3,79 Mio. €	3,79 Mio. €
Indirekte Wertschöpfung Forstwirtschaft		1,21 Mio. €	0,84 Mio. €	0,52 Mio. €
Wertschöpfung Holzwirtschaft regional		1,81 Mio. €	1,41 Mio. €	1,14 Mio. €
Opportunitätskosten regional gesamt		6,81 Mio. €	6,04 Mio. €	5,45 Mio. €

Quelle: JOB & MAYER (2012: 137).

Die in der oberen Hälfte von Tabelle 10 aufgeführten Werte gelten nur, wenn man die Tatsache vernachlässigt, dass die auf der Fläche des heutigen Nationalparks erzielbaren Gewinne eines fiktiven Staatsforstbetriebs „Lusen-Rachel-Falkenstein“ fast vollständig an die Zentrale nach Regensburg und damit an den bayerischen Staatshaushalt abgeführt werden müssten und nicht in der Region verbleiben würden. In der Region verbleiben würde lediglich der Personalaufwand der im Untersuchungsgebiet ansässigen Mitarbeiter

in Höhe von 3,79 Mio. €, die indirekte Wertschöpfung, die sich aus den regional bezogenen Vorleistungen der Forstwirtschaft errechnet (zu denen definitionsgemäß auch die Investitionen zu rechnen sind), sowie die regionale Wertschöpfung der Sägeindustrie. Die in der Region gebundene Lohnsumme der Mitarbeiter des Staatsforstbetriebs ergibt sich aus der Multiplikation der rund 100 Vollzeitbeschäftigten im fiktiven Staatsforstbetrieb mit den jährlichen Personalkosten von durchschnittlich 42.054 € pro Arbeitskraft („Vollzeitbeschäftigungsäquivalent“) und der Annahme, dass 90% der Mitarbeiter im Untersuchungsgebiet wohnen (analog zur aktuellen Situation im Nationalpark).

2.2.5 Regionalwirtschaftliche Beschäftigungseffekte

Was die regionalwirtschaftlichen Beschäftigungswirkungen angeht, muss festgehalten werden, dass der Nationalpark größere positive Effekte auf den regionalen Arbeitsmarkt ausübt als ein alternativ existierender Staatsforstbetrieb dies tun würde. Der Nationalpark beschäftigt heute etwa 190 Vollzeitarbeitskräfte (ganzjähriges Mittel), was einer Fläche je Mitarbeiter von 130 ha entspricht. Ein heutiger Bayerischer Staatsforstbetrieb würde lediglich zwischen 90 und 110 Mitarbeiter beschäftigen, wenn man die Vergleichswerte der benachbarten Betriebe Neureichenau und Bodenmais sowie des privaten Erwerbsforstes des Fürsten von Hohenzollern am Arber auf das Lusen-Rachel-Falkenstein-Gebiet überträgt. Die Gründe für diese Abweichungen liegen in den Rationalisierungsmaßnahmen und der zunehmenden Maschinisierung der Forstwirtschaft in den vergangenen Jahrzehnten (größere Betriebe mit weniger Revieren). So ist der Anteil der mechanisierten Holzernte im bayerischen Staatswald zwischen 1994 und 2009 von 4% auf 51% gestiegen (vgl. STMELF 2010: 21), sodass ein Forstbetrieb auf dem Gebiet des Nationalparks Bayerischer Wald heute nur eine Arbeitskraft pro 220 bis 270 ha beschäftigen würde.

De facto beschäftigt der Nationalpark derzeit beinahe doppelt so viele Personen, wie es ein zeitgemäßer Forstbetrieb täte. Damit steht die Region bzgl. der Beschäftigungseffekte besser da, als wenn die alten Forstämter erhalten worden wären, deren kontinuierlicher Stellenabbau sich mit der Forstreform in Bayern massiv beschleunigt hat. Zudem sind im Nationalpark überproportional viele, hoch qualifizierte Akademiker angestellt, die ein höheres Lohnniveau als Waldarbeiter aufweisen und damit entsprechend höhere Gehaltssummen in den regionalen Wirtschaftskreislauf einbringen können. Die Forschungsabteilung des Nationalparks beschäftigt über 20, zum Teil international ausgewiesene Experten – potenzielle Arbeitsplätze auch für nach dem Studium in den Bayerischen Wald „heimkehrende“, in der Region gebürtige Wissenschaftler.

2.2.6 Fazit

Im Zuge einer möglichen Nationalparkausweisung regt sich meist starker Widerstand in der Bevölkerung vor Ort, da diese vermeintlich einen Großteil der damit verbundenen Opportunitätskosten zu tragen habe. Am Beispiel des bereits bestehenden Nationalparks Bayerischer Wald wird daher eine hypothetische Opportunitätskostenanalyse vorgenommen: anhand von drei Szenarien wird aufgezeigt, welche Opportunitätskosten anfielen, wenn die gesamte Nationalparkfläche ohne Einschränkung forstwirtschaftlich genutzt werden könnte. Die Ergebnisse zeigen, dass von den Erlösen aus der Forstwirtschaft größtenteils nicht die Untersuchungsregion profitieren kann. Aus diesem Grund ist regionalwirtschaftlich vor allem der Personalaufwand der Forstbetriebe relevant. Durch die fortwährende

Maschinisierung in diesem Bereich würden dabei auf der Fläche des Nationalparks Bayerischer Wald heute jedoch in einem regulären Fortbetrieb nur etwa 50% der Mitarbeiter der aktuellen Nationalparkverwaltung beschäftigt sein.

Literatur

- BAASKE, W.; REITERER, F. & R. SULZBACHER (1998): Kosten-Nutzen-Analyse Nationalpark OÖ Kalkalpen. Eine Studie im Auftrag der Nationalpark-Planung, Leonstein. Schlierbach.
- BFN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (2008): Naturerbe Buchenwälder. Situationsanalyse und Handlungserfordernisse. Bonn. http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/landwirtschaft/BuWae_BfN-Position.pdf (07.11.2012).
- BLUM, A. (1999): Regionalwirtschaftliche Bedeutung der Forstwirtschaft (= Schriften aus dem Institut für Forstökonomie der Universität Freiburg 10). Freiburg im Breisgau.
- BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hrsg.) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Bonn. http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/broschuere_biolog_vielfalt_strategie_bf.pdf (25.04.2012).
- BNatSchG (Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege – Bundesnaturschutzgesetz) vom 29.07.2009 (BGBl. I, 2009), 51.
- DIXON, J. A. & SHERMAN, P. B. (1991): Economics of Protected Areas. *Ambio* 20 (2), 68-74.
- JOB, H. & MAYER, M. (2012): Forstwirtschaft versus Waldnaturschutz: Regionalwirtschaftliche Opportunitätskosten des Nationalparks Bayerischer Wald. In: *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 183 (7/8), 129-144.
- KNOKE, T. & MOOG, M. (2005): Timber harvesting versus forest reserves – producer prices for open-use areas in German beech forests (*Fagus sylvatica* L.). *Ecological Economics* 52 (1), 97-110.
- MAYER, M. (2012): Kosten und Nutzen des Nationalparks Bayerischer Wald – eine ökonomische Bewertung unter besonderer Berücksichtigung von Tourismus und Forstwirtschaft. Diss. Univ. Würzburg.
- MAYER, M.; MÜLLER, M.; WOLTERING, M.; ARNEGGER, J. & JOB, H. (2010): The Economic Impact of Tourism in Six German National Parks. In: *Landscape and Urban Planning* 97 (2), 73-82.
- ROMMEL, K. (1998): Methodik umweltökonomischer Bewertungsverfahren. Kosten und Nutzen des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin (= Volkswirtschaftliche Schriften Univ. Kaiserslautern 16). Regensburg.
- SCHÖNBÄCK, W.; KOSZ, M. & MADREITER, T. (1997): Nationalpark Donauauen: Kosten-Nutzen-Analyse. Springer, Wien.
- STMELF – BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (Hrsg.) (2010): Antwort der Staatsregierung auf Interpellation der Fraktion Bündnis 90/Die Grünen vom 09. Juli 2009: Bilanz der Forstreform. Bayerischer Landtag, 16. Wahlperiode, Drucksache 16/3828, 24.02.2010. München. http://www.bayern.landtag.de/www/ElanTextAblage_WP16/Drucksachen/Basisdrucksachen/0000001000/0000001332.pdf (21.07.2011).

- SÜDDEUTSCHE ZEITUNG (2010): „Bürger für Steigerwald als Wirtschaftswald“, Ausgabe vom 02.12.2010 (Nr. 279), 46.
- WELLS, M. (1992): Biodiversity Conservation, Affluence and Poverty: Mismatched Costs and Benefits and Efforts to Remedy them. *Ambio* 21 (3), 237-243.
- WOLTERING, M. (2012): Tourismus und Regionalentwicklung in deutschen Nationalparks: Regionalwirtschaftliche Wirkungsanalyse des Tourismus als Schwerpunkt eines sozioökonomischen Monitoringsystems (= Würzburger Geographische Arbeiten 108). Würzburg.

2.3 Wald- und Waldflächenentwicklung in der Region Leipzig

ANDREAS PADBERG

STAATSBETRIEB SACHSENFORST, FORSTBEZIRK LEIPZIG

2.3.1 Forstbezirk Leipzig

Der Forstbezirk Leipzig ist eine Organisationseinheit des Staatsbetriebes Sachsenforst im Nordwesten Sachsens (vgl. Abbildung 9). Er erstreckt sich vollständig bzw. teilweise über drei Landkreise sowie das Territorium der kreisfreien Stadt Leipzig. Im Einzugsbereich leben ca. 1,5 Mio. Menschen.

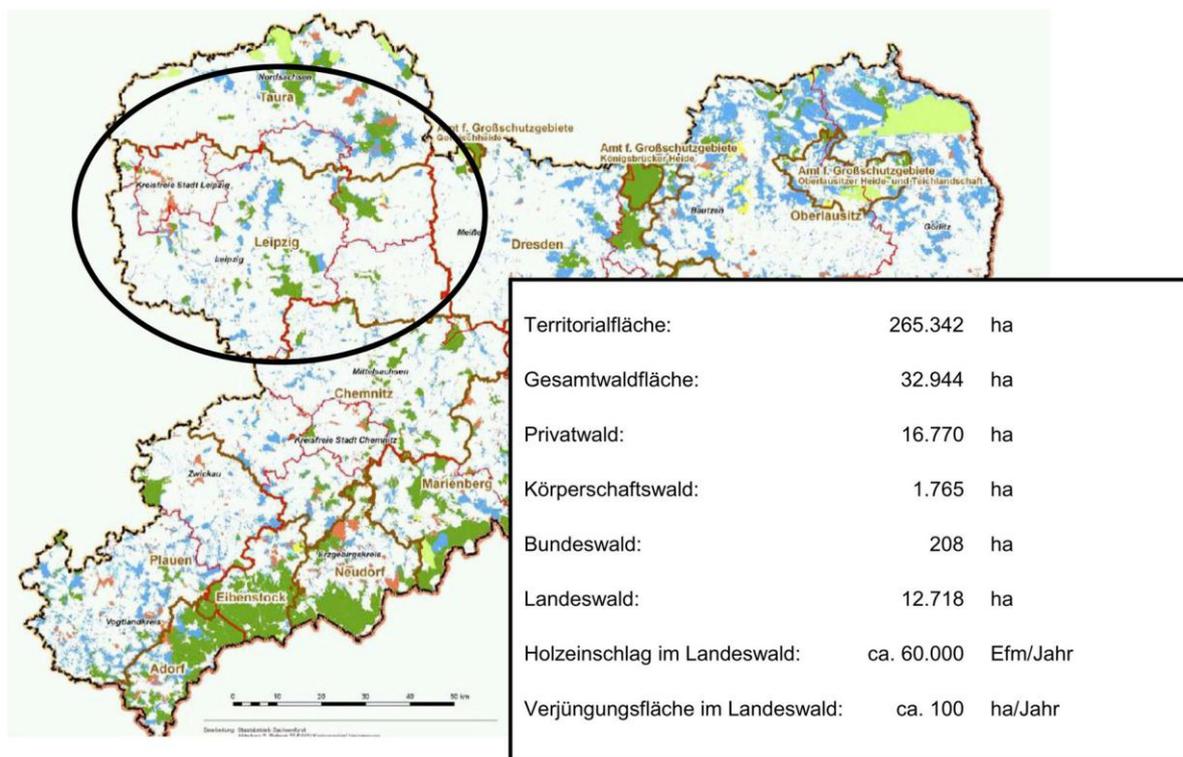


Abbildung 9: Forstbezirk Leipzig – Geografische Lage und Kenngrößen.
Quelle: Eigene Darstellung Sachsenforst.

Die Wälder im Forstbezirk sind gekennzeichnet durch:

- viele Streulagen (mit dem Colditzer und dem Wermisdorfer Wald nur zwei größere Waldgebiete mit mehr als 3.000 ha),
- hohen Laubholzanteil (64%) mit den Schwerpunktbaumarten Eiche, Birke, Buche sowie sonstigem Hartlaubholz; Haupt-Nadelholzbaumart ist die Kiefer gefolgt von Fichte und Lärche,
- ausgeprägte Multifunktionalität (Waldfunktionenüberlagerungsfaktor 3,6 – SBS 2006),
- große Bedeutung für den Naturschutz mit allein 1,4-facher Überlagerung der Waldfläche bzgl. besonderer Naturschutzfunktionen (z.B. 41 FFH-Gebiete nach der eu-

ropäischen Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie auf 21% der Waldfläche, 17 Vogelschutzgebiete nach der europäischen Vogelschutzrichtlinie auf 38% der Waldfläche, 32 Naturschutzgebiete usw.),

- ca. ein Viertel der Territorialfläche liegt in der Bergbaufolgelandschaft (sieben Sanierungstagebaue und ein aktiver Tagebau).

Neben der „normalen“ Waldpflege und dem ständigen Moderieren von Zielkonflikten bei der Waldbewirtschaftung – verbunden mit einem sehr hohen Maß an Öffentlichkeitsarbeit und Waldpädagogik – sind die Tätigkeitsschwerpunkte im:

- Privatwald: Beratung und Betreuung der ca. 7.000 Privatwaldbesitzer im Forstbezirk,
- Körperschaftswald: forstlicher Revierdienst auf Vertragsbasis in 120 Kommunen bzw. Kirchgemeinden,
- Staatswald: Waldumbau, schwerpunktmäßig von Fichten-Althölzern in standortgerechte Laubmischwälder.

Der Forstbezirk Leipzig ist mit 12,4% die in Sachsen am geringsten bewaldete Region. Direkt um die Stadt Leipzig herum beträgt der Waldflächenanteil knapp 10%. Gegenüber 0,13 ha Waldfläche/Einwohner im Bundesdurchschnitt stehen dem „Leipziger“ pro Kopf nur ca. 0,03 ha Waldfläche zur Verfügung.

2.3.2 Forstpolitische Zielsetzungen

Der Wald ist in Sachsen gem. § 1 Sächsisches Waldgesetz (SÄCHSWALDG) „in seiner multifunktionalen Einheit zu erhalten und erforderlichenfalls zu mehren“. Dabei wird im Landesentwicklungsplan (LEP 1994/2003, SMI 2003) als verbindliches Ziel der Raumordnung und Landesplanung festgesetzt, „dass auf Grund der Wohlfahrtswirkungen des Waldes und seiner Bedeutung als Lebensraum für heimische Pflanzen und Tiere der Waldanteil auf mittelfristig 30% der Landesfläche erhöht werden soll“. Derzeit beträgt der Waldflächenanteil in Sachsen 28,2% (SMUL 2008). Nach dem LEP Ziel III, 10.2.2 sind Aufforstungsmaßnahmen vorrangig in ausgeräumten Agrargebieten und Bergbaufolgelandschaften durchzuführen. Der Forstbezirk Leipzig (besonders der Südraum Leipzig) bildet damit eine Schwerpunktregion für die Erstaufforstung.

Im Regionalplan Westsachsen (RPVW 2008) wird als Ziel der Waldmehrung im Planungsgebiet 18,5% festgelegt. Dazu sind in den Regional- und Braunkohlenplänen Vorrang- und Vorbehaltsgebiete zur Erhöhung des Waldanteils festzulegen.

Auch der Grüne Ring Leipzig als Kooperation der Stadt Leipzig mit Umlandkommunen verfolgt das Ziel der Waldmehrung als Schlüsselprojekt.

2.3.3 Waldflächenentwicklung in der Region Leipzig und im Freistaat Sachsen

Die Waldfläche im Freistaat Sachsen hat sich seit dem ersten Forstbericht (Zeitraum 1993–1997, SMUL 1998) bei insgesamt dynamischer Flächenentwicklung per Saldo um rund 9.500 ha auf aktuell 518.325 ha (3. Forstbericht, Zeitraum 2003–2007, SMUL 2008) erhöht. Tabelle 11 zeigt die Waldflächenbilanz nach Landesdirektionen und für den Freistaat Sachsen zwischen 1998 und 2009.

Tabelle 11: Waldflächenbilanz nach Landesdirektionen und für den Freistaat Sachsen 1998–2009

Waldfläche	Landesdirektionen			Sachsen (ha)
	Dresden (ha)	Chemnitz (ha)	Leipzig (ha)	
Flächenabgang gesamt	2.571	369	111	3.051
Braunkohleabbau und Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften	2.211	185	4	2.400
Abbau oberflächennaher Rohstoffe	124	52	9	184
Gewerbe- und Industrieflächen	77	50	48	175
Wohnbebauung	13	5	4	22
Verkehrsflächen	46	6	14	66
Sonstiges	100	70	32	202
Flächenzugang gesamt	4.906	2.052	1.632	8.590
Forstliche Rekultivierung	3.035	0	583	3.618
Erstaufforstung	1.582	1.630	913	4.125
Ersatzaufforstung	290	422	136	848
Waldflächenbilanz	2.335	1.683	1.521	5.540

Quelle: SBS (2009).

Auffallend ist, dass der Braunkohlenabbau den deutlichsten Waldflächenverlust verursacht, gleichzeitig im Rahmen der forstlichen Rekultivierung nach der Erstaufforstung aber auch wesentlich für die Zugänge verantwortlich ist. Für die Leipziger Region ist die Waldflächenbilanz positiv, lässt aber den landesplanerisch vorgegebenen Schwerpunkt der Waldmehrung verglichen mit den anderen sächsischen Regionen nicht erkennen.

Die nachfolgende Karte der Waldflächenentwicklung von 1800 bis heute (Abbildung 10) verdeutlicht die starke Dynamik der Waldflächenentwicklung besonders in der Leipziger Region, dargestellt am Beispiel des ehemaligen Forstamtes Leipzig. Das Forstamt Leipzig ist 2006 im Rahmen der Gründung des Staatsbetriebes Sachsenforstes mit weiteren drei Forstämtern im Forstbezirk Leipzig aufgegangen.

Bei einem absoluten Waldflächenverlust von 12% gegenüber den noch im Jahr 1800 vorhandenen 9.600 ha sind hier gerade 34% der heutigen Waldfläche „Bestand“ (!), also im Beobachtungszeitraum durchgängig als Wald genutzt worden. In diesen rund 200 Jahren sind in der Leipziger Region ca. 6.280 ha Wald in andere Nutzungsformen umgewandelt, dafür 5.140 ha neu begründet worden.

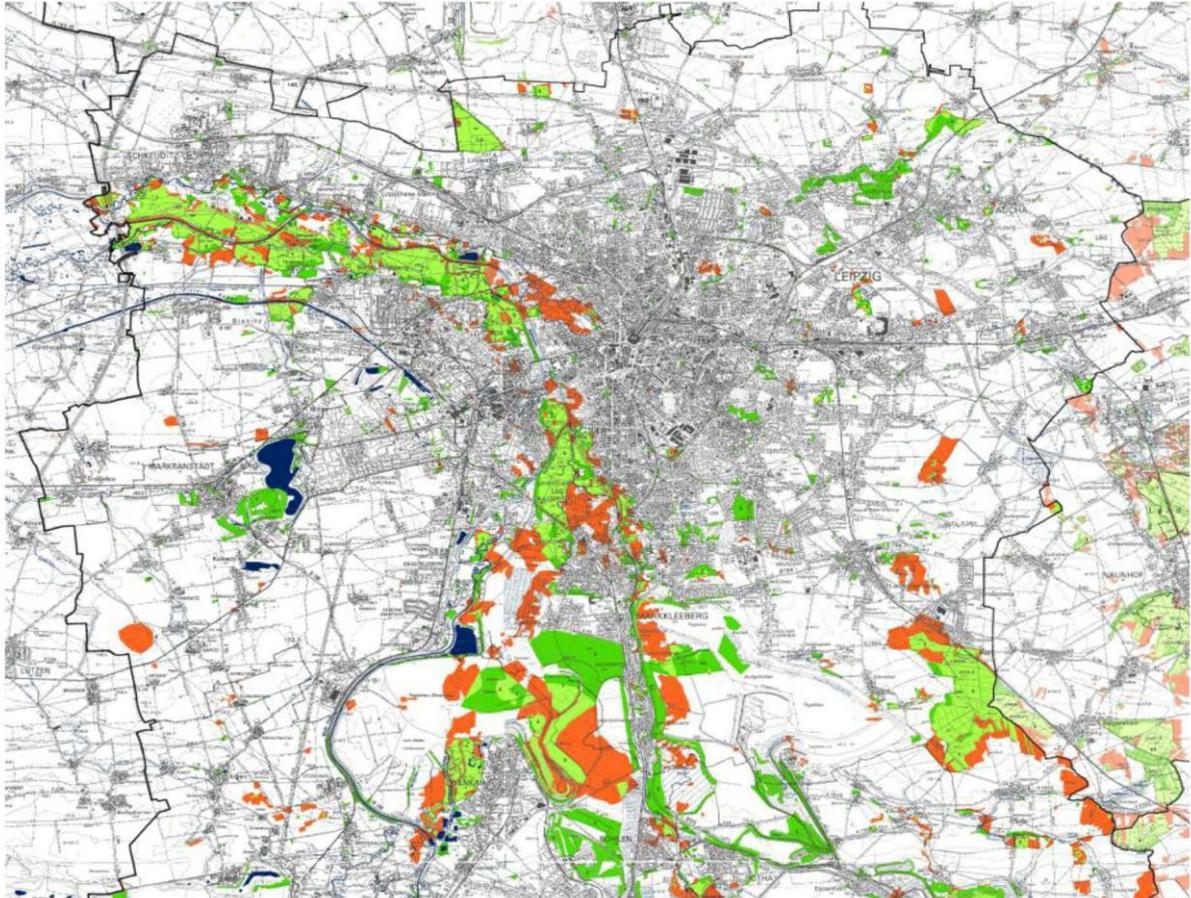


Abbildung 10: Waldflächenentwicklung in der Region Leipzig für den Zeitraum von 1800 bis heute; Flächenabgänge sind rot dargestellt.
Quelle: SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR FORSTEN (2001).

2.3.4 Waldmehrungsplanung im ehemaligen Sächsischen Forstamt Leipzig als Teil der forstlichen Rahmenplanung

Um die landesplanerischen Zielsetzungen mit konkreten Flächen zu untersetzen, wurde 2003 im ehemaligen Sächsischen Forstamt Leipzig eine Waldmehrungsplanung als Teil der forstlichen Rahmenplanung erarbeitet. Ziel war es, potenzielle Waldflächen dort auszuweisen, wo die positiven Wirkungen der Schutz- und Erholungsfunktionen des Waldes besonders benötigt werden. Die vorgeschlagenen Flächen sollten als Angebotsplanung dienen und Planungsträgern als Informationsquelle sowie Argumentationshilfe zur Verfügung stehen.

Folgende Prämissen lagen der Planung zugrunde:

- Konsensplanung durch intensive Abstimmung zwischen allen Betroffenen,
- Vermeidung von Streulagen (Konzentration, Arrondierung), um bewirtschaftbare Einheiten ohne erhöhten Verkehrssicherungsaufwand zu schaffen sowie bessere Habitateffekte zu erzielen,
- Akzeptanz vorrangig landwirtschaftlicher Nutzung auf ertragreichen Standorten,

- Einbeziehung von Industriebrachen,
- Differenzierung aufgrund unterschiedlicher naturschutzfachlicher bzw. landes-/ regionalplanerischer Zielsetzungen in die Planungsgebiete Auen, „gewachsene“, d.h. nicht von Bergbau beeinträchtigte Standorte und Bergbaufolgelandschaft.

Ein wesentlicher Planungsschritt war dabei die Erstellung von Positiv- und Negativkarten. In den Positivkarten wurden nach einem Positivkatalog Vorzugsgebiete für die Aufforstung dargestellt. Dagegen wurden in den sogenannten Negativkarten Aspekte zusammengefasst, die aufgrund übergeordneter bzw. konkurrierender Planungen eine Waldmehrung nicht zulassen.

Im Ergebnis wurden für das Territorium des ehemaligen Forstamtes Leipzig („die engere Leipziger Region“) 207 geeignete Waldmehrungsflächen mit einer Gesamtgröße von 2.759 ha vorgeschlagen. Bei einer vollständigen Umsetzung dieser Planung wäre die Waldfläche in der Leipziger Region um fast 3% auf ca. 12% Flächenanteil steigerungsfähig.

Die Planungsunterlagen wurden als Karte (Abbildung 11), tabellarische Auflistung mit Gemeinde- und Flurstücksbezug und Erläuterungsbericht allen Planungsträgern zur Verfügung gestellt und in das Digitale Raumordnungskataster (DiGROK) des Regierungsbezirkes Leipzig eingearbeitet.

Im Jahr 2008 wurden Waldflächenveränderungen im Forstbezirk Leipzig mit Hilfe von Luftbildern erfasst. Danach ist der Waldflächenanteil in der engeren Umgebung der Stadt Leipzig auf rund 10% angestiegen. Die Aufforstung von 9% der in der Waldmehrungsplanung vorgeschlagenen Flächen wurde bislang vollzogen.

2.3.5 Instrumente zur Förderung der Erstaufforstung

Förderung als Investitionszuschuss – Erstaufforstungsprämie

Über Erstaufforstungsförderung konnten in den Jahren 1991–2011 645 ha Wald im Forstbezirk Leipzig neu entstehen (vgl. Tabelle 12).

Nach einem Aufforstungsschwerpunkt um die Jahrtausendwende ist das Fördervolumen mit Inkrafttreten der aktuellen Förderrichtlinie RL Agrarumweltmaßnahmen und Waldmehrung 2007 – Teil B (ökologische Waldmehrung) sowie dem damit verbundenen strukturellen Bearbeitungswechsel von vormals der Forstverwaltung hin zu den Außenstellen des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie stark zurückgegangen.

Arbeitsgruppe Waldmehrung an den Ämtern für Landwirtschaft

Diese Arbeitsgruppe wirkte bis zur Auflösung der Ämter für Landwirtschaft infolge der Sächsischen Funktional- und Verwaltungsreform im Jahr 2008. Da es sich in der Zeit danach zeigte, wie wertvoll es gewesen war, die Akteure der Waldmehrung regelmäßig zur Abstimmung von Genehmigungsverfahren, Aktualisierung von Datengrundlagen usw. zusammenzuführen, wurde 2011 der Waldmehrungsbeirat beim Grünen Ring Leipzig gegründet.



Abbildung 11: Ausschnitt des Leipziger Südraumes aus der Planungskarte 1:10.000 der Waldmehrungsplanung im ehemaligen Sächsischen Forstamt Leipzig; die vorgeschlagenen Waldmehrungsflächen sind dunkelgrün dargestellt und mit Gemeindecürzel und fortlaufender Nr. beschrieben.
Quelle: LANDESFORSTPRÄSIDIUM SACHSEN (2003).

Stiftung Wald für Sachsen

Die Stiftung Wald für Sachsen mit Sitz in Leipzig ist als privatrechtliche Einrichtung förderfähig und kann Projekte durch Spenden- und Sponsorengelder unterstützen. So wurden bis 2009 in der Leipziger Region 313 ha Gesamtwaldfläche über diese Stiftung realisiert.

2.3.6 Hemmnisse der Waldmehrung

Grundsätzlich ist die Waldmehrung psychologisch positiv belegt. Sie bleibt praktisch aber weit hinter den Zielstellungen zurück:

Tabelle 12: Förderung der Erstaufforstung im Forstbezirk Leipzig

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Waldfläche [ha]	1,20	17,31	9,61	13,86	24,76	75,07	25,16	56,30	122,96	174,59
ausgezählte Anträge [Stück]	1	10	10	16	15	10	13	16	20	12

	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Waldfläche [ha]	4,07	40,19	10,54	24,89	5,69	24,53	-	7,17	3,98	1,05	2,10
ausgezählte Anträge [Stück]	5	11	6	12	11	10	-	3	2	1	1

Summe: 1991–2011: 654,03 Hektar
185 ausgezählte Anträge

Quelle: Eigene Darstellung.

↓
Ab 2007 RL Agrarumweltmaßnahmen und
Waldmehrung 2007 – Teil B;
Bearbeitung der Erstaufforstungsförderung
durch das Sächsische Landesamt für Umwelt,
Landwirtschaft und Geologie (LfULG)

Nutzungskonkurrenz auf landwirtschaftlichen Flächen

Gerade in der Leipziger Region ist der Flächenentzug landwirtschaftlicher Flächen aufgrund von Infrastrukturmaßnahmen erheblich. Die Aufforstungen würden zu einem zusätzlichen Verlust landwirtschaftlicher Flächen führen, zumal diese auch unter dem Schutz des Waldgesetzes (§ 8 SÄCHSWALDG) langfristig gebunden wären. In der wirtschaftlichen Bewertung durch die Landwirtschaftsbetriebe müsste sich die Erstaufforstung durch positiven Ertrag gegenüber Bewirtschaftungsalternativen (Förderhöhen in verschiedenen Förderprogrammen, Anbau nachwachsender Rohstoffe) durchsetzen. Das ist bei der hohen bis sehr hohen Bodengüte unter derzeitigen Rahmenbedingungen nicht gegeben.

Eingeschränkte Erstaufforstungsförderung

Die aktuelle Förderrichtlinie zur Erstaufforstung (RL AuW – Teil B, SMUL 2007) ist aufgrund der eingeschränkten Förderkulisse (Gebiete, die für eine Antragstellung in Frage kommen), des Übergangs von der Festbetrags- zur Anteilsfinanzierung im Bereich der Maßnahmenförderung und der auf 15 Jahre verkürzten Laufzeit der Einkommensverlustprämie für Landwirtschaftsbetriebe nur wenig attraktiv.

Strukturen

Die staatliche Forstverwaltung (Staatsbetrieb Sachsenforst) ist seit der Funktional- und Verwaltungsreform auf unterer Verwaltungsebene nicht mehr als Träger öffentlicher Belange und damit planerisch in regionale Vorhaben nur noch bei Betroffenheit von Landeswald eingebunden. Innerhalb der jetzt zuständigen Bündelungsbehörde Landkreis kann die Waldmehrungsplanung bereits intern mit anderen Zielen konkurrieren.

Konkurrenz von „anderen“ Naturschutzzielen

Bei der Erteilung einer Erstaufforstungsgenehmigung durch den Landkreis ist sicherzustellen, dass Belange des Naturschutzes und der Landschaftspflege nicht beeinträchtigt werden (§ 10 SÄCHSWALDGE). Das führt in der dynamischen, sich ständig verändernden Bergbaufolgelandschaft – eigentlich der Schwerpunktregion für Waldmehrung – bei der naturschutzfachlichen Prüfung fast immer zu einer faktischen Bevorzugung von Offenland. Das Naturschutzpotenzial der Bergbaufolgelandschaft basiert neben einem vielgestaltigen Biotopspektrum zum großen Teil auf der faunistischen Artenausstattung. Viele der hier vorkommenden Vogel-, Amphibien- und Reptilienarten befinden sich auf der bundesdeutschen und sächsischen Roten Liste und führen, wenn sie für ein Gebiet nachgewiesen werden, zu einer Versagung bzw. Einschränkung der Erstaufforstungsgenehmigung.

Bei entsprechender Repräsentanz von Offenland- gegenüber Wald-Lebensräumen sollte daher bei der naturschutzfachlichen Bewertung von Erstaufforstungen ein „dynamischer“ Ansatz gewählt werden, der die Wertigkeit und gesteigerte Biodiversität entstehender Waldgesellschaften mit berücksichtigt.

Waldmehrung über Sukzession ist in der Bergbaufolgelandschaft nur sinnvoll, wenn geeignete Samenbäume der Klimaxbaumarten zur Verfügung stehen, also der Baumarten, die an dem jeweiligen Standort als Endstadium einer natürlichen Abfolge wachsen würden. Andernfalls führt dies – wie vielerorts festzustellen – zu einer flächigen Ausbreitung von z.B. Sanddorn bzw. Ölweide, die auf andere Arten fast vollständig verdämmend wirken.

2.3.7 Ausblick und Zusammenfassung

Die Waldflächenbilanz im Freistaat Sachsen und im Leipziger Raum bleibt positiv. Das sogenannte „Bewaldungsprozent“, d.h. der Waldanteil im engeren Umgriff der Stadt Leipzig liegt aktuell bei ca. 10%. Die Materialien, die im Zuge der Waldmehrungsplanung erstellt wurden, finden sukzessive Eingang in diverse Planungen. Dabei wird das aufgezeigte Potenzial bei weitem nicht umgesetzt und die realisierte Waldmehrung bleibt hinter den forstpolitischen Zielstellungen zurück.

In den letzten Jahren tritt im Leipziger Raum die Walderhaltung gegenüber dem Ziel der Waldmehrung in den Vordergrund. Absolute Waldflächenzuwächse werden nicht mehr als „echte Waldmehrung“, sondern zunehmend über Kompensationsmaßnahmen (als direkte Kompensationsmaßnahme auf Vertragsbasis bzw. über Ökopunkte im Rahmen der Eingriffs- und Ausgleichsregelung) realisiert. Hierin besteht eine Chance, Ausgleichsverpflichtungen gezielt in Richtung von Aufforstungen zu lenken, aber auch die Gefahr, das eigentliche Ziel der Waldmehrung aus dem Auge zu verlieren.

Neue Impulse für Erstaufforstungen werden aus der Bewertung der Waldfunktionen vor dem Hintergrund prognostizierter Klimaveränderungen erwartet. Erste Erkenntnisse der derzeit laufenden KlimaMORO-Untersuchungen (Phase II) unter Federführung des Regionalen Planungsverbandes Leipzig-West Sachsen lassen bei der Verschneidung von Wasserhaushaltssimulationen und Klimaprognosen in der Bergbaufolgelandschaft des Südraumes Leipzig eine gesteigerte Wertigkeit von flächenkonkreten Erstaufforstungen und damit objektive Gründe für Wald als Landnutzungsform erkennen (RPVW 2012).

Wichtig ist es, „statische Artenschutzaspekte“ vor dem Hintergrund einer dynamischen Bergbaufolgelandschaft zu überdenken. Über den neu gegründeten Waldmehrungsbeirat beim Grünen Ring Leipzig ist ein Forum geschaffen, hier für die nötigen Impulse zu sorgen.

Literatur/Gesetze/Richtlinien

- LANDESFORSTPRÄSIDIUM SACHSEN (2003): Waldmehrungsplanung – Planungskarten. Sächsisches Forstamt Leipzig, Graupa.
- OGF – OSTDEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR FORSTPLANUNG NL SACHSEN (2003): Erläuterungsbericht zur Erarbeitung einer forstlichen Fachplanung zur Waldmehrung für das Sächsische Forstamt Leipzig, Teil 1. Oktober 2003, interne Unterlagen.
- RPVW – REGIONALER PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN (2008): Regionalplan Westsachsen 2008, Teil 1 Festlegungen mit Begründung. Leipzig.
- RPVW – REGIONALER PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN (2012): Modellvorhaben der Raumordnung (MORO) „Raumentwicklungsstrategien zum Klimawandel“ – Phase II, Workshops der Regionalen Expertenrunde, Vorträge. <http://www.rpv-vestsachsen.de/projekte/moro/klimamoro-phase-i-2/veranstaltungen2/1-workshop-der-expertenrunde.html> (20.12.2013).
- SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR FORSTEN (2001): „Waldflächenentwicklung für den Zeitraum um 1800 bis heute“ (Waldflächenentwicklung – Karte + Waldflächenbilanz). Graupa.
- SÄCHSWALDG: Landtag Sachsen: Waldgesetz für den Freistaat Sachsen vom 10.04.1992, zuletzt geändert durch Artikel 2 des Gesetzes vom 08.06.2012.
- SBS – STAATSBETRIEB SACHSENFORST (2006): Ergebnisse der Waldfunktionenkartierung im Forstbezirk Leipzig. Graupa.
- SBS – STAATSBETRIEB SACHSENFORST (2009): Waldflächenbilanz nach Landesdirektionen und für den Freistaat Sachsen 1998–2009; interne Zusammenstellung des Referates 51 Forst- und Jagdbehörde der Geschäftsleitung des SBS. Graupa.
- SBS – STAATSBETRIEB SACHSENFORST (2010): Waldfunktionenkartierung – Grundsätze und Verfahren zur Erfassung der besonderen Schutz- und Erholungsfunktionen des Waldes im Freistaat Sachsen. Graupa.
- SMI – SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM DES INNERN (2003): Landesentwicklungsplan 2003. Dresden.
- SMUL – SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (1998): Forstbericht der Sächsischen Staatsregierung, Berichtszeitraum 01.01.1993 bis 31.12.1997, Dresden.
- SMUL – SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (2003): Forstbericht der Sächsischen Staatsregierung, Berichtszeitraum 01.01.1998 bis 31.12.2002. Dresden.
- SMUL – SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUMS FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (2007): Richtlinie zur Förderung von flächenbezogenen Agrarumweltmaßnahmen und der ökologischen Waldmehrung im Freistaat Sachsen (Förderrichtlinie Agrarumweltmaßnahmen und Waldmehrung 2007 – Teil B – RL AuW/2007). Dresden.
- SMUL – SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (2008): Forstbericht der Sächsischen Staatsregierung, Berichtszeitraum: 01.01.2003 bis 31.12.2007. Dresden.

2.4 Die Waldaktie – mehr als nur ein Klimaschutzinstrument

THORSTEN PERMIEN

MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ
MECKLENBURG-VORPOMMERN

2.4.1 Einleitung

Im internationalen Klimaschutz weitgehend anerkannt ist das sogenannte Zwei-Grad-Ziel: die zusätzliche Erderwärmung soll nicht mehr als maximal zwei Grad Celsius gegenüber dem Niveau vor der Industrialisierung betragen. Nur dann ist es wahrscheinlich, wenn auch nicht sicher, dass globale Katastrophen ausbleiben. Daraus ableitbar sind Emissionsobergrenzen. So müssen die Treibhausgasemissionen der Industrieländer bis zum Jahr 2050 um bis zu 95% gegenüber 1990 sinken. Dieses Ziel lässt sich kaum allein mit technischen Lösungen, beispielweise durch Erhöhung der Energieeffizienz erreichen. Vielmehr ist es notwendig, auch Landnutzungsformen bzw. deren Änderungen bei der Verfolgung dieses Zieles stärker als bisher zu berücksichtigen. Schließlich fehlt es vielfach an Kommunikationsinstrumenten, die die Notwendigkeit und die Möglichkeiten des Handelns auch außerhalb von Expertenkreisen verdeutlichen.

Als mögliche Landnutzung soll hier die Nutzung als Wald genauer betrachtet werden. Zunächst einmal hat ein Wald den Wert, der aus der Holzwirtschaft erzielt werden kann. Dieser Wert kann am Markt abgelesen werden, sowohl am Markt für Holz als auch am Markt für Waldflächen. Hierbei bleiben jedoch der Nutzen von Waldflächen für den o.g. Klimaschutz sowie wesentliche andere Aspekte unberücksichtigt. Der Wald wird also auf dem Markt unterbewertet und somit wird aus gesellschaftlicher Sicht tendenziell zu wenig Land als Wald genutzt.

Aufforstungsprojekte im Dienste des Klimaschutzes sind weit verbreitet und erfreuen sich großer Beliebtheit. Die wachsenden Bäume entziehen der Atmosphäre Kohlendioxid und binden den Kohlenstoff in ihrer Biomasse. Soweit unterscheiden sie sich kaum von anderen Pflanzen. Bäume jedoch haben eine wesentlich längere Lebensdauer als die meisten anderen Pflanzen, sie binden den Kohlenstoff über Jahrzehnte oder sogar Jahrhunderte. Darüber hinaus bindet auch der Waldboden Kohlenstoff.

Über diesen Beitrag zum Klimaschutz hinaus erbringen Wälder bekanntermaßen weitere Ökosystemleistungen. Wälder sind wichtige Lebensräume für Tiere und Pflanzen. Sie sind damit unverzichtbar zur Erreichung der Biodiversitätsziele. Wälder verbessern die regionale (Grund)Wasserqualität und erbringen auch in diesem Zusammenhang wertvolle und geldwerte Leistungen. Zu den weiteren Leistungen des Waldes gehören Aspekte der Erholung und Bildung, wie sie beispielsweise im Bereich der Waldpädagogik verdeutlicht werden. Der Wert eines Waldes ist somit erheblich höher als nur der Nutzwert des Holzes.

Um den „Wert“ der Wälder jenseits etablierter Märkte möglichst umfassend einschätzen zu können, sind also eine Reihe von Fragen zu beantworten, die – ohne Anspruch auf Vollständigkeit – wie folgt gestellt werden können:

- Welchen Wert haben die Wälder für den Klimaschutz?
- Welchen Wert haben die Wälder für die Biodiversität?

- Welchen Wert haben die Wälder für ein nachhaltiges Wassermanagement (Quantität und Qualität)?
- Welchen Wert haben die Wälder für die Umweltbildung bzw. Bildung für Nachhaltige Entwicklung?
- Welchen Wert haben die Wälder für die Naherholung und den Tourismus?

Eine Möglichkeit, monetäre Werte für Waldökosystemleistungen zu ermitteln, ist der Vergleich mit den Ersatzkosten entsprechender technischer Lösungen, soweit sie denkbar sind (SCHÄFER 2012): Welche Kosten verursachen beispielsweise technische Lösungen, die ähnliche Leistungen zur Reinigung des Wassers wie ein Wald erbringen?

2.4.2 Preise und Märkte

Im Unterschied zu dem Wert eines Waldes lässt sich sein „Herstellungspreis“ relativ einfach ermitteln. Nach internen Berechnungen der Landesforst Mecklenburg-Vorpommern entstehen bei der Aufforstung von zehn Quadratmetern Fläche einmalig Kosten von ca. 10 bis 15 Euro. Diese Kosten beinhalten u.a. Kauf und Pflanzung von Setzlingen, ggf. Umzäunung der Flächen und Pflegemaßnahmen, nicht aber Kosten, die durch einen Flächenkauf entstünden. Diese Waldfläche bindet etwa 800 bis 900 kg Kohlendioxid, wobei für die Berechnung die unter- wie oberirdische Bindung berücksichtigt wurde.

Plakativ gesprochen hat die Ökosystemleistung „Entnahme von Kohlendioxid aus der Atmosphäre und Festlegung des Kohlenstoffs“, welche der Wald erbringt, nun ein Preisschild, ausgedrückt in €/Fläche erhalten. Was nun aber noch fehlt, ist ein Markt, auf dem dieses „Produkt“ angeboten werden kann. Als Frage formuliert: Wer zahlt, vorausgesetzt, die Fläche steht kostenlos zur Verfügung, freiwillig zehn Euro für etwa 800 kg Kohlendioxidreduktion und warum?

Für den ersten Teil der Frage bietet der freiwillige Klimaschutz bzw. der freiwillige Kohlenstoffmarkt Ansätze. Für den zweiten Teil ist es hilfreich, die Investition in eine „Geschichte“ einzubetten. Darauf soll weiter unten noch eingegangen werden, hier zunächst einige Betrachtungen zur freiwilligen Kohlenstoffkompensation.

Glaubwürdige Klimaschutzbemühungen folgen der Hierarchie:

1. Treibhausgasemissionen sind zu vermeiden.
2. Wenn keine gänzliche Vermeidung möglich ist, sollten die Emissionen weitestgehend vermindert werden.
3. Nur die Mengen, die sich nicht vermeiden lassen, sollen kompensiert werden.

Nur wenn der Klimaschutz die Schritte 1 und 2 gewissenhaft ausschöpft, ist er vor Vorwürfen wie „Ablasshandel“ oder „Green Washing“ geschützt. Am Beispiel des Tourismus lässt sich dieser Ansatz verdeutlichen.

Der Tourismus spielt für Mecklenburg-Vorpommern eine wirtschaftlich herausragende Rolle. Gleichzeitig sind touristische Aktivitäten oft mit der Freisetzung von Treibhausgasen verbunden. Zwar lassen sich die Emissionen unter Berücksichtigung der Hierarchiestufen 1 und 2 vermindern. So gibt es beispielsweise immer mehr Hotels, die einen klimaneutralen Aufenthalt anbieten. Dennoch wird derzeit immer eine unvermeidbare Restemission

verbleiben. Ein Verzicht auf den Tourismus in Mecklenburg-Vorpommern ist aus wirtschaftlichen Gründen undenkbar. Auch wäre nicht zu erwarten, dass sich damit die tourismusbedingten Treibhausgasemissionen reduzieren ließen. Vielmehr würden die Touristen wahrscheinlich andere Reiseziele wählen und somit ähnliche Treibhausgasmengen emittieren. Hier würde also eine klassische „carbon-leakage“-Situation entstehen, das heißt die Emissionen würden nur von einer Region in eine andere verlagert.

Für die nach gewissenhaftem Durchlaufen der Stufen 1 und 2 eines glaubwürdigen Klimaschutzes verbleibenden Emissions-Restmengen sollten daher intelligente und attraktive Kompensationsprojekte entwickelt werden. Um diese Mengen seriös abschätzen zu können, muss der „Kohlendioxidfußabdruck“ des Tourismus in Mecklenburg-Vorpommern bestimmt werden.

Eine entsprechende Berechnung wurde vom Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern auf Basis der vorhandenen Daten der Landesforst und des Tourismusverbandes vorgenommen. Berücksichtigt wurden die Treibhausgasfreisetzungen aus der An- und Abreise, aus den Ferienaktivitäten und den normalen Alltagsaktivitäten, wie Ver- und Entsorgung. Im Ergebnis kann festgehalten werden, dass eine vierköpfige Familie während eines vierzehntägigen Urlaubs in Mecklenburg-Vorpommern incl. An- und Abreise etwa 850 kg Kohlendioxidäquivalente frei setzt. In einer ersten Näherung wurden dabei nur Touristen aus Deutschland berücksichtigt, diese Gruppe deckt jedoch mehr als 90% der Touristen in Mecklenburg-Vorpommern ab. Diese Menge entspricht in etwa der Menge, die zehn Quadratmeter Wald binden können (siehe oben). Wenn also das Land entsprechende Flächen zur Verfügung stellt und die „Musterfamilie“ bereit ist, zehn Euro für Aufforstungsmaßnahmen auszugeben, so kann sie davon ausgehen, dass das durch den Urlaub freigesetzte Kohlendioxid auf längere Sicht wieder gebunden und gespeichert wird.

Sicher wäre es möglich, sich mit einem Appell an das „schlechte Klimagewissen“ der Touristen in Mecklenburg-Vorpommern zu wenden und einen anonymen „Ablass“ anzubieten. Im Sinne eines „reformierten“ Klimaschutzes ist es jedoch sinnvoller, attraktive und auch kommunikative Kompensationsprojekte anzubieten, die auf freiwilliger Basis angenommen werden oder eben auch nicht.

Mit der „Waldaktie“ wurde durch das Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz, den Tourismusverband Mecklenburg-Vorpommern und die Landesforstanstalt eine attraktive und einprägsame Marke entwickelt, welche für Preis und Leistung steht: der Kauf einer Waldaktie zum Preis von zehn Euro führt zur Aufforstung von zehn Quadratmetern Fläche, die später etwa 800 kg Kohlendioxid binden.

Die Waldaktionäre „erwerben“ damit die Zusage einer langfristigen Aufforstung und der damit verbundenen Festlegung von Kohlenstoff. Die Waldaktie ist damit natürlich keine Aktie im klassischen Sinne. Zum Konzept gehört auch, dass zweimal jährlich die Waldaktionäre zu Pflanzaktionen eingeladen werden. Jede(r) kann sich selbst einbringen und im Rahmen der Frühjahrs- bzw. Herbstpflanzaktion „ihre bzw. seine“ Bäume pflanzen.

Die weiteren erwähnten Ökosystemleistungen, die die Klimawälder beispielsweise in den Bereichen Biodiversität, Wasserhaushalt, Wasserqualität, Umweltbildung und Tourismus erbringen, gibt es für die Umwelt, die Gesellschaft und das individuelle Umweltbewusstsein quasi als Geschenk kostenlos dazu, eine Quantifizierung und Monetarisierung findet der-

zeit nicht statt. Insbesondere der Lebensraum Wald, d.h. die Leistungen der Wälder im Bereich der Biodiversität rücken jedoch zunehmend in das gesellschaftliche Bewusstsein, was der Waldaktie zusätzliche Attraktivität und Akzeptanz verleiht.

2.4.3 Die Waldaktie: Vermarktung und Kommunikation

Die auf Partizipation zielenden Pflanzaktionen erfreuen sich großer Beliebtheit und erreichen Teilnehmerzahlen von bis zu 1000 Pflanzenden. Es ist nicht nur für Kinder, sondern auch für viele Erwachsene die erste Möglichkeit, einen Baum zu pflanzen. Da nicht Wenige in den folgenden Jahren nach der Entwicklung „ihres“ Waldes sehen wollen, schafft die Waldaktie „Stamm“-kunden im doppelten Sinne. Schließlich bereichern die Pflanzaktionen, an denen sich zunehmend auch Tourismusbetriebe beteiligen, den touristischen Kalender der Region abseits der Hauptsaison.

Gemeinsam mit dem Klimawürfel, einem Buchenholzwürfel mit 9,3 cm Kantenlänge, in dem genau ein Kilogramm Kohlendioxid gebunden ist, bilden die Pflanzaktionen die öffentlichkeitswirksame „Visitenkarte“ der Waldaktie. Die Waldaktie wurde mehrfach ausgezeichnet, so 2008 und 2010 als offizielles Projekt der UN-Dekade „Bildung für Nachhaltige Entwicklung“. Bei dieser Auszeichnung stand weniger die Leistung im Klimaschutz als vielmehr der umweltbildnerische Charakter des Projektes im Vordergrund.

Im Jahre 2008 war die Waldaktie für den Deutschen Tourismuspreis des Deutschen Tourismusverbandes nominiert. Im gleichen Jahr erfolgte die Auszeichnung als „Standort 2008“ im Rahmen der Initiative „Land der Ideen“. Anfang 2009 ließ sich der damalige Bundespräsident Horst Köhler das Projekt persönlich vorstellen.

Mittlerweile konnten rund 40.000 Waldaktien verkauft werden. In Mecklenburg-Vorpommern werden derzeit 13 Klimawälder bepflanzt bzw. sind bereits vollständig bepflanzt worden. Zu Letzteren gehört beispielsweise auch der „BuGa-Klimawald“ in Neuhof. Dieser Klimawald wurde angelegt, um den Besuchern der Bundesgartenschau 2009 in Schwerin die Möglichkeit zu geben, ihre Treibhausgasbilanz zu verbessern. Noch lange nach Beendigung der Bundesgartenschau ist dieser Klimawald ein lebendiges Zeugnis für die gelungene Gartenschau in Schwerin.

Die Waldaktie entwickelt sich zunehmend zu einem wichtigen Baustein einer nachhaltigen Entwicklung in Mecklenburg-Vorpommern. So hat das Reiseunternehmen Ameropa beispielsweise Pauschalreiseangebote inklusive Waldaktie und Teilnahme an Pflanzaktionen angeboten. Das Urlaubsresort „Land Fleesensee“ wirbt mit der Waldaktie und einem „eigenen“ Klimawald. Aber auch für andere, eher tourismusferne Unternehmen, wie den Energieversorger WEMAG oder den Mineralwasserhersteller Glashäger ist die Waldaktie mittlerweile ein wichtiges Element ihrer Marketingstrategie.

Auch auf internationaler Ebene stößt die Waldaktie auf großes Interesse. So wurde 2010 die Waldaktie der Savanne ins Leben gerufen (www.waldaktie-savanne.de). Ziel ist es, die ursprüngliche Bewaldung im Norden des afrikanischen Landes Togo wieder herzustellen. Hier stehen weniger der Klimaschutzgedanke, als vielmehr ökonomische Zielstellungen im Vordergrund. Die Bäume sind die natürlichen Lebensräume der Wildbienenvölker und die Imkerei ein wesentlicher Baustein der traditionellen Ökonomie. Die Aufforstung zielt daher in erster Linie auf die Stärkung der regionalen Wirtschaft.

2.4.4 Die Waldaktie als Kohlenstoffzertifikat?!

Die Inwertsetzung der Leistungen der Wälder kann durch die Generierung entsprechender Zertifikate ausgedrückt werden, wie es im internationalen Klimaschutz gängige Praxis ist. Hierzu ist die Entwicklung eines Standards notwendig, in dem die Kriterien für eine dauerhafte Erhaltung der Leistungen prüfbar zusammengefasst werden. Wie im Folgenden gezeigt wird, erfüllt die Waldaktie nahezu alle wichtigen Kriterien, die an ein Zertifikat gestellt werden, welches auf dem freiwilligen Kohlenstoffmarkt angeboten werden soll.

1. Die Waldaktien sind eindeutig, transparent und vertrauenswürdig. Jede Aktie hat einen individuellen Aktiencode und jede Aktie steht für eine genau zehn Quadratmeter große Fläche. Eine Rückverfolgung ist möglich. Die Klimawälder selbst sind hinsichtlich ihrer Lage, Größe und Parzellierung flächenscharf bestimmt. Die Klimawälder sind für jeden offen und erlebbar, dies gilt nicht nur für die Pflanzaktionen.
2. Die Aufforstung der Klimawälder erfolgt nach Landeswaldgesetz, d.h. es findet eine naturnahe Aufforstung auf Basis einer entsprechenden Genehmigung statt. Die Landesforst Mecklenburg-Vorpommern gewährleistet langfristig die notwendige Pflege usw. und übernimmt deren Kosten.
3. Die Waldaktie basiert auf realistischen Annahmen, die auf einer unveröffentlichten naturwissenschaftlichen Studie der Landesforst zur Kohlenstoffbindung basieren.
4. Waldaktien sind (finanziell) zusätzlich, d.h. die Flächen würden ohne die Einnahmen aus dem Verkauf der Waldaktien nicht oder erst später aufgeforstet werden.
5. Waldaktien-Klimawälder sind dauerhaft, da sie den Schutz des Landeswaldgesetzes genießen. Ihre erzielte Kohlenstofffestlegung ist damit permanent. Sollten Rodungen notwendig werden, so besteht eine Ausgleichspflicht für den Verursacher. Bei Schädigungen des Waldes, etwa durch Witterungseinflüsse, wird die Landesforst Mecklenburg-Vorpommern die Schäden aus eigenen Mitteln beheben.
6. Waldaktien-Klimawälder sind nachhaltig. Neben der Kohlenstofffestlegung erbringen sie erhebliche Leistungen zur Verbesserung der Biodiversität, der Wasserqualität, des Mikroklimas u.a. Durch die Einbindung in den regionalen Tourismus sind auch ökonomische Vorteile wahrscheinlich.

Offen bleibt derzeit die Lösung des Problems der Doppelzählung, da sowohl der Verkauf der Klimaschutzleistung als auch die Aufforstungen in Deutschland in die nationale Treibhausgasbilanz einfließen.

2.4.5 Fazit

Eine Waldaktie steht für die Kohlenstofffestlegung, die durch die Aufforstung von zehn Quadratmeter Fläche in Mecklenburg-Vorpommern erzielt wird. Darüber hinaus benennt sie die damit verbundenen Kosten und lässt so Vergleiche mit anderen Klimaschutzaktivitäten zu. Durch die Möglichkeit für die Waldaktionäre, selbst Bäume zu pflanzen, eröffnet die Waldaktie erhebliche kommunikative Möglichkeiten. Sie ist daher auch ein wichtiges Instrument der Umweltbildung bzw. der Bildung für Nachhaltige Entwicklung.

Die Waldaktie beziffert jedoch nicht wie ein Preisschild die Ökosystemleistungen eines Waldes, ein solcher Preis müsste viel höher liegen, da die Leistungen des Waldes weit

über die Kohlenstoffbindung hinaus gehen. Allerdings ist die Leistung „Kohlenstoffbindung“ gut messbar und bewertbar. Sie eignet sich somit sehr gut, um auf dem freiwilligen Kohlenstoffmarkt verkauft zu werden. Wer diese Ökosystemleistung des Waldes freiwillig kaufen will, bestimmt möglichst genau die Größenordnung seiner Treibhausgasemission und kann diese dann gezielt durch den Kauf von Waldaktien kompensieren. Für weitere Ökosystemleistungen ist es derzeit (noch) nicht möglich, eine ähnlich praktikable Korrelation herzustellen. So lässt sich beispielsweise die Biodiversität nicht in geldwerten Einheiten ausdrücken. Auch seitens der potentiellen Käufer ist die Bestimmung einer von ihnen verursachten und somit zu kompensierenden „Biodiversitätsverschlechterung“ schwer möglich.

Weitere Informationen unter

- www.waldaktie.de (04.10.2012)

Literatur

PERMIEN, T. (2010): Klimaschutz und Umweltbildung am Beispiel Waldaktie. Archiv f. Forstwesen u. Landsch.ökol. 44, 49-53.

SCHÄFER, A. (2012): Den Nutzen von Ökosystemleistungen indirekt sichtbar machen: Ersatz-, Schadens- und Vermeidungskosten. 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, 59-66.

2.5 Ökosystemleistungen bei „Naturnaher Waldnutzung“ im Stadtwald Lübeck

Erfahrungsbericht von 20 Jahren

LUTZ FÄHSER

EHEMALIGER LEITER STADTWALD LÜBECK

2.5.1 Das Konzept der „Naturnahen Waldnutzung“ im Stadtwald Lübeck

Der rund 5.000 Hektar große Wald der norddeutschen Stadt Lübeck wird seit 1994 nach dem hier entwickelten Konzept der „Naturnahen Waldnutzung“ bewirtschaftet (STADTWALD LÜBECK 1994). Dieses ist ein Konzept der „Anpassung“ und lässt mit „instrumentellem“ Prozessschutz (PIECHOCKI ET AL. 2004) die natürlichen (ökosystemaren) Prozesse beim Wirtschaften weitgehend zu. Die in der folgenden Box dargestellten Leitlinien sind für den praktischen Betrieb als Handlungsanweisungen operationalisiert worden.

Lübecker Konzept der „Naturnahen Waldnutzung“ (STADTWALD LÜBECK 1994)

Anpassung an die (Wald-)Natur:

- Annäherung an natürliche Waldgesellschaften (Naturnähe)
- Orientierung am natürlichen Ertragsniveau (Suffizienz)
- Minimierung von Eingriffen (Minimum-Prinzip)

Hypothese:

Ökologisch optimales Funktionieren ist eine Voraussetzung für ökonomisch optimale Ergebnisse.

Ausgewählte Einzelkomponenten bzw. Handlungsanweisungen des Waldkonzeptes:

- Mindestens 10% der Waldfläche bleiben als repräsentative Referenzfläche ungenutzt.
- Mindestens 10% der oberirdischen Baummasse bleiben als Biotop- und Totholz-Bäume ungenutzt.
- Nur Baumarten der natürlichen Waldgesellschaft werden gefördert.
- Pflege und Ernte erfolgen einzelstammweise nach dem Prinzip des minimalen Eingriffs, um die Naturnähe, die Vitalität und die Qualität zu verbessern.
- Die Erneuerung des Waldes erfolgt vor allem durch natürliche Verjüngung, ausnahmsweise Pflanzung nur mit heimischen Baumarten.
- Jagd wird mit effektiven Verfahren betrieben, um den Wildbestand auf die ökologische Tragfähigkeit der Wälder zu reduzieren.

Das Konzept basiert ökologisch und gesellschaftspolitisch auf den Ergebnissen des Umweltgipfels von Rio 1992, insbesondere auf der Konvention zur Biologischen Vielfalt und der Agenda 21 zur nachhaltigen Entwicklung. Die ökonomischen Überlegungen gründen sich auf die Eigenarten von Betrieben des primären Wirtschaftssektors (Primär-, Urproduktion). Diese Betriebe wirtschaften mit „Leben“. Wälder als Wirtschaftsobjekt können sich eigenständig anpassen, reproduzieren und für Menschen nützliche Produkte weitgehend ohne finanziellen Aufwand abgeben. Diese Koinzidenz von Nützlichkeit und evolutionären Optimierungsprozessen erweist sich nach langjähriger Erfahrung umso größer, je natürlicher und von Menschen ungestörter das Ökosystem Wald leben kann. Die ersten, genau beobachtenden Professoren der deutschen Forstwirtschaft haben die unvermeidbare „Erbsünde“ des nutzenden Eingriffs in lebende Systeme wie Wälder schon früh beschrieben. So ist dem Nachwort von HEINRICH COTTA (1817: III-V) aus seinem Werk „Anweisungen zum Waldbau“ Folgendes zu entnehmen:

„Die Wälder bilden sich und bestehen also da am besten, wo es gar keine ... Forstwissenschaft giebt ...

Die Forstwissenschaft enthält aber keine Zaubermittel, und kann nichts gegen den Lauf der Natur thun ...

Es ist kaum glaublich, wie viel man durch die Art des Betriebes nützen oder schaden kann ...“

Das Lübecker Konzept verpflichtet zu höchstmöglicher Naturnähe. Damit einher geht die Genügsamkeit (Suffizienz) der Ernte auf dem Niveau der natürlichen Produktivität.

Wälder sind als selbständig lebende Wirtschaftsobjekte höchst komplexe, dauerhaft lebensfähige, nur unvollständig beschreibbare oder gar verstehbare Systeme, quasi eine „black box“. Die Produktionszeiten sind so lang, dass die Zustände von Umwelt, Märkten und Gesellschaften für den Zeitpunkt der Ernte bzw. für die Kontinuität der Wälder nicht prognostiziert werden können. Eine angemessene Managementstrategie für dieses Wirtschaften unter hoher Unsicherheit ist nach der dem Lübecker Konzept zugrunde liegenden Auffassung das „Prinzip der Vorsicht“, gekennzeichnet dadurch, dass Störungen (Eingriffe) von außen minimiert werden und im Zweifelsfall auf wirtschaftende bzw. auf kurzfristige Gewinnerzielung ausgerichtete Aktivitäten verzichtet wird.

Das wirtschaftliche Handeln wird im Lübecker Wald grundsätzlich nach dem Prinzip des „minimalen Inputs“ realisiert und nicht nach dem weit verbreiteten Prinzip des „maximalen Outputs“. Betriebe der Urproduktion, die naturnah und nachhaltig wirtschaften – was zur Zeit fast alle deutschen Forstbetriebe von sich behaupten – können aus systemimmanenten Gründen nur Erfolg haben, wenn sie das durch Naturgesetze begrenzte und weitgehend ohne Aufwand entstehende Ertragsniveau akzeptieren (Prinzip der Suffizienz), z.B. eine bestimmte Menge Holz oder ein bestimmtes Spektrum an standortheimischen Baumarten, und dieses mit minimalem Aufwand bewirtschaften. Im sekundären Wirtschaftssektor, der industriellen Produktion, wird hingegen überwiegend ein maximaler Ertrag bei gegebenem Aufwand angestrebt. In der Urproduktion funktioniert das aber nicht in gleicher Weise, weil lebende Systeme nur sehr begrenzt auf steigenden Input reagieren können (abnehmender Ertragszuwachs, Grenznutzen). Es hat sich gezeigt, dass Ökosysteme auf systemfremden Input häufig mit „Stress“ reagieren und dann unter Umständen teilweise oder ganz „umkippen“.

Das Lübecker Konzept der „Naturnahen Waldnutzung“ ist mit all seinen Komponenten direkt darauf ausgerichtet, die ohne menschliche Aktivitäten entstehenden Ökosystemleistungen des naturnahen Waldes zu erhalten, zu fördern und zu nutzen.

2.5.2 Erfahrungen mit dem Konzept der „Naturnahen Waldnutzung“

Ein Konzept zur Bewirtschaftung der „black box“ Wald kann sich nicht auf gesicherte, deterministische Zusammenhänge gründen. Es ist stets eine Hypothese, die fortwährend verifiziert bzw. falsifiziert werden muss, um vernünftig (rational) zu sein. Dieses ist in einem so komplexen System nur empirisch, also durch Erfahrung, zu leisten. Erfahrungen werden im Forstbetrieb systematisch mit verschiedenen Verfahren gesammelt und ausgewertet. Der Lübecker Stadtwald wurde seit 1994 mit zwei Flächeninventuren (Forsteinrichtung), zwei ganzflächigen Biotopkartierungen, zwei Kontrollstichproben mit 1.800 Stichprobenpunkten und einer stichprobenartigen Zwischeninventur dokumentiert. Hinzu kommen rd. 20 Seminar- und Diplomarbeiten sowie zwei Doktorarbeiten. Zahlreiche wissenschaftliche Untersuchungen befassten sich mit einzelnen Aspekten von der Biodiversität über einzelne Tier- und Pflanzenarten bis zur wirtschaftlichen Situation. Im Jahr 2008 schloss eine interdisziplinäre Forschergruppe der Universität Kiel eine umfassende ökologisch-ökonomische Studie über Buchenwälder des Stadtwaldes ab, die mit 125.000 € von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) gefördert wurde (DBU 2008). Vermutlich wurde in den letzten 20 Jahren in Deutschland kein Forstbetrieb so intensiv dokumentiert und bewertet wie der Stadtwald Lübeck. Aktuell wird hier gerade die dritte Welle der alle zehn Jahre vorgesehenen Inventuren und Stichproben durchgeführt. Eine jährliche Quelle von Erfahrungen sind die in öffentlichen Betrieben üblichen und jedem zugänglichen Kontrollen der Finanz-, Personal- und Organisationsvorgänge sowie der speziellen Prüfungen durch Landesrechnungshof und städtisches Rechnungsprüfungsamt. Die gesellschaftlichen und stadtpolitischen Belange werden gegenüber dem Stadtwald fortlaufend von der Stadtverwaltung, Politikern und Politikerinnen, von politischen Ausschüssen, Umweltverbänden, Einzelpersonen und besonders von der Lokalpresse thematisiert. Also: An Erfahrung mit dem Objekt Wald in der Stadt Lübeck und den an ihm Interessierten mangelt es nicht.

Im Kontext der Betrachtung von Ökosystemleistungen und ihrer Werte will ich schwerpunktmäßig von ökologischen und ökonomischen Erfahrungen berichten.

Das Streben nach mehr Naturnähe mit dem Bezugssystem „Natürliche Waldgesellschaft“ hat im Lübecker Stadtwald nach rund 20 Jahren unter anderem folgende **ökologische Ergebnisse** hervorgebracht (erhoben durch den Stadtwald Lübeck bei einer nicht veröffentlichten Zwischenrevision):

- Dichtere Wälder: Der Holzvorrat stieg von rd. 300 m³/ha auf fast 400 m³/ha an.
- Ältere Wälder: Die Fläche der über 100jährigen Waldbestände stieg um über 10% an.
- Natürlichere Wälder: Der Anteil der nicht standortheimischen Nadelbäume verringerte sich von 1994 bis 2004 in der Oberschicht von 31% auf 24%, in der nachwachsenden Unterschicht auf nur noch 9%. Der Anteil von Biotop- und Totholz stieg im selben Zeitraum von rund 2% auf rund 12%. Heute sind es sicher mindes-

tens 15%, was bei einem Holzvorrat von 400 m³/ha rund 60 m³/ha Biotop- und Totholz sind.

- Urwälder von morgen: Auf 10% der Fläche, verteilt auf acht repräsentativ ausgewählte Waldstücke, herrscht vollständiger Prozessschutz. Diese „Lernflächen“ veranschaulichen die ungestörte Entwicklung.

Vergleicht man diese zuletzt genannten Lernflächen mit den bewirtschafteten Flächen, werden immer wieder Rationalisierungsmöglichkeiten, meist weitere Verringerung der Eingriffe, erkennbar. In einer von der DBU geförderten Studie wurde gezeigt, dass in den Buchenwäldern die ökologische und ökonomische Wertigkeit der Referenzflächen hinsichtlich der folgenden Aspekte signifikant höher ist als diejenige der bewirtschafteten Flächen (DBU 2008):

- größerer Zuwachs und Vorrat/ha
- gleiche und bessere Qualität von Baumstämmen
- größere naturale Produktivität
- geringeres Produktionsrisiko
- größere Wirtschaftlichkeit (minimierte Einsatzkosten)
- gleiche und bessere Ökosystemleistungen bei Nicht-Holz-Produkten (Erholung, Naturschutz, CO₂-Bindung, Anpassung an Klimaänderung)

Die Biotopkartierung hat darüber hinaus gezeigt, dass z.B. die Brutpaare von Kranichen von einem Paar auf 25 Paare angestiegen sind. Die Besiedlung mit Schwarzspechten hat sich mehr als verdoppelt. Erstmals brüten Seeadler und Schwarzstorch wieder im Lübecker Wald. Vieles deutet darauf hin, dass das Lübecker Konzept sowohl von der Konzeption als auch von der Umsetzung her zu einem naturnahen Wald führt, dessen Kapazität für Ökosystemleistungen kontinuierlich, vermutlich progressiv ansteigt.

Umweltverbände bemühen sich um ökologische und soziale Verbesserungen in den Wäldern, wobei auch angestrebt wird, dass der Wald von der Bevölkerung in stärkerem Maße als Freizeit-, Bildungs- und Erholungsquelle erlebt bzw. genutzt wird. Im Jahre 1996, zwei Jahre nach der öffentlichen Vorstellung des Lübecker Waldkonzeptes, verfassten die großen Umweltverbände in Deutschland (BUND, Greenpeace Deutschland, Naturland, Robin Wood und WWF) ein gemeinsames Positionspapier auf der Grundlage dieses Konzeptes der „Naturnahen Waldnutzung“ zur erstmaligen ökologisch-sozialen Zertifizierung von Forstbetrieben durch „Naturland e.V.“ (BUND ET AL. 1996).

Der Forstbetrieb Lübeck erhielt 1997 als Erster dieses nationale Zertifikat, 1998 bekam er das internationale Zertifikat des Forest Stewardship Council (FSC). Lübeck wurde für die Umweltverbände zur „best practice“. Greenpeace verweist bis heute national und international auf die Grundsätze dieses Konzeptes als Bestandteil seiner eigenen Forderungen und Kampagnen. In dem kürzlich der Bundesregierung vorgelegten Gutachten des SACHVERSTÄNDIGENRATS FÜR UMWELTFRAGEN (2012) wird im Kapitel 6 die Bedeutung von Wäldern für Umwelt und Gesellschaft ausführlich erläutert. Darin empfiehlt der Sachverständigenrat für die Bewirtschaftung der Wälder eine Konzeption, die beinahe identisch ist mit dem Lübecker Konzept (10% Flächen mit „natürlicher Waldentwicklung“, naturnahes Wirt-

schaften mit Orientierung an den Baumarten der natürlichen Waldgesellschaften, höhere Holzvorräte und Bestandesalter, Zertifizierung nach hochwertigen Zertifikaten wie z.B. Naturland e.V. und FSC).

Die ökologischen Werte des Lübecker Konzeptes werden gemeinhin anerkannt. Auch wird ein großes (natürliches) Anpassungsvermögen an sich ändernde Klimabedingungen vermutet. Und durch ansteigende Holzvorräte und wenig gestörte Humus- und Bodensysteme wird eine hohe Senkenwirkung für das klimawirksame CO₂ erzielt. Aber wie steht es mit der **Ökonomie**? Allgemein wird doch vermutet, dass sich Ökologie und Ökonomie gegenseitig behindern, nach dem Motto: „Ökologie kostet doch extra“. Tatsächlich ist die naturnahe Waldwirtschaft mit angepassten heimischen Bäumen in Lübeck ein Musterbeispiel für ein Gewinner-Gewinner-Verhältnis von Ökologie und Ökonomie. Nach Lage der Dinge durfte man darauf hoffen, da sich das Lübecker Konzept durch geringe Risiken (Naturnähe), optimale und vielfältige Ausnutzung des Wuchsräumens (natürliche Waldgesellschaft) und extrem niedrige operative Kosten (Minimumprinzip) auszeichnet. Aber der wissenschaftliche, rechnerische, letztlich empirische Beweis stand noch aus. Nach rund 20 Jahren deutet sich an, dass dieses Konzept, das sich vorrangig auf die Erhaltung und Nutzung der von der Natur kostenlos zur Verfügung gestellten Ökosystemleistungen stützt, im praktischen Vollzug gerade auch ökonomisch sehr vorteilhaft ist. Dazu gibt es einige Modellkalkulationen, die das Lübecker „Prozessschutz“-Konzept mit anderen üblichen Konzepten im Hinblick auf den zu erwartenden Reinertrag vergleichen. Diese Berechnungen kommen immer zu vergleichbaren Ergebnissen, wenn auch in unterschiedlicher Ausprägung: Das Lübecker Konzept ist betriebswirtschaftlich das günstigste Modell, sowohl im Wuchsgebiet Lübeck (Tabelle 13), als auch in anderen Waldgebieten mit geringerer Bodengüte (Tabelle 14).

Die Haushaltsrechnung der Hansestadt Lübeck weist seit 1994 steigende Reinerträge für den Forstbetrieb aus, die für 2011 nach vorläufigem Abschluss bei rd. 100 €/ha liegen (mündliche Mitteilung des Bereichs Stadtwald Lübeck). Dabei befindet sich der Lübecker Betrieb noch in einer rund 40 jährigen Übergangsphase vom naturfernen zum naturnahen Wald und nutzt in dieser Zeit nur etwa die Hälfte des tatsächlichen Holzzuwachses.

Tabelle 13: Szenario zur Entwicklung der Reinerträge im Stadtwald Lübeck bei unterschiedlichen Bewirtschaftungskonzepten

Konzept	Reinertrag	
	EUR/ha Wald/Jahr	EUR/m ³ Ernteholz
ALTERSKLASSENWALD (Land Brandenburg): Kahlschläge, intensives Pflanzen, Pflegen und Durchforsten.	53	12
„LÖWE“ (Land Niedersachsen): Kleinere Kahlschläge, intensive Pflege und Durchforstung. Einige Naturschutzkomponenten.	62	15
PROZESSSCHUTZ (Lübeck)	106	27

Quelle: nach KAISER (1999).

Tabelle 14: Szenario (Waldwachstumssimulator BWINPro) zur Entwicklung des Holzproduktionswertes von Wirtschaftswäldern in der Lüneburger Heide nach 40 Jahren bei unterschiedlichen Managementstrategien

Managementstrategie	Holzproduktionswert (EUR/ha/a)
PNV: Herstellung und Erhaltung der „Potentiellen Natürlichen Vegetation“ (nach Tüxen), Naturschutzkonzept.	1
ERTRAG: Maximierung des Ertrages bei kurzen Produktionszeiten.	59
LÖWE: Konzept der Niedersächsischen Landesforsten mit kleinen Kahlschlägen, intensiver Pflege und Durchforstung und einigen Naturschutzkomponenten.	67
PROZESSSCHUTZ (Lübeck)	90

Quelle: nach DUDA (2006).

Schon 1996 erhielt das Stadtforstamt Lübeck in Wien einen Umweltpreis der Europäischen Papierindustrie für „Umweltmanagement“, mit der Begründung, dass dieses Konzept eine ideale Verbindung zwischen den ökonomischen Zielen von Unternehmern und hohen ökologischen Erwartungen der Gesellschaft darstelle.

Ähnlich argumentierte das Bundesamt für Naturschutz (BfN) in einer in Lübeck abgegebenen Presseinformation (BfN 2009), in der es dem Stadtwald Lübeck eine vorbildliche Modellfunktion bescheinigte, bei der nicht nur die ökologischen Forderungen von Rio 1992 erfüllt werden und wichtige Anpassungsvorgänge an veränderte Klimabedingungen ablaufen, sondern auch hervorragende erwerbswirtschaftliche Ergebnisse nachgewiesen werden können. In der bereits zitierten Studie der DBU von 2008 wird die erhebliche ökonomische Rationalisierung in Lübeck auf die prioritäre Ausrichtung auf Naturnähe und die „Lernvorgänge“ beim Vergleich mit unbewirtschafteten Referenzflächen zurückgeführt. Ganz explizit gibt diesen Effekt die Publikation der International Union of Forest Research Organisations (IUFRO) auf deren Weltkongress in Seoul wieder (2010: 401ff.):

„22.1 Evolution in Approaches to Forest Management

Linking Nature-Oriented Forestry to Economic Gains in Germany

The concept of “Nature-Oriented Forestry” for the 5,000 ha of temperate forest in the city of Lübeck ...

The Lübeck forest highlighted the importance of understanding the linkages between ecological structures and processes, and the associated and economic values and benefits for social systems. It was demonstrated that management guided by principles of ecological integrity provided greater economic benefits than a management plan based on objectives for improved efficiency.“

Erfolgreiches nachhaltiges Wirtschaften mit Wäldern setzt nach dem Lübecker Konzept der Naturnahen Waldnutzung „ökologische Integrität“ voraus. Mit dieser Natürlichkeit werden dementsprechend die (kostenlosen) Ökosystemleistungen des Waldes optimal zur Verfügung stehen und bei behutsamer Bewirtschaftung nach dem Prinzip der Vorsicht langfristig auch wirtschaftlich nutzbar bleiben. Diese Einschätzung hat sich nach etwa 20 Jahren Erfahrung für den Lübecker Stadtwald bestätigt.

Die Grundvoraussetzung für das erfolgreiche Konzept der „Naturnahen Waldnutzung“ in Lübeck war das starke Bewusstsein für den Wert des Waldes für die Gesellschaft sowie die Erfahrung und das komplexe Wissen der handelnden Personen. Um im nationalen und internationalen Kontext Erfolge im Sinne des Naturschutzes zu erzielen, bietet das Konzept der Ökosystemleistungen die Möglichkeit, die von Forstleuten „gefühlte“ Funktionsweise der „black box Wald“ auch für eventuell skeptische oder zunächst uninteressierte Laien, für die Gesellschaft als Ganzes und politische Entscheidungsträger im Besonderen transparent und nachvollziehbar zu machen. Die normative Entscheidung für das Konzept der Naturnahen Waldnutzung von 1994 im Lübecker Stadtwald hat ein Modell geschaffen, das die eigenständigen Leistungen des Waldes als seine wichtigste werteschaftende Produktivität nutzt. Inzwischen betreiben weitere Forstbetriebe dieses Modell sehr erfolgreich, ganz besonders Stadtwälder, die der unmittelbaren Beobachtung und Kritik einer anspruchsvollen Stadtbevölkerung ausgesetzt sind. Hierzu gehören u.a. die Stadtwälder von Berlin, München, Saarbrücken, Bonn, Düsseldorf, Wiesbaden, Hannover, Göttingen, Uelzen.

Literatur

- BFN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2009): Jessel: Zum Schutz der Biodiversität auf naturnahe Waldbewirtschaftung setzen. Stadtwald Lübeck mit Modellfunktion – Vorbildfunktion auch in Zukunft bewahren. Presseinformation, Lübeck/Bonn.
- BUND; GREENPEACE DEUTSCHLAND; NATURLAND; ROBIN WOOD & WWF (1996): Ökologische Waldnutzung. Position der Umweltverbände als Grundlage zur Zertifizierung von Waldbetrieben. Hamburg.
- COTTA, H. (1817): Anweisungen zum Waldbau. Dresden.
- DBU – DEUTSCHE BUNDESSTIFTUNG UMWELT (2008): Abschlussbericht zum Projekt „Nutzung ökologischer Potenziale von Buchenwäldern für eine multifunktionale Bewirtschaftung“. Flintbek. http://www.dbu.de/projekt_25243/_db_1036.html (26.10.2012).
- DUDA, H. A. A. (2006): Vergleich forstlicher Management-Strategien. Umsetzung verschiedener Waldbaukonzepte in einem Waldwachstumssimulator. Dissertation, Universität Göttingen.
- IUFRO – INTERNATIONAL UNION OF FOREST RESEARCH ORGANISATION (2010): Forest and Society – Responding to Global Drivers of Change. IUFRO World Series Vol. 25, Tampere, 401-439. <http://www.iufro.org/science/special/wfse/forests-society-global-drivers/> (20.12.2012).
- KAISER, M. (1999): Dem Öko-Wald gehört die Zukunft. Wirtschaftlichkeitsvergleich unterschiedlicher Waldbaustrategien (in Mitteleuropa). Unter Mitarbeit von K. Sturm, Hamburg.
- PIECHOCKI, R.; WIERSBINSKI, N.; POTTHAST, T. & OTT, K. (2004): Vilmer Thesen zum „Prozessschutz“. Natur und Landschaft 79 (2), Bonn, 53-56.
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (2012): Umweltgutachten 2012. Verantwortung in einer begrenzten Welt. Berlin.
- STADTWALD LÜBECK (1994): <http://Stadtwald.Luebeck.de> (26.10.2012), Waldkonzept.

Die Autorinnen und Autoren

DR. CHRISTOPH AICHER
Department Umweltpolitik
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ
Permoserstraße 15
04318 Leipzig
christoph.aicher@ufz.de

DR. UTA BERGHÖFER
Department Ökonomie
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Permoserstr. 15
04318 Leipzig
uta.berghoefier@ufz.de

PROF. DR. RENATE BÜRGER-ARNDT
Abteilung für Naturschutz und Landschaftspflege
Burckhardt-Institut der
Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie
Georg-August-Universität Göttingen
Büsgenweg 3
37077 Göttingen
rbuerge@gwdg.de

DR. LUTZ FÄHSER
Forstgehöft 1
23896 Ritzerau
lutz.faehser@gmx.de

UNIV.-PROF. DR. HUBERT JOB
Institut für Geographie und Geologie
Lehrstuhl für Geographie und Regionalforschung
Julius-Maximilians-Universität Würzburg
Am Hubland
97074 Würzburg
hubert.job@uni-wuerzburg.de

DR. NELE LIENHOOP
Department Ökonomie
Helmholtz Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Permoser Straße 15
04318 Leipzig
nele.lienhoop@ufz.de

DR. MARIUS MAYER
Institut für Geographie und Geologie
Lehrstuhl für Geographie und Regionalforschung
Julius-Maximilians-Universität Würzburg
Am Hubland
97074 Würzburg
marius.mayer@uni-wuerzburg.de

ANDREAS PADBERG
Staatsbetrieb Sachsenforst
Forstbezirk Leipzig
Heilemannstraße 1
04277 Leipzig
andreas.padberg@smul.sachsen.de

PD DR. HABIL. THORSTEN PERMIEN
Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern
Dreescher Markt 2
19061 Schwerin
t.permien@lu.mv-regierung.de

PD DR. HABIL. IRENE RING
Department Ökonomie
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ
Permoserstraße 15
04318 Leipzig
irene.ring@ufz.de

ACHIM SCHÄFER
Institut für Dauerhaft Umweltgerechte Entwicklung von Naturräumen der Erde (DUENE) e.V.
Ernst-Moritz-Arndt-Universität
Grimmer Straße 88
17487 Greifswald
schaefea@uni-greifswald.de

DR. HARALD SCHAICH
Institut für Landespflege
Albert-Ludwigs-Universität
Tennenbacher Str. 4
D-79106 Freiburg i. Brsg.
harald.schaich@landespflege.uni-freiburg.de

DR. MANUEL WOLTERING
Institut für Geographie und Geologie
Lehrstuhl für Geographie und Regionalforschung
Julius-Maximilians-Universität Würzburg
Am Hubland
97074 Würzburg
manuel.woltering@uni-wuerzburg.de