Renate Bürger-Arndt, Bettina Ohse, Katharina Meyer und Anke Höltermann (Red.)

Ökosystemdienstleistungen von Wäldern

Workshopbericht

BfN-Skripten 320

2012

Ökosystemdienstleistungen von Wäldern

Workshopbericht

Internationale Naturschutzakademie Insel Vilm
16. - 19. November 2011

Redaktion:

Renate Bürger-Arndt
Bettina Ohse
Katharina Meyer
Anke Höltermann

BfN
Bundesamt für Naturschutz

Titelbilder: oben links und rechts, unten rechts (B. Ohse); unten links (Landesforsten Rheinland-Pfalz)

Redaktion und Bearbeitung:

Prof. Dr. Renate Bürger-Arndt
Bettina Ohse
Katharina Meyer

Georg August Universität Göttingen
Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie
Naturschutz und Landschaftspflege
Büsgenweg 3, D-37077 Göttingen
E-Mail: sekretariat@naturschutz.uni-goettingen.de

Dr. Anke Höltermann

BfN, Fachgebiet II 3.1 „Agrar- und Waldbereich“
E-Mail: anke.hoeltermann@bfn.de

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

Die BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich.

Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz (BfN)
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
Tel.: 0228/8491-0
Fax: 0228/8491-9999

Der 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 Herausgebers übereinstimmen.

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

Druck: BMU-Druckerei

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-055-2

überarbeitete elektronische Version

Bonn-Bad Godesberg 2012

Inhaltsverzeichnis

HINTERGRUND UND ZIELSETZUNG DES WORKSHOPS 3

REFERENTENBEITRÄGE..... 5

1. THEMENFELD: KONZEPTE UND BEGRIFFLICHKEITEN 5

Konzept und Begrifflichkeiten des Millennium Ecosystem Assessment
RENATE BÜRGER-ARNDT..... 5

Ökosystemdienstleistungen in der Landschaftsplanung: Konzepte und Begrifflichkeiten
CHRISTIAN ALBERT UND CHRISTINA VON HAAREN 11

Konzept und Begrifflichkeiten der Waldfunktionen
THOMAS WALDENSPUHL 16

2. THEMENFELD: KATEGORIEN UND INDIKATOREN FÜR WÄLDER 29

Kategorien und Indikatoren im MEA und Zertifizierung
UWE SAYER 29

Kategorien, Indikatoren und Datenlage – Einige Diskussionsbeiträge aus landschafts-ökologischer Sicht
FELIX MÜLLER UND BENJAMIN BURKHARD 36

Kategorien, Indikatoren und Datenlage der Waldfunktionenkartierung
RENATE BÜRGER-ARNDT..... 51

Waldspezifische Naturschutzkriterien, Indikatoren und Datenlage der Waldbiotopkartierung
OLAF V. DRACHENFELS 55

Kategorien und Indikatoren im Europäischen waldpolitischen Diskurs
ANDREAS SCHUCK, JARI PARVIAINEN, DANIEL KRAUS 68

3. THEMENFELD: ERFASSUNG, BEWERTUNG UND VERGLEICH 78

Verfahrensansätze der Landschaftsökologie zur Erfassung und Bewertung von Ökosystemdienstleistungen
OLAF BASTIAN, KARSTEN GRUNEWALD, GERD LUPP, RALF-UWE SYRBE, CHRISTINA WACHLER 78

Waldfunktionenplanung in Rheinland-Pfalz: Forstliche Abwägung und planerische Konsequenzen
GODEHARD ONTRUP 91

Umweltökonomische Bewertungsansätze für Wald-Ökosystemdienstleistungen
PETER ELSASSER 100

4. ABSCHLUSSVORTRAG 109

Waldbehandlung und Waldwirkung - Zum Einfluss forstlicher Nutzung und waldbaulicher Bestandespflege auf verschiedene Waldwirkungen
SVEN WAGNER UND FRANKA HUTH 109

FAZIT UND EMPFEHLUNGEN ZUR WEITERENTWICKLUNG DES ÖKOSYSTEM-DIENSTLEISTUNGSANSATZES FÜR WÄLDER 126
RENATE BÜRGER-ARNDT, BETTINA OHSE, KATHARINA MEYER

WORKSHOP-PROGRAMM 139

LISTE DER REFERENTINNEN UND TEILNEHMERINNEN 141

Hintergrund und Zielsetzung des Workshops

Im Jahr 2001 wurde von den Vereinten Nationen das *Millennium Ecosystem Assessment* (kurz: MA oder MEA) in Auftrag gegeben, ein vierjähriges wissenschaftliches Arbeitsprogramm, welches weltweit den Zustand der Ökosysteme erfassen, ihre künftige Entwicklung prognostizieren, und die sich daraus ergebenden Folgen für das Wohlergehen (die Lebensqualität) der Menschen einschätzen sollte. Das MEA fußt auf dem Konzept der *ecosystem services* oder **Ökosystemdienstleistungen,** welche als „die Vorteile, welche Menschen aus Ökosystemen beziehen“ *(„the benefits people obtain from ecosystems“*; MEA 2003: 3ff.) definiert und in das Zentrum der Betrachtung gestellt werden. Sie sollen als essentielle „Gratisleistungen und Werte der Natur“ stärker ins Bewusstsein treten, um sie „gleichberechtigt zu ökonomischen und sozialen Aspekten in Entscheidungsprozessen zu berücksichtigen und eine nachhaltige Landnutzung zu gewährleisten“. Damit soll eine Grundlage geschaffen werden, um der Überbeanspruchung und Degradation der natürlichen Lebensbedingungen entgegenzuwirken.

Seit 2007 wird das Thema im Rahmen des „TEEB“-Prozesses *(TEEB - The Economics of Ecosystems and Biodiversity*, http://www.teebweb.org) auf breiter Ebene kommuniziert und gewinnt zunehmend an Bedeutung für eine Neuorientierung unseres Verhältnisses zur Natur. Ziel des TEEB-Prozesses war es, den ökonomischen Wert von Ökosystemdienstleistungen und Biodiversität erfassbar zu machen, um sie vor Zerstörung und Raubbau zu schützen. Unter dem Namen „Naturkapital Deutschland“ ist der internationale TEEB-Prozess auf nationaler Ebene initiiert und im Juni 2012 offiziell eingeleitet worden. Auch in Deutschland wächst daher die Dringlichkeit vorhandenes Wissen und Erfahrungen zusammenzuführen und hinsichtlich der Tauglichkeit für das Ecosystem Services Konzept zu prüfen.

Inzwischen befasst sich eine zunehmende Zahl an internationalen Tagungen und Veröffentlichungen mit dem Konzept der *Ecosystem Services (Ökosystemdienstleistungen)* und seinen konzeptionellen Grundlagen. Besonderes Interesse gilt dabei der Operationalisierung des Konzeptes auf landschaftlicher Ebene sowie seiner Differenzierung und Spezifizierung für verschiedene Ökosystemtypen und Regionen. Die besondere und implizite Relevanz des *Millennium Ecosystem Assessment* Konzeptes für den Naturschutz i.e.S. ergibt sich daraus, dass es Biodiversität als essentielle Grundlage aller Ecosystem Services postuliert.

Im deutschsprachigen Raum lässt sich bisher nur eine begrenzte Resonanz auf die internationale Diskussion feststellen. Insbesondere fällt auf, dass es bisher so gut wie keine Veröffentlichungen oder fachlichen Diskussionen zu den spezifischen Ökosystemdienstleistungen von Wäldern gibt. Es scheint, als würde die internationale Debatte hier kaum zur Kenntnis genommen. Dies verwundert insbesondere angesichts der Tatsache, dass sich die Forstverwaltungen der Länder wie auch die Forstwissenschaften in Deutschland seit langem einer multifunktionalen Waldbewirtschaftung unter besonderer Berücksichtigung der Gemeinwohlverpflichtung verschrieben haben. **Multifunktionale Waldbewirtschaftung** wurde und wird in Fachkreisen seit Jahrzehnten konzipiert, diskutiert und propagiert, wobei zur Berücksichti-

gung unterschiedlicher gesellschaftlicher Ansprüche bei der Waldbewirtschaftung eigens das Instrument der **Waldfunktionenkartierung** zum Einsatz kommt.

In analoger Weise widmet sich die Landschaftsplanung der Erfassung und Bewertung von **Naturraumpotentialen und Landschaftsfunktionen** mit dem Ziel, die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes mit Blick auf langfristige gesellschaftliche Ansprüche und menschliche Grundbedürfnisse zu erhalten.

In beiden Fällen gibt es einerseits eine Reihe von Analogien und essentiellen konzeptionellen Überschneidungen mit dem Ansatz der *Ecosystem Services* – bei davon abweichenden Terminologien – sowie andererseits eine Fülle von Ansätzen zu deren Operationalisierung auf landschaftlicher Ebene bis hin zu Erfahrungen bezüglich der gezielten Förderung verschiedener Ökosystemleistungen durch adäquate Landschafts- bzw. Waldpflege.

Eine fächerübergreifende Diskussion vorhandener Ansätze und Erfahrungen sowie eine Einschätzung ihres möglichen Beitrages zum Konzept der Ökosystemdienstleistungen für Wälder waren Ziele des Expertenworkshops, den die Abteilung für Naturschutz und Landschaftspflege der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Georg August Universität Göttingen im Auftrag des Bundesamt für Naturschutz vom 17. bis zum 19. November 2011 an der Internationalen Naturschutzakademie Insel Vilm durchgeführt hat.

Der Workshop gliederte sich in drei Themenfelder:

I. Konzepte & Begrifflichkeiten,

II. Kategorien & Indikatoren für Wälder,

III. Erfassung, Bewertung und Vergleich.

Jedes Themenfeld wurde zunächst in kurzen Anstoßreferaten aus unterschiedlichen fachlichen Perspektiven von Forschung und Praxis umrissen. Daran schloss sich eine moderierte Diskussion an, die Verständigungsschwierigkeiten ausräumen, inhaltlich-konzeptionelle Überschneidungen aufzeigen und begriffliche Entsprechungen oder Widersprüchlichkeiten identifizieren sollte. In der zusammenfassenden Abschlussdiskussion wurden schließlich die Möglichkeiten und Defizite für eine koordinierte Integration des gegenwärtigen Kenntnis-, Informations- und Verfahrensstandes zu raumbezogenen Ökosystemdienstleistungen von Wäldern gemäß dem Konzept des Millennium Ecosystem Assessment eingeschätzt.

Der vorliegende Bericht enthält die zum Teil weiter ausgearbeiteten schriftlichen Fassungen der Anstoßreferate und gibt die wesentlichen Ergebnisse und Empfehlungen der Diskussion in kondensierter Form wider.

Referentenbeiträge

1. Themenfeld: Konzepte und Begrifflichkeiten

Konzept und Begrifflichkeiten des Millennium Ecosystem Assessment

RENATE BÜRGER-ARNDT

Abt. Naturschutz und Landschaftspflege, Universität Göttingen

Das Millennium Ecosystem Assessment (MA) wurde im Jahr 2001 von den Vereinten Nationen in Auftrag gegeben als ein vierjähriges wissenschaftliches Arbeitsprogramm zur weltweiten Erfassung des Zustandes der Ökosysteme und zur Prognose ihrer künftigen Entwicklung als Lebensgrundlage des Menschen, sowie zur Einschätzung der sich daraus ergebenden Konsequenzen für das menschliche Wohlergehen. Es wurde unter Beteiligung von über 1300 Expertinnen und Experten aus 95 Ländern erstellt, wobei sowohl wissenschaftliche Veröffentlichungen, Daten und Modelle als auch vorhandenes Wissen und Erfahrungen von Praktikerinnen und Praktikern sowie von verschiedenen Akteuren eingebracht wurde. Der Gesamtbericht sowie eine Zusammenfassende Synthese wurden im Jahr 2005 veröffentlicht (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Eine Vielzahl von Berichten, Einzelstudien, Daten und Karten ist über die WEB-Seiten http://www.maweb.org zugänglich.

Das MA fußt auf einem grundlegenden konzeptionellen Rahmen, der von einem engen, dynamischen und wechselseitigen Abhängigkeitsverhältnis zwischen dem Zustand und der Funktionalität der Ökosysteme auf der einen und der menschlichen Gesellschaft und ihren Aktivitäten auf der anderen Seite ausgeht (Millennium Ecosystem Assessment, 2003; Abb.1). Danach bestimmen einerseits die Ökosysteme maßgeblich die Lebensverhältnisse der Menschen und ihre Lebensqualität mit, weil sie deren essentielle materielle und immaterielle Bedürfnisse in Form von Ökosystemdienstleistungen befriedigen. Gleichzeitig werden sie andererseits entscheidend und in zunehmendem Maße durch die Auswirkungen menschlichen Handelns geprägt und verändert. Der Mensch erweist sich damit als integraler Bestandteil der Ökosysteme, zugleich aber auch als ihr stärkster verändernder Faktor.

Veränderungen der Ökosysteme sind dadurch immer weniger Resultat von Anpassungen an veränderte natürliche Rahmenbedingungen *(natural, physical and biological drivers)*. Vielmehr werden sie zunehmend durch menschliche Einflüsse vorangetrieben: Durch die Entwicklung und den Einsatz neuer Technologien *(technology adaption and use)*, durch die damit einhergehenden Veränderungen der Landnutzung und Landbedeckung *(changes in local landuse and cover)* und durch die damit verbundenen Einflüsse wie Düngemitteleinsatz, Schädlingsbekämpfung oder Bewässerung (external inputs), erntebedingte Stoffentzüge *(harvest)* und die Einbringung oder Verdrängung von wildlebenden Arten *(species introduction or removal).* Hinzu kommen zunehmender Ressourcenverbrauch *(resource consumpti-*

on) und – als neuzeitliche Phänomene – atmogene Stoffeinträge und anthropogener Klimawandel *(climate change),* die letztendlich zu einer Degradierung der Leistungsfähigkeit von Ökosystemen führen können. Diese direkten Triebkräfte *(direct drivers of change)* sind ihrerseits bedingt durch gesellschaftliche Phänomene und Prozesse, namentlich durch die demographischen, wirtschaftlichen, politischen, kulturellen und religiösen Verhältnisse und durch die wissenschaftliche und technologische Entwicklung, welche als indirekte Triebkräfte *(indirect drivers of change)* zusammengefasst werden. All diese Triebkräfte haben zugleich Auswirkungen auf die Biosphäre und damit auf die Biodiversität und dies auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen und mit unterschiedlichen zeitlichen Effekten.

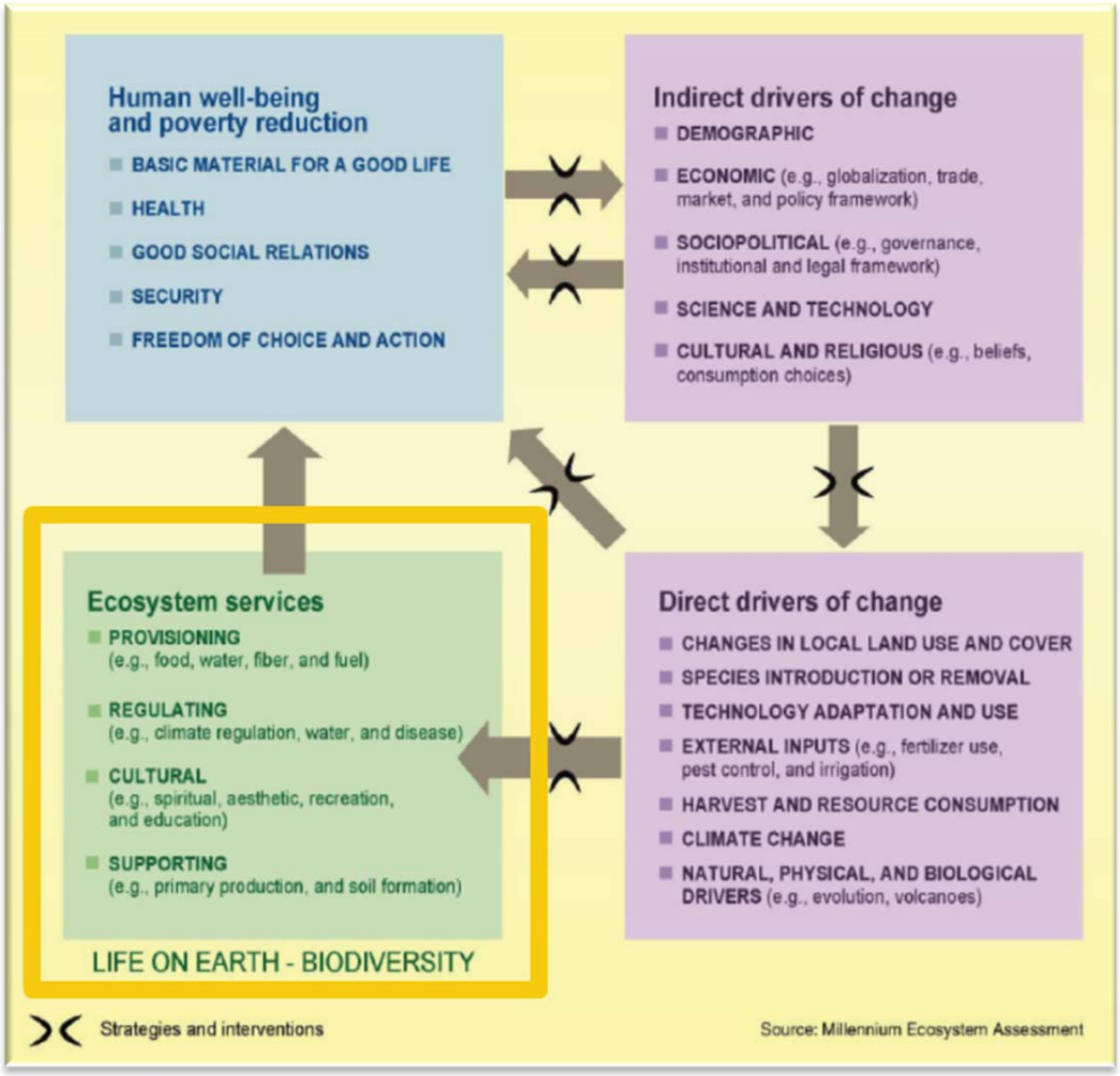


Abb. 1: Das Rahmenkonzept des MA

Ökosystemdienstleistungen sind definiert als Vorteil, Nutzen oder Gewinn *(benefits),* den die menschliche Gesellschaft aus Ökosystemen zieht und die maßgeblich das Wohlergehen und die Lebensqualität des Einzelnen *(human well being)* mitbestimmen. Dabei werden sowohl

materielle wie immaterielle Güter *(tangible and intangible benefits),* d.h. sowohl Waren *(goods)* als auch Dienstleistungen i.e.S. *(services)* berücksichtigt.

Unterschieden werden vier grundlegende Kategorien von Ökosystemdienstleistungen:

- ✓ unterstützende *(supporting)* wie Bodenbildung, Nährstoff- und Wasserkreislauf, Sauerstoffproduktion, Kohlenstoffbindung oder Primärproduktion,
- ✓ regulierende *(regulating)*, die sich auf das örtliche Klima und die Luftqualität, den Wasserhaushalt und die Wasserqualität, die Bodenbildung und -reifung oder das Auftreten von Schädlingen bzw. Krankheiten auswirken,
- ✓ bereitstellende *(provisioning)*, welche die Nutzung erneuerbarer Ressourcen in Form von Nahrung, Holz, Fasern, Trink- und Brauchwasser usw. durch den Menschen ermöglichen,
- ✓ kulturell bedeutsame *(cultural)*, die infolge der ästhetischen, kontemplativen, spirituellen, religiösen, erkenntnis-, bildungs- und erholungsfördernden Wirkung der Ökosysteme immaterielle Bedürfnisse des Menschen befriedigen und denen daher eine besondere Wertschätzung entgegen gebracht wird.

Als essentielle Grundlage für die Erbringung dieser Dienstleistungen wird in den graphischen Darstellungen die Biosphäre *(life on earth)* bzw. – quasi synonym – die Biodiversität dargestellt. Menschliches Wohlergehen wird damit in einen unmittelbaren, kausalen Zusammenhang zum Erhalt der Biodiversität gestellt.

Der Begriff der Dienstleistung wird damit für ganz unterschiedliche Sachverhalte und damit inkonsistent und vieldeutig verwendet: Für die in Ökosystemen ablaufenden natürlichen Prozesse, für die materiellen und immateriellen Güter (Waren und Dienstleistungen i.e.S.), die daraus erwachsen können - unabhängig von deren tatsächlicher Nutzung durch den Menschen - und für die Wertschätzung von bzw. die Wertzuweisung zu bestimmten Ökosystemeigenschaften durch Menschen. Andere definitorische Ansätze haben den Begriff eingeengt auf die Ökosystemzustände und ökosystemaren Prozesse, welche als menschliche Lebensgrundlage wirksam werden *(„the conditions and processes through which natural ecosystems, and the species that make them up, sustain and fulfill human life"; Daily 1997b:3).* Die inhaltliche Breite und die dabei verwendeten Tautologien haben zu Zirkelschlüssen und Missverständnissen im wissenschaftlichen Diskurs geführt.

Inzwischen setzt sich aber eine genauere Differenzierung der Sachverhalte und eine begriffliche Schärfung durch, die zwischen Strukturen und Prozessen von Ökosystemen als grundsätzliche Ökosystemeigenschaften, daraus resultierenden Ökosystemfunktionen als Vermögen oder Potential zur Bereitstellung erwünschter Ökosystemdienstleistungen und den darauf aufbauenden, tatsächlich realisierten Gütern *(goods und services)* unterscheidet (z.B. Costanza et al. 1997; de Groot et al. 2002). Dies wurde so unter dem Begriff der *ecosystem services cascade* in eine Art kausale Kette integriert (Haines-Young und Potschin 2010; siehe auch Beitrag von Müller und Burkhard in diesem Band). Die Kategorie der „unterstützenden oder Basisdienstleistungen" *(supporting services)* erweist sich damit als obsolet: Hierbei handelt es sich nicht um eine Dienstleistung sondern um zugrundeliegende, essentielle Ökosystemeigenschaften. Zu diesen ist auch die Eigenschaft als Habitat für wildlebende Organismen zu rechnen, das Zusammenwirken der Biozönose und ihre Bedeutung für das menschliche Wohlergehen. Die übrigen drei Kategorien, die der regulierenden, bereitstellen-

den und kulturell bedeutsamen Ökosystemdienstleistungen lassen sich derweil mit den drei Nachhaltigkeitssäulen in Einklang bringen.

Die Schwäche aller graphischen Darstellungen liegt dabei in ihrer Eindimensionalität, die dem im MA betonten wechselseitigen Zusammenwirken von Natur und menschlicher Gesellschaft nicht gerecht wird. Denn Ökosystemdienstleistungen werden erst dann generiert, wenn das relevante Leistungsvermögen eines Ökosystems, seine Funktionsfähigkeit *(*an anderer Stelle auch *ecosystem services supply)*, auf eine entsprechende individuelle oder gesellschaftliche Erwartung und Nachfrage *(ecosystem services demand)* trifft, die tatsächlich auch realisiert werden kann. Damit ist nicht nur die theoretische Bereitstellung infolge ökologischer Funktionsfähigkeit essentiell, sondern auch die Zugänglichkeit; nicht nur die Nachfrage einzelner Akteursgruppen, sondern auch deren Zugangsmöglichkeit (Abb. 2).

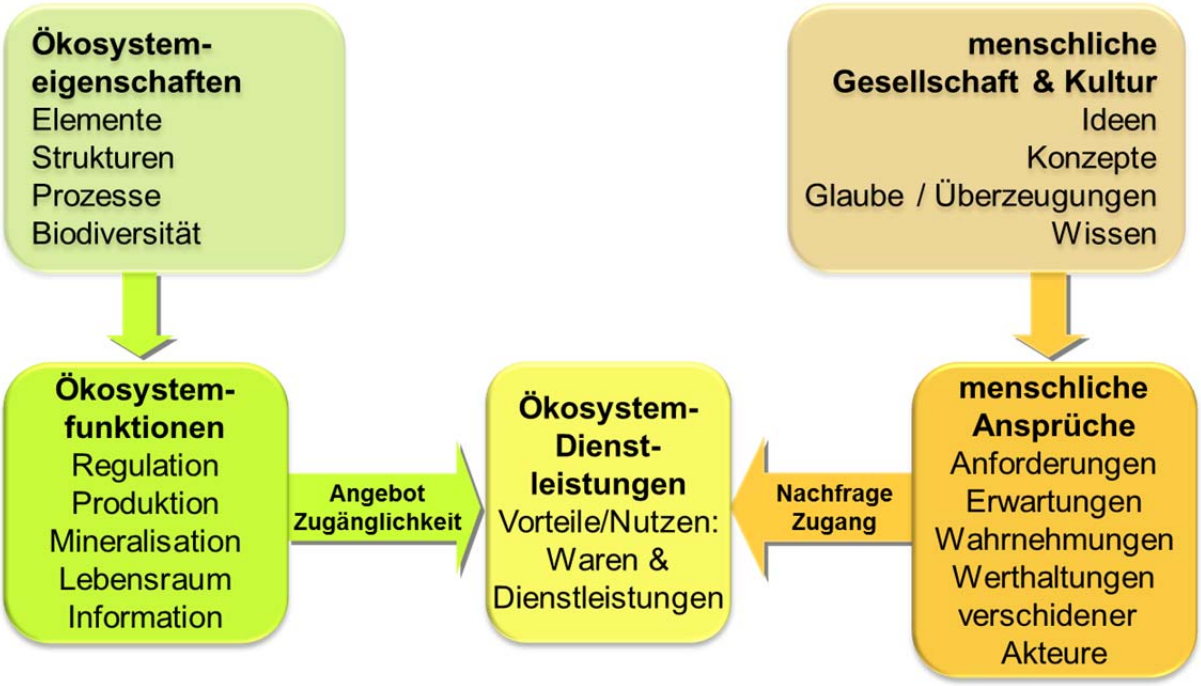


Abb. 2: Die Generierung von Ökosystemdienstleistungen aus dem Angebot an relevanten Ökosystemfunktionen und deren Zugänglichkeit sowie einer entsprechenden Nachfrage verschiedener Akteure und deren Zugangsmöglichkeiten.

Anders ausgedrückt: Ein Wald kann infolge seiner natürlichen Ausstattung in hohem Maße attraktiv und für die Erholung geeignet sein: Wenn er nicht durch Wege erschlossen ist, wird sich darin infolge mangelnder Zugänglichkeit niemand erholen können; und wenn der Waldeigentümer aufgrund von wirtschaftlichen Interessen den Zugang verwehrt oder der Schutz empfindlicher Arten diesen verbietet genauso wenig. Selbst wenn Angebot bzw. Eignung, Zugänglichkeit und Zugang zur Erholungsnutzung sicher gestellt sind, nutzt dies nichts, solange dazu niemand Interesse, Zeit oder Geld hat und folglich keine Nachfrage besteht.

Erst ein Ansatz bzw. eine Darstellung, die diese Zusammenhänge berücksichtigt, kann zu einer differenzierten Analyse von tatsächlichen Ökosystemdienstleistungen und zu deren

besserem Verständnis beitragen. Es schärft damit auch den Blick auf das wechselseitige und dynamische Abhängigkeitsverhältnis zwischen dem Zustand und der Funktionalität der Ökosysteme auf der einen und der menschlichen Gesellschaft, ihren Aktivitäten auf der anderen Seite. Ein konzeptioneller Rahmen der diese als Ausdruck menschlicher Bedürfnisse, Ansprüche, Erwartungen und Wertehaltungen sowie gesellschaftlicher Machtkonstellationen versteht und dabei unterschiedliche, konkurrierende Interessens- und Akteursgruppen unterscheidet und berücksichtigt, wird letztlich auch zu einem besseren Verständnis der Veränderungen von Ökosystemdienstleistungen und deren konstituierenden Ökosystemeigenschaften, einschließlich der Biologischen Vielfalt führen (Abb. 3).

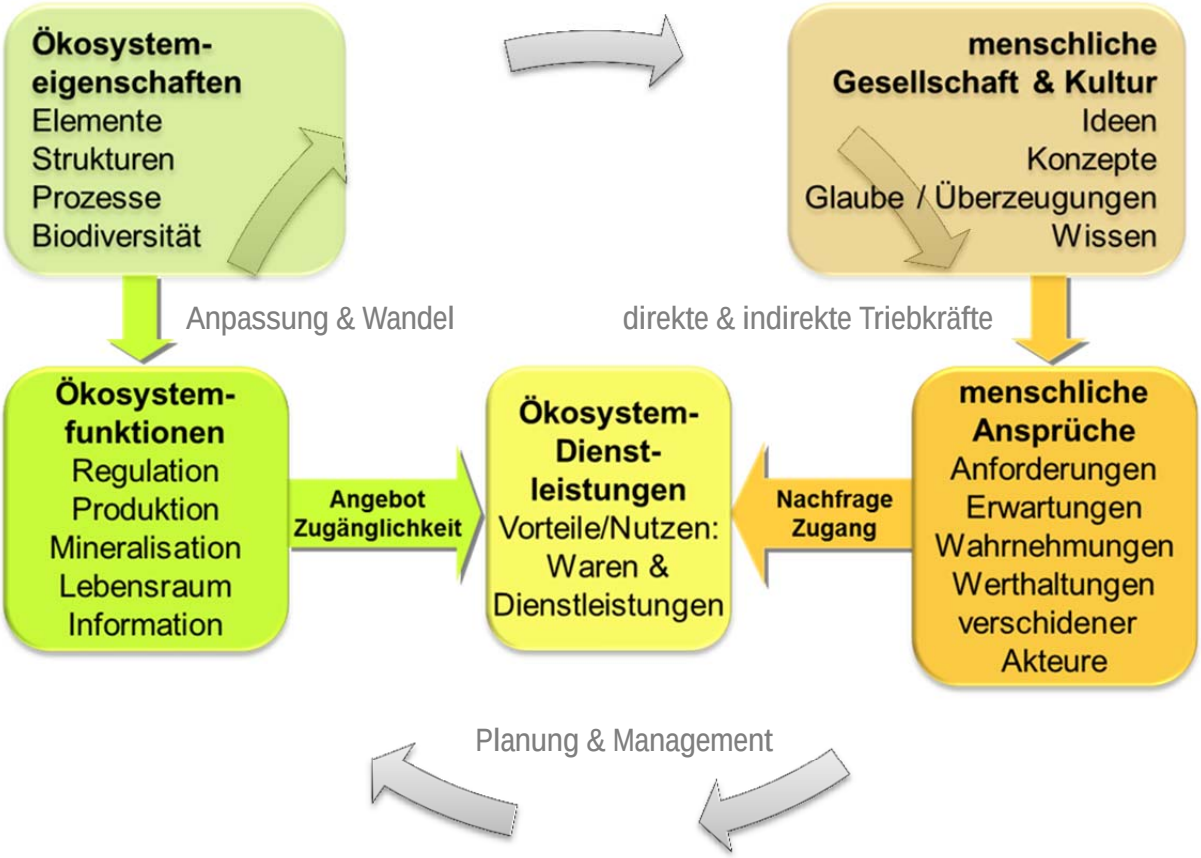


Abb. 3: Wechselseitiges, dynamisches Abhängigkeitsverhältnis zwischen dem Zustand und der Funktionalität der Ökosysteme und der menschlichen Gesellschaft und ihren Aktivitäten auf der anderen Seite als Ausdruck menschlicher Bedürfnisse, Ansprüche, Erwartungen, Wertehaltungen und Machtpositionen konkurrierender Akteure

Literatur

De Groot, R.S., Wilson, M., Boumans, R. (2002): A typology for description, classification and valuation of ecosystem functions, goods and services. Environmental Economics 41: 393-408.

De Groot, R.S. (1992) Functions of Nature: Evaluation of Nature in Environmental Planning, Management and Decision Making. Groningen: Wolters-Noordhoff.

Haines-Young, R., Potschin, M. (2010): The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D., Frid, C. (Eds.), Ecosystem Ecology: A New Synthesis. BES Ecological Reviews Series, CUP, Cambridge, 110-139.

Millennium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington DC, 137 pp.

Millennium Ecosystem Assessment (2003): Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. Island Press, Washington DC, 245 pp.

Wallace K. J. (2007): Classification of ecosystem services: Problems and solutions. Biological Conservation 139: 235-246.

Ökosystemdienstleistungen in der Landschaftsplanung: Konzepte und Begrifflichkeiten

CHRISTIAN ALBERT UND CHRISTINA VON HAAREN

Institut für Umweltplanung, Universität Hannover

Einleitung

Das international vieldiskutierte Konzept der Ökosystemdienstleistungen (ÖSD) besteht darin, den Nutzen bzw. die Nutzenstiftungen von ökologischen Systemen für die Menschen zu beschreiben. Ziel ist es dabei, vornehmlich durch die Darstellung des ökonomischen Wertes von ÖSD das öffentliche Bewusstsein zu schärfen und Beiträge zu einer langfristigen Sicherung des Dargebots an ÖSD zu leisten.

Wichtige Initiativen, die zur aktuellen Popularität des Konzepts der ÖSD beitrugen, waren Arbeiten von De Groot (1992), Costanza (1997) und Daily (1997) zur Klassifikation, Quantifizierung und Monetarisierung von Gütern und Leistungen von Ökosystemen. Verstärkte Aufmerksamkeit in Forschung und Praxis erhielt das Konzept durch die Veröffentlichung des Millennium Ecosystem Assessment (Ma 2005), einer groß angelegten Studie mit der erstmals ein systematischer Überblick über den Zustand und Nutzen der Ökosysteme der Erde für den Menschen geschaffen wurde. In den folgenden Jahren nahm die Zahl an Forschungspublikationen zu dem Thema weiter stark zu (Fisher et al. 2009). Ein wichtiger Meilenstein war dabei die im letzten Jahr erschienene TEEB-Studie (The Economics of Ecosystems and Biodiversity, http://www.teebweb.org), die darauf abzielte den ökonomischen Wert von Leistungen der Biodiversität und Ökosysteme für die Politik besser erfassbar zu machen.

Im deutschsprachigen Raum liegen wenige wissenschaftliche Veröffentlichungen zu ÖSD vor, u.a. Arbeiten von Grunewald & Bastian (2010) aus landschaftsökologischer Perspektive, Plieninger et al. (2010) mit Bezug auf Kulturlandschaften, und Kienast (2010) im Hinblick auf den Begriff der *Landschaftsleistungen*. Zugleich bestehen in Deutschland – größtenteils in der internationalen Diskussion unbeachtet – jahrzehntelange Erfahrungen in der Erfassung und Bewertung von *Landschaftsfunktionen*. Bisher ungeklärt ist, inwiefern sich die Konzepte der ÖSD und der Landschaftsfunktionen unterscheiden und welche Beiträge die internationale Forschungsdebatte für die deutsche Landschaftsplanungspraxis leisten könnte.

Ziel dieses Beitrags ist es, die Konzepte der ÖSD und der Landschaftsfunktionen zu vergleichen sowie mögliche Vorteile einer stärkeren Integration des Ökosystemdienstleistungsansatzes in die praktische Landschaftsplanung auszuloten.

Dazu werden folgende Fragen behandelt:

1. Welche Gemeinsamkeiten und Unterschiede bestehen zwischen den Begriffen und Konzepten der ÖSD und der Landschaftsfunktionen?
2. Wie sollten die etablierten Methoden zur Bewertung von Landschaftsfunktionen weiterentwickelt werden, um das Ökosystemdienstleistungskonzept bzw. Ansätze zu Quantifizierung und ökonomischer Bewertung des Dargebots von ÖSD in die Landschaftsplanung zu integrieren?

Der Beitrag besteht aus Auszügen eines Artikels der Autoren, der bei der Zeitschrift Naturschutz und Landschaftsplanung eingereicht wurde (Albert & Von Haaren in Begutachtung). Ein ausführlicher Überblick zum Thema findet sich in von Haaren & Albert (2011).

Ergebnisse

Die in Albert & von Haaren (in Begutachtung) beschriebene Untersuchung hat viele Gemeinsamkeiten, aber auch Unterschiede zwischen den Konzepten der ÖSD und der Landschaftsfunktionen identifiziert. Daraus lassen sich Ansatzpunkte für eine stärkere Integration der beiden Ansätze ableiten, sowie Vor- und Nachteile einer Ergänzung der Landschaftsplanung diskutieren.

Gemeinsamkeiten zwischen den Konzepten bestehen hinsichtlich des ähnlichen konzeptionellen Hintergrunds, der Ziele, sowie den großen Überschneidungen bei den berücksichtigten Dienstleistungen bzw. Funktionen von Natur und Landschaft. Drei bedeutende Unterschiede können festgestellt werden.

- ÖSD wurden bisher primär für hohe Entscheidungsebenen (global, national) ermittelt und für Entscheidungen in stark aggregierten Bilanzen und ökonomisch ausgedrückten Ergebnissen dargestellt. Hier liegen auch die methodischen Stärken des Ansatzes.
- Landschaftsplanung beschäftigt sich ausschließlich mit solchen (i.d.R. öffentlichen) Dienstleistungen und Gütern, die am Markt unzureichend oder nicht berücksichtigt werden und für die deshalb ein staatlicher Vorsorgeauftrag besteht. Das Ökosystemdienstleistungskonzept dagegen umfasst auch private Güter (wie bspw. Nahrungsmittel).
- Partizipation von Stakeholdern bei der Auswahl der betrachten Leistungen, der Bewertung und Zielfestlegung kommt im ÖSD-Ansatz bisher weit weniger differenziert zum Einsatz als in der Landschaftsplanung, die immer den Unterschied zwischen Gemeinwohl und Einzelinteressen beachten muss.
- Ein wichtiger Bestandteil der Abschätzung von ÖSD sind zumeist quantifizierte Abschätzungen und ökonomische Bewertungen. Die Landschaftsplanung arbeitet dagegen überwiegend mit Bewertungen auf ordinalen Skalen, die sich für die Entscheidungsunterstützung zu Landnutzungen auf lokaler und regionaler Ebene als ausreichend erwiesen haben.

Aufgrund der großen Überschneidungen könnte die Landschaftsplanung (als in Deutschland eingeführtes Instrument) auf den unteren Planungsebenen zu einer Trägerin des Ökosystemdienstleistungsansatzes werden. Auf den oberen Ebenen kann sie ihn bei der Integration von Umweltzielen in gesamtwirtschaftliche Berechnungen sowie Ökobilanzen unterstützten. In Hinblick auf diese beiden Einsatzfelder wäre allerding die Landschaftsplanung auf der lokalen und regionalen Ebene zu ergänzen und weiterzuentwickeln.

Eine Integration des Ökosystemdienstleistungskonzepts in die Landschaftsplanung würde bedeuten, das Dargebot an Dienstleistungen der Landschaft stärker quantitativ zu bilanzieren und ggf. ökonomisch zu bewerten. Dies könnte zu folgenden Nachteilen führen:

- Fehlt eine sorgfältige Differenzierung zwischen den Landschaftsfunktionen im staatlichen Zuständigkeitsbereich und Marktgütern in der Planung, so wird die Abgrenzung von Zuständigkeiten für die Umsetzung und Finanzierung schwierig.
- Ökonomische Bewertungen bergen das Risiko, nicht-genutzte Leistungen unter ihrer Bedeutung für das Wohlergehen der Gesellschaft zu bewerten. Auch stellt sich die Frage, ob in der Zukunft liegender Nutzen von Leistungen angemessen in derzeitige Bewertungen einfließt. Werden Bürger mit ökonomischen Werten für Biodiversität und landschaftliche Schönheit konfrontiert, so könnte sich eine Ernüchterung einstellen. Darüber hinaus könnten bei der Nutzung ökonomischer Ansätze Werte der Natur gegeneinander und gegen kommerzielle Marktwerte ausgespielt werden (Prinzip der schwachen Nachhaltigkeit). Um dies zu verhindern, muss auch künftig zwischen indisponiblen und disponiblen Zielen unterschieden werden (Von Haaren 2004).
- Quantifizierungen und ökonomische Bewertungen von ÖSD basieren zwangsläufig auf einer größeren Zahl von Annahmen und komplizierteren Verfahren als Bewertungen von Landschaftsfunktionen auf ordinalen Skalen. Eine große Herausforderung besteht daher darin, diese Methoden transparent zu kommunizieren um partizipative Verfahren zu ermöglichen. Öffentliche Diskussionen über die Angemessenheit genannter ökonomischer Werte könnten von den eigentlichen planungsrelevanten Fragen ablenken. Die Kommunikation von Unsicherheiten könnte diesem Risiko entgegensteuern.

Trotz der angesprochenen Herausforderungen birgt eine Integration des ÖSD-Konzepts in die Landschaftsplanung große Chancen. Die ökonomische Bewertung von Leistungen von Natur und Landschaft könnte wichtige, zusätzliche Argumente für die Umsetzung von Maßnahmen zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung von Landschaften schaffen. Eine Berücksichtigung (ausgewählter) marktfähiger Güter könnte die Bildung von Allianzen mit Landnutzern unterstützen, indem Synergien zwischen der Bereitstellung von Landschaftsfunktionen und einer Vermarktung der auf den gleichen Flächen oder in der gleichen Landschaft erzeugten Güter aufgezeigt werden. Ebenfalls könnte die Argumentationskraft der Landschaftsplanung verbessert werden, wenn nicht nur potenzielle Verminderungen von naturschutzrelevanten Landschaftsfunktionen aufgezeigt, sondern auch zusätzliche Produktionspotenziale für Marktgüter dargestellt würden. Mögliche Einsatzgebiete für Bilanzierungen könnten die Planung und Erfolgskontrolle von quantitativen Umweltzielen sein (bspw. dem Flächenverbrauchsziel der Bundesregierung). Nicht zuletzt wäre der Bilanzierungsansatz in hohem Maße geeignet, politische Entscheidungsprozesse zu unterstützen (bspw. zum Anteil von Biotriebstoffen am Energiemix, s. Urban et al. 2011). Als Nebeneffekt würden Bewertungen, die auf der Verbreitung bzw. Knappheit von Funktionen beruhen (z.B. der Biotopbewertung), besser unterfüttert werden.

Die insgesamt notwendige Weiterentwicklung der Terminologie der Landschaftsplanung und ihrer Methoden würde u.a. folgende Punkte umfassen:

Zur begrifflichen Klärung müsste – analog zu den „Dienstleistungen“ aus dem Ökosystemdienstleistungskontext – eine Bezeichnung eingeführt werden, die zwischen den Landschaftsfunktionen und den Nutzenstiftungen für die Menschen steht. Der Begriff ‚Ökosystemdienstleistung’ hat sich zwar in der wissenschaftlichen und politischen Diskussion etab-

liert, könnte jedoch für die Kommunikation mit der Öffentlichkeit und Zusammenarbeit mit lokalen Entscheidungsträgern und Betroffenen schwierig sein, da viele Menschen sich wenig unter Ökosystemen vorstellen können. Grunewald & Bastian (2010) sowie Termorshuizen & Opdam (2009) schlagen den Begriff ‚Landschaftsleistungen' als Synonym für ÖSD vor. Dieser Begriff hat den Vorteil eines klaren Raumbezugs. Gleichzeitig scheint er aufgrund der Einbeziehung von menschlichen Einflüssen für den Einsatz in der praktischen Planung geeignet.

Eine Ergänzung der Analyse von Landschaftsfunktionen um quantitative Abschätzungen ist anzustreben, um eine nützliche Informationsbasis für ökonomische Bewertungen zu schaffen. Dafür sind die bestehenden Bewertungsmethoden auf ordinalen Skalen dahingehend weiterzuentwickeln, dass sie – auf der Basis vorhandener empirischer Daten – Schätzwerte für den quantitativen Abfluss oder die Bereitstellung von Landschaftsleistungen pro Hektar und Zeiteinheit liefern. Dazu müssen geeignete Indikatoren und Berechnungsansätze entwickelt werden. Für bestimmte Landschaftsfunktionen bestehen bereits Zuordnungsregeln zwischen kardinalen Messwerten und den ordinalen Skalenstufen (bspw. in Von Haaren et al. 2011). Bei anderen Landschaftsfunktionen wie dem Landschaftsbild stellen quantitativen Bewertungen eine größere Herausforderung dar. Hier könnten standardisierte Punktesysteme erarbeitet werden. Erfahrungen mit Methoden zur Bestimmung von Ersatzgeld im Rahmen der Eingriffsregelung oder bei der Berechnung von Kosten und Finanzierungsmöglichkeiten für Landschaftspflegemaßnahmen (Albert et al. 2008) könnten praxistaugliche Hinweise liefern.

Bezüglich der Möglichkeiten, Grenzen und erfolgsversprechender Einsatzgebiete ökonomischer Bewertungen, insb. von nicht (vollständig) über den Markt abgebildeten Leistungen von Natur und Landschaft, sollte eine fachpolitische Diskussion eröffnet werden. Auf Basis bestehender Erfahrungen (bspw. aus der Eingriffsregelung) und in enger Zusammenarbeit mit Ökonomen sind ökonomische Bewertungsmethoden und Standardwerte zu entwickeln und in der Praxis zu testen.

Literatur

Albert, C., Haaren, C. V., Mahnkopf, B. (2008): Potenzialanalyse für Landschaftspflege und Naturschutzprodukte: Ermittlung des Flächen- und Finanzierungsbedarfs sowie des Erzeugungspotenzials anhand der Landschaftsrahmenplanung. Naturschutz und Landschaftsplanung 40, (11), 373-378.

Albert, C., Von Haaren, C. (in Begutachtung): Ökosystemdienstleistungen: Alter Wein in neuen Schläuchen oder ein Impuls für die Landschaftsplanung? Naturschutz und Landschaftsplanung.

Costanza, R., D'arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., Van Den Belt, M. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387, (6630), 253-260.

Daily, G. C. (1997): Nature's Services. Island Press/Shearwater Books, Washington, D.C.

De Groot, R. S. (1992): Functions of nature: evaluation of nature in environmental planning, management, and decision-making. Wolters Noordhoff BV, Groningen, Netherlands.

Fisher, B., Turner, R. K., Morling, P. (2009): Defining and classifying ecosystem services for decision making. Ecological Economics 68, (3), 643-65

Grunewald, K., Bastian, O. (2010): Ökodienstleistungen analysieren - begrifflicher und konzeptioneller Rahmen aus landschaftsökologischer Sicht. Geo-Öko 31, 50-82

Kienast, F. (2010): Landschaftsdienstleistungen: ein taugliches Konzept für Forschung und Praxis? In: Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Hrsg., Landschaftsqualität. Konzepte, Indikatoren und Datengrundlagen. Birmensdorf, Eidgenössische Forschungsanstalt WSL. 7-12.

Ma (2005): Millennium Ecosystem Assessment Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. Island Press, Washington, D.C.

Termorshuizen, J., Opdam, P. (2009): Landscape services as a bridge between landscape ecology and sustainable development. Landscape Ecology 24, (8), 1037-1052.

Urban, B., Von Haaren, C., Kanning, H., Krahl, J., Munack, A. (2011): Methode zur Bewertung der Arten- und Biotopvielfalt (Biodiversität) in Ökobilanzen am Beispiel biogener Kraftstoffe - Aussagemöglichkeiten und -grenzen für Ökobilanzen auf Bundesebene auf der Basis vorhandener Daten Hannover, Umwelt und Raum. Schriftenreihe des Institut für Umweltplanung, Leibniz Universitaet Hannover, x.

Von Haaren, C. (Hrsg., 2004): Landschaftsplanung, Eugen Ulmer, Stuttgart.

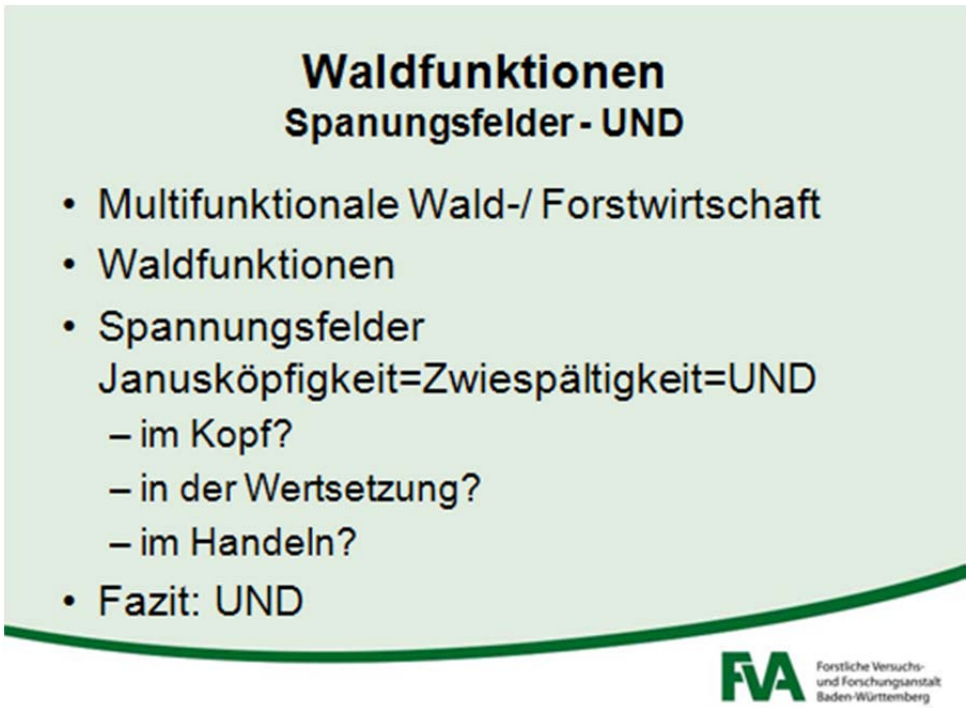
Von Haaren, C., Albert, C. (2011): Integrating ecosystem services and environmental planning: limitations and synergies. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management i-First 1-18.

Von Haaren, C., Saathoff, W., Galler, C. (2011): Integrating climate protection and mitigation functions with other landscape functions in rural areas: a landscape planning approach. Journal of Environmental planning and Management 1-18.

Konzept und Begrifflichkeiten der Waldfunktionen

THOMAS WALDENSPUHL

Forstliche Versuchsanstalt Baden-Württemberg (FVA-BW)



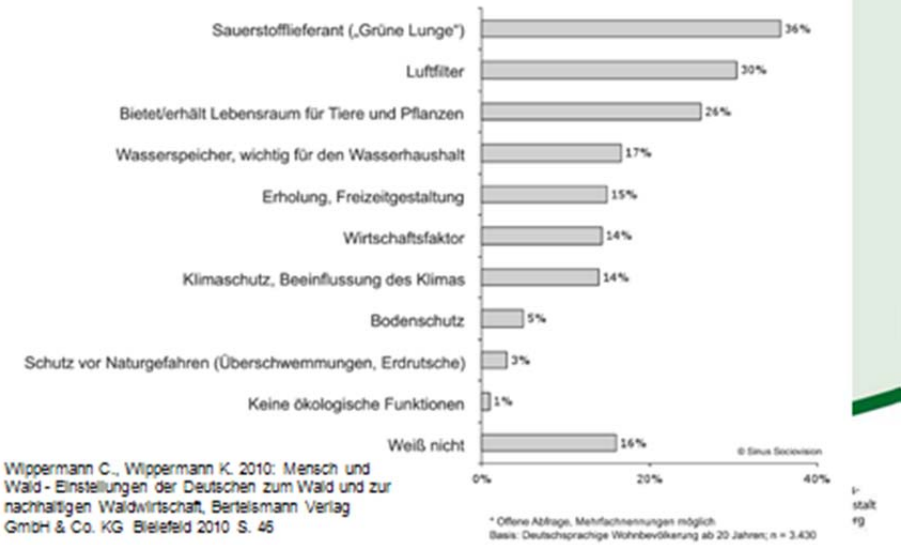
Multifunktionale /Forst- Waldwirtschaft

Multifunktionale Forstwirtschaft ist ein **Ergebnis vielfältiger sozioökonomischer und ökologischer „Wohlfahrts-“ Wirkungen und Leistungen verschiedener Akteure in einem zeitlich, kulturellem und räumlich definierten Kontext.** Sie ist das Ergebnis eines Innovationsprozesses, ausgerichtet auf Entwicklung, Legitimation und **unterschiedliche unternehmerische Strategien**, durch den **ein Ausgleich zwischen privaten Interessen** (Verfügungsrechte; Gewinne; Wettbewerbsorientierung; Konsum) **und öffentlichen Gütern** (intakte Umwelt und intakte Ökosysteme; Entwicklung; soziale und ökonomische Gerechtigkeit) herbeigeführt wird.

(nach Wolf & Primmer 2006; übersetzt und verändert)

FVA Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

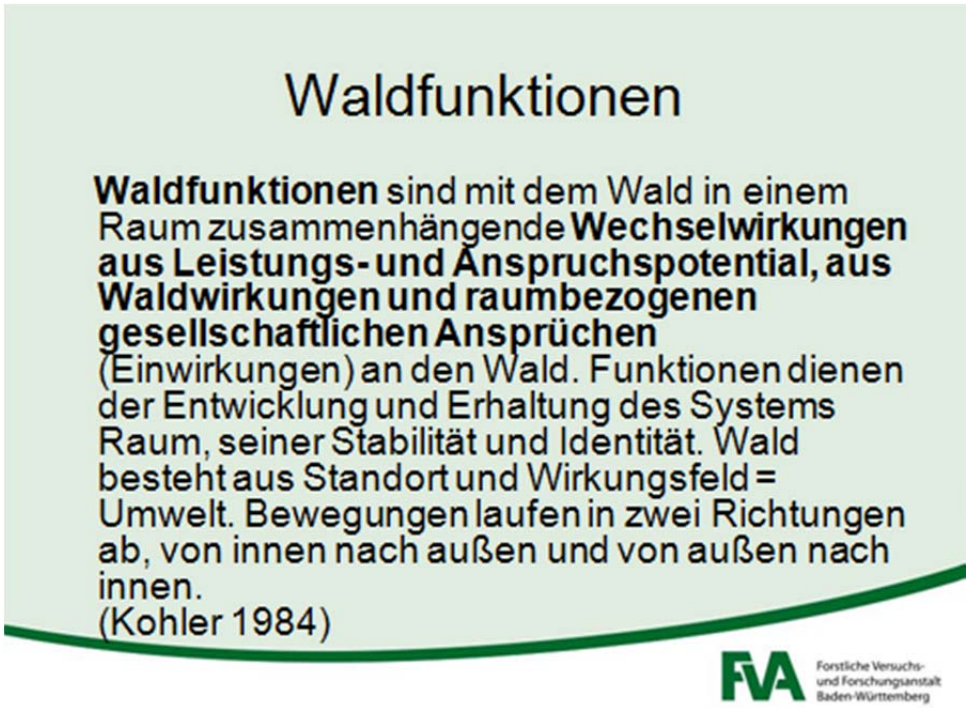
Ökologische Funktionen des Waldes aus Sicht der Bevölkerung*

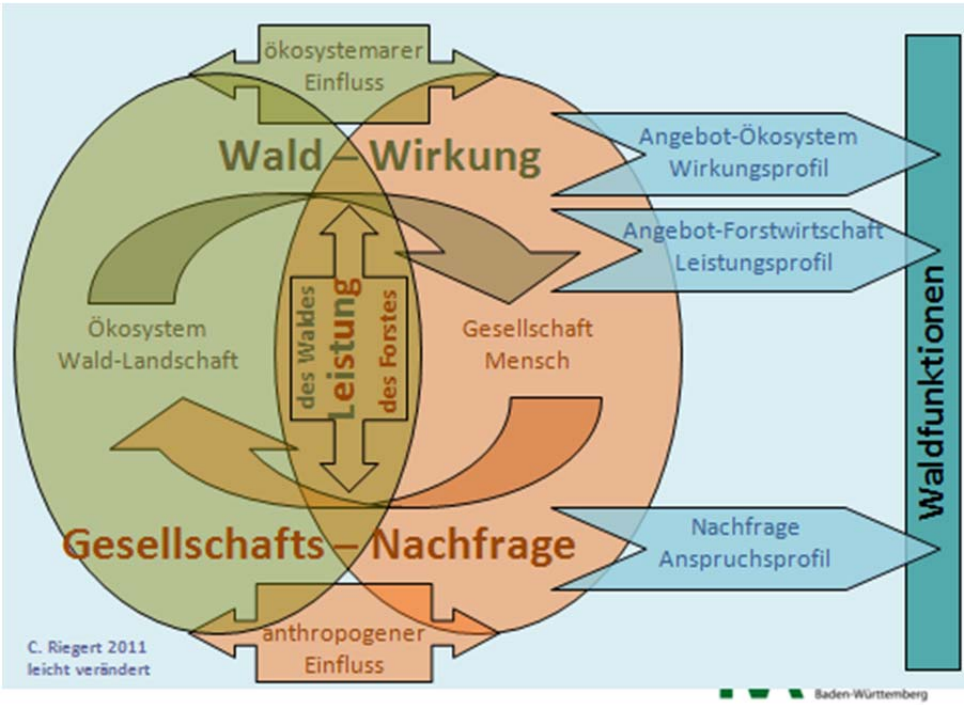


Wippermann C., Wippermann K. 2010: Mensch und Wald - Einstellungen der Deutschen zum Wald und zur nachhaltigen Waldwirtschaft, Bertelsmann Verlag GmbH & Co. KG Bielefeld 2010 S. 46

* Offene Abfrage, Mehrfachnennungen möglich
Basis: Deutschsprachige Wohnbevölkerung ab 20 Jahren; n = 3.430

Multifunktionale Waldwirtschaft…
• Normative anthropozentrische Auffassung; instrumentell = Nutzwert nicht instrumentell = Eigenwert
• Überzeugung: multifunktionale Waldwirtschaft „gewährleisten/ produzieren" zu können,
• in der Regel integrativer Anspruch/ segregativ nur als Ausnahme
• Beziehungsgefüge sehr komplex -> vollständige qualitative und quantitative Erfassung des Beziehungsgefüge unmöglich (Blum et al. 1996 S. 22)
• Legitimation: Landbewirtschafter = als Garant der Ökosystemdienstleistungen
• Vielfältige Nutzungen als Spiegel der Bedürfnisse von Menschen oder Machtverhältnissen innerhalb der Gesellschaft (Suda 2009)
• sinnstiftende Leerformel (Suda 2009);Flucht vor der Diskussion und dem notwendigen Aushandlungsprozess (Suda 2009)
• Mythos von der faktischen Einheit von Wald und Forstwirtschaft (Blum et al. 1996 S. 22)
• Keine gesellschaftliche Wahrnehmung (Wurster et al. 2011; Wippermann C. & K. 2010, Suda 2009)
FVA Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

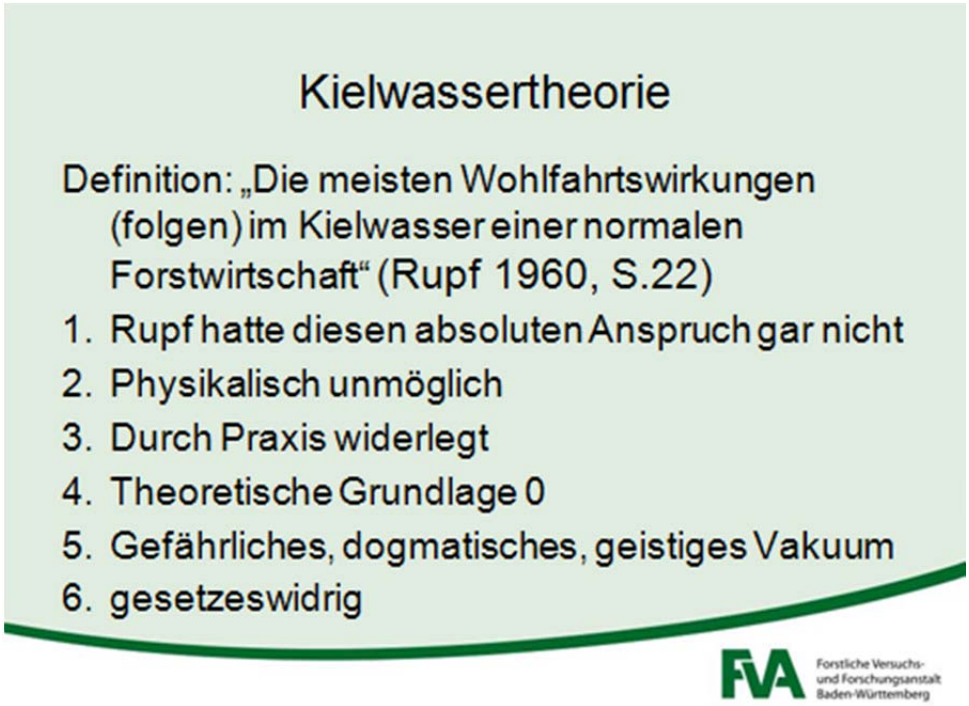

Waldfunktionen
Waldfunktionen sind mit dem Wald in einem Raum zusammenhängende Wechselwirkungen aus Leistungs- und Anspruchspotential, aus Waldwirkungen und raumbezogenen gesellschaftlichen Ansprüchen (Einwirkungen) an den Wald. Funktionen dienen der Entwicklung und Erhaltung des Systems Raum, seiner Stabilität und Identität. Wald besteht aus Standort und Wirkungsfeld = Umwelt. Bewegungen laufen in zwei Richtungen ab, von innen nach außen und von außen nach innen.
(Kohler 1984)
FVA Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

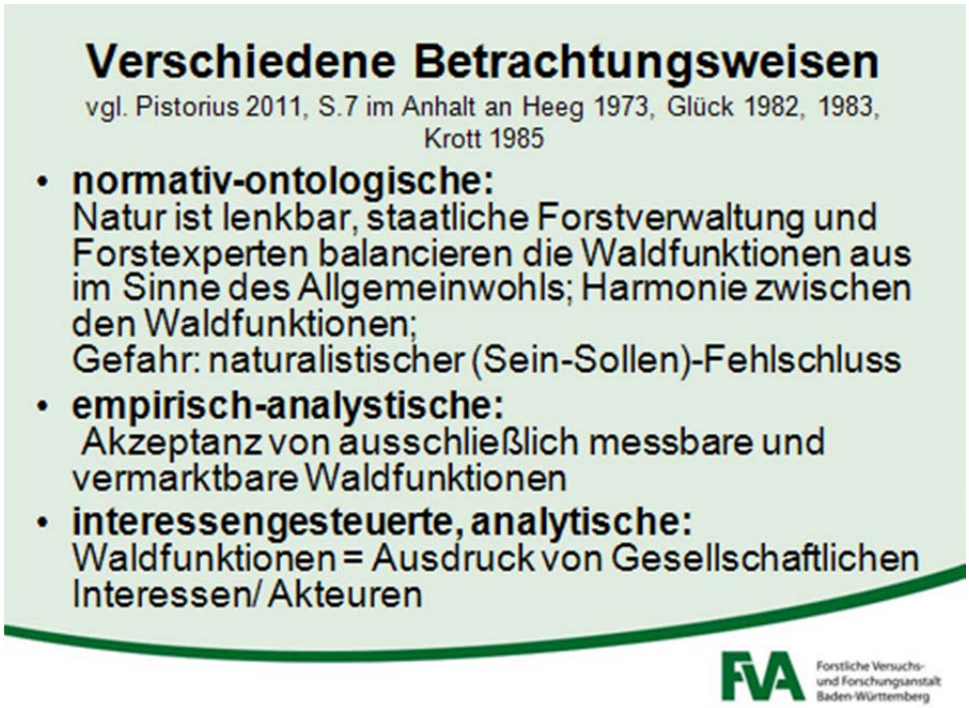


Geschichte

- **Alexandre Moreau de Jonnès 1825**
  „Untersuchungen über die Veränderungen, die durch die Ausrottung der Wälder in dem physischen Zustand der Länder entstehen" Tübingen 1828
- v. Salisch 1905 „Waldschönheitslehre"
- **Dietrich 1950 „Waldfunktionenlehre"**
  Systematische Erfassung und Beschreibung aller Leistungen des Waldes für menschliche Bedürfnisse; v. d. Praktiker schnell akzeptiert; Wissenschaftler sehr kritisch eingestellt)
- **Rupf 1960 „Kielwassertheorie, Kielwasserideologie"**
- **Hasel 1971: Forstpolitische Funktionenlehre**, (Nutz-, Schutz- und Erholungsfunktonen), Speidel 1972; Nachhaltige Vielfachnutzung
- **Bundeswaldgesetz 1975**
  mit klarer Ausrichtung auf Nutz- UND, Schutz- UND Erholungsfunktonen
- 80´er Jahre Umweltschutzbewegung
- Ökosystemschutz (Waldsterben)
- Rio 1992
- **Zertifizierungssyteme**
- **Ökosystemleistungen** (ecosystem services)
  Waldfunktionen integrierbar in das Ökoystemdienstleistungs-System: „bereitstellende, regulierende, kulturelle und unterstützenden Dienstleistungen

und Forschungsanstalt Baden-Württemberg


Kielwassertheorie
Definition: „Die meisten Wohlfahrtswirkungen (folgen) im Kielwasser einer normalen Forstwirtschaft“ (Rupf 1960, S.22)
1. Rupf hatte diesen absoluten Anspruch gar nicht
2. Physikalisch unmöglich
3. Durch Praxis widerlegt
4. Theoretische Grundlage 0
5. Gefährliches, dogmatisches, geistiges Vakuum
6. gesetzeswidrig
FVA
Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg


Verschiedene Betrachtungsweisen
vgl. Pistorius 2011, S.7 im Anhalt an Heeg 1973, Glück 1982, 1983, Krott 1985
• normativ-ontologische: Natur ist lenkbar, staatliche Forstverwaltung und Forstexperten balancieren die Waldfunktionen aus im Sinne des Allgemeinwohls; Harmonie zwischen den Waldfunktionen; Gefahr: naturalistischer (Sein-Sollen)-Fehlschluss
• empirisch-analystische: Akzeptanz von ausschließlich messbare und vermarktbare Waldfunktionen
• interessengesteuerte, analytische: Waldfunktionen = Ausdruck von Gesellschaftlichen Interessen/ Akteuren
FVA
Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

Fazit: Waldfunktionen

- sich ständig weiterentwickelnder Aushandlungsprozess im Spannungsfeld: Holzproduktion, Schutz- und Erholungsfunktion
- Vom Grundgedanken her nie als marktbasiertes Instrument entwickelt
- Allgemeinwohl staatszentriete Ausrichtung und deshalb im Zweifelfalle von Steuergelder zu bezahlen
- Bezugsebene:
  - räumlich: kleinstmögliche z.B. Bestand;
  - zeitlich: dauerhaft ohne Unterbrechung
  - Kulturell: Verdichtungsraum Mitteleuropa als Zentrum

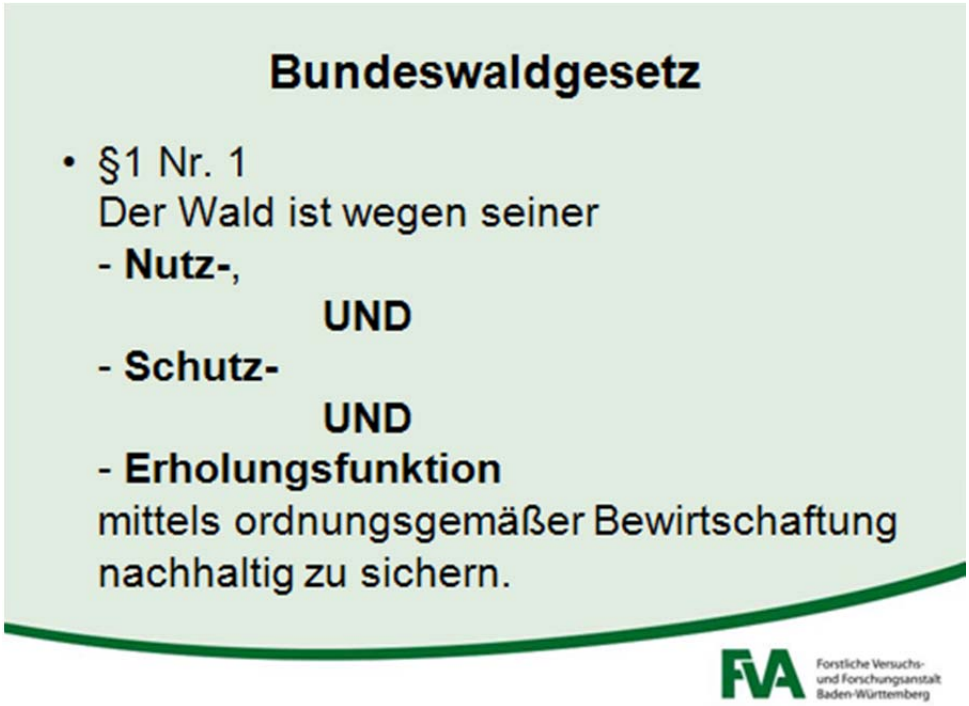
FVA Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

Spannungsfelder Janusköpfigkeit=Zwiespältigkeit=UND

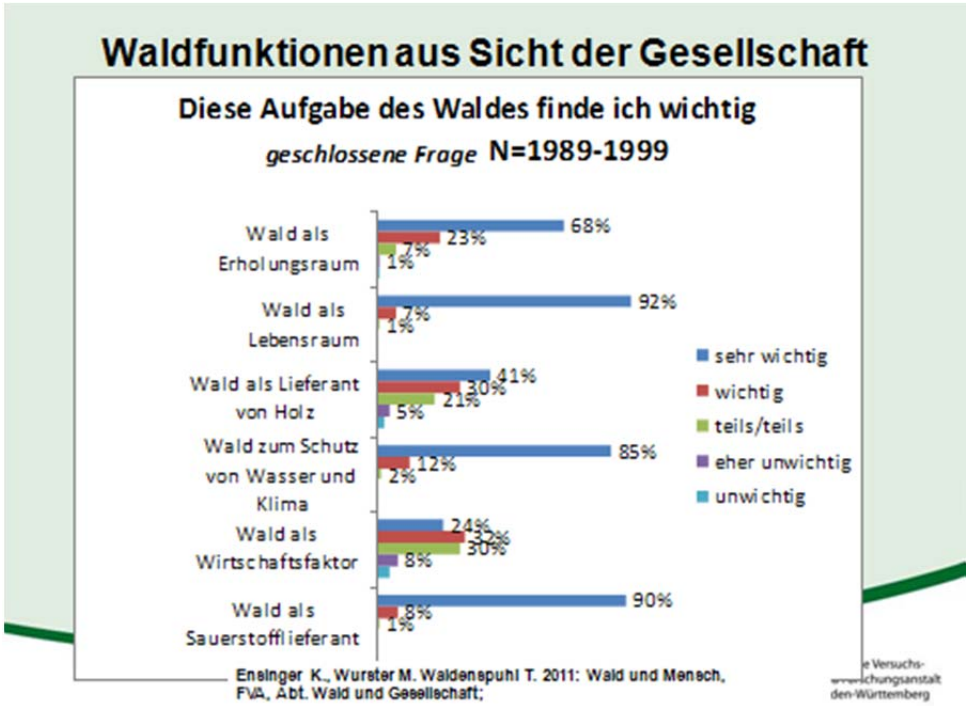
- Im Kopf?
- In der Wertsetzung?
- Im Handeln?

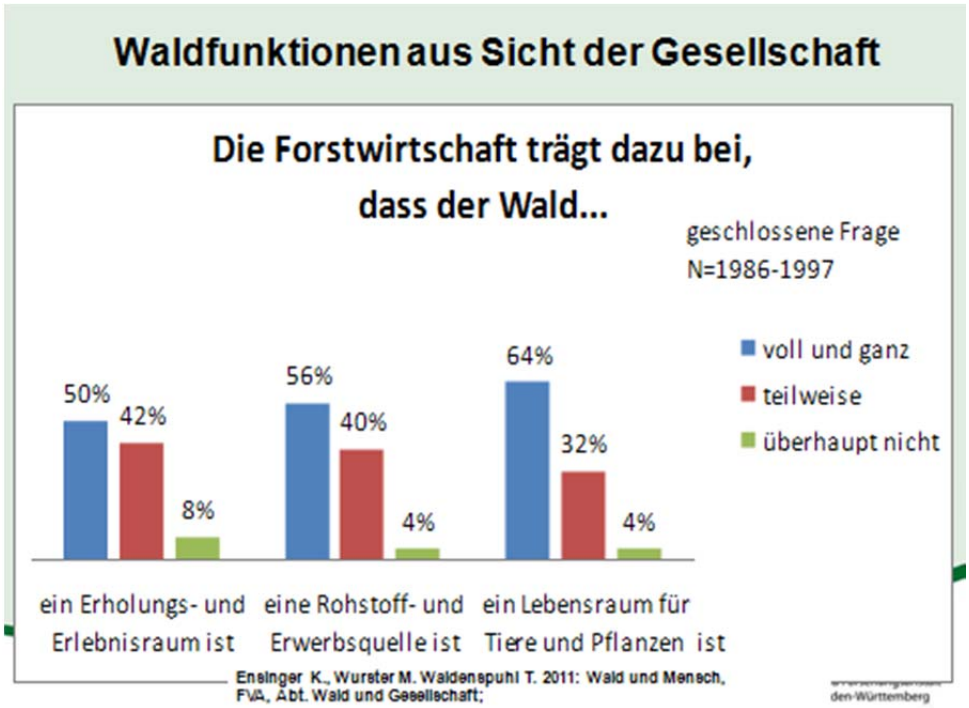
Bust of the god Janus, Vatican museum, Great Vatikanstadt, Fubar Obrusco; urheberrechtliche Schutzfrist abgelaufen

FVA Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

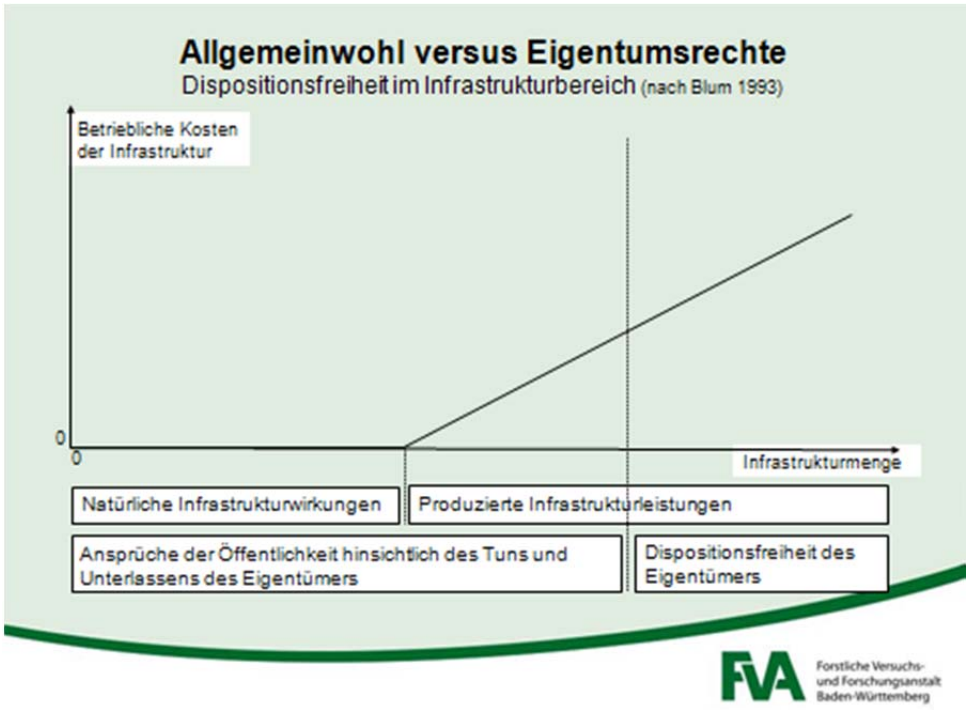

Bundeswaldgesetz
• §1 Nr. 1
Der Wald ist wegen seiner
- Nutz-,
UND
- Schutz-
UND
- Erholungsfunktion
mittels ordnungsgemäßer Bewirtschaftung
nachhaltig zu sichern.
FVA
Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

Begriff
Erklärung
Nutzfunktion
Erhaltung der Rohstoff-, Einkommens- und Arbeitsfunktion
Erholungsfunktion
Erhaltung des Waldes als Raum für Naturerlebnisse, Ruhe, Harmonie, reizarmes Klima, Psychotop
Schutzfunktionen
Nachhaltige Sicherung/Erhaltung v. Naturhaushalt und Naturgüter des Ökosystems Wald
(Auswirkungen auf Luft, Wasser, Boden, Klima, Tiere, Pflanzen, Landschaftsbild, nat. Lebensgrundlagen u.a.)
FVA
Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

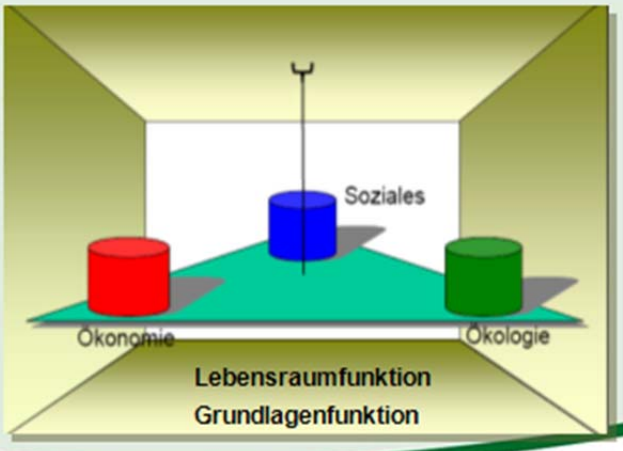

Waldfunktionen aus Sicht der Gesellschaft
Diese Aufgabe des Waldes finde ich wichtig
geschlossene Frage N=1989-1999
Wald als Erholungsraum
68%
23%
7%
1%
Wald als Lebensraum
92%
7%
1%
Wald als Lieferant von Holz
41%
30%
21%
5%
Wald zum Schutz von Wasser und Klima
85%
12%
2%
Wald als Wirtschaftsfaktor
24%
32%
30%
8%
Wald als Sauerstofflieferant
90%
8%
1%
sehr wichtig
wichtig
teils/teils
eher unwichtig
unwichtig
Ensinger K., Wurster M. Waldenspuhl T. 2011: Wald und Mensch, FVA, Abt. Wald und Gesellschaft;


Waldfunktionen aus Sicht der Gesellschaft
Die Forstwirtschaft trägt dazu bei, dass der Wald...
geschlossene Frage
N=1986-1997
voll und ganz
teilweise
überhaupt nicht
50%
42%
8%
56%
40%
4%
64%
32%
4%
ein Erholungs- und Erlebnisraum ist
eine Rohstoff- und Erwerbsquelle ist
ein Lebensraum für Tiere und Pflanzen ist
Ensinger K., Wurster M. Waldenspuhl T. 2011: Wald und Mensch, FVA, Abt. Wald und Gesellschaft;

Waldfunktionen aus Sicht der Gesellschaft
Welche Waldeigenschaft gefällt Ihnen?
geschlossene Frage N=1645-1680
Baumartenmischung 98%
Gewässer 98%
unterschiedliche Lichtverhältnisse 97%
Lichtungen 95%
Wald mit Ausblick 91%
Waldränder 90%
hügeliges Gelände 86%
Anderen begegnen unaufgeräumter, 78%
wilder Wald 68%
ebenes Gelände 63%
steile Passagen 60%
aufgeräumter Wald 56%
Dunkelheit/ Dichte 42%
Ensinger K., Wurster M. Waldenspuhl T. 2011: Wald und Mensch, FVA, Abt. Wald und Gesellschaft;


Allgemeinwohl versus Eigentumsrechte
Dispositionsfreiheit im Infrastrukturbereich (nach Blum 1993)
Betriebliche Kosten der Infrastruktur
0
0
Infrastrukturmenge
Natürliche Infrastrukturwirkungen
Produzierte Infrastrukturleistungen
Ansprüche der Öffentlichkeit hinsichtlich des Tuns und Unterlassens des Eigentümers
Dispositionsfreiheit des Eigentümers
FVA
Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

Stellung innerhalb des Aushandlungsprozess nachhaltigen Entwicklung in der Waldwirtschaft



Aus: VOLZ 2006, leicht verändert und ergänzt

Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

Waldfunktionen in der Praxis

- **Waldfunktonskartierung**
  - Reine Zustandserfassung, keine Planung
  - Umsetzung: sehr unterschiedlich, Kontrolle? Kommunikation?
- **Forstpolitik (zentrale Rolle)**
  - Stellungnahmen der Träger öffentlicher Belange
  - Bewertung von Eingriffen
  - Schutz des Waldes vor Zugriffen, sehr wirksam
  - In Baden-Württemberg: Ausgleichszahlung für den Kleinprivatwald für die Funktionen Wasser, Boden, Natura 2000 und Erholung (basierend auf €/ha)
  - Darstellungen des breiten Spektrums der Nutzen stiftenden Forstwirtschaft bzw. des Waldes

Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

Wichtige Fragen hinsichtlich Waldfunktionen
• Bezugssysteme müssen geklärt sein
– Räumlich: Bestand, Region, Land,
– Zeitlich: permanent oder in "Wellen"
– Kulturell: abhängig vom „Zeitgeist" mit seine jeweiligen Schwerpunkten + kulturellen Grundeinstellung
• Ordnungsgemäße Forstwirtschaft/ gute fachliche Praxis (Sozialpflichtigkeit des Eigentums) versus „markbasierter" Ausgleich für die Forstbetriebe
FVA
Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

„Klassische" Diskussionspunkte"
• Holistisches Leitbild
• Moralischer Relevanz der Natur: utilitaristischer Ansatz überwiegt (Nutzwert)
• Blickwinkel
– Forstwirtschaft vom Wald auf die Gesellschaft = Funktionen/ Angebot; Gesellschaft umgekehrt = Nachfrage/Interessen
– Allgemeinwohl (Sozialpflichtigkeit) überwiegt versus Eigentumsrechte
FVA
Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

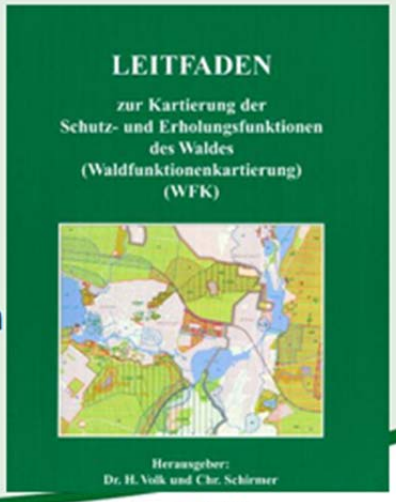
„Klassische“ Diskussionspunkte“

- Sind marktbasierte Instrumente zur Umsetzung der Waldfunktionen in die Praxis zielführender als ordnungspolitische Instrumente?
- Liberale Marktwirtschaft (unsichtbare Hand) als Mediator von Konflikten (Macht, Recht, normativen Ansätzen)?
- Fehlen eines transparenten und real durchgeführten Aushandlungsprozess bzw. und auch praktikablen Partizipationsprozess

FVA Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

Waldfunktionenkartierung (WFK)

- Leitfaden Waldfunktionenkartierung (2003)
- Erfassung bundesweit einheitlich, nach vergleichbaren Kriterien
- In einzelnen Bundesländern bereits dritte Fortschreibung
- Ziel: Funktionen des Waldes im Bewusstsein der Bevölkerung verankern und Wald vor größeren Eingriffen bewahren
- wird aktuell neu überarbeitet



FVA Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

Fazit: UND
Multifunktionale Waldwirtschaft/
Waldfunktionen → UND-Begriff
Normativ / holistisches Leitbild
weder beweisbar noch beweisbedürftig
keine vorrangig naturwissenschaftlichen Begriffe sondern
gesellschaftlich - politisch geprägt
keine allgemeingültige Definition + Konzeption der Umsetzung
sondern
→ temporäres Fließgleichgewicht innerhalb
eines ständigen Aushandlungsprozesses
Partizipation
Abteilung Wald und Gesellschaft
und Forschungsanstalt
Baden-Württemberg

2. Themenfeld: Kategorien und Indikatoren für Wälder

Kategorien und Indikatoren im MEA und Zertifizierung

UWE SAYER

FSC Arbeitsgruppe Deutschland e.V.

Was sind "Ökosystemdienstleistungen"?

"lebenserhaltende Systeme, der Erde, ohne die wir nicht leben können" (GEF 2010)

"Bedingungen und Prozesse durch die die Natur "menschliches Leben ermöglicht" (Daily 1997)

"Nutzen den Menschen durch Ökosysteme erlangen"(Millennium Ecosystem Assessment 2005)

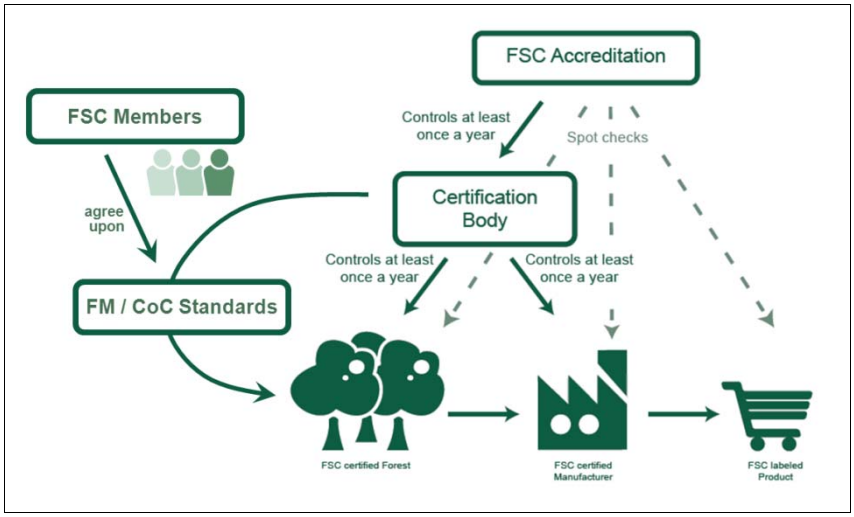
Ökosystem Komponenten	**Ökosystem Funktionen und Prozesse**	**Nutzen** = resultierende **Güter** & **Services**
Tiere	Erhaltung von Lebensraum & **Artenvielfalt** Populationskontrolle	Nahrung, Futter, Genressourcen, Pflanzenschutz, Schönheit
Pflanzen	Erhaltung von Lebensraum & **Artenvielfalt** Kohlenstoffkompensation Pollination Samenverbreitung	Nahrung, Fasern, Energie, Medizin, Genressourcen, Pflanzenschutz, Klimaregulation, Landschaftsästhetik
Böden	Kohlenstoffkompensation Erhaltung von Bodenfruchtbarkeit Umlagerung von Nährstoffen	Fruchtbare Böden, Pufferung von Katastrophen (z.B. Fluten)
Wasser	Wasserreinigung Schutz vor Fluten und Dürren	Sauberes Wasser Kontinuierliche Wasserversorgung
Luft	Luftreinigung Ausgleich von Temperaturextremen und Windkräften	Saubere Luft

Der FSC-Ansatz

Wozu braucht die Welt Zertifizierungen?

- Verifizierung von Prozessen (Industrie- versus Verbraucherzertifikate)
- FSC-Zertifizierung = Werkzeug für Verbraucherorientierung mit Hilfe eines Labels
- Label = überprüfbares Verbraucherversprechen nach gesellschaftlich akzeptierten Standards.
  Beim FSC bislang: „Durch den Kauf FSC-zertifizierter Produkte tragen Sie zu einem verantwortlichen Umgang mit den globalen Waldressourcen bei."
  = Nutzung von Holz oder anderen Waldprodukten nach ökologischen und sozialen Standards, Förderung von Recyclingprodukten

Zertifizierung beim FSC

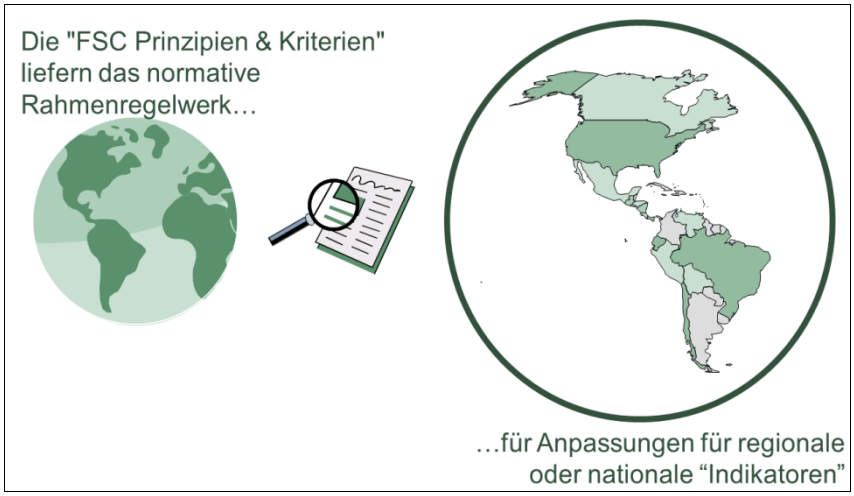


Zentrale Aktivitäten des FSC

- Standardsetzungsprozesse: Reflexion von gesellschaftlichen Bedürfnissen.
  -> „Was will die Gesellschaft?“ (Jogger? Düsseldorfer Bürger?)
- Zertifizierung (Akkreditierung): Third party verification – unabhängige Prüfung.
- Kommunikation zum Label: Marketing, Kampagnen
- Schaffung von Vermarktungshilfen (Branchenführer, Messen, Datenbanken, Netzwerkkooperationen (GFTN etc.) - Nachfragegesteuertes Instrument!

Leitplanken durch Strukturen

Global einheitlich, lokal angepasst



STEWARDSHIP - Ganzheitlicher Ansatz für multiplen Nutzen

Bezahlleistungen für Ökosystemleistungen?

"Vereinbarungen zwischen Käufern und Verkäufern für Umweltgüter und –Services, bei denen

- die, die bezahlen sich klar darüber sind, wofür sie genau bezahlen

UND

- die, die verkaufen proaktiv und tatsächlich für die "Bewirtschaftung" bzw. die "Bereitstellung des Services" verantwortlich sind. (*"…Luft kann man nicht verkaufen…"*)

ABER…

Nachfrage nach Ökosystemdienstleistungen < Nachfrage nach Produkten (goods) aus Ökosystemen

Herausforderungen?

Wichtigste Herausforderung für die “Bezahlung” von Ökosystemdienstleistungen

- Quantifizierung / Messung von Ökosystemdienstleistungen
- Lösung von Zielkonflikten / Abwägung von Kosten-Nutzen zwischen verschiedenen ÖSD
- Vermarktung von ÖSD auf neuen Plattformen oder mit neuen Marktmechanismen
- Freiwillige Transaktionen abhängig von der Zahlungsbereitschaft

Zwischenbilanz

Wegen Kosten-Nutzen-Abwägungen (Trade-offs), müssen wir Verluste dort hinnehmen, wo Biodiversität nicht priorisiert ist, da derzeit noch keine ausreichenden Märkte und Nachfragemechanismen bestehen.

Was tut der FSC derzeit…

Wir haben derzeit keine spezifischen Systeme für die Überwachung und Vermarktung von Ecosystem Services und für die Bewertung von Sozial- und Umweltwirkungen von FSC-Zertifizierung auf diese.

Weichenstellung

- Anpassung der “Haltung” (Satzung)
- Anpassung der formalen Rahmenregelungen (Prinzipien & Kriterien)
- Entwicklung von Zertifizierungsansätzen
- Entwicklung von Kommunikations- und Vermarktungsansätzen
- Nationale Ausgestaltung der Prinzipien & Kriterien

Anpassung der “Haltung”

Statutes

The purpose of the Association shall be: to promote an adequate management of forests, providing the assistance required to achieve an environmentally appropriate, socially beneficial and economically viable use ~~exploitation~~ of natural resources and provision of ecosystem services, avoiding deterioration or affectation of such resources, of the ecosystems, or of the surrounding communities. To promote a viable management of the forest resources and a forestry production that preserves the environment;

By-Laws (Mission Statement):

Environmentally appropriate forest management ensures that the production of ~~harvest of~~ timber, and non-timber products and ecosystem services maintains the forest's biodiversity, productivity, and ecological processes.

Vollversammlungsanträge

- Anerkennung von Kohlenstoff als Ökosystemwert. Adressierung eines verantwortungsvollen Umgangs für CO2-Speigerung im Wald und möglichen Anrechnungsmechanismen.

- Prüfung der Anerkennung von Kohlenstoffspeicherung als Besonderen Schutzwert von Wald.

Sicherung / Ängste vor Rufbeschädigung

- Überprüfung des Risikos von FSC-Aussagen zu Ökosystemdienstleistungen (z.B. zur CO2-Speicherung und Anrechnung) durch Zertifikatshalter. Maßnahmen zur Sicherung der Trademark-Integrität.

Anpassung der Prinzipien und Kriterien

- Derzeit internationale Abstimmung zum wichtigsten Regelwerk des FSC nach einem 3-jährigen Prozess (bis Jan 2012)
- Wichtigste Entscheidung seit Gründung des FSC
    - Ökosystemdienstleistungen definiert und fester Bestandteil der Prinzipien und Kriterien
    - Basis Ökosystemdienstleistungen sind Teil der neuen Regelungen zu High Conservation Values (HCV)
    - FSC greift bewusst ÖSD und CO2 in den Prinzipien auf.
    - Ziel: Zertifizierungsfähigkeit von Services und Zukunftsmärkten, für die ein Verbraucherbedürfnis besteht und Märkte gesehen werden (Nachfragemechanismus).

Definition von Ökosystemfunktionen (neu)

- Ökosystemfunktionen (inklusive Kohlenstoffanreicherung und Speicherung),
- Biodiversität,
- Wasserressourcen,
- Böden,
- Atmosphäre,
- Landschaftswerte (inklusive Kultur- und Spiritualitätswerte).

Definition von Ökosystemdienstleistungen (neu):

Vorteile, die Menschen durch Ökosysteme erhalten. Diese enthalten:

- Versorgungsservices wie Nahrung, Waldprodukte, Wasser
- Regulationsservices wie die Regulation von Überflutungen, Dürren, Landdegradation, Luftqualität, Klima und Krankheiten;
- Unterstützende Services wie Bodenbildung und Nährstoffkreisläufe
- und Kulturservices und Kulturwerte wie Erholung, spirituelle, religiöse und andere nicht-materiale Werte.

Beispiele

Prinzip 1 – Einhaltung von Gesetzen

Eigentum / Legaler Status

…"The legal rights shall provide for harvest of products and/or supply of ecosystem services from within the Management Unit."…*

Verbunden mit der Frage wem gehörten die Nutzungsrechte (local communities, Indigene Völker)?

„Wem gehört eigentlich das C im Baum…?"

Prinzip 5: Nutzen aus dem Wald

„The Organization shall efficiently manage the range of multiple products and services of the Management Unit* to maintain or enhance long term economic viability* and the range of environmental and social benefits."*

Nicht notwendigerweise „alle" Leistungen, aber u.U. auch „nur" ÖSD wie Natur- oder Artenschutz, Wasserschutz, CO2-Senken etc. Gegenstand der Zertifizierung

Prinzip 6: Umweltwerte und Wirkungen

„The Organization* shall maintain, conserve and/or restore ecosystem services* and environmental values* of the Management Unit*, and shall avoid, repair or mitigate negative environmental impacts."

Ökosystemdienstleistungen sind der Nutzen, den Menschen von Ökosystemen erhalten. => Ziel ÖSD zu erhalten oder wiederherzustellen durch die Erhaltung oder Wiederherstellung von Ökosystemwerten.

ÖSD sind somit durch die Gesamtheit der Prinzipien und Kriterien abgedeckt.

Prinzip 7: Bewirtschaftungsplan

7.2 (revised 7.1) The Organization shall have and implement a management plan*…*

Elemente des Bewirtschaftungsplans: … Wenn eine gesetzliche Anforderung besteht, eine Prüfung von CO2-Reserven als Teil des Bewirtschaftungsplans…

(noch nicht allgemeinverbindlich, aber Hinweis auf zukünftige Entwicklungen)

Prinzip 9: High Conservation Value (HCV) (revised):

„… Erhaltung und Verbesserung von HCV in der Bewirtschaftung durch Gebot der Vorsicht…"

HCV1 - Artenvielfalt

HCV 2 – Landschaftsmosaike von besonderer Bedeutung

HCV 3 – Ökosysteme und Lebensräume

HCV 4 – Kritische Ökosystemdienstleistungen. Basis ÖSD in kritischen Situationen, inklusive Wassergewinnung und Erosionsschutz von sensiblen Böden und Hängen.

-> Klimaregulierung ist eine der ÖSD in diesem Kriterium

HCV 5 – Grundlegende Bürgerbedürfnisse (local communities, Indigene Völker)

HCV 6 – Kulturwerte von besonderer Bedeutung

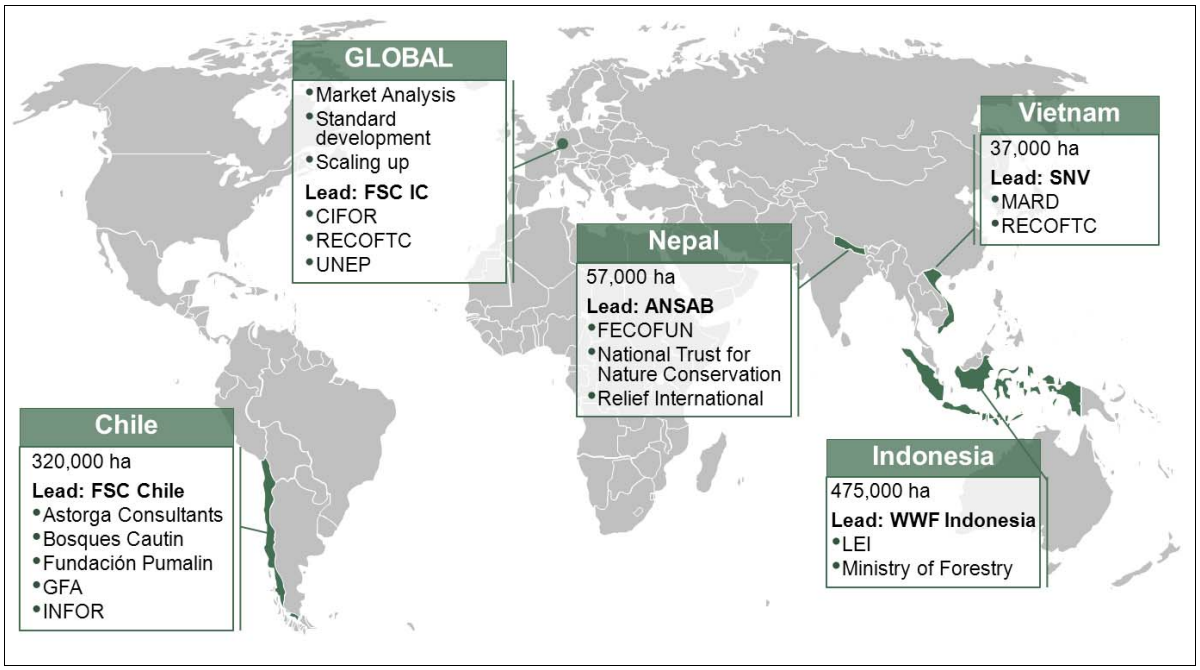
Next steps

Konsequente „Übersetzung“ der Anforderungen in nationale Indikatoren und messbare Verifyer (gefordert im Verlauf der kommenden 2-3 Jahre).

- Derzeit überwiegend Managementindikatoren (Definition von Maßnahmen
- Teilweise Monitoringindikatoren (Messung der Maßnahmen)
- Unzureichend: Impactindikatoren (Messung der Wirkungen)

Pilotprojekt des FSC International

Project locations



Erwartete Ergebnisse

- Standard / Indikatoren entwickelt für ÖSD
- Machbares Businessmodell für ÖSD
- Getestetes System in 10 Regionen (4 Ländern)
- Methode zur Bewertung der Langzeitwirkungen
- Marktsensibilisierung für ÖSD

Kategorien, Indikatoren und Datenlage – Einige Diskussionsbeiträge aus landschaftsökologischer Sicht

FELIX MÜLLER UND BENJAMIN BURKHARD

Institut für Natur- und Ressourcenschutz, Universität Kiel

In den vergangenen Jahren wurde das Konzept der „Ecosystem Goods and Services“ im wissenschaftlichen Umfeld zu einem wichtigen Bewertungsansatz für das Umweltmanagement entwickelt (ten Brink et al. 2009, Kumar 2010). Es stellt Methoden und Ideen für eine intensivere Kopplung anthropogener und natürlicher Systeme im Kontext einer nachhaltigen Entwicklung bereit (MA 2003). Allerdings bestehen noch immer Differenzen zwischen der hoch geschätzten wissenschaftlichen und politischen Attraktivität von Ökosystemleistungen und ihrer praktischen Umsetzung im Umweltmanagement (de Groot et al. 2010 a,b). Diese Spanne zwischen Theorie und Praxis kann vielleicht am schnellsten in Bezug auf Waldökosysteme überwunden werden, weil hier seit langer Zeit mit dem Konzept der ökologischen Waldfunktionen gearbeitet wird (z.B. Führer 2000, Riegert und Bader 2010), das der Ecosystem Service–Grundidee in vielerlei Hinsicht sehr ähnlich ist.

Auf den folgenden Seiten werden in diesem Zusammenhang einige Workshop-Fragen diskutiert, die sich schwerpunktmäßig auf die Indikation von Ökosystemleistungen auf der landschaftlichen Ebene beziehen. Abschließend werden einige Hypothesen zur Verknüpfung von Ecosystem Services und Naturschutzzielen formuliert.

- **Welches ist die konzeptionelle Stellung des Ecosystem Service-Ansatzes?**

Das Konzept der Ecosystem Services ist noch relativ jung; die konkrete methodische Entwicklung begann erst in den 1990iger Jahren; seitdem hat der Ansatz viel Aufmerksamkeit auf sich gezogen. *Ökosystemleistungen (ecosystem goods and services bzw. ecosystem services)* werden dabei als die Wirkungen und Produkte von Ökosystem-Strukturen und -Prozessen verstanden, die gemeinsam mit anderen Einflussgrößen zur menschlichen Wohlfahrt beitragen (Salzau-Message 2010, i.p.). Die entsprechenden Leistungen können von allen Ökosystemtypen in unterschiedlicher Art und Menge erbracht werden. Demgegenüber stellen *ökologische Waldfunktionen* „die Wirkungen des Waldes dar, die der Allgemeinheit zur Daseinsvorsorge dienen.“ Die gesellschaftlichen Effekte werden hier als Schutz-, Erholungs- und Nutzfunktionen differenziert (Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg 2007). Das Konzept der ökologischen Waldfunktionen hat eine wesentlich längere Geschichte als der allgemeine Ökosystemleistungsansatz und wird mit großem Erfolg praktisch in der Forstwirtschaft angewendet (Pistorius et al. i.p.). Dabei werden häufig die Beiträge des Waldes zu den in Tabelle 1 dargestellten Funktionsbereichen differenziert.

Tabelle 1: Zusammenstellung wichtiger ökologischer Waldfunktionen

Nutzfunktion	**Schutzfunktion**	**Erholungsfunktion**
Holzproduktion	Wasser Boden Luft Klima Lärm Lebensraum Biodiversität Erosion, Hochwasser Lawinen, Steinschlag	Erholung Naturerfahrung Ästhetik Inspiration Information Erziehung

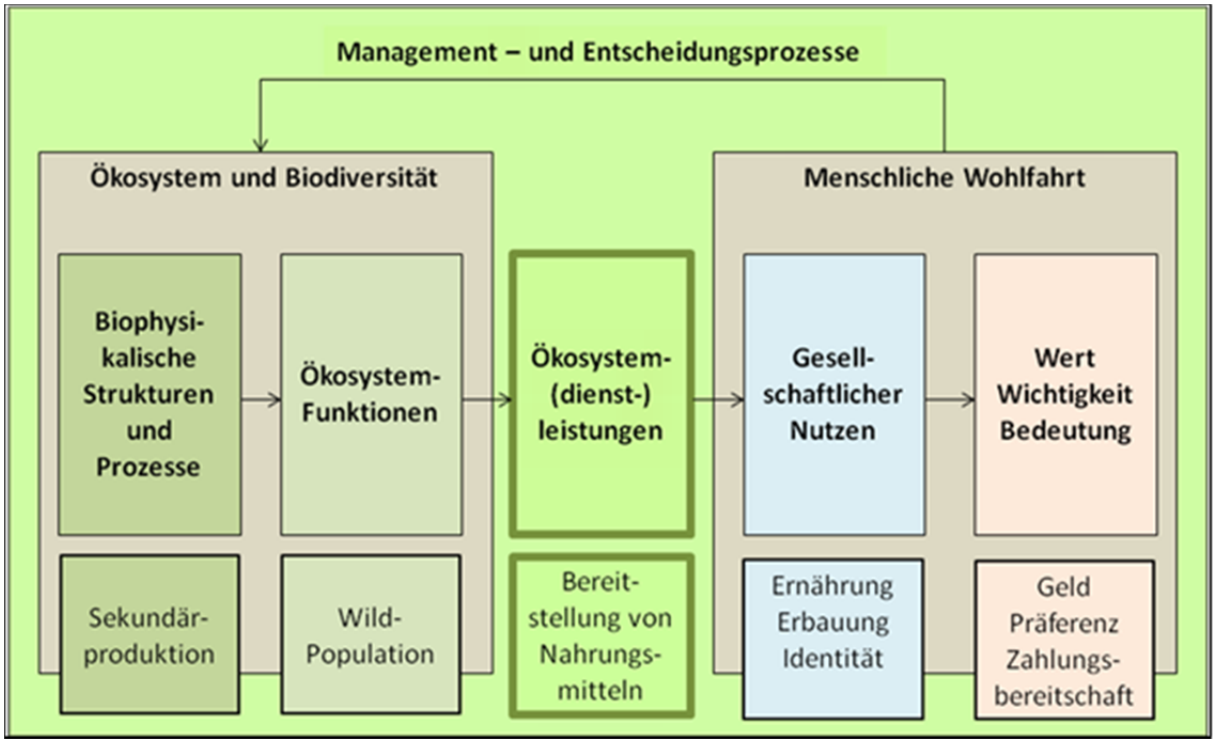


Abbildung 1: Die Ökosystem-Leistungs-Kaskade nach Haines-Young und Potschin (2010), de Groot et al. (2010), Müller et al. (2010), illustriert anhand einer Nutzung von Wildpopulationen als Nahrungsquelle

Die beiden diskutierten Konzepte ähneln sich auch nach einem Vergleich der Tabelle 1 mit der Abbildung 2 sehr stark. Wichtige Unterschiede zwischen Waldfunktionen und Ecosystem Services ergeben sich allerdings (i) aus der Herkunft und Konzeptentwicklung, (ii) aus dem jeweiligen grundlegenden Naturverständnis, (iii) der Anwendbarkeit auf verschiedene Ökosystem-Typen, (iv) der Einbindung in ein umfassendes Mensch-Umwelt-System, (v) der Bedeutung ökonomischer Argumente, (vi) aus der Verbreitung und Anwendung und – last not least – (vii) aus der *konzeptionellen Einbindung*: Ökosystemleistungen stellen nach dem allgemein akzeptierten Konzept der „Ecosystem-Service-Cascade“ (z.B. Haines-Young und Potschin 2010) ein Verbindungsglied zwischen ökologischen Zusammenhängen (Ökosystem

und Biodiversität in Abb. 1) und anthropogenen Aspekten (menschliche Wohlfahrt in Abb. 1) dar: Aufbauend auf dem Wirkungsgefüge biophysikalischer und ökologischer Eigenschaften und Dynamiken ergeben sich bestimmte Funktionsbereiche als integrale Bündel struktureller und prozessualer Interaktionen im Ökosystem. Hierbei wird „Funktion“ als ein rein naturwissenschaftliches Interaktionsgefüge verstanden (z.B. populationsdynamische Prozesse, Wasserhaushalt, Energiehaushalt, etc.). Diese Prozesseinheiten bilden die Grundlage für Ökosystemleistungen; deren Existenz muss direkt mit einem potenziellen gesellschaftlichen Nutzen verknüpft sein (de Groot et al. 2010a), anderenfalls verbleiben sie „Funktionen“. Schließlich entscheidet die soziale und ökonomische Bedeutung und Wichtung dieses Nutzens über seinen Wert, der häufig durch monetäre Einheiten oder Zahlungsbereitschaften quantifiziert wird. Eine Übertragung der „Waldfunktionen“ in diese Kriterien würde sie nicht als „Funktionen“ sondern als „Ökosystemleistungen“ einordnen.

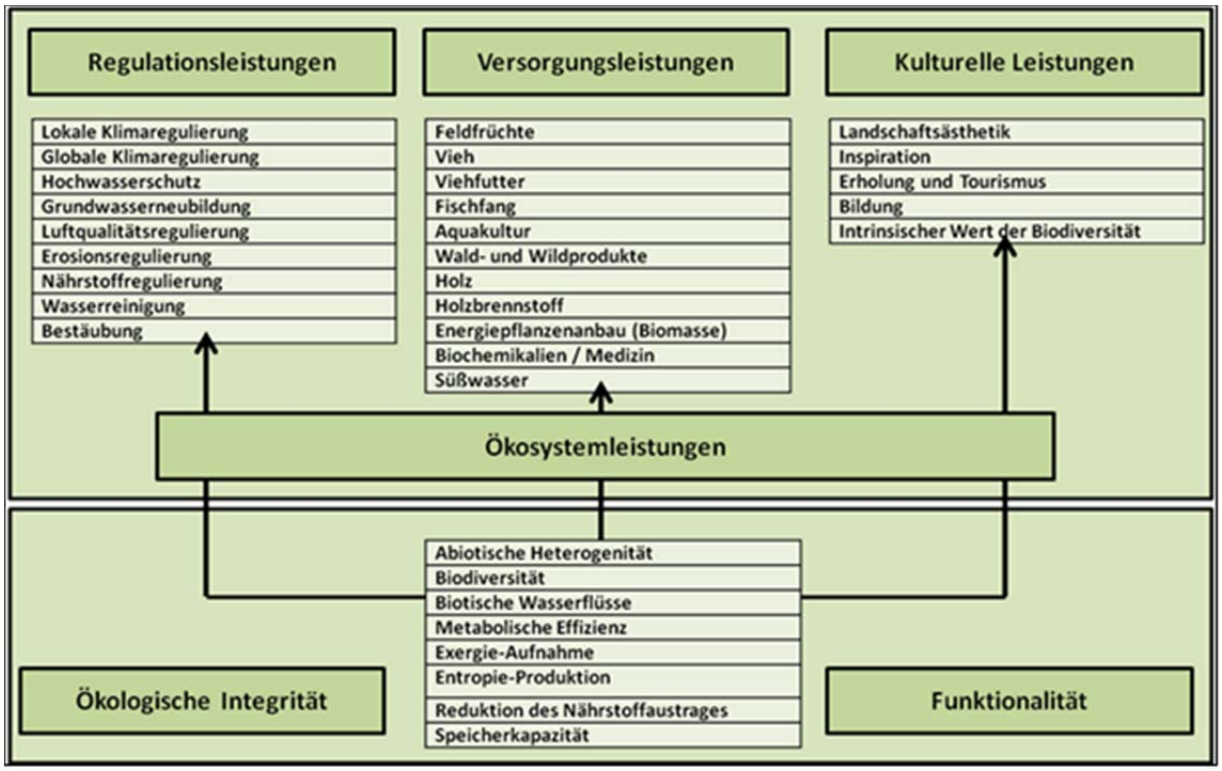


Abbildung 2: Liste wichtiger Ökosystemleistungen und Integritäts-Indikatoren (nach Burkhard et al. 2009)

- **Wie können Ecosystem Services differenziert werden?**

Auch bezüglich der Kategorisierungen unterscheiden sich Waldfunktionen und Ökosystemleistungen von Wäldern: Während der forstliche Ansatz Nutz-, Schutz- und Erholungsfunktionen ausdifferenziert, unterscheiden die aktuellen Klassifizierungen von Ecosystem Services (z.B. de Groot et al. 2010a, Wallace 2007) vor allem die Klassen der Regulationsleistungen, Versorgungsleistungen und der kulturellen Leistungen. Einige Autoren sprechen zusätzlich von ***„Habitat Services“*** (vgl. de Groot et al. 2010a); diese Klasse wird allerdings häufig der Kategorie „Funktion“ aus der o.a. Kaskade zugeordnet, weil sich aus den Habitateigenschaf-

ten oftmals keine direkten, finalen Leistungen ableiten lassen, so dass bei einer buchhalterischen, monetären Analyse Doppelzählungen auftreten würden.

In Abbildung 2 wurden die verschiedenen Kategorien von Ökosystemleistungen aufgelistet: ***Regulationsleistungen*** erzeugen gesellschaftlichen Nutzen durch die Regelung und Organisation ökologischer Prozesse. Sie enthalten stark nachgefragte Interaktionen (z.B. globale Klimaregulation), die die Resilienz des Mensch-Umwelt-Systems fördern und zu einer ausgewogenen natürlichen Dynamik führen (z.B. Hochwasserschutz, Erosionsregulierung). Regulationsleistungen entsprechen den forstlichen „Schutzfunktionen". In Waldökosystemen werden alle in Abbildung 2 aufgeführten Services erbracht: Die Waldstruktur sorgt für ein ausgewogenes Mikroklima, das sich auch auf benachbarte Systeme auswirken kann, die Phytomasse und der Boden binden CO_2, der Wasserhaushalt wird durch Wälder sehr stark reguliert, Niederschlagsspitzen werden von Wäldern abgepuffert, Hochwässer vermieden und durch die hohe Infiltration wird die Grundwasserneubildung in Wäldern verstärkt. Wälder erhöhen die Luftqualität durch die Bereitstellung einer großen Depositionsoberfläche und sie wirken entscheidend an der landschaftlichen Nährstoffregulation durch ihr Speicher- und Filtervermögen mit.

Versorgungsleistungen ergeben sich aus der Produktion nutzbarer Güter durch ökosystemare oder landschaftliche Strukturen und Prozesse. Hier erbringen Wälder vor allem die Holzproduktion (als „Nutzfunktion"), aber auch Wald- und Wildprodukte sowie pharmazeutisch wirksame Organismen und die Bereitstellung von Süßwasserreserven können als wichtige nutzbare Leistungen von Waldökosystemen betrachtet werden.

Wälder sind darüber hinaus auch Träger ***kultureller Ökosystem-Leistungen***. Sie tragen wesentlich zur Landschaftsästhetik bei, können als Areale der Inspiration betrachtet werden und dienen der menschlichen Erholung. In Wäldern finden sich wichtige Komponenten des Kulturerbes ebenso wie des Naturerbes, und Wälder sind gut für Bildungsaktivitäten über ökologische Zusammenhänge geeignet.

In der Vergangenheit, etwa im Rahmen des Millennium Ecosystem Assessments (MEA 2003) wurden als weitere Klasse häufig die ***„Supporting Services"*** aufgeführt. Mit Einführung der o.a. Kaskade werden diese heute aber meist den ökosystemaren Funktionen zugeordnet (vgl. Abb. 1). In Abbildung 2 wurden im unteren Bereich entsprechende *Kenngrößen der ökologischen Funktionalität* im Sinne einer Indikation der ökologischen Integrität (Müller 2005, Müller und Burkhard 2010) aufgelistet. Diese Komponenten stellen die Grundvoraussetzungen für alle Ecosystem Services dar; sie sollten daher begleitend zusammen mit den Ökosystemleistungen betrachtet werden. In Abbildung 2 werden 8 zentrale Ökosystemeigenschaften als funktionale Indikatoren der *ökologischen Integrität* aufgeführt (Müller 2005), die eine gesamtheitliche Darstellung des Ökosystemzustandes ermöglichen sollen und die sich grundsätzlich als „Orientoren" verhalten: Sie werden im Verlaufe einer ungestörten Entwicklung optimiert und repräsentieren damit eine funktionale Interpretation von sequentieller Naturnähe. Weiterhin enthalten sie Angaben über Einträge, Austräge, Speicherfähigkeiten und Interaktions-Intensitäten und sie beziehen sich auch auf den Wasser-, Stoff- und Energiehaushalt von Ökosystemen. Neben den Strukturgrößen Biodiversität und Heterogenität enthält der Integritäts-Indikatorensatz Effizienzmaße, die Aussagen über biotische Wasserflüsse (Transpiration/Evapotranspiration), metabolische Wirkungsgrade (z.B. Produkti-

on/Biomasse oder Respiration/Biomasse), zur Aufnahmekapazität für nutzbare Energie (Exergie) z.B. durch Primärproduktionsvorgänge sowie zur Abgabe nicht mehr nutzbarer Energiefraktionen (Entropie-Export) ermöglichen. Darüber hinaus werden die Stoffkreisläufe anhand der Nährstoffverluste und der Speicherkapazitäten repräsentiert. Diese Attribute stellen insgesamt die Grundlagen für die Erbringung aller Ökosystemleistungen dar.

- **Wie können Ecosystem Services in der Landschaft quantifiziert werden und welche Variablen eignen sich als Indikatoren?**

Grundsätzlich bestehen vielerlei Möglichkeiten und Anforderungen, um Ökosystemleistungen in der Landschaft zu charakterisieren. Hierzu zählen Messungen, Monitoring, Kartierungen, Ableitung bzw. Herleitung anhand von Indikatorfunktionen, Expertenabschätzungen, statistische Auswertungen, tabellarische Wertzuweisungen, Modellanwendungen oder Transfer–Funktionen (de Groot et al. 2010b). Im Folgenden soll eine Methode zur Bewertung der Kapazitäten verschiedener Landnutzungs-/Landbedeckungsklassen zur Unterstützung der ökologischen Integrität (Ökosystemfunktionen) sowie zur Bereitstellung unterschiedlicher Ökosystemleistungen kurz vorgestellt werden (ausführliche Beschreibungen sind in Burkhard et al. 2009 und 2011 zu finden). Die Methode wurde unter anderem erfolgreich zur Bewertung der Ökosystemleistungen von borealen Waldlandschaften in Nordfinnland (Vihervaara et al. 2010) sowie von Stadt-Umland-Gradienten in Mitteldeutschland (Kroll et al. 2012) angewendet.

Der Ansatz beruht auf einer relativen, in erster Linie nicht-monetären, *Leistungskapazitätsbewertung*, welche verschiedenste Aspekte der Ökosystemfunktionen und -leistungen anschaulich in Tabellen und Karten visualisiert. Zu unterscheiden ist hierbei einerseits zwischen Ökosystemleistungsangebot und –nachfrage sowie zwischen Leistungspotential und -kapazität. Angebot und Nachfrage nach einzelnen Gütern und Leistungen sind heutzutage durch Transport, Handel und langfristige Lagermöglichkeiten oftmals räumlich und zeitlich voneinander entkoppelt. Dennoch kann eine Bewertung beider wichtige Informationen zu Bilanzen in bestimmten Raum- und Zeiteinheiten und damit zur Abschätzung des Selbstversorgungsgrades einer Region beitragen. Ausnahmen bilden zahlreiche Regulationsleistungen, wie z.B. Nährstoffregulierung, Erosions- oder Naturkatastrophenkontrolle, welche in der Regel nicht transportabel sind und bei denen daher eine physikalische Verbindung zwischen Leistungsangebots- und -nachfrageregion bestehen muss (Nedkov & Burkhard 2011).

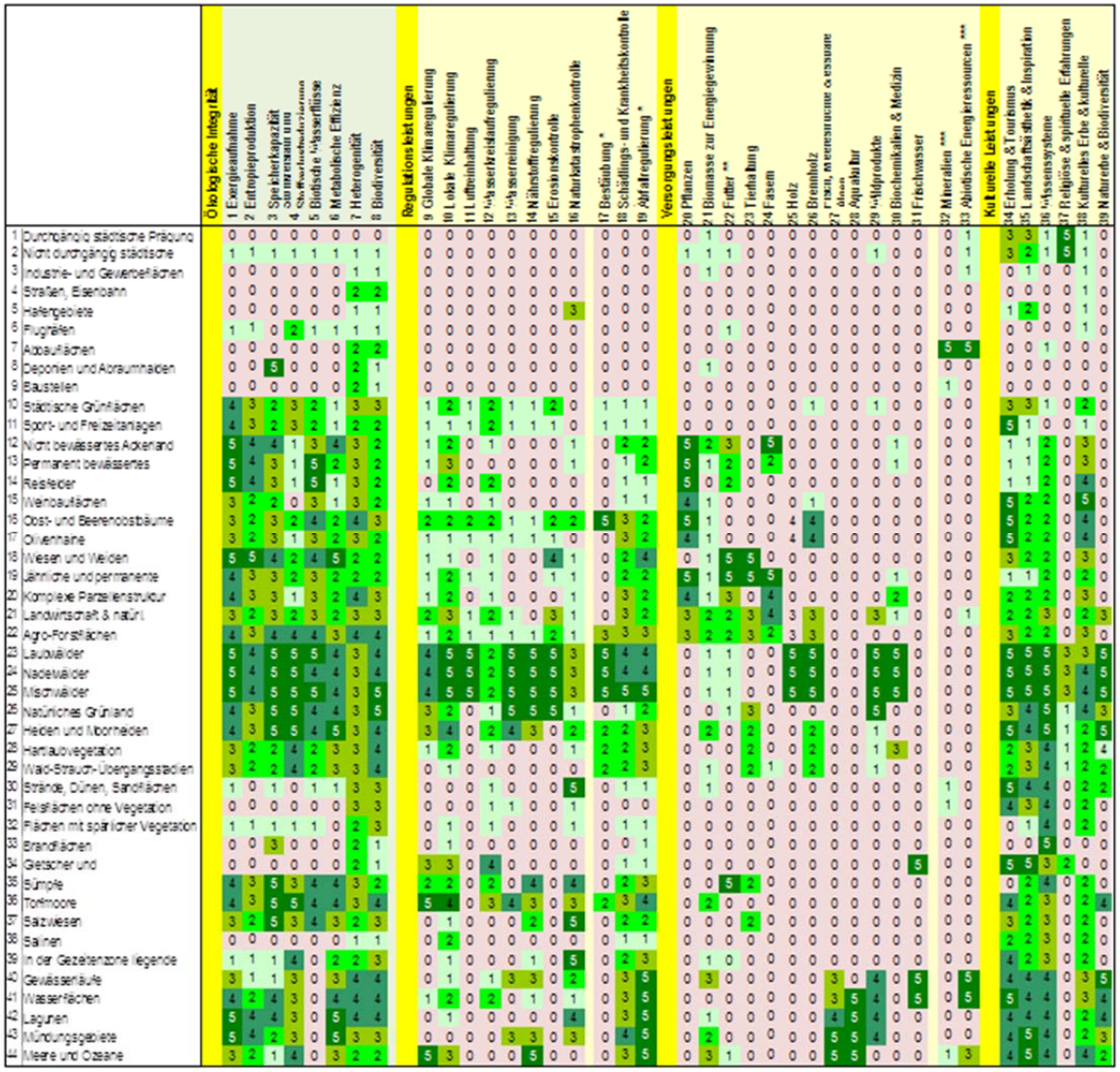
Derartige Informationen, vor allem mit räumlichem Bezug, sind für Landschaftsplanung und Ressourcenmanagement von hoher Relevanz (Kienast et al. 2009). Bei der Abschätzung des *Potentials* einer Landschaft oder eines Ökosystems wird in der Regel die (hypothetische) maximale Leistungsbereitstellung unter den gegebenen Umständen bewertet. Hierbei spielt es keine Rolle, ob die Leistungen auch tatsächlich genutzt werden. Die *Kapazität* hingegen beschreibt die Fähigkeit einer abgrenzbaren Raumeinheit, ein spezifisches Angebot an Ökosystemleistungen, welche in einem bestimmten Zeitabschnitt durch den Menschen genutzt werden, bereitzustellen (Burkhard et al. 2011b). In Bezug auf Waldökosysteme und deren Fähigkeit, Holz bereitzustellen, stellt sich die Frage beispielsweise bei geschützten Wäldern. Diese produzieren Holz, welches *potentiell* geerntet werden könnte, durch die Unterschutz-

stellung liegt die derzeitige Kapazität zur Holzernte jedoch bei null. Bei vielen der Regulationsleistungen ist das Leistungspotential jedoch vergleichbar mit der -kapazität.

Zur Bewertung der Kapazitäten einzelner Landnutzungstypen wird bei der vorgestellten Methode eine Matrix mit den einzelnen Ökosystem-Integritätsindikatoren und den Ökosystemleistungen auf der x-Achse sowie den Landnutzungstypen (z.B. nach der CORINE Nomenklatur der europäischen Umweltagentur; EEA 1994) auf der y-Achse erstellt. An den Schnittstellen werden dann alle relevanten Kapazitäten auf einer relativen Skala von 0 (entsprechend keiner relevanten Kapazität zur Unterstützung der jeweiligen Funktion bzw. zur Bereitstellung der entsprechenden Leistung) bis 5 (maximale Kapazität im Untersuchungsgebiet) bewertet. Da die CORINE-Landnutzungstypen 44 Klassen beinhalten und die hier verwendete Liste der Ökosystemfunktionen und -leistungen 39 Kategorien enthält, sind somit insgesamt 1716 Kapazitätsbewertungen vorzunehmen (Abbildung 3). Aufgrund des hohen Aufwandes hierbei ist zunächst in den meisten Fällen auf existierende Datenquellen sowie auf Expertenabschätzungen zurückzugreifen, welche dann nach und nach durch Modellierungs-, Mess- und Monitoringdaten ersetzt werden können (Burkhard et al. 2009).

Der klare Vorteil der Methode liegt einerseits in der großen Bandbreite an Ökosystemfunktionen und -leistungen, die abgebildet werden können sowie andererseits in der potentiellen Integration von Expertenabschätzungen, Statistiken, Mess- und Modellierungsergebnissen. Durch die Normierung auf die einheitliche relative 0-5-Skala lassen sich verschiedenste biophysikalische (Joule, Tonnen, Diversitäts-Indices, etc.) aber auch ökonomische Einheiten (Euro, Yuan, u.a.) integrieren und bis zu einem gewissen Grade miteinander vergleichen. Die Verwendung frei verfügbarer Raumdaten wie CORINE ermöglicht die Abdeckung größerer Raumeinheiten mit einheitlicher Landnutzungs-Klassifizierung in fast allen europäischen Ländern, wobei Klassifizierungs- und Generalisierungskonflikte sowie räumliche Ungenauigkeiten unvermeidbar sind.

Die eigentliche Stärke des Ansatzes liegt in der Veranschaulichung und Vergleichbarmachung der Effekte unterschiedlicher Raumnutzungen auf Ökosystemfunktionen und die Bereitstellung von Ökosystemleistungen, was die Bewertung von „trade-offs“ zwischen den einzelnen Landnutzungen ermöglicht. Abbildung 4 zeigt einen derartigen Vergleich beispielhaft anhand der Landnutzungsklassen „durchgängig städtische Prägung“, „nicht bewässertes Ackerland“ sowie der drei Waldklassen „Laubwälder“, „Mischwälder“ und „Nadelwälder“. Deutlich zu erkennen sind die hohen Werte der Waldklassen zur Unterstützung der ökologischen Integrität sowie der regulierenden, kulturellen und ausgewählter versorgenden Leistungen gegenüber niedrigen Werten bei urbanen Ökosystemen und reduzierten bzw. verschobenen Schwerpunkten bei der agrarischen Landnutzung.



* Diese Ökosystemleistungen wurden aufgrund ihrer teilweise großen Bedeutung in einigen Ökosystemen miteinbezogen; es besteht jedoch die Gefahr der Doppelbewertung (double-counting) mit anderen Leistungen.
** Doppelbewertung möglich, wenn das erzeugte Futter auf demselben Hof verfüttert wird.
*** Diese Leistungen werden oft nicht als Ökosystemleistungen bezeichnet, sie haben jedoch große Bedeutung für das Landschaftsmanagement.

Abbildung 3: Zusammenhang zwischen Landnutzungstypen (y-Achse; CORINE Land Cover Type) und Integritäts-Indikatoren und Ökosystemleistungen (x-Achse). An den Schnittstellen wurden die Kapazitäten der einzelnen Landnutzungsklassen zur Unterstützung der ökologischen Integrität bzw. zur Bereitstellung von Ökosystemleistungen auf einer Skala von 0 (keine relevante Kapazität) bis 5 (maximale relevante Kapazität) exemplarisch für mitteleuropäische „Normallandschaften“ bewertet (nach Burkhard et al. 2009 und 2011b).

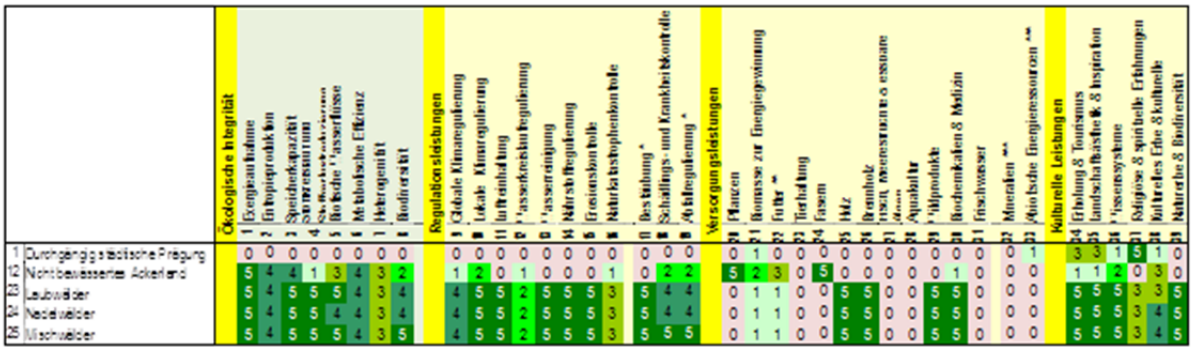


Abbildung 4: Vergleich der unterschiedlichen Kapazitäten zur Unterstützung der ökologischen Integrität bzw. zur Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen in den Landnutzungsklassen „durchgängig städtische Prägung“, „nicht bewässertes Ackerland“ sowie „Laubwälder“, „Mischwälder“ und „Nadelwälder“. Deutlich zu erkennen sind die hohen Werte der Waldklassen bei der ökologischen Integrität, den regulierenden, kulturellen sowie ausgewählten versorgenden Leistungen.

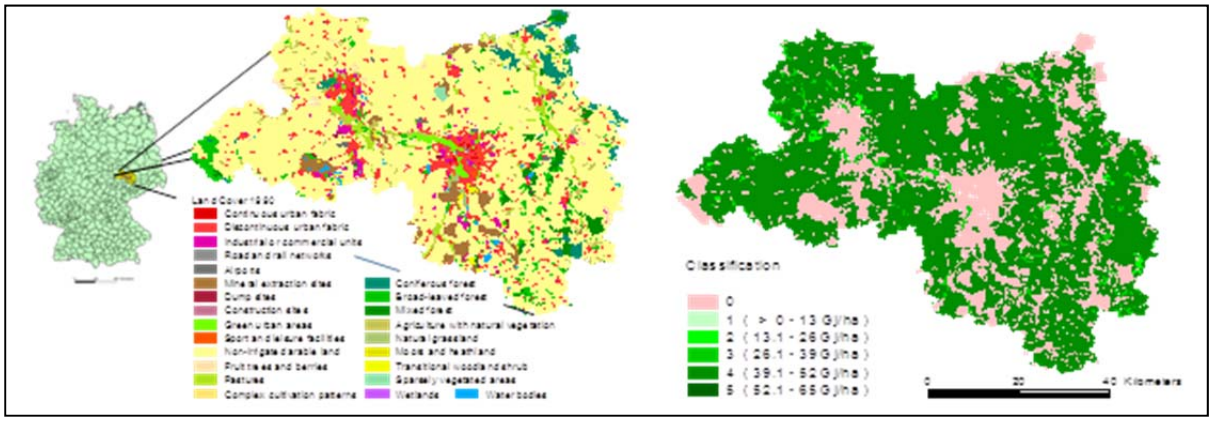


Abbildung 5: CORINE Bodenbedeckungskarte der Region Halle-Leipzig im Jahr 1990 (links) sowie Karte der Versorgungsökosystemleistung „Nahrungsproduktion durch Pflanzen“ 1990 (nach Kroll et al. 2012, Burkhard et al. 2009 und 2011b).

Die Darstellung der Bewertung in Form von Ökosystemleistungs-Karten liefert Informationen über die räumliche Verteilung der Leistungs-Bereitstellung sowie über mögliche Quellen und Senken der Leistungen. Abbildung 5 zeigt eine Beispieldarstellung aus der Region Halle-Leipzig, in der basierend auf CORINE Landnutzungsdaten, Bodenkarten, Klimadaten, hydrologischen Daten sowie Agrarstatistiken verschiedene Ökosystemleistungen für die Jahre 1990, 2000 und 2006 quantifiziert und entsprechend der relativen 0-5 Kapazitätsklassifizierung kartographisch dargestellt wurden (weitere Informationen in Kroll et al. 2012, Burkhard et al. 2009 und 2011b). Die Karte (Abbildung 5) zeigt anhand des Beispiels der Versorgungsleistung „Nahrungsproduktion durch Pflanzen“ die unterschiedlichen Kapazitäten der regionalen Landnutzungstypen. Auffällig sind die hohen Werte der Nahrungsbereitstellung in den agrarisch geprägten Flächen im Gegensatz zu den urbanen Flächen oder den Waldflächen.

- **Welche Relationen bestehen zwischen Ökosystemleistungen und Naturschutz-Zielen?**

Anhand der vorgestellten Landschaftsanalysen konnte gezeigt werden, dass Ökosystemleistungen in der Tat gute Werkzeuge für das Umweltmanagement und die Planung auf dem Landschaftsniveau sein können. Dies gilt natürlich auch für das Waldmanagement, wobei die verwendeten Landschaftstypen für eine praxisnahe Analyse an forstliche Klassifizierungen anzupassen sind. Es fragt sich, welche *Wechselwirkungen zwischen Ökosystemleistungen und Naturschutz-Zielen* bestehen. Zur dieser Fragestellung werden im Folgenden einige Hypothesen formuliert.

In der Literatur finden sich mehrere Ansätze, mit deren Hilfe diese Frage beantwortet werden soll. Der einfachste Weg besteht in der Vernachlässigung des Zusammenhangs: Es werden sogenannte *„Benefit-Transfers“* ausgeführt – etwa durch die direkte Zuordnung bestimmter monetärer Werte auf bestimmte Landnutzungstypen, wobei die Interaktionen zwischen den Leistungen und deren ökologischen Grundlagen (im Sinne der Kaskade aus Abbildung 1) nicht hinterfragt werden (vgl. Elmquist et al. 2010).

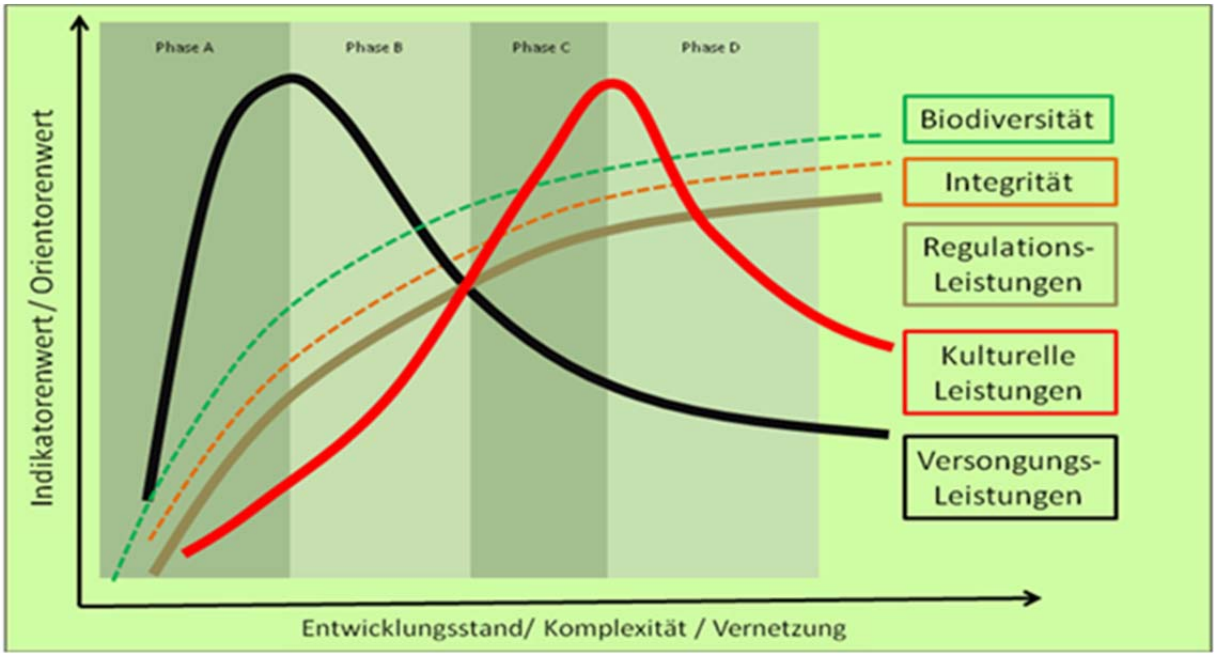


Abbildung 6: Hypothesen zur Entwicklung von Ökosystem-Leistungen im Wechselspiel mit Biodiversität und ökologischer Integrität, nach de Groot et al. (2010b), Joergensen et al. (2007), Burkhard et al. (2011a), Braat und ten Brink (2008)

Ein zweiter Weg geht grundsätzlich davon aus, dass Biodiversität und Ökosystemleistungen *immer positiv korreliert* sind; dies ist zum Beispiel bei dem viel zitierten Artikel von Costanza et al. (1997) der Fall. Hier wurden derartige Beziehungen auf der globalen Skala glaubhaft abgebildet. Es ist folglich zu hinterfragen, welche Bedeutung eigentlich den räumlichen und zeitlichen *Untersuchungsskalen* zukommt (Costanza et al. 2007), denn auf kleineren Skalen

trifft die o.a. Annahme nur in wenigen Fällen zu. Ein weiterer Lösungsansatz postuliert, dass die Diversität als reines Maß der Artenzahl eine wesentlich geringere Rolle spielt als die spezifische *Zusammensetzung der Biozönose* (Luck et al. 2009). In diese Richtung weisen auch die Versuche, das Verhältnis Biodiversität-Ökosystemleistung mit Hilfe funktioneller Gruppen oder auf der Basis von „Functional Traits" zu interpretieren (Anton et al. 2010, Bello et al. 2010, Elmquist et al. 2010).

Aus den genannten Überlegungen lassen sich beispielhaft die folgenden ***Hypothesen zur Abhängigkeit der Ecosystem Services von Biodiversitäts-Parametern*** generieren:

- *Die Interaktionen zwischen Biodiversität und Ökosystemleistungen verändern sich aufgrund des Entwicklungszustands des betroffenen Ökosystems* (vgl. Abbildung 6). Es wird davon ausgegangen, dass sowohl Biodiversität als auch ökologische Integrität mit fortdauernder natürlicher Entwicklungsdauer unter ungestörten Bedingungen immer weiter vergrößert werden. Diese Annahme entstammt der Orientoren-Theorie, für die es sehr viele unterstützende Fallbeispiele gibt (Joergensen et al. 2007). Betrachtet man die Leistungs-Bereitstellung auf dem Landschafts-Niveau, so können Ökosysteme mit hoher Produktivität meist jungen Sukzessionsstadien zugeordnet werden, kulturelle Leistungen zeigen Maxima in mittleren bis finalen Stadien und Regulationsleistungen verlaufen parallel zur Integrität mit einem stetigen Anstieg und mit Maxima in maturen Zuständen.
- *Durch Störungen werden die in Abbildung 6 skizzierten Zustände jeweils in jüngere Entwicklungsstadien zurückgesetzt* (vgl. Braat und ten Brink 2008). So finden sich zum Beispiel Agrarökosysteme im Bereich junger Stadien mit geringer Komplexität und interner Vernetzung.
- *Die Bedeutung der Biodiversität für die Ökosystemleistungen ist unterschiedlich bei verschiedenen Services*: Während die Korrelationen zwischen Artenzahlen und Regulationsleistungen relativ hoch sind, werden Versorgungsleistungen bei niedriger Diversität optimiert, und kulturelle Leistungen zeigen Optima bei mittlerer Biodiversität. Hierbei verhält sich die ökologische Integrität parallel zur Biodiversität. Aus Naturschutz-Sicht ergibt sich daraus ebenfalls ein komplexes Bild: Totalschutzgebiete etwa werden hohe Regulationsleistungen aufweisen, aber geringe Versorgungskapazitäten; das Ausmaß kultureller Leistungen hängt dabei von der Gewichtung des Naturerbes als Service und der jeweiligen regionalen Zugänglichkeit ab. Andererseits können Gebiete unter gezieltem Artenschutz mit jungen Stadien verknüpft sein, die oftmals bestimmte Störungen benötigen, damit die Sukzession (und damit das Regulationspotenzial) gestoppt wird.
- *Verschiedene Arten offerieren verschiedene Leistungen* aufgrund ihrer unterschiedlichen funktionalen Stellung. Um die Ökosystemleistungen insgesamt zu beurteilen, spielen folglich funktionale Aspekte eine weitaus größere Rolle als strukturelle Eigenschaften.

Aus der Kombination dieser Aussagen lässt sich ableiten, dass eine einfache, direkte Korrelation zwischen Naturschutz-Zielen und Ökosystemleistungen schwerlich möglich ist – im Gegenteil: Insbesondere die Versorgungsleistungen, aber auch manche kulturelle Leistun-

gen, zeigen höhere Werte bei niedrigerer Artenzahl. Weiterhin ist jede der in Abbildung 2 aufgeführten Leistungen mit besonderen Ansprüchen an die biozönotischen Prozessoren, die vorhandenen Arten, verknüpft. Dies gilt insbesondere für die Versorgungsleistungen, aber auch eine Optimierung der Regulationsleistungen kann mit einer spezifischen Artenauswahl verknüpft sein. Damit verstärkt sich auch der Bedarf nach einer multifunktionellen Sichtweise bei der Bewertung von Landschaftszuständen. Eine vielfältige Kombination der regionalen Leistungs-Nachfragen im Landschaftsgefüge wird nicht nur zu einer kleinmaßstäbigen biologischen Vielfalt beitragen sondern auch zu einem vielfältigen Service-Angebot.

Trotz der genannten Probleme erscheint eine Integration von Ökosystemleistungen in naturschutzfachliche Betrachtungen sehr sinnvoll, denn die Darlegung des Service-Angebots eines Ökosystems kann durchaus bewusstseinsfördernd im Sinne des Naturschutzes wirken: Wir schützen nicht nur bestimmte Arten sondern auch gesellschaftlich wichtige Funktionen. Außerdem können die Konfliktfelder zwischen Schutz und Nutzung mit einer Ökosystem-Leistungs-Analyse hervorragend transparent gemacht werden und letztlich können die bestehenden Lücken zwischen strukturellen und funktionalen Betrachtungen der Natur mit Hilfe des Ecosystem-Service-Konzepts schrittweise verkleinert werden.

- **Abschließende Aspekte und Fragestellungen**

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Bestimmung und Anwendung von Ökosystemleistungen ein weites Potenzial bereitstellt, um Mensch-Umwelt-Interaktionen zu charakterisieren. Dies ist ein wichtiger konzeptioneller Schritt hin zu einer Realisierung der interdisziplinären Anforderungen des Nachhaltigkeits-Konzepts. Weiterhin bieten Ökosystemleistungen wichtige zusätzliche Argumente für Umweltbewertungen in einem umfassenden Rahmenkonzept, sie zeigen auf, in welch vielfältiger Weise der Mensch von einer funktionierenden Natur abhängt, und sie bieten sehr gute Argumentationsgrundlagen für planerische Diskussionen und Abwägungsprozesse. Es ist aber auch klar, dass sich das Konzept noch in der Entwicklung befindet und dass noch sehr viele Fragen bestehen, die zukünftig gemeinsam von Wissenschaft und Anwendung zu lösen sein werden:

- Sind tatsächlich alle Wirkungen zwischen den einzelnen Komponenten der Ökosystem-Leistungs-Kaskade (Abb. 1) erkannt, klar strukturiert und nutzbar?
- Welches sind die realen und fallspezifischen Relationen zwischen der Bereitstellung von Ecosystem Services und dem gesellschaftlichen Nutzen?
- Welche Bedeutung haben einzelne Ökosystemleistungen für die menschliche Wohlfahrt und werden diese Leistungen von der Gesellschaft richtig bewertet und priorisiert?
- Ist es eine konstruktive Entwicklung, die Wertung von Ökosystemleistungen mit monetären Kategorien auszuführen oder reichen die Angaben ökologischer Zusammenhänge und Bedingtheiten aus, um die Bedeutung der Leistungen zu beschreiben?
- Können die vielen unterschiedlichen ökonomischen Bewertungsansätze bei der monetären Ermittlung von Gesamtleistungen sinnvoll gekoppelt werden oder sind die Ergebnisse der einzelnen Methoden nicht kompatibel?

- Laufen wir Gefahr, mit einer Anwendung des Ökosystemleistungs-Ansatzes den intrinsischen Wert von Natur und Naturprozessen im Austausch gegen ökonomische Argumente zu verlieren?
- Können wir eine Umweltbewertung allein auf der Basis von Ökosystemleistungen durchführen?

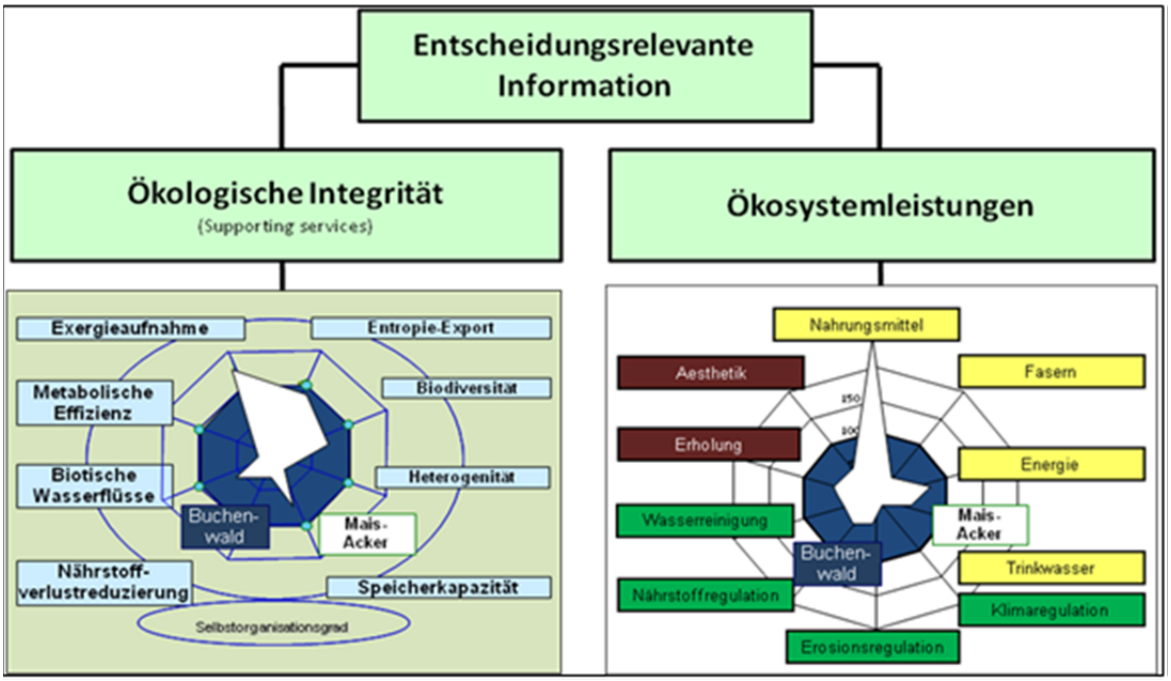


Abbildung 7: Vergleich zwischen einem Buchenwald- und einem Ackerökosystem (Buchenwald dunkel, als Referenzwert 100% gesetzt, Acker hell, Abweichungen vom Referenzwert in %) im Bereich der Bornhöveder Seenkette (vgl. Müller 2005) unter Aspekten der ökologischen Integrität (links) und ausgewählter Ökosystemleistungen (rechts).

Nach den vorausgestellten Zeilen muss die Fragestellung des letzten Absatzes negativ beantwortet werden: Derzeit stellen Ökosystemleistungen sehr konstruktive und wichtige Erweiterungen des Diskussions- und Managementrahmens im Umweltbereich dar. Ihre Verwendung kann allen Akteuren im Mensch-Umwelt-System stark empfohlen werden, weil aus ihr neue Argumente erwachsen, die die Grundideen des Nachhaltigkeits-Paradigmas stark fördern können. Die Anwendungen der ökologischen Waldfunktionen können hier als Positiv-Beispiel genannt werden. Allerdings werden forstliche Entscheidungen nicht nur aufgrund der Funktionskartierungen getroffen. Und so sollten auch Ökosystemleistungen nicht als einzige Informationsquelle im Umweltmanagement genutzt werden. Die Abbildung 7 demonstriert an einem Beispiel, wie unterschiedlich der Informationsgehalt verschiedener Ansätze auf die gleichen Fallstudien sein kann. Die linke Seite zeigt, in welcher Weise eine 100-jährige Nutzung von Systemen mit gleicher Grundausstattung Auswirkungen auf ihre ökologische Integrität haben kann: Auf dem Acker wird eine einseitige Optimierung der Nettoprimärproduktion durchgeführt, die sich in einer hohen Exergieaufnahme (BPP) ausprägt. Alle anderen Indikatoren des Ackers (u.a. Biodiversität, Speicherkapazität, Nährstoffrückhaltung)

zeigen jedoch wesentlich kleinere Werte als der Wald. Dies hat zur Folge, dass sich völlig unterschiedliche Service-Profile (rechte Hälfte) auftun: In allen Fällen sind die Werte des Leistungspotenzials ausgewählter Services des Waldes höher als die der Agrarfläche, nur die Nahrungsmittelproduktion überwiegt verständlicherweise auf dem Acker. Nun sollen hier nicht die lokalen Verhältnisse diskutiert werden; vielmehr sollen die Abbildungen aufzeigen, wie hilfreich die Information zu den Ökosystemleistungen als Komplement zur ökologischen Systembeschreibung sein kann: Erst hierdurch wird transparent, welche gesellschaftlichen Anforderungen durch die Ökosysteme erfüllt werden können, und es lässt sich leicht ableiten, was eine weitere Veränderung der Nutzungsweise für Folgen haben könnte. Umgekehrt ergibt sich aber auch erst aus der Kombination der Ansätze das Wissen über potenzielle ökosystemare Folgen verschiedener Landnutzungsstrategien.

Folglich gilt es einerseits, die Methoden zur Indikation von Ökosystemleistungen durch Forschung und Anwendung im Wechselspiel zu verbessern, und auf der anderen Seite sollte die Komplementarität des Leistungsbezugs mit einer ökosystemaren Zustandsbeschreibung vertieft werden. Für beide Schritte stellen Wälder optimale Objekte dar, weil mit der waldökologischen Funktionsanalyse wichtige Voraussetzungen für einen konstruktiven Konzeptausbau vorliegen.

Literatur:

Anton, C., Young, J., Harrison, P. A., Musche, M., Bela, G., Feld, C. K., Harrington, R., Haslett, J. R., Pataki, G., Rounsevell, M. D. A., Skourtos, M., Sousa, J. P., Sykes, M. T., Tinch, R., Vandewalle, M., Watt, A., Settele, J. (2010): Research needs for incorporating the ecosystem service approach into EU biodiversity conservation policy. Biodivers.Conserv. 19 (10), 2979-2994

Bello F. de, S.Lavorel, S. Díaz, R.Harrington, J.H. C. Cornelissen, R.D. Bardgett, M.P. Berg, P. Cipriotti, C.K. Feld, D. Hering, P. Martins da Silva, S.G. Potts, L. Sandin, J.P. Sousa, J. Storkey, D.A. Wardle, and P. A. Harrison (2010): Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. In: Biodivers Conserv (2010) 19:2873–2893

Braat, L. and ten Brink, P., (Eds. 2008): The cost of policy inaction: the case of not meeting the 2010 biodiversity target. Study for the European Commission, DG Environment. Alterra report 1718, Wageningen

Burkhard B., Müller F., Kroll, F. & Windhorst, W. (2009): Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover Based Assessments. In: Landscape Online, Edition 15/2009

Burkhard, B., B. D. Fath & F. Müller (2011a): Adapting the adaptive cycle: Hypotheses on the development of ecosystem properties and services. - *Ecological Modelling* 222: 2878– 2890.

Burkhard, B., F. Kroll, S. Nedkov & F. Müller (2011b): Mapping supply, demand and budgets of ecosystem services. - *Ecological Indicators*: doi:10.1016/j.ecolind.2011.06.019.

Commission on Biodiversity (CBD 2007): CBD Handbook - http://www.cbd.int/convention/refrhandbook.shtml

Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton and M. van den Belt (1997): The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. Nature Vol 387:253-260

Costanza, R., B. Fisher, K. Mulder, S. Liu and T. Christopher (2007): Biodiversity and ecosystem services: A multi-scale empirical study of the relationship between species richness and net primary production. In: Ecological Economics, 61, 478-491

de Groot, R.S., B. Fisher, M. Christie, J. Aronson, L. Braat, R. Haines-Young, J. Gowdy, E. Maltby, A. Neuville, S. Polasky, R. Portela, and I. Ring. (2010a): Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. Chapter 1 in: Pushpam Kumar (Ed), (2010). The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB): Ecological and Economic Foundations, Earthscan, London, 9-40

de Groot., R.S., R. Alkemade, L.Braat, L.Hein, L.Willemen (2010b): "Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making" J. Ecological Complexity. 7 (2010): 260-272

EEA (1994): Corine Land Cover Report – Part 2: Nomenclature.http://www.eea.europa.eu/publications/COR0-part2 (online).

Elmqvist T.E., Maltby E., Barker T., Mortimer M., Perrings C., Aronson J., de Groot R., Fitter A., Mace G., Norberg J., Sousa Pinto I. and Ring I. (2010): Biodiversity, Ecosystems and Ecosystem Services. Chapter 2 in: Pushpam Kumar (Ed): The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB): Ecological and Economic Foundations, Earthscan, London, 113-148

Führer, E. (2000): Forest functions, ecosystem stability and management In: Forest Ecology and Management, Volume 132, Issue 1, 29–38

Haines-Young, R., Potschin, M. (2010): The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D., Frid, C. (Eds.), Ecosystem Ecology: A New Synthesis. BES Ecological Reviews Series, CUP, Cambridge, 110-139.

Joergensen, S.E., B. Fath, S. Bastianoni, Marquez, J., Müller, F., Nielsen, S.N., Patten, B., Tiezzi, E. and R. Ulanowicz (2007): A New Ecology - The Systems Perspective. Elsevier Publishers, Amsterdam

Kienast, F., Bolliger, J., Potschin, M., de Groot, R.S., Verburg, P.H., Heller, I., Wascher, D., Haines-Young, R., (2009): Assessing landscape functions with broad-scale environmental data: insights gained from a prototype development for Europe. In: Environmental Management 44, 1099–1120.

Kroll, F., F. Müller, D. Haase und N.Fohrer (2012): Rural–urban gradient analysis of ecosystem services supply and demand dynamics. In: Land Use Policy, 29 (3): 521-535.

Kumar, P. (ed., 2010): The economics of ecosystems and biodiversity - Ecological and economic foundations. Earthscan, London, Washington

Luck, G. W., Harrington, R., Harrison, P. A., Kremen, C., Berry, P. M., Bugter, R., Dawson, T. P., De Bello, F., Diaz, S., Feld, C. K., Haslett, J. R., Hering, D., Kontogianni, A., Lavorel, S., Rounsevell, M., Samways, M. J., Sandin, L., Settele, J., Sykes, M. T., van den Hove, S., Vandewalle, M. & Zobel, M. (2009): Quantifying the contribution of organisms to the provision of ecosystem services. In: BioScience 59: 223-235.

Millennium Ecosystem Assessment (MA, 2003): Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment. Island Press, Washington.

Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg (2007): Waldfunktionen im Land Brandenburg, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band XXXIV

Müller, F. (2005): Indicating Ecosystem and Landscape Organization. In: Ecological Indicators Vol. 5, Issue 4 280-294

Müller, F. & B. Burkhard (2010): Ecosystem Indicators for the Integrated Management of Landscape Health and Integrity. In: S. E. Jorgensen, L. Xu, R. Costanza (eds.): Handbook of Ecological Indicators for Assessment of Ecosystem Health, Second Edition. Taylor & Francis: 391-423.

Müller, F., R. de Groot & W. Willemen (2011): Ecosystem Services at the Landscape Scale: The Need for Integrative Approaches. In: Landscape Online 23, 1-11

Nedkov, S. & B. Burkhard (2011): Flood regulating ecosystem services - Mapping supply and demand, in the Etropole municipality, Bulgaria. In: Ecological Indicators: doi:10.1016/j.ecolind.2011.06.022.

Pistorius , T., H. Schaich, G. Winkel, T. Plieninger, C. Bieling, W. Konold und K.R. Volz (i.p.): Lessons for REDDplus: A comparative analysis of the German discourse on forest functions and the global ecosystem services debate. In: Forest Policy and Economics in print

Riegert, C. und Bader, A. (2010): German cultural history of forestry and forest functions since the early 19th century". In: Encyclopedia of Earth.

Salzau-Message (2010/i.p.): Ecological Indicators, special issue Salzau Workshop 2010

ten Brink, P., A. Berghöfer, C. Schröter-Schlaack, P. Sukhdev, A. Vakrou, S. White, H. Wittmer (2009): TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity for national and international Policy Makers 2009. United Nations Environment Programme and the European Commission: 48 pp.

Vihervaara, P., Kumpula, T., Tanskanen, A., Burkhard, B., (2010): Ecosystem services – a tool for sustainable management of human–environmental systems. Case study Finnish Forest Lapland. In: Ecological Complexity 7 (3), 410–420.

Wallace, K. J. (2007): Classification of ecosystem services: Problems and solutions. In: Biological Conservation, 139: 235-246.

Kategorien, Indikatoren und Datenlage der Waldfunktionenkartierung

RENATE BÜRGER-ARNDT

Abt. Naturschutz und Landschaftspflege, Universität Göttingen

Vor dem Hintergrund der Gemeinwohlverpflichtung und dem erklärten „Ziel der Forstwirtschaft ..., alle Leistungen des Waldes nachhaltig zu sichern und zu mehren“, führen die staatlichen Forstverwaltungen der Länder die Waldfunktionenkartierung durch. Deren Ziel ist es, diejenigen Waldbereiche zu erfassen und kartographisch darzustellen, denen eine besondere Bedeutung für den Schutz und die Erholung zukommt und die daher bei der Waldbewirtschaftung entsprechend zu berücksichtigen sind (Volk & Schirmer 2003). Dies erfolgt i.d.R. flächendeckend und über alle Waldbesitzarten in einem Kartenmaßstab von 1:25000.

Die föderale Zuständigkeit geht mit der Entwicklung länderspezifischer Verfahren einher. Dies bringt eine gewisse Heterogenität des Vorgehens, der Funktionsbezeichnungen, -zuordnungen und -berücksichtigungen sowie der Aktualität der jeweiligen Kartierung mit sich und beeinträchtigt die Vergleichbarkeit und gesamtstaatliche Übersichtlichkeit. Als allgemein akzeptierte Vorlage, und damit als kleinster gemeinsamer Nenner, dienen aber die Empfehlungen des „Leitfadens zur Kartierung der Schutz- und Erholungsfunktionen des Waldes (Waldfunktionenkartierung; WFK)“ der Projektgruppe Forstliche Landespflege (Volk & Schirmer 2003), auf die daher hier Bezug genommen wird. Die danach zu unterscheidenden wesentlichen Funktionsbereiche sind in Tabelle 1 differenziert aufgelistet und den entsprechenden Dienstleistungskategorien gemäß MEA zugeordnet.

Darin zeigt sich, dass der Schwerpunkt der Bearbeitung, entsprechend der oben genannten Zielsetzung, bei den regulierenden und den kulturellen Dienstleistungen liegt. Die regulierenden Dienstleistungen werden dabei sehr differenziert betrachtet und in eine Vielzahl von Ressourcenschutzaspekten und Schutzanliegen vor Naturgefahren und anthropogenen Umweltbelastungen untergliedert (in der Tabelle durch N bzw. B gekennzeichnet). Als kulturelle Leistungen finden Natur- und Landschaftsschutz, Kulturdenkmäler, Waldbereiche für die Forschung, v.a. aber die Erholung Berücksichtigung. Hier findet allerdings keine genauere Spezifikation verschiedener erholungsrelevanter Aspekte statt.

Biodiversitäts- und Naturschutz-relevante Fragen werden explizit unter der Rubrik Natur- und Landschaftsschutz angesprochen. Deren raumbezogene Festsetzung geschieht auf normativem Wege über die Berücksichtigung ausgewiesener Schutzgebiete sowie nachgewiesener Vorkommen von prioritär zu schützenden oder anderweitig schutzwürdigen Arten und Lebensraumtypen und damit nicht explizit mit Blick auf deren Bedeutung für die ökologische Funktionsfähigkeit der Wälder. Insofern sind hier unterstützende Dienstleistungen nicht Gegenstand der Betrachtung.

Bereitstellende Dienstleistungen werden ebenfalls nicht angesprochen, abgesehen von Wasserspende und Wasserqualität. Die Holzproduktion ist grundsätzliche Prämisse und wird im Rahmen der Waldfunktionenkartierung nicht behandelt, genauso wenig wie Art oder Umfang der jeweiligen Holzverwendung. Auch die Bedeutung weiterer Waldprodukte wie Beeren, Pilze, Schmuckreisig oder Wildbret bleibt unberücksichtigt.

Tab. 1: Wesentlichen Funktionsbereiche der WFK und entsprechende Dienstleistungskategorien gemäß MEA (R = Ressourcenschutz; N = Schutz vor Naturgefahren; B = Milderung anthropogener Umweltbelastungen).

Waldfunktion	Ökosystemdienstleistungskategorie gemäß MEA			
	unterstützend	regulierend	kulturell	bereitstellend
Wasserschutz				
Wasserqualität (Grundwasser & Oberflächengewässer)		R		x
Wasserspende		R		x
Hochwassergefahr		N		
Boden- und Küstenschutz				
Erosionsschutz (Wasser / Wind)		R		
Materialverlagerung (Nährstoffe / Humus) (Rutschungen / Steinschlag)		R N		
Bodenverdichtung / Vernässung		R		
Lawinenschutz				
Entstehung & Abgang		N		
Klimaschutz				
unerwünschte Windeinwirkungen (lokal)		N		
Luftkühlung, & -filterung (regional)		B		
Schutz vor anthropogenen Belastungen & Naturgefahren				
Immissionsschutz (lokal & regional)		B		
Lärmschutz		B		
Sichtschutz		B		
Natur- & Landschaftsschutz				
Naturschutz	x		x	
Kulturlandschaftsschutz			x	
Forschung, Kultur und Genressourcen				
Forschung	x	x	x	x
Kulturelle Bedeutung (Kulturdenkmäler)			x	
forstgenetische Ressourcen	x			
Erholung				
keine weitere Differenzierung in verschiedenen erholungsrelevante Aspekte			x	

Die Identifikation und Abgrenzung der Waldfunktionen erfolgt zum einen auf der Basis forstrechtlicher Verpflichtungen und selbst auferlegter Rücksichtnahmen sowie durch nachrichtliche Übernahme, Sammlung und Auswertung von raumkonkreten Schutzansprüchen und -verpflichtungen, Aussagen und Forderungen anderer Sachgebiete im Hinblick auf den Wald. Dabei handelt es sich vornehmlich um unterschiedliche Schutzgebietskategorien.

Zum anderen werden Waldfunktionen auch durch gutachtliche Einschätzung von Funktionserfordernissen anhand von Erfahrungs- oder wissenschaftlichen Kennwerten identifiziert. Dies gilt z.B. für die Ansprache von Naturgefahren bzw. -risiken zur Ausweisung von Schutzwäldern.

Beispielhaft sind in Tab. 2 die Definitionen und Ausweisungskriterien für die Waldfunktionen Naturschutz, Wasserschutz, Bodenschutz und Erholung zusammengeführt (weitgehend in Anlehnung an Volk & Schirmer 2003).

Tab. 2: Definitionen und Ausweisungskriterien für die Waldfunktionen Naturschutz, Wasserschutz, Bodenschutz und Erholung (weitgehend in Anlehnung an Volk & Schirmer 2003)

Anforderungen	Ausweisungskriterien
Natur- und Landschaftsschutz Waldflächen mit besonderer Funktion für den Natur- und Landschaftsschutz sollen v.a. der Erhaltung spezieller, schützenswerter Lebensräume und Arten dienen, sowie der Bewahrung der Eigenart, Vielfalt und Schönheit bestimmter Bereiche der Natur- und Kulturlandschaft	✓ Wald in Schutzgebieten · Nationalpark/Biosphärenreservat/Naturschutzgebiet · Landschaftsschutzgebiet · Naturwald · Waldschutzgebiet · Flora-Fauna-Habitat-Gebiet · EU-Vogelschutzgebiet · Naturpark · Sonstige gesetzliche Schutzwälder ✓ Schutzobjekte im Wald · geschützte Waldbiotope · Naturdenkmal / Kulturdenkmal · Historisch wertvolle Waldbestände und alte Waldstandorte
Wasserschutz Wasserschutzwald soll der Qualität des Grundwassers sowie stehender und fließender Oberflächengewässer dienen, die Stetigkeit der Wasserspende verbessern und die Gefahr von Hochwasserschäden und Erosion mindern.	✓ Wasserschutzgebiete mit ihren Schutzzonen I, II, III ✓ Trinkwassergewinnungsanlagen mit ihren Einzugsgebieten ✓ Heilquellenschutzgebiete ✓ Überschwemmungsgebiete
Bodenschutz Bodenschutzwald soll seinen Standort und benachbarte Flächen vor den Auswirkungen von Wasser- und Winderosion, Bodenrutschungen, Auskolkungen, Erdabbrüchen, Bodenkriechen, Steinschlag, sowie Aushagerungen, Humusschwund, Bodenverdichtung und Vernässung schützen	✓ Wald in exponierter Lage · Steilhänge, besonders oberhalb von Straßen und Ortslagen · ausgewehte, exponierte Köpfe, Rutschhänge; Dünen etc. ✓ unter Berücksichtigung von · geologischen Verhältnissen, Bodenparametern wie Bodentyp, Bodenart, Körnung, Struktur und Skelet, Hangform, Hangneigung, Hangrichtung und Hanglage · klimatischen Verhältnissen, Niederschlägen und Wasserhaushalt · Bestockung / Nutzungsart
Erholung Erholungswald soll der Gesundheit, Freude, Abwechslung und dem Naturgenuss seiner Besucher dienen.	✓ Erholungswälder (nach Landeswaldgesetz) ✓ Waldflächen mit hohem Besucheraufkommen ✓ Waldflächen in Siedlungsnähe (unter Berücksichtigung der Einwohnerdichte) ✓ unter Berücksichtigung von Erreichbarkeit, Erschließung, speziellen Erholungseinrichtungen, beeinträchtigenden Faktoren (v.a. Verkehrslärm)

Wie schon die Zusammenstellung der berücksichtigten Funktionenkategorien, so verdeutlicht auch diese Übersicht, dass sich die Waldfunktionenkartierung den gesellschaftlichen Ansprüchen an Wälder widmet, nicht aber deren tatsächlicher Funktionsfähigkeit oder ökologischer Leistung. Hierfür werden im Leitfaden zwar für jede einzelne Funktionenkategorie die zu erwartenden Wirkungen des Waldes erläutert und wertvolle Behandlungshinweise für den Wald – bis hin zur Neuanlage von Wald – gegeben, die angesprochenen Ausweisungskriterien erlauben aber kaum Aussagen über den tatsächlichen Zustand und die Wirkungen der konkreten Waldfläche.

Auch die tatsächlichen Ansprüche und die Wertschätzung der lokalen Bevölkerung bzw. verschiedener Akteursgruppen finden neben den durch rechtliche Vorgaben und Konventionen geregelten Gemeinwohlverpflichtungen keine Beachtung. Für eine regionalspezifische Aufbereitung, für die konkrete planerische Abwägung und die Umsetzung zielgerechter Maßnahmen wären diese durch partizipative Verfahrensbestandteile zu ergänzen.

Damit stellt die Waldfunktionenkartierung zwar eine umfassende, raumbezogenen Aufbereitung v.a. der rechtlich verankerten gesellschaftlichen Ansprüche an den Wald bereit, die als Leitplanken (Restriktionen) bei der Waldbewirtschaftung weiter zu konkretisieren und zu berücksichtigen sind; diesem Anspruchsprofil ist aber ein entsprechendes Leistungsprofil in Form einer Waldwirkungsanalyse gegenüberzustellen. Zu deren Indikatorenwahl liefern die oben erwähnten Erläuterungen zu den Waldwirkungen und die Behandlungshinweise wertvolle Ansatzpunkte. Dabei sollte auch die grundsätzliche Funktionsfähigkeit der Waldökosysteme als Dienstleistungsbasis angesprochen werde, genauso wie die Nutzbarkeit und Nachfrage im Hinblick auf diverse Waldprodukte.

Erst daraus lässt sich die volle Bandbreite der tatsächlich realisierten Ökosystemdienstleistungen des Waldes im Sinne des MEA ableiten und erst so ergibt sich die Möglichkeit einer echten Leistungsbilanz für den Wald und das forstliche Management.

Literatur

Volk H. und Schirmer C. (Hrsg. 2003): Leitfaden zur Kartierung der Schutz- und Erholungsfunktionen des Waldes (Waldfunktionenkartierung; WFK). Projektgruppe Forstliche Landespflege in der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung. (J.D. Sauerländer's Verlag), Frankfurt a.M.: 107 S.5454.

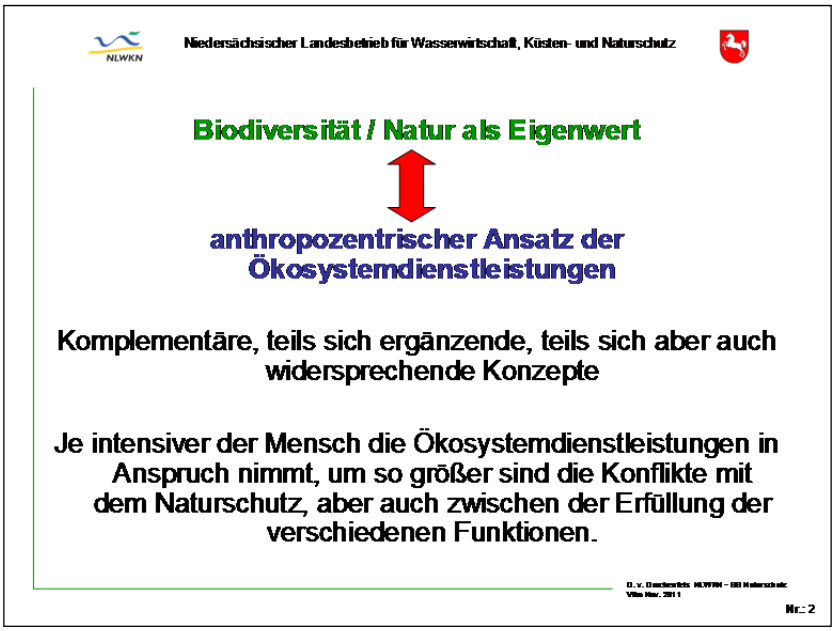
Waldspezifische Naturschutzkriterien, Indikatoren und Datenlage der Waldbiotopkartierung

OLAF V. DRACHENFELS

Nieds. Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN)

1. Vorbemerkungen

Biotopkartierungen sind konzeptionell vorrangig auf die gesetzlichen Aufgaben zur Erhaltung der biologischen Vielfalt ausgerichtet (s. Kap. 3 ff.). Das Konzept der Ökosystemdienstleistungen spielt dabei bisher nur teilweise und indirekt eine Rolle (Ableitung bestimmter Funktionen für die Schutzgüter Boden, Wasser, Klima/Luft und Landschaftsbild/naturbezogene Erholung aus Biotopkartierungsdaten bei der Landschaftsrahmenplanung, vgl. z.B. PATERAK et al. 2001).



Folie 2

Das anthropozentrische Konzept der Ökosystemdienstleistungen kann v.a. zusätzliche Argumente für den globalen Schutz von Naturlandschaften liefern, z.B. Verhinderung von weiteren Waldverlusten in den Tropen. Es könnte somit das Konzept der Biologischen Vielfalt ergänzen und unterstützen, steht teilweise aber auch in Konkurrenz dazu (JESSEL 2011, s. Folie 2).

Der Teilaspekt der Versorgungsleistungen wird in Mitteleuropa eher als Konfliktpotenzial für die Sicherung der Biodiversität wahrgenommen (im Wald insbesondere die Holznutzung), kaum jedoch als Argument für den Naturschutz. Eine stärkere Zielkongruenz besteht mit den kulturellen und regulativen Ökosystemleistungen. In der Kulturlandschaft Mitteleuropas sind

Ökosystemdienstleistungen allerdings schwer von Leistungen des Menschen bzw. der Bewirtschafter (z.B. Forstwirtschaft) zu trennen (vgl. PLIENINGER et al. 2010).

2. Biotoptypen als operable Erfassungs- und Bewertungseinheit für den Ökosystemschutz

Der Biotop ist im Rahmen von Naturschutz und Landschaftsplanung die räumlich-strukturelle Dimension des Ökosystems, d.h. der Teil des Ökosystems, der im Gelände erfasst und in Karten abgegrenzt werden kann (V. DRACHENFELS 2010, s. Abb. 1).

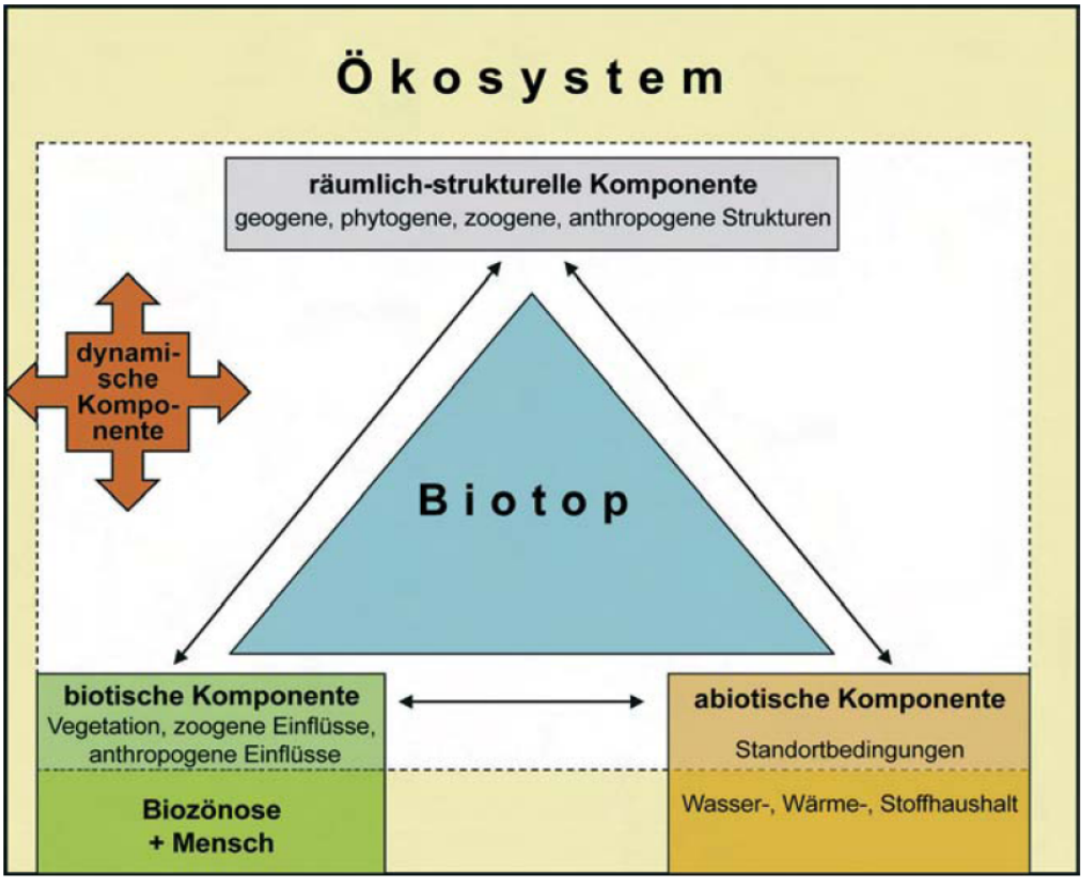
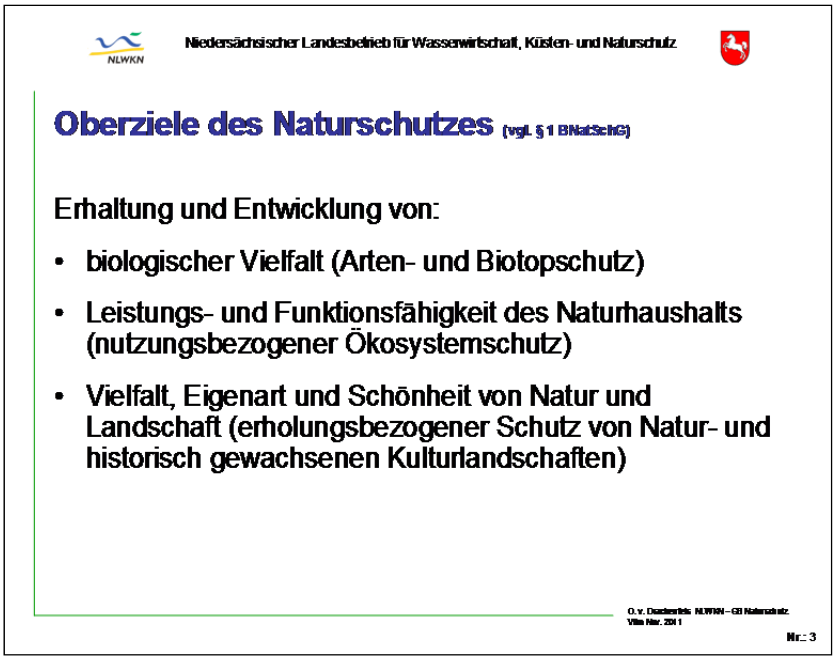


Abb. 1: Beziehungen zwischen Biotop und Ökosystem (aus V. DRACHENFELS 2010)

Biotoptypen sind durch bestimmte Standortbedingungen und Raumstrukturen gekennzeichnet, die mehr oder weniger von den biotischen (inkl. anthropogenen) Komponenten des Ökosystems geprägt sind, die insofern auch Bestandteile des Biotops sind (z.B. die Struktur prägenden Bäume bei Wäldern). Hinzu kommt eine dynamische Komponente, die Veränderungen im Zeitablauf beinhaltet (z.B. periodische Veränderungen im Jahresverlauf). Alle diese Komponenten von Biotoptypen sind Gegenstand der Biotopkartierung und zugleich Anknüpfungspunkte für die Bewertung von Ökosystemdienstleistungen.

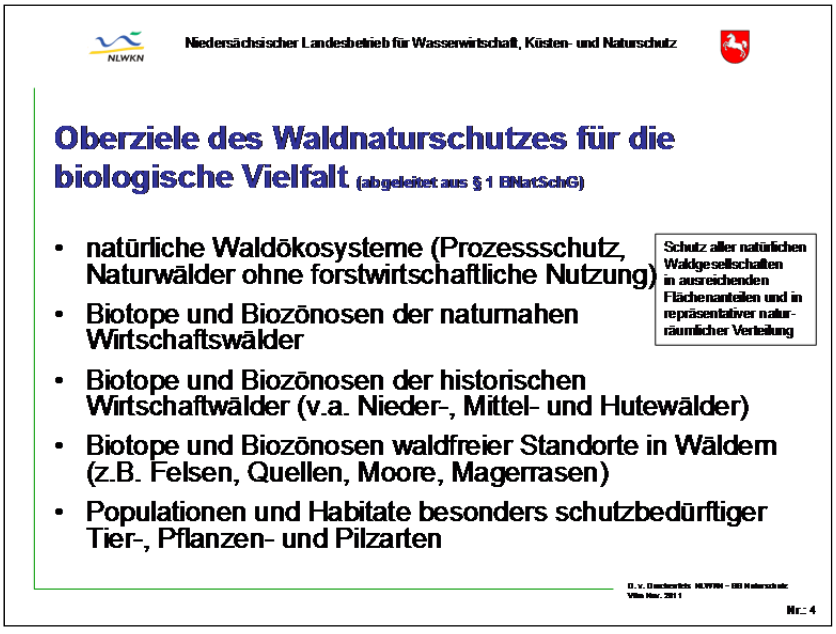
3. Allgemeine und waldbezogene Ziele des Naturschutzes

§ 1 BNatSchG gibt drei Oberziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege vor (s. Folie 3).



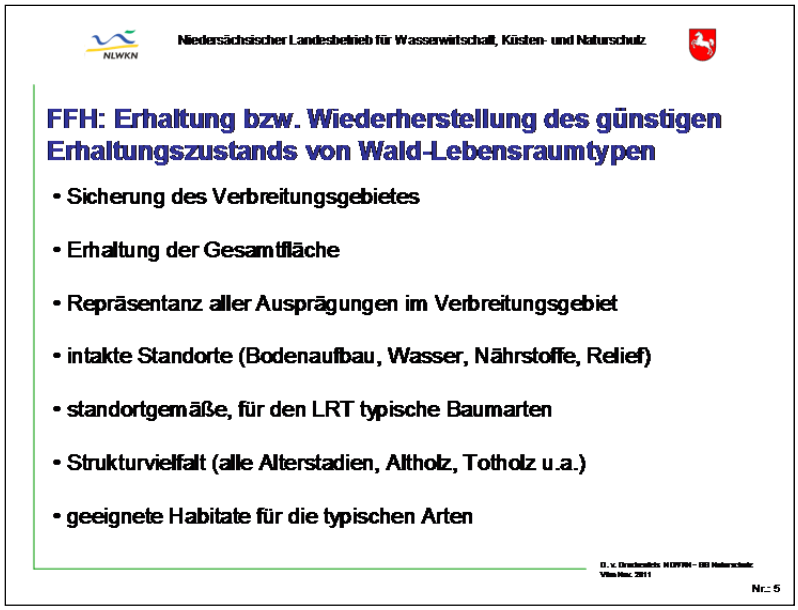
Folie 3

Bei der Waldbiotopkartierung steht die biologische Vielfalt im Vordergrund. Ihre Sicherung erfordert ein differenziertes Naturschutzkonzept, das sich in fünf Oberziele gliedern lässt (s. Folie 4).



Folie 4

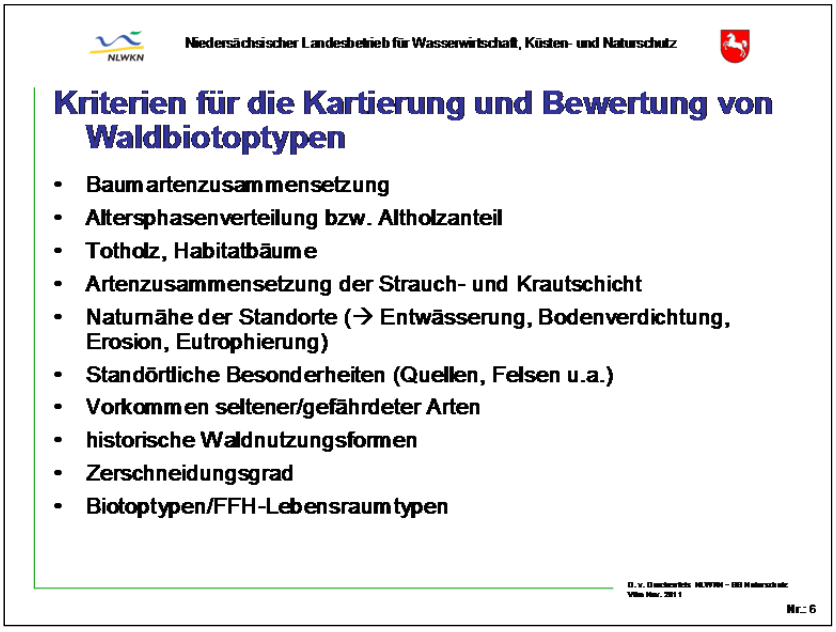
Bei der Kartierung von Wäldern in FFH-Gebieten stehen die Anforderungen der FFH-Richtlinie an die Erhaltung bzw. Wiederherstellung des günstigen Erhaltungszustands im Vordergrund (s. Folie 5).



Folie 5

4. Kriterien und Indikatoren der Waldbiotopkartierung

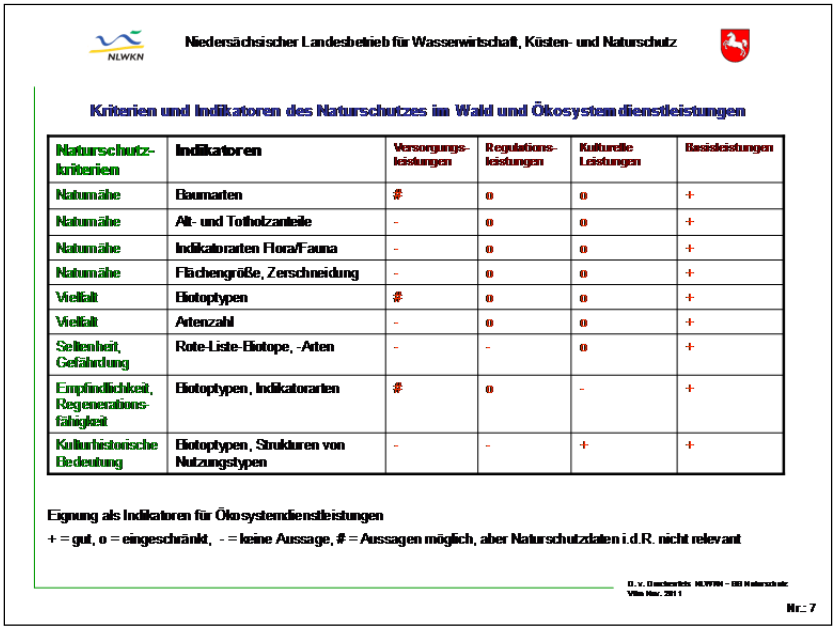
Damit die Waldbiotopkartierung ausreichende Daten für in Abschnitt 3 aufgeführten Naturschutzaufgaben erbringen kann, müssen bestimmte Merkmale erfasst werden (s. Folie 6), die einerseits Bewertungskriterien sind, andererseits auch als Indikatoren für die Erfüllung bestimmter Ökosystemleistungen herangezogen werden können (s. Folie 7).



Folie 6

Die biologische Vielfalt der Wälder wird in den Folien 7 und 8 ausschließlich als Basisleistung betrachtet. Wenn man sie aber zugleich als kulturelle Leistung versteht - da die Erhaltung der Biodiversität ein gesellschaftliches, in Konventionen und Gesetzen verankertes Anliegen ist, dann müsste in den Spalten der kulturellen Leistungen jeweils dieselbe Bewertung stehen, wie bei den Basisleistungen. Es wurde im Rahmen des Workshops diskutiert, dass die biologische Vielfalt im Allgemeinen eine Basisleistung ist, dass sie aber auch eine kulturelle Leistung ist, z.B. wenn es um den Schutz bestimmter gefährdeter Arten und Biotope geht (wie sie z.B. die FFH-Richtlinie vorgibt).

Daten der Waldbiotopkartierungen könnten zwar auch als Indikatoren für Versorgungsleistungen herangezogen werden. Sie sind dafür in Deutschland aber i.d.R. nicht relevant, weil es dafür gesonderte Datenbestände gibt (z.B. der Forsteinrichtung).



Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz

Kriterien und Indikatoren des Naturschutzes im Wald und Ökosystemdienstleistungen

Naturschutz-kriterien	Indikatoren	Versorgungs-leistungen	Regulations-leistungen	Kulturelle Leistungen	Basisleistungen
Naturnähe	Baumarten	#	o	o	+
Naturnähe	Alt- und Totholzanteile	-	o	o	+
Naturnähe	Indikatoraten Flora/Fauna	-	o	o	+
Naturnähe	Flächengröße, Zerschneidung	-	o	o	+
Vielfalt	Biotoptypen	#	o	o	+
Vielfalt	Artenzahl	-	o	o	+
Seltenheit, Gefährdung	Rote-Liste-Biotope, -Arten	-	-	o	+
Empfindlichkeit, Regenerations-fähigkeit	Biotoptypen, Indikatorarten	#	o	-	+
Kulturhistorische Bedeutung	Biotoptypen, Strukturen von Nutzungstypen	-	-	+	+

Eignung als Indikatoren für Ökosystemdienstleistungen

+ = gut, o = eingeschränkt, - = keine Aussage, # = Aussagen möglich, aber Naturschutzdaten i.d.R. nicht relevant

Nr.: 7

Folie 7

Wie in der Einleitung bereits angesprochen wurde, gibt es neben Übereinstimmungen auch erhebliche Zielkonflikte zwischen Naturschutzzielen und der Nutzung von Ökosystemleistungen (s. Folien 8 bis 10).

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz

Vereinbarkeit von Naturschutzzielen im Wald mit Ökosystemdienstleistungen

Ziele des Waldnaturschutzes **Arten- und Biotopschutz (biologische Vielfalt)**	Versorgungs-leistungen	Regulations-leistungen	Kulturelle Leistungen	Unterstützende Leistungen (Basisleistungen)
Prozessschutz/ Erhaltung und Entwicklung natürlicher Wäldern	-	+	+	++
Erhaltung und Entwicklung naturnaher Wirtschaftswälder	+	+	+	+
Erhaltung und Entwicklung historischer Waldnutzungsformen	o	o	+	++
spezieller Artenschutz im Wald	o	+	o	++

++ = optimale Unterstützung
+ = gute Vereinbarkeit, teilweise auch Konflikte
o = eingeschränkte Vereinbarkeit
- = nicht vereinbar

Nr.: 8

Folie 8

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz

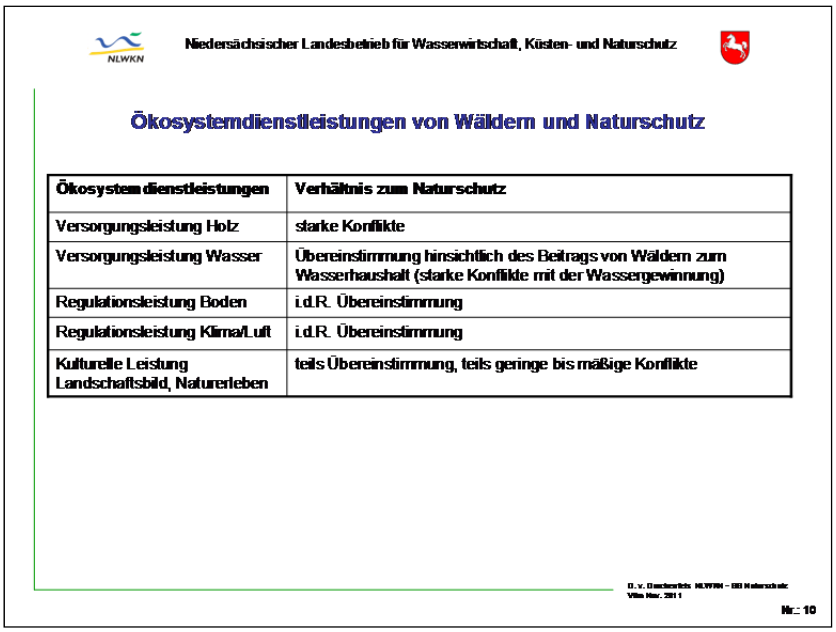
Vereinbarkeit von Naturschutzzielen im Wald mit Ökosystemdienstleistungen

Ziele des Waldnaturschutzes **Sonstige Ziele**	Versorgungs-leistungen	Regulations-leistungen	Kulturelle Leistungen	Unterstützende Leistungen (Basisleistungen)
Wasser - Menge	o	++	+	++
Wasser - Qualität	++	++	+	++
Boden	o	++	+	++
Klima/Luft	+	++	+	++
Landschaftsbild, Naturerleben	+	+	++	+

++ = optimale Unterstützung
+ = gute Vereinbarkeit, teilweise auch Konflikte
o = eingeschränkte Vereinbarkeit
- = nicht vereinbar

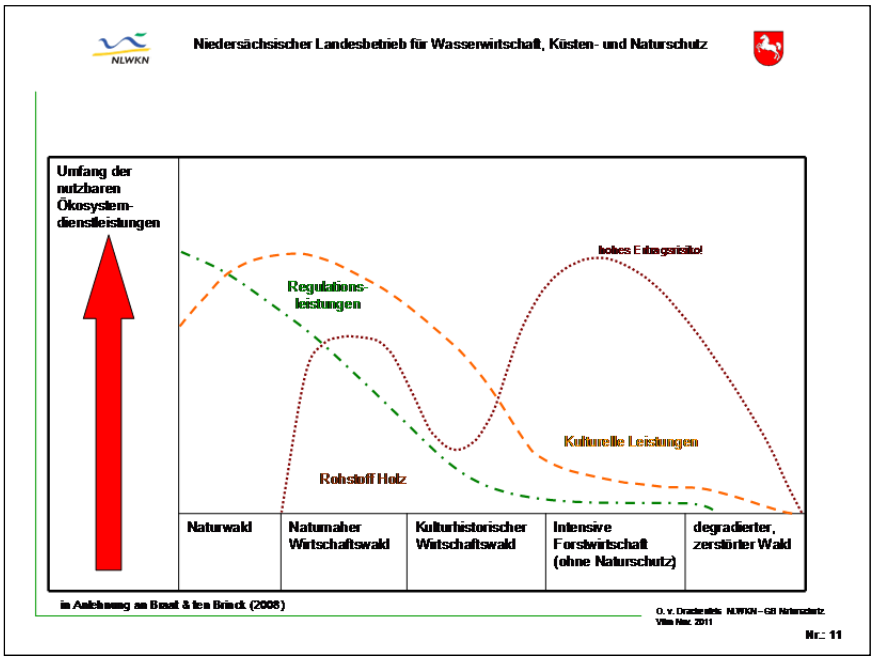
Nr.: 9

Folie 9



Folie 10

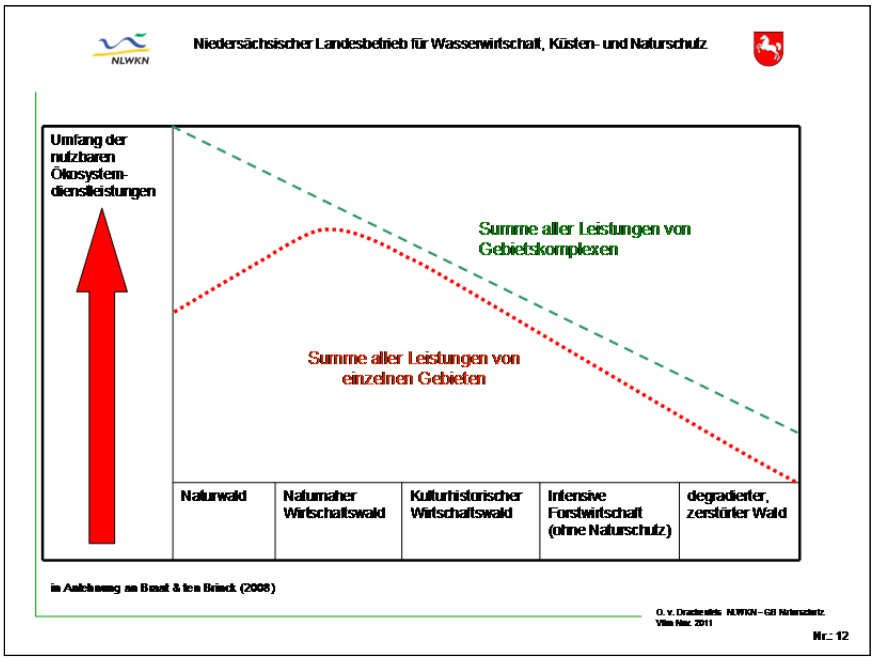
In den Folien 11 und 12 wird visualisiert, in welchem Umfang Ökosystemleistungen von Wäldern mit unterschiedlichem Naturschutzstatus bzw. unterschiedlicher Nutzungsintensität erbracht werden (in Anlehnung an BRAAT & TEN BRINCK 2008, zitiert in JESSEL 2011).



Folie 11

Bezogen auf einzelne Waldflächen erreicht der naturnahe Wirtschaftswald die höchste Summe aller Leistungen, da er umfangreiche Beiträge zu allen Aspekten liefert. Bezogen auf große Waldgebiete, Regionen und bei globaler Betrachtung erbringt dagegen ein System un-

terschiedlicher Flächen in der Summe die größten Leistungen, wenn es angemessene Anteile von ungenutzten Naturwäldern, naturnahe Wirtschaftswäldern, historischen Waldnutzungsformen (mit gezielter Biotoppflege) und Bereichen mit vorrangiger Holzproduktion umfasst. Die Folien 15 bis 21 verdeutlichen dies anhand konkreter Waldbilder (s. Abschnitt 6).



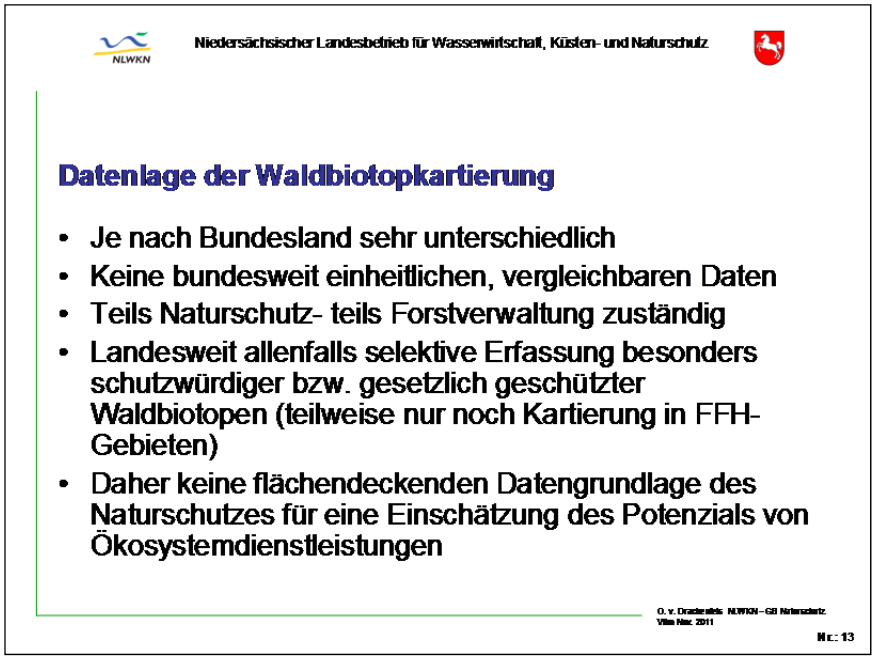
Folie 12

5. Datenlage

Die Datenlage der Biotopkartierungen ist je nach Bundesland sehr unterschiedlich. In einigen Bundesländern ist der Mehrzahl der Daten älter als 10 Jahre. Die Wälder werden bzw. wurden dabei in unterschiedlicher Weise berücksichtigt (z.B. teils im Rahmen landesweiter selektiver Kartierungen der Naturschutzverwaltung, teils als flächendeckende Erfassung im Staatswald, teils weitgehend ausgeklammert) - vgl. die Übersichten bei v. Drachenfels (2009, 2010).

In Niedersachsen wurde früher im Landeswald eine flächendeckende Waldbiotopkartierung durchgeführt. Derzeit werden landesweit ausschließlich die FFH-Gebiete (sowie weitere Naturschutzgebiete im Landeswald) flächendeckend kartiert. Für die übrigen Waldflächen liegen nur heterogene, überwiegend veraltete Datenbestände aus der Landschaftsrahmenplanung, der Erfassung der gesetzliche geschützten Biotope (zuständig sind die Unteren Naturschutzbehörden) sowie der früheren landesweiten (selektiven) Biotopkartierung vor (vgl. v. Drachenfels 2010).

Um flächendeckende Aussagen zu den Ökosystemleistungen ableiten zu können, wären aktuelle Biotopkartierungsdaten erforderlich, die sich - mit unterschiedlicher Detailschärfe je nach Biotoptyp - auf die gesamte Waldfläche beziehen. Wichtig ist dabei, dass solche Kartierungen nicht nur Biotoptypen darstellen, sondern auch auswertbare Datenbestände zu deren qualitativen Ausprägungen (Arten, Strukturen, Standorten, Beeinträchtigungen u.a.) erheben.


Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
Datenlage der Waldbiotopkartierung
• Je nach Bundesland sehr unterschiedlich
• Keine bundesweit einheitlichen, vergleichbaren Daten
• Teils Naturschutz- teils Forstverwaltung zuständig
• Landesweit allenfalls selektive Erfassung besonders schutzwürdiger bzw. gesetzlich geschützter Waldbiotopen (teilweise nur noch Kartierung in FFH-Gebieten)
• Daher keine flächendeckenden Datengrundlage des Naturschutzes für eine Einschätzung des Potenzials von Ökosystemdienstleistungen

Folie 13

6. Beispielhafte Waldbilder für Fragen von Ökosystemdienstleistungen:

Folie 15

Folie 16

Folie 17

Folie 18

Folie 19

Folie 20

Folie 21

7. Quellenverzeichnis

Drachenfels, O. v. (2009): Erfassung für den Naturschutz wertvoller Lebensräume. Bedeutung und Stand selektiver Biotopkartierungen in Deutschland. In: BBN (Hrsg.): Stimmt das Klima? Naturschutz im Umbruch. Jb. Natursch. Landschaftspfl. 57: 153-160. Bonn.

Drachenfels, O. v. (2010): Klassifikation und Typisierung von Biotopen für Naturschutz und Landschaftsplanung. Ein Beitrag zur Entwicklung von Standards für Biotopkartierungen, dargestellt am Beispiel von Niedersachsen. Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachsen 47: 1-322+ CD. Hannover.

Jessel, B. (2011): Ökosystemdienstleistungen. Potenziale und Grenzen eines aktuellen umweltpolitischen Konzepts. In: BBN (Hrsg.): Frischer Wind und weite Horizonte. Jb. Natursch. Landschaftspfl. 58/3: 72-87. Bonn.

Plieninger, T. et al. (2010): Ökosystemleistungen in Kulturlandschaften. Konzept und Anwendung am Beispiel der Biosphärenreservate Oberlausitz und Schwäbische Alb. Natur und Landschaft 85 (5): 187-192.

Paterak, B., E. Bierhals & A. Preiss (2001): Hinweise zur Ausarbeitung und Fortschreibung des Landschaftsrahmenplans. Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 21 (3): 121–192. Hildesheim.

Kategorien und Indikatoren im Europäischen waldpolitischen Diskurs

ANDREAS SCHUCK, JARI PARVIAINEN, DANIEL KRAUS

European Forest Institute (EFI)

1. Die Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa (FOREST EUROPE)

Seit der Rio-Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung (UNCED) im Jahr 1992, wurden verschiedene internationale und regionale Konferenzen, Initiativen und Prozesse ins Leben gerufen, welche die nachhaltige Nutzung natürlicher Ressourcen zum Ziel haben. Eine der daraus resultierenden Initiativen war neben anderen Prozessen zu waldbezogenen internationalen Verpflichtungen und multilateralen Abkommen (wie z.B. der Montreal Prozess) die Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa (MCPFE).

Die Ministerkonferenz (Ministerkonferenzen 1990 bis 2007 wurden mit MCPFE abgekürzt; seit Konferenz 2011 wird ‚FOREST EUROPE' verwendet[1]) ist eine Initiative zur Zusammenarbeit auf höchster politischer Ebene. Sie wurde 1990 ins Leben gerufen und ist seitdem eine solide politische Dialogplattform für europäische Waldthemen, in der 46 europäische Länder und die Europäische Union vertreten sind. Darüber hinaus nehmen außereuropäische Länder und internationale Organisationen als Beobachter teil. FOREST EUROPE ist zudem nicht nur ein Forum zur Zusammenarbeit der für Wald zuständigen Minister, sondern ermöglicht auch zwischenstaatlichen Organisationen und nichtstaatlichen Organisationen (NGOs), ihre Erfahrungen und Ansichten einzubringen.

Abb. 1. Unterzeichnerstaaten FOREST EUROPE.

[1] Im weiteren Text wird ‚FOREST EUROPE' verwendet wenn im Allgemeinen von der Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa gesprochen wird.

FOREST EUROPE ist ein dynamischer Prozess, der sich mit dringlichen gemeinsamen Herausforderungen zum Wald und der Forstwirtschaft in Europa auseinandersetzt und Lösungen erarbeitet. Der Prozess basiert auf Ministerkonferenzen und anschließenden Folgeaktivitäten. Seit 1990 wurden fünf Ministerkonferenzen zum Schutz der Wälder in Europa durchgeführt (http://www.foresteurope.org). Sie sind Meilensteine in der Entwicklung internationaler Waldpolitik:

- 1990 – Erste Ministerkonferenz in Straßburg, Frankreich
- 1993 – Zweite Ministerkonferenz in Helsinki, Finnland
- 1998 – Dritte Ministerkonferenz in Lissabon, Portugal
- 2003 – Vierte Ministerkonferenz in Wien, Österreich
- 2007 – Fünfte Ministerkonferenz in Warschau, Polen
- 2011 – Sechste Ministerkonferenz in Oslo, Norwegen
- ? – Siebte Ministerkonferenz in Madrid, Spanien

Die Unterzeichnerstaaten und die Europäische Gemeinschaft sind für die Umsetzung der Beschlüsse auf regionaler, nationaler und subnationaler Ebene verantwortlich. Auf Basis freiwilliger Verpflichtungen, die einen gemeinsamen Rahmen festlegen, haben Regierungen in ganz Europa Schritte zur Förderung der nachhaltigen Waldwirtschaft gesetzt.

2. Nachhaltige Bewirtschaftung der Wälder in Europa nach FOREST EUROPE

Aufbauend auf den waldrelevanten Ergebnissen des UNO-Umweltgipfels 1992 in Rio de Janeiro wurden die „Forest Principles“ verabschiedet. Diese führten zur Zweiten Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa, die im Juni 1993 unter dem gemeinsamen Vorsitz von Finnland und Portugal in Helsinki stattfand. Die Allgemeine Erklärung und die vier Resolutionen von Helsinki sind Ausdruck des europäischen Herangehens an globale Umweltfragen, insbesondere die Förderung nachhaltiger Waldbewirtschaftung, die Erhaltung biologischer Vielfalt, Strategien angesichts der Folgen einer möglichen Klimaveränderung für die Wälder, und eine verstärkte Zusammenarbeit mit den Reformländern Mittel- und Osteuropas.

Während der 2. MCPFE in Helsinki 1993 haben sich die Minister für Waldfragen aus den Unterzeichnerstaaten auf gemeinsame Prinzipien, Kriterien und Richtlinien zur nachhaltigen Bewirtschaftung der Wälder geeinigt. Dabei wurde in der Resolution H1 (General Guidelines for the Sustainable Management of Forests in Europe[2]) die folgende Definition zu nachhaltiger Waldbewirtschaftung erarbeitet:

"Nachhaltige Bewirtschaftung bedeutet die Betreuung und Nutzung von Wäldern und Waldflächen auf eine Weise und in einem Ausmaß, welche deren biologische Vielfalt, Produktivität, Verjüngungsfähigkeit und Vitalität erhält sowie deren Potenzial, jetzt und in der Zukunft die entsprechenden ökologischen, wirtschaftlichen und sozialen Funktionen auf lokaler, nationaler und globaler Ebene zu erfüllen, ohne anderen Ökosystemen Schaden zuzufügen".

[2] http://www.foresteurope.org/filestore/foresteurope/Conferences/Helsinki/helsinki_resolution_h1.pdf

2.1 Kriterien und Indikatoren für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung in Europa

In der 3. Ministerkonferenz in Lissabon/Portugal 1998 wurden schließlich die in Helsinki erarbeiteten Kriterien und Indikatoren sowie die operationalen Richtlinien zu nachhaltiger Waldbewirtschaftung angenommen. Der Kriterien- und Indikatorenkatalog wurde zur 4. Ministerkonferenz in Wien/Österreich 2003 überarbeitet und durch die Veröffentlichung ‚Zustand der Wälder in Europa – 2003' komplettiert (MCPFE, 2002). Für die MCPFE 2007 und 2011 wurden ebenfalls Waldzustandsberichte basierend auf dem Kriterien- und Indikatorenkatalog erstellt. Im Weiteren werden die 6 Kriterien und die dazugehörigen 35 quantitativen Indikatoren (Abb. 2), sowie die qualitativen Indikatoren (Abb. 3) aufgelistet.

Die 6 Kriterien der quantitativen Indikatoren (in Klammer sind die Anzahle der Indikatoren aufgeführt):

1. Erhaltung und angemessene Verbesserung der Waldressourcen und ihr Beitrag zu globalen Kohlenstoffkreisläufen (4)
2. Erhaltung der Gesundheit und Vitalität von Waldökosystemen (4)
3. Erhaltung und Stärkung der produktiven Funktionen der Wälder (Holz- & Nichtholzprodukte) (5)
4. Erhaltung, Schutz und angemessene Verbesserung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen (9)
5. Erhaltung und angemessene Verbesserung der Schutzfunktion in der Waldbewirtschaftung (insbesondere Boden & Wasser) (2)
6. Erhaltung anderer sozioökonomischer Funktionen und Bedingungen (11)

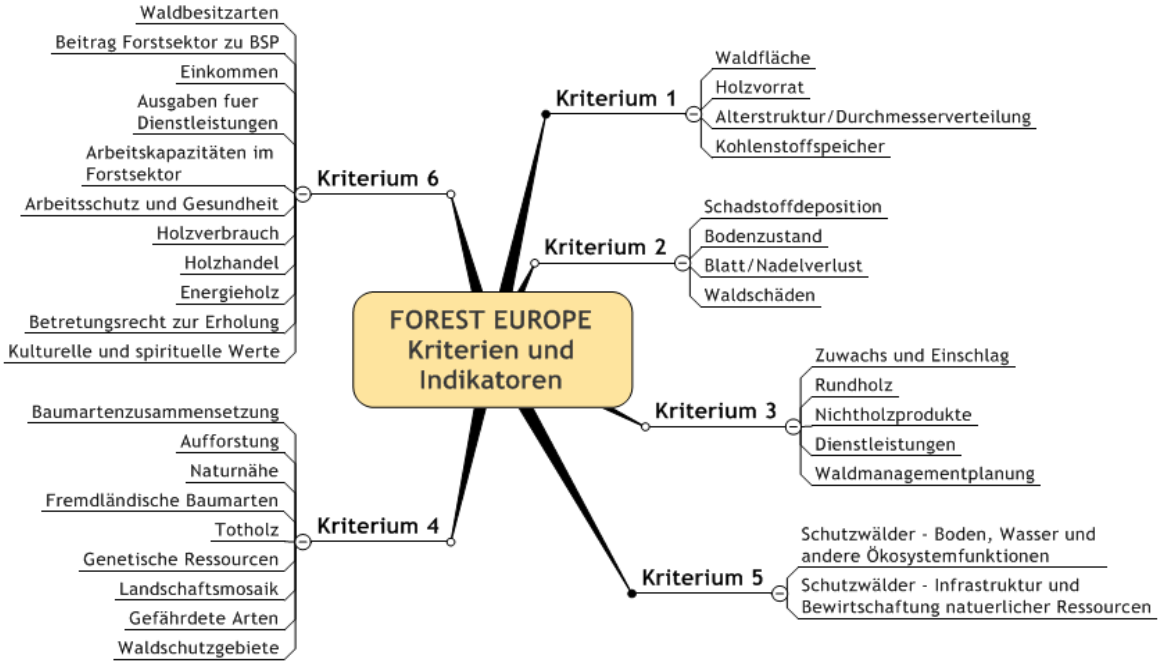


Abb. 2. Quantitative Indikatoren (35) nachhaltiger Waldbewirtschaftung in Europa

Die qualitativen Indikatoren sind in 2 Gruppen unterteilt (Abb. 3):

1. Überblick: Gesetzgebung, Institutionen und Instruments nachhaltiger Waldbewirtschaftung
2. Gesetzgebung, Institutionen, Instrumente nach Politikbereichen

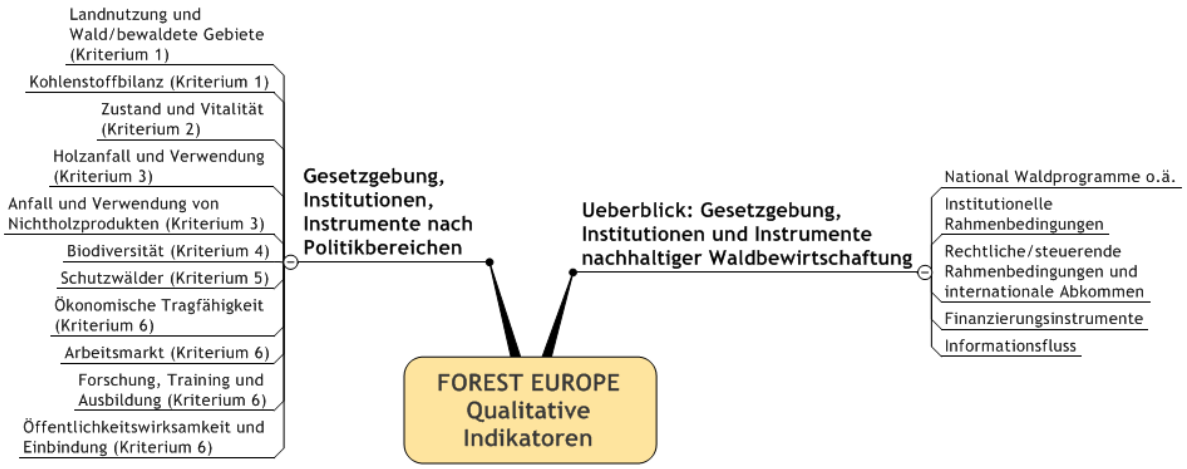


Abb. 3. Qualitative Indikatoren (16) nachhaltiger Waldbewirtschaftung in Europa

Für die Indikatoren werden Datensätze nach vorgegeben Tabellen und Definitionen von den 46 Ländern erhoben. Diese werden von Experten ausgewertet und in Waldzustandsberichten präsentiert. Dazu gehören die Darstellung des Waldzustands entlang der einzelnen Indikatoren, die Herausarbeitung von Trends basierend auf den verschieden Datenerhebungen und die Formulierung von Kernaussagen im Kontext einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung in Europa.

2.2 Zustandsberichte der Wälder in Europa

Es wurden bislang drei Waldzustandsberichte im Rahmen von FOREST EUROPE erstellt (MCPFE, 2003a; MCPFE, 2007 und FOREST EUROPE, 2011). Weitere wichtige Publikationen, die aggregierte Informationen zum Waldzustand in Europa präsentieren, werden von der ‚Food and Agriculture Organization' (FAO, 2000; FAO 2005, 2010) und ‚United Nations Economic Commission for Europe/Food and Agriculture Organization' (UNECE/FAO 1992; UNECE/FAO, 2000) veröffentlicht. Die Ziele der FOREST EUROPE Waldzustandsberichte sind die folgenden:

- Unterstützung fundierter Politikentscheidungen zu Wäldern in Europa
- Bereitstellung objektiver und harmonisierter Informationen und Daten
- Identifizierung und Beschreibung von Herausforderung sowie Handlungsmöglichkeiten für Waldpolitik und Waldmanagement
- Strukturierung des Berichts entlang der pan-Europäischen Kriterien und Indikatoren nachhaltiger Waldbewirtschaftung

- Abschätzung zur Entwicklung nachhaltiger Walbewirtschaftung (erstmalig im FOREST EUROPE Waldzustandsbericht, 2011)

Im folgenden Abschnitt werden zwei Indikatoren exemplarisch in Zahlen und Auswertung dargestellt. Es ist in diesem Zusammenhang darauf hinzuweisen, dass die Erhebung der Daten für die Indikatoren einer Vielzahl von Herausforderungen unterliegen. Zum einen ist die Datenvollständigkeit variabel, die Datenqualität kann ebenfalls recht unterschiedlich sein. Daraus kann sich eine limitierte Vergleichbarkeit zwischen Ländern/Regionen, aber auch über mehrere Erhebungen ergeben. In verschiedenen Gremien, wissenschaftlichen Projekten und Arbeitsgruppen wird kontinuierlich an einer Verbesserung der Datenlage und einer Harmonisierung der Daten gearbeitet, um somit den Indikatoren mehr Aussagekraft zu verleihen (MCPFE, 2007; Requardt, 2007; Köhl et al, 2000; UNECE/FAO Team of Specialists for Monitoring SFM[3]).

2.2.1 Beispiel 1: Indikator ‚Waldschutzgebiete'

Dieser Indikator beschreibt die Waldschutzgebietsfläche zur Erhaltung von Biodiversität, Landschaften und ausgewiesenen natürlichen Elementen basierend auf dem MCPFE Erhebungsleitfaden (MCPFE, 2003b; Parviainen et al., 2010). Der Indikator Waldschutzgebiete wird wie folgend unterteilt:

1. Vorrangiges Managementziel ‚Biodiversität'

   1.1 Kein aktiver Eingriff

   1.2 Minimaler Eingriff

   1.3 Schutz durch aktive Bewirtschaftung

2. Vorrangiges Managementziel ‚Schutz von Landschaften und spezifischen Naturelementen'

Nach Auswertung der Datenerhebung von 2011 (unter Berücksichtigung früherer Erhebungen) lassen sich folgende Kernaussagen ableiten: Die Waldschutzgebietsfläche Europas hat sich in den letzten 10 Jahren aufgrund von politischen Maßnahmen mit dem Ziel zur Verbesserung der biologischen Vielfalt um rund eine halbe Mio. ha pro Jahr erhöht. Etwa 10% der Wälder Europas sind unter dem vorrangigen Managementziel „Biologische Vielfalt" und etwa 9% unter dem vorrangigen Managementziel „Schutz von Landschaften und spezifischen Naturelementen" geschützt.

Die Schutzintensität der biologischen Vielfalt weist große Unterschiede zwischen Waldschutzgebieten innerhalb Europas auf. Aktives Management für den Erhalt von Biodiversität in geschützten Waldgebieten und großflächiges Landschaftsmanagement ist vorrangig ein Thema in Mittel- und Westeuropa, während streng geschützte Waldgebiete ohne menschliche Maßnahmen typisch für nordische Länder sind.

[3] http://www.unece.org/fileadmin/DAM/timber/fra/fratos/welcomeFRA.htm

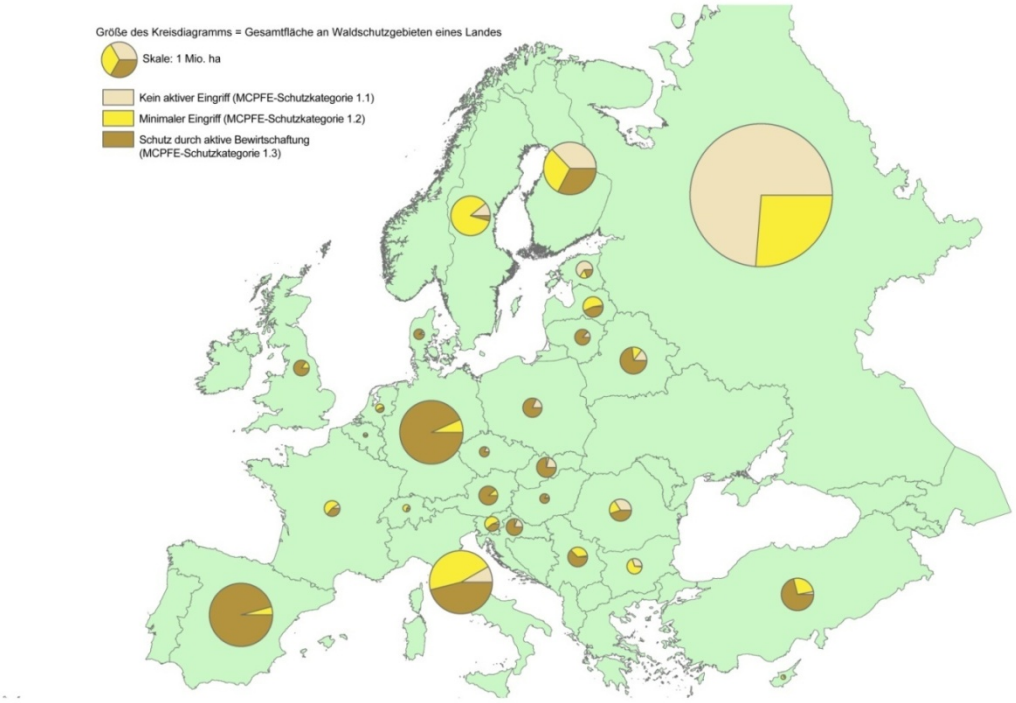


Abb. 4. Anteil von Waldschutzgebieten zum Schutz der Biodiversität in % der Gesamtwaldfläche in FOREST EUROPE Ländern (Parviainen & Schuck, 2011)

2.2.2 Beispiel 2: Indikator ‚Naturnähe'

Dieser Indikator ‚Naturnähe' beschreibt die Klassifizierung der Waldflächen nach folgenden Kategorien: (1) 'vom Menschen unbeeinflusst (natürliche Wälder), (2) naturnahe Wälder und (3) Plantagen. Die Kategorien sind wie folgt definiert:

- Vom Menschen unbeeinflusst (natürliche Wälder): der natürliche Waldentwicklungszyklus ist erhalten oder restauriert, natürliche Baumartenzusammensetzung, natürliche Altersstruktur, Totholzkomponente und natürliche Regeneration erhalten, keine sichtbaren Anzeichen menschlicher Aktivität.
- Naturnahe Wälder: weder natürliche Wälder noch Plantagen, zeigen jedoch Eigenschaften natürlicher Ökosysteme
- Plantagen: künstlich durch Pflanzung oder Saat begründet, intensive forstliche Bewirtschaftung

Die Auswertung Daten2011 ergab, dass knapp 90% Prozent der europäischen Wälder als naturnah eingestuft werden können. Dies ist besonders auf eine jahrhunderterlange Nutzung von Wäldern, eine hohe Bevölkerungsdichte und eine stark fragmentierte Waldlandschaft mit unterschiedlichen Waldeigentumsverhältnissen, meist Kleinst- und Kleinwaldprivatbesitz, zurückzuführen.

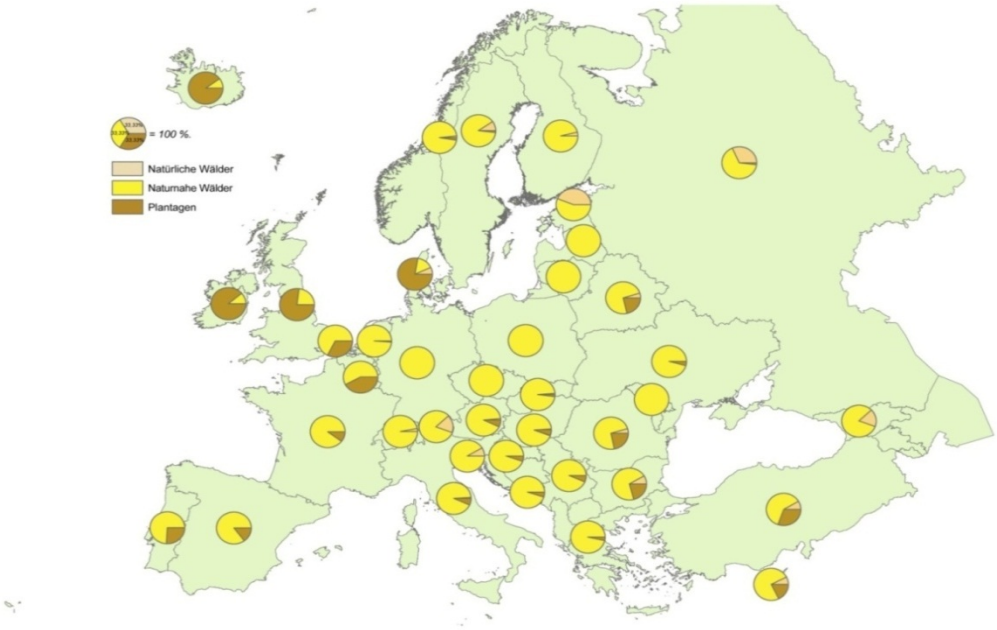


Abb. 5. Flächenanteil Natürlichkeitsgrad an Gesamtwaldfläche (%) in Europa (Parviainen & Schuck, 2011)

Natürliche Wälder (4 %) sind vor allem in abgelegenen und schwer zugänglichen Gebieten in Ost-und Nordeuropa zu finden. Über 9 % der Waldfläche wurden als Plantagen klassifiziert und befinden sich vor allem in Mittel-Westeuropa.

3. Abschließende Bemerkungen

FOREST EUROPE ist ein zentraler Prozess im europäischen waldpolitischen Diskurs. Er erlaubt Austausch zu anderen internationalen Prozessen und bietet einen im politischen Dialog erarbeiten Katalog von Kriterien und Indikatoren zur Bewertung nachhaltiger Waldwirtschaft an. Ein wichtiges Instrument dafür sind die Europäischen Waldzustandsberichte. Erstmals wurde im Rahmen des Europäischen Waldzustandsberichts 2011 versuchsweise eine Abschätzung nachhaltiger Waldwirtschaft in Europa durchgeführt. Fragen wie z. B. (1) „Ist Waldbewirtschaftung in Europa nachhaltig?“, (2) „Was sind die zentralen Herausforderungen für die Politik?“ und (3) „Welche Chancen ergeben sich für den europäischen Forstsektor?“ werden in dieser Abschätzung beleuchtet.

		Assessment	Areas of concern (some indicators at ▲▲ or below)
C1	Forest resources and global carbon stock	▲▲▲	All indicators positive at country group level.
C2	Health and vitality	▲▲▲	High percentage of land area at risk of eutrophication from nitrogen deposition. Near warning level for soil imbalances in some countries.
C3	Productive functions	▲▲▲▲	All indicators positive at country group level.
C4	Biodiversity	▲▲▲	Landscape pattern and fragmentation. Weak data on threatened forest species.
C5	Protective functions	▲▲	Inability to separate protective functions (soil and water) from protective functions (infrastructure).
C6	Socio-economic functions	▲▲▲	Negative net entrepreneurial revenues in a few countries. Negligible share of wood energy in a few countries. Small share of total workforce in forest sector.
Part A	Overall policies, institutions and instruments for sustainable forest management	▲▲▲	All indicators positive at country group level.
Part B	Policies, institutions and instruments by policy area	▲▲▲▲	All indicators positive at country group level.

Abb 6. Erfüllung der quantitativen und qualitativen Kriterien für die Region ‚Mittel-West Europa' auf Basis einer Bewertungsskala: ein "Baum" ( ) bis fünf "Bäume"(Prins et al., 2011).

4. Literaturhinweise

FAO, 2005. Global Forest Resources Assessment 2005 - Progress towards sustainable forest management. FAO Forestry Paper 147. Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, 2005. 350 p.

FAO, 2010. Global Forest Resources Assessment 2010. Main report. FAO Forestry Paper 163. Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome. 2010. 378 p.

FOREST EUROPE, UNECE and FAO 2011. State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe. 337 p.

Köhl, M., Traub, B., Päivinen, R., 2000. Harmonisation and Standardisation in Multi-National Environmental Statistics - Mission Impossible? Environmental Monitoring and Assessment 63 (2): 361-380.

MCPFE, 2002. Background Information on Improved Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management, MCPFE Expert Level Meeting 7-8 October 2002. Vienna, MCPFE Liaison Unit.

MCPFE, 2003a. State of Europe's Forests 2003: the MCPFE report on sustainable forest management in Europe. Jointly prepared by the MCPFE Liaison Unit Vienna and UNECE/FAO. United Nations Economic Commission for Europe. 114 p.

MCPFE, 2003b. Annex 2 to Vienna resolution 4 – MCPFE assessment guidelines for protected and protective forest and other wooded land in Europe. In: Fourth Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe – Conference Proceedings, 28-30 April 2003, Vienna, Austria.

MCPFE 2007. State of Europe's forests 2007. The MCPFE report on sustainable forest management in Europe. In. MCPFE Liaison Unit Warsaw, UNECE and FAO. Warsaw. 247 S FOREST EUROPE, 2011

Parviainen, J. and Schuck, A. (lead authors), Bozzano, M., Estreguil, C., Koskela, J., Lier, M., Spielmann, M., Van Brusselen, J., 2011. Criterion 4: Maintenance, conservation and appropriate enhancement of biological diveristy in forest ecosystems. In FOREST EUROPE, UNECE and FAO 2011: State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe. 65-97.

Parviainen, J, Frank, G, Vandekerhove, K., Buecking, W., Schuck, A., 2010. MCPFE Information Document on Data Collection and Compiling the Statistics On Protected and Protective Forest and Other Wooded Land in Europe. Internal document. MCPFE, Olso 2010. 16 p.

Prins, K., Köhl, M., Paschalis-Jakubowicz, P., Rametsteiner, E., Requardt, A., San-Miguel-Ayanz, J., 2011. Sustainability & Assessment Policy Challenges. In FOREST EUROPE, UNECE and FAO 2011: State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe. 197-229.

Requardt, A., 2007. Pan-European Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management: Networking Structures and Data Potentials of International Data Sources. Universitätsbibliothek.

UNECE/FAO, 1992. The forest resources assessment of the temperate zones, 1990. vol. 1. UNECE/FAO, New York, 348 p.

UNECE/FAO, 2000. Forest resources of Euope, CIS, Noth America, Australia, Japan and New Zealand (Industrialised temperate/boreal countries). UNECE/FAO Contribution to the global forest resources assessment (TBFRA) 2000. Main report. Geneva Timber and Forestry Study Papers, No. 17. United Nations, New York and Geneva. 444 p.

Anhang: Auszug eines Datensatzes: Indikator 4.3 Naturnähe (FOREST EUROPE, 2011)

	Forest [1000 ha]											
	Undisturbed by man				Semi-natural				Plantations			
Country	1990	2000	2005	2010	1990	2000	2005	2010	1990	2000	2005	2010
Albania	85	85	85	85	601	588	605	-	103	96	93	-
Andorra	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Austria	62	64	60	57	3443	3498	3514	3522	271	276	278	278
Belarus	400	400	400	400	5862	6181	6279	6362	1518	1692	1757	1838
Belgium	0	0	0	0	374	384	386	392	303	284	287	286
BA	2	2	2	2	2084	2059	2239	2342	124	124	124	128
Bulgaria	157	270	304	338	2138	2172	2473	2774	1032	933	874	815
Croatia	7	7	7	7	1736	1775	1794	1813	107	103	102	100
Cyprus	13	13	13	13	124	131	130	129	24	28	29	31
Czech Republic	9	9	9	9	2620	2628	2638	2648	0	0	0	0
Denmark	21	23	38	40	154	181	88	91	291	305	426	455
Estonia	-	976	987	965	-	1264	1263	1235	-	3	3	3
Finland	-	-	-	-	21876	22438	22138	22050	21	21	24	34
France	30	30	30	30	12968	13730	14076	14291	1539	1593	1608	1633
Georgia	500	500	500	500	2197	2210	2210	-	54	60	61	-
Germany	0	0	0	0	10741	11076	11076	11076	0	0	0	0
Greece	0	0	0	0	3181	3472	3618	3763	118	129	134	140

3. Themenfeld: Erfassung, Bewertung und Vergleich

Verfahrensansätze der Landschaftsökologie zur Erfassung und Bewertung von Ökosystemdienstleistungen

OLAF BASTIAN, KARSTEN GRUNEWALD, GERD LUPP, RALF-UWE SYRBE, CHRISTINA WACHLER

Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung (IÖR)

Zusammenfassung

Das Konzept der Ökosystemdienstleistungen (ÖSD) fußt in hohem Maße auf landschaftsökologischen Grundlagen und Methoden. Bereits bewährte Konzepte, wie das der Naturraumpotenziale und Landschaftsfunktionen, sollten stärker aufgegriffen und integriert werden. Hierfür wird ein konzeptioneller Rahmen vorgestellt, der eine schrittweise Vorgehensweise von den Ökosystem-Eigenschaften über die Potenziale zu den ÖSD bis hin zu den Nutzen/Werten und Nutzern ermöglicht. Ausgewählte Aspekte werden anhand von Fallstudien an Waldökosystemen im Erzgebirge verdeutlicht, die angebotsseitige (ökologische) und nachfrageorientierte (monetäre und partizipative) Bewertungen einbeziehen.

1 Das Konzept der Ökosystemdienstleistungen

Vor dem Hintergrund zunehmender Ansprüche des Menschen an die begrenzten Ressourcen der Erde sowie angesichts wachsender Belastungen des Naturhaushalts (die sich u. a. im Verlust biologischer Vielfalt und in der Energie- und Klimaproblematik manifestieren) hielt das Konzept der Ökosystemdienstleistungen (ÖSD) im Laufe der 1990er Jahre Einzug in die internationale Umweltdiskussion (z. B. De Groot 1992, Daily 1997, Costanza et al. 1997). Wichtige Meilensteine waren u. a. das Millennium Ecosystem Assessment (2005), die TEEB-Studie – *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (2009), das RUBICODE-Projekt – *Rationalising Biodiversity Conservation in Dynamic Ecosystems* (2009), der EASAC *policy report – Ecosystem Services and Biodiversity in Europe* (2009) (vgl. Grunewald & Bastian 2010) sowie der zur 10. Vertragsstaatenkonferenz der Biodiversitätskonvention (CBD) in Nagoya (18.-29.10.2010) beschlossene Strategische Plan 2011-2020, der den Begriff *„ecosystem services*“ etwa 200 mal erwähnt.

Sinn des ÖSD-Konzepts ist es, ökologische Leistungen (Gratisleistungen der Natur) und Werte gleichberechtigt zu ökonomischen und sozialen Aspekten in Entscheidungsprozessen zu berücksichtigen und eine nachhaltige Landnutzung zu gewährleisten, um der Überbeanspruchung und Degradation der natürlichen Lebensbedingungen entgegenzuwirken. Die Attraktivität des ÖSD-Konzeptes fußt auf seinem integrativen, inter- und transdisziplinären

Charakter sowie auf der Verbindung von ökologischen und sozio-ökonomischen Konzepten (Müller & Burkhard 2007).

Nicht zuletzt aufgrund der hohen Popularität des ÖSD-Ansatzes kursieren verschiedene Begriffsbestimmungen. Den heute gebräuchlichen Definitionen (z. B. Daily 1997, Costanza et al. 1997, MA 2005) gemeinsam ist der gesellschaftliche Blick auf ökosystemare, biophysische Strukturen, Prozesse und Funktionen (Fisher et al. 2009). Doch gehen die Auffassungen darüber auseinander, wie sich Funktionen und ÖSD analytisch abgrenzen lassen und wie heuristisch zwischen ÖSD und dem Nutzen bzw. dem Wert von ÖSD unterschieden werden kann (Loft & Lux 2010).

Vollkommen neu ist das ÖSD-Konzept indes nicht, vielmehr hat u. a. die Landschaftsökologie bereits früher bewährte Fundamente gelegt, u. a. im ***Potenzialansatz*** – z. B. Neef (1966 – „gebietswirtschaftliches Potenzial"), Langer (1970 – „Naturpotential"), Haase (1978 – „partielle Naturraumpotenziale"), van der Maarel (1978 – „landschaftliche Potenzen"), vgl. auch Buchwald (1973), Bierhals (1988), Durwen (1995), Grunewald & Bastian (2010).

An dieser Stelle ist auch auf den in der Landschaftsökologie und in der ökologischen Planung seit vielen Jahrzehnten gebräuchlichen Begriff der ***(Landschafts-)Funktionen*** einzugehen (vgl. Kiemstedt 1992, Marks et al. 1992). Während Potenziale die Möglichkeit der Naturnutzung beschreiben, drückt der Funktionsbegriff die Wirklichkeit dieser Nutzung aus. Auch die Forstwirtschaft befasst sich seit langem mit den vielfältigen Funktionen des Waldes (Speidel 1966, Thomasius 1978). Niemann (1977) entwarf eine Methodik zur Ermittlung der Funktionsleistungsgrade (Eignungs-, Leistungs- und Belastbarkeitsgrade) von Landschaftselementen (Gegenstandsbereiche der Landschaft, von denen aufgrund struktureller Eigenschaften gesellschaftlich interessierende Wirkungen ausgehen und an denen sich gesellschaftliche Einwirkungen unmittelbar vollziehen, z. B. Wald, Feldgehölz, Acker) und Landschaftseinheiten. Preobraženskij (1980) sprach von Naturfunktionen der Landschaft, De Groot (1992) allgemein von Naturfunktionen *(functions of nature).* In Raumordnung und Landesplanung werden Funktionen als „Aufgaben, die ein Raum für die Lebensmöglichkeiten der Menschen erfüllen soll" definiert (ARL 1995).

Der ***Funktionsbegriff*** wird in der Fachliteratur allerdings nicht einheitlich verwendet, woraus Unsicherheiten und Missverständnisse resultieren. So ist eine rein naturwissenschaftliche Auslegung verbreitet, im Sinne des ökosystemaren „Funktionierens" bzw. der „Funktionsweise" (strukturell-prozessuale Zusammenhänge, z. B. Nahrungsketten und Nährstoffkreisläufe, vgl. Forman & Godron 1986: *function = „the interactions among the spatial elements, that is, the flows of energy, materials, and species among the component ecosystems*"). Auch in der TEEB-Studie (TEEB 2009) werden Funktionen als rein ökologische Phänomene betrachtet. Gemäß Costanza et al. (1997) und im Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005) können Funktionen ÖSD unterstützen, bei Boyd & Banzhaf (2007) sind sie „Zwischenprodukte" von ÖSD.

Vom bereits früher etablierten und vor allem im deutschsprachigen Raum präsenten, stark landschaftsökologisch und -planerisch geprägten Konzept der Naturraumpotenziale und Landschaftsfunktionen unterscheidet sich der ÖSD-Ansatz vor allem in zwei Punkten:

- Erstens versteht sich die Bewertung ausdrücklich anthropozentrisch, also im Hinblick auf die menschliche Lebensqualität.
- Zweitens sollten die sehr unterschiedlichen Funktionen, Güter und Dienstleistungen der Natur, welche vielfach „öffentliche Güter" darstellen, mithilfe eines einheitlichen Maßstabes gemessen werden, der ökologische, ökonomische und soziale Nachhaltigkeitsbelange integriert. Dazu wird vor allem eine monetäre Bewertung angestrebt, welche mit einem Methodenmix aus direkter und indirekter Marktevaluation erreicht werden soll (Costanza et al. 1997). Allerdings bestehen nach wie vor ernsthafte Kritikpunkte an einer marktnahen Bewertung marktferner Sachverhalte (u. a. Spangenberg & Settele 2010), wodurch man gegenwärtig von der Vorstellung, ÖSD vorrangig oder gar ausschließlich monetär zu bewerten, wieder abrückt und auf ein breiteres Indikatorenspektrum zurückgreift (UNEP-WCMC 2011).

Es ist notwendig, die bereits bestehenden Erfahrungen und Methoden der Potenzial- und Funktionsbewertungen zu nutzen und gewinnbringend ins ÖSD-Konzept zu integrieren, insbesondere im internationalen Kontext.

Ein Ziel dieses Artikels besteht darin, die Konvergenzbereiche zwischen beiden Ansätzen aufzuzeigen und an praktischen Beispielen ein integriertes Vorgehen zu demonstrieren, das für weitere Anwendungen nützlich sein kann.

2 Klassifikation von Ökosystemdienstleistungen

Neben der großen Vielfalt an Definitionen gibt es auch in Bezug auf die Klassifikation von ÖSD zahlreiche Vorschläge bzw. divergierende Auffassungen. Wir favorisieren – ähnlich wie z. B. Hein et al. 2006 – die Unterteilung in drei Klassen und zwar in Versorgungs- (ökonomische), Regulations- (ökologische) und sozio-kulturelle Leistungen (vgl. Bastian & Schreiber 1999, Tab. 1). Eine solche Klassifikation hat den Vorteil, dass sie sich in das Konzept der Nachhaltigkeit mit den etablierten ökologischen, ökonomischen und sozialen Entwicklungskategorien einbinden lässt.

Die Kompatibilität mit dem Nachhaltigkeitskonzept korreliert nicht nur mit landschaftsökologischen, sondern auch mit forstlichen Sichtweisen, kann doch die Forstwirtschaft für sich in Anspruch nehmen, die erste Landnutzung zu sein, welche die Nachhaltigkeit bewusst als betriebswirtschaftliches Konzept postulierte. So formulierte der Freiberger Berghauptmann Hans Carl von Carlowitz in seiner Schrift „Sylvicultura oeconomica oder hauswirthliche Nachricht und Naturgemäße Anweisung zur wilden Baumzucht" (Leipzig 1713, S. 106): *„Wird deshalb die größte Kunst / Wissenschaft / Fleiß und Einrichtung hiesiger Lande darinnen beruhen, wie eine sothane Conservation und Anbau des Holtzes anzustellen, daß es eine continuirliche beständige und nachhaltende Nutzung gebe …"* (Ott 1996). ***Nachhaltigkeit*** wurde damit definiert, dass nicht mehr Holz entnommen werden sollte, als nachwächst. Dieser Grundsatz war die Reaktion auf die jahrhundertelange ungeregelte Holznutzung, die weite Landstriche Mitteleuropas entwaldet und zu Holznöten geführt hatte (Küster 2008). Ausgehend von Carlowitz, der bereits den ethischen und ästhetischen Wert des Waldes erkannte, wurde die auf den Holzzuwachs bezogene Mengennachhaltigkeit im 19. und beginnenden 20. Jahrhundert um ökologische und soziale Aspekte erweitert. Dennoch spielten diese Bau-

steine unseres heutigen modernen Nachhaltigkeitsverständnisses, etwa Sicherung von Biodiversität, natürliche Dynamik und Erholungsqualitäten, zunächst nur eine sehr untergeordnete Rolle (Broggi 1995).

Tabelle 1 (Bastian): Ausgewählte Kategorien und Indikatoren von Ökosystemdienstleistungen in Wäldern

ÖSD-Klasse	ÖSD	ÖSD-Unterkategorie	Indikatoren () – indirekte I., *kursiv – nachfrage-orientierte I.*
Versorgungs-leistungen	Stoffproduktion	Phytomasse	Holz: Volumen, Zuwachs in vfm/ha bzw. vfm/ha x a
		Pilze, Beeren, Kräuter	Ertrag (kg/ha)
		Wildfleisch	Wildbestand (Anzahl, Jagdstrecke)
		Detritus	Humusgehalt
Regulations-leistungen	Treibhausgas-bindung (THG)	(potenzielle) THG-Bindung	kg CO_2-Äquivalent / ha x a, (Flächennutzung, Bodentyp)
	Lokalklima	Immissionsschutz	(Waldflächenanteil – Laub-/Nadelwald differenziert)
	Grundwasser-neubildung	Infiltration von Wasser	Versickerungsrate in mm/a, Transpiration, Interzeption, (Bodenart, Bodenbedeckung – Anteile von Laubwald/Nadelwald, Bestockungsgrad
	Bodenschutz (Erosions-schutz)	Wassererosion	Stoffrückhalt in t/ha*a, (Bodenart, Hangneigung, Niederschlagsmenge, Bodenbedeckung permanent), *Kosten für Rücktransport, Beräumung abgeschwemmten Bodens (Vermeidungskosten)*
	Filtration, Nähr-stoff- und Schad-stoffbindung	Wasserreinigung	Nährstoffrückhalt in t/ha x a, (Bodentyp, Waldflächenanteil), *Substitutionskosten für technische Wasserreinigung*
	Biodiversität, Habitatfunktion		Baumarten- und Alterszusammensetzung, Natürlichkeitsgrad, Strukturvielfalt, Seltenheit/ Gefährdung, Entwicklungsdauer, Biotopverbund
Sozio-kulturelle Leistungen	Ästhetische Wirkungen	Vielfalt, Eigenart und Schönheit	Strukturvielfalt, Formen, Linien, Farben, attraktive Arten
	Erholungs-leistungen	Wandern, Spazierengehen, Radfahren	*Anzahl der Waldbesucher*
		Pilze + Beeren suchen	*Anzahl der Sammler*
		Ruhe	Geräuschpegel (dB)
	Bildungsfunktion	kulturhistorische Werte	historische Waldnutzungsformen
	Indikatorfunktion	Bioindikation	Zeigerarten, ökologisch-soziologische Artengruppen

3 Bewertungsverfahren

Bezüglich der Bewertung von ÖSD lassen sich mehrere Hauptkategorien unterscheiden. Gängig ist die Differenzierung nach 1. ökologischen (Experten gestützten), 2. soziokulturellen (bzw. partizipativen) und 3. ökonomischen (monetären) Bewertungsverfahren (De Groot et al. 2002, TEEB 2009).

1. Bei ökologischen Nutzen und Werten handelt es sich um ökologische Maßzahlen des Wertes (bzw. der Bedeutung), z.B. stellen ökologische Integrität, „Gesundheit", Widerstandsfähigkeit, Resilienz (Elastizität) wichtige Indikatoren, Schwellenwerte und Mindestanforderungen für ÖSD dar. Die Ebene der (qualitativen, halbquantitativen oder quantitativen „ökologischen") Bewertung *(bio-physical assessment)* entspricht hinsichtlich der verwendeten Indikatoren und Verfahren vielfach den in Landschaftsökologie und Landschaftsplanung üblichen auf Experten gestützten Ansätzen (Punktwertverfahren, Verflechtungsmatrizen, Nutzwertanalyse), so wie sie in etlichen Methodenhandbüchern (z.B. Marks et al. 1992, Bastian & Schreiber 1999) dargelegt sind (vgl. Tab. 1 und 2).
2. Partizipative Ansätze bzw. Akteursbeteiligungen (z.B. Befragungen/Interviews, Bewertungs- und Szenario-Workshops, Bürgerjury, Planungszelle) fußen auf demokratischen Prinzipien und auf der Annahme, dass die gesellschaftliche Entscheidungsfindung nicht auf Einzelmeinungen, sondern auf deren Aggregation oder auf einer öffentlichen Debatte beruhen sollte. Teilweise werden bestimmte partizipatorische Ansätze auch zu den ökonomischen Verfahren gestellt (z.B. die Gruppen-Bewertung).
3. Bei einer ökonomischen Bewertung von ÖSD wird einer identifizierten Leistung ein ökonomischer Nutzen (im Idealfall in Form eines monetären Wertes) zugeordnet. Grundsätzlich kann dabei angebotsseitig (Kosten des Angebots) oder nachfrageseitig (Wert der Präferenzen) vorgegangen werden, wobei es in beiden Kategorien jeweils direkte und indirekte Verfahren gibt.

Um den Anspruch einer ÖSD-Bewertung tatsächlich zu erfüllen, genügt es nicht, sich mit der Angebotsseite *(supply)* zu begnügen und lediglich eine auf Experten gestützte ökologische Bewertung durchzuführen, so wie es z. B. in der Landschaftsplanung üblich ist. Vielmehr muss (über monetäre oder partizipative Verfahren) auch die Nachfrageseite *(demand)* einbezogen werden. Auch gilt es, Wechselwirkungen bzw. Beeinflussungen zwischen den unterschiedlichen ÖSD bzw. Nutzungsansprüchen (sog. *trade-offs*) darzustellen.

4 Raum-Zeit-Aspekte

Ökosysteme und ihre Dienstleistungen sind stets an den Raum gebunden. Der Raumbezug von ÖSD zeigt sich auf vielerlei Weise (Bastian et al. 2012): So sind sie innerhalb eines bestimmten Gebietes unterschiedlich ausgeprägt bzw. angeordnet (spezifisches Raummuster). Für die Generierung einer ÖSD ist eine spezifische Flächen- bzw. Raumgröße erforderlich (Minimalareal, *Minimum Functioning Area*). Lagebeziehungen manifestieren sich auch in der räumlichen Kongruenz bzw. Divergenz von ÖSD sowie in der gegenseitigen Beeinflussung *(trade-offs:* positiv, neutral, negativ / Konflikte, Synergien, Kompatibilität).

Bezüglich der ÖSD-Bereitstellung und -Inanspruchnahme gibt es unterschiedliche raumbezogene Varianten (vgl. Fisher et al. 2009, Ring et al. 2010): So können beide Vorgänge auf ein und derselben Fläche stattfinden (z. B. Bodenbildung). Oft besteht aber eine räumliche Trennung von Gebieten, die ÖSD generieren *(Service Providing Areas)* und Gebieten, die davon profitieren *(Service Benefiting Areas)*. Dazwischen können sog. *Service Connecting Areas* eingeschaltet sein (Syrbe & Walz 2012). Eine ÖSD kann die gesamte umgebende Landschaft beeinflussen (z. B. Bestäubung, Kohlenstofffixierung) oder zielgerichtet nur eine bestimmte Fläche (z. B. Wasserrückhalt und Hochwasservermeidung). Sie kann aber auch an größere Gebiete gebunden sein und punktuell oder kleinflächig Nutzen stiften (z. B. Frischluftzufuhr für Siedlungen). Daraus resultiert auch ein häufig festzustellendes räumliches und institutionelles Auseinanderklaffen von ÖSD-Produzent (bzw. eines Verantwortungsträgers für eine ÖSD) und -Nutznießer bzw. von Kosten und Nutzen.

Ein weiterer Gesichtspunkt ist die Maßstabsabhängigkeit von ÖSD (bezüglich Generierung sowie adäquater Erfassungs- und Bewertungsverfahren). Dass ÖSD auf verschiedenen räumlichen (lokal, regional, global), aber auch zeitlichen Skalen bereitgestellt werden, hat auch großen Einfluss auf die Bewertung durch die unterschiedlichen gesellschaftlichen Interessengruppen *(stakeholder)*, auf die Entscheidungsfindung und die Umsetzung von Maßnahmen (vgl. Hein et al. 2006, De Groot et al. 2010).

In engem Zusammenhang damit steht die Frage nach geeigneten Bezugseinheiten für die Erfassung von ÖSD. Ihre ökologischen und sozio-ökonomischen Aspekte bedürfen oftmals unterschiedlicher Maßstäbe und Bezugseinheiten, die selten untereinander passfähig sind (Ökosysteme, Gewässereinzugsgebiete, Landschaften einerseits versus administrative und institutionelle Einheiten, gesellschaftliche Handlungsräume andererseits).

Um den Raumbezug (Lagebeziehungen, Ökosystemkomplexe, Maßstabsbereiche) stärker zu betonen sowie jene Leistungen, die von der Landschaft als Ganzes (über die Ökosysteme hinaus) bereitgestellt werden (insbesondere Kulturgüter, Ästhetik), besser zu berücksichtigen, um Interdisziplinarität zu fördern und höhere Relevanz/Kompatibilität mit praktischen räumlichen Planungen herzustellen, bietet es sich an, ergänzend zu ÖSD das Konzept der Landschaftsdienstleistungen *(landscape services)* aufzugreifen und weiter zu entwickeln (vgl. Termorshuizen & Opdam 2009, Kienast 2010).

Wichtig sind auch zeitliche Aspekte von ÖSD, z.B. (vgl. Fisher et al. 2009, Bastian et al. 2012):

1) die für die Ausbildung (Generierung) der jeweiligen Leistungen nötigen Zeiträume (oft divergierende Zeitspannen ökologischer und sozialer Prozesse, wie Bewusstseinsbildung, parlamentarische Abläufe, Lebensalter),
2) zeitliche Veränderungen von Ökosystemen und ÖSD (relevant u.a. für Szenarien und Prognosen) aber auch die Veränderlichkeit individueller und gesellschaftlicher Wertehaltungen,
3) Ungleichzeitigkeit bei der multifunktionalen Nutzung (zweckmäßige Abfolge verschiedener ÖSD-Nutzungen zur Nutzens-Steigerung und Schadens- und Risiko-Vermeidung),

4) zeitliche Differenzen zwischen Bereitstellung und Nutzung von Leistungen bzw. Gütern (Stichworte für derartige zeitliche *trade-offs* lauten: Nutzen jetzt – Kosten später – z. B. künftige Generationen, oder Kosten jetzt – Nutzen später – z. B. durch rechtzeitige Investitionen in den Umweltschutz).

5 Konzeptioneller Rahmen zur Erfassung und Bewertung von ÖSD

Aufbauend auf verschiedenen Schulen der Landschaftsökologie sowie der Landschaftsplanung unter Beachtung der internationalen fachspezifischen Diskussionen halten wir den in Abb. 1 dargestellten konzeptionellen Rahmen für die Bearbeitung von ÖSD für zielführend. Er stellt eine Erweiterung des auf drei Säulen beruhenden EPPS-Ansatzes *(Ecosystem Properties, Potentials, Services)* dar (vgl. Grunewald & Bastian 2010, Bastian et al. 2011).

Auf der linken Seite des Schemas stehend, bilden Ökosysteme (bzw. Landschaften) mit ihren Strukturen und Prozessen (z. B. Bodeneigenschaften, Nährstoffkreisläufe, biologische Vielfalt) die Lebensgrundlage der Gesellschaft und jedweder vom Menschen nutzbarer Leistungen überhaupt. Diese (ökologische) Ausstattung (Eigenschaften von Ökosystemen/Landschaften = Strukturen und Prozesse) ist zunächst wertfrei, der Sachebene zuzuordnen und stellt aus landschaftsökologischer Sicht die Ausgangsbasis der Erfassung von ÖSD dar.

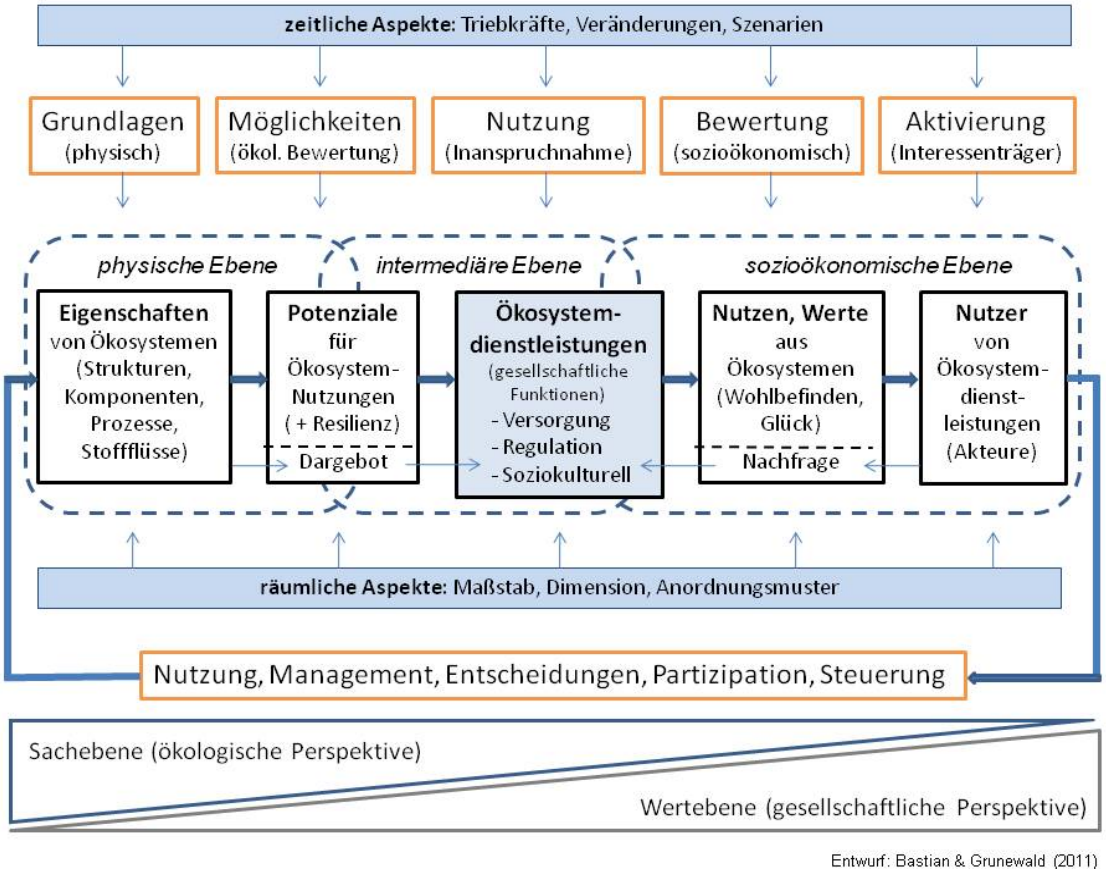


Abb. 1 (Bastian) Konzeptioneller Rahmen zur Analyse von Ökosystemdienstleistungen (ÖSD)

Darauf beruhend, haben Ökosysteme (bzw. Landschaften) die Fähigkeit, bestimmte Leistungen für die menschliche Gesellschaft zu erbringen (Angebot*/supply*), wobei verschiedene Rahmenbedingungen (z.B. Resilienz) beachtet werden müssen. Diese Fähigkeiten nennen wir Potenziale *(ecosystem potentials).* Sie wurden als Zwischenschritt bewusst eingeschaltet, um die Möglichkeit von der tatsächlichen Inanspruchnahme (Leistungsfähigkeit → Leistung) zu trennen. Im mittleren Teil des Schemas und eine stärker menschliche Perspektive (Wertebene) widerspiegelnd, beschreiben die eigentlichen ÖSD Leistungen und Güter, die aktuell von der Gesellschaft nachgefragt *(demand)* oder in Anspruch genommen werden. Leistungen und (gesellschaftliche!) Funktionen sind hier als Synonyme zu betrachten.

Die ÖSD stiften Nutzen bzw. Werte, von denen jeweils Nutzer profitieren. Insofern verkörpern die beiden im rechten Teil des Schemas stehenden Kategorien eine noch stärker anthropozentrische Perspektive und sind ausschließlich der (sozio-ökonomischen) Wertebene zuzuordnen. Die Nutzer von ÖSD wirken auf die Ökosysteme zurück (durch Nutzungsprozesse, Management, Entscheidungen, Steuerungsinstrumente usw.). Alle Säulen bzw. Kategorien der ÖSD-Bewertung lassen sich hinsichtlich räumlicher (z. B. Maßstab, Dimension, Anordnungsmuster) und zeitlicher Aspekte (z.B. Triebkräfte, Veränderungen, Szenarien) untersuchen und differenzieren.

6 Fallstudie: Ermittlung von ÖSD im Erzgebirge

Nachfolgend werden derzeit unter Federführung der Autoren im Erzgebirge (Sachsen) erarbeitete, noch nicht abgeschlossene Fallstudien zu ÖSD kurz vorgestellt, um einzelne Aspekte der theoretischen Grundlagen (insbesondere des konzeptionellen Rahmens) sowie Möglichkeiten der praktischen Anwendung zu veranschaulichen. Die wesentlichen Ziele der Fallstudien bestanden u.a. in der Stärkung des theoretischen Fundaments, der Entwicklung methodischer Rahmen und Instrumente sowie in der Erprobung innovativer Anwendungsmöglichkeiten.

Schutzgebiete, so auch die das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 bildenden Fauna-Flora-Habitat- (FFH) und Vogelschutzgebiete (SPA), bringen eine breite Palette an ÖSD hervor. Der Hinweis auf diese vielfältigen, gesellschaftlich bedeutsamen Leistungen kann die Argumentationsbasis des Naturschutzes stärken. Untersucht wurde im konkreten Fall, ausgehend von einer Analyse der Potenziale (inkl. aktuelle Inanspruchnahme und Risiken) in Natura-2000-Gebieten am Erzgebirgskamm beiderseits der deutsch-tschechischen Grenze (Bastian et al. 2010), inwieweit FFH-Lebensraumtypen (und -Arten) ÖSD bereitstellen (semi-quantitative ökologische Bewertung, ausschnittsweise für Wälder Tab. 2).

Wie Tab. 2 zeigt, hängen zahlreiche ÖSD von „groben“ Vegetationsstrukturen bzw. Landnutzungsformen ab, andere, insbesondere mehrere sozio-kulturelle ÖSD, auch von spezifischen Lebensraum- bzw. Vegetationstypen.

Tabelle 2 (Bastian) Von FFH-Gebieten des oberen Erzgebirges (Sachsen) bereitgestellte ÖSD am Beispiel von Waldgesellschaften

Bewertung: 2 – hoch und sehr hoch; 1 – mittel; ohne Punktwert – niedrig oder insignifikant; * wesentliche Konflikte (mit anderen ÖSD, vor allem mit Habitatfunktion / Biodiversität)

Lebensraumtypen	ÖSD																					
	Versorgungs-										Regulations-							Sozio-kulturelle				
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5
9			2		2*	2	1		2		2	2	2	2	2	1	1	1	2	1	1	
91			2*		2*	2*	1		2		2	2	2	2	2	1	1	2	2*	2	1	
9110			2*		2*	2*		2	2		2	2	2	2	2	1	2	2	2*	2*	2	
9130			1*		2*	1*	1		1		2	2	2	2	2	1	2	2	2*	2*	2	
9160			1*		2*	1*			1		2	2	2	2	2	1	2	2	2*	2*	2	
9180			1*		2*	1*	1		1		2	2	2	2	1	1	2	2	1*	2*	2	
91D			1*		1*	1*			1		2	2	2	1	1	1	2	2	1*	1*	2	1
91E0			1*		2*		1		2		2	2	2	2	2	1	2	2	2*	2*	2	
94			2*		2*	2*			2		2	2	2	2	2	1	1	2	2	1	1	
9410			2*		2*	2*			2		2	2	2	2	2	1	2	2	2*	2*	2	

Versorgungs-ÖSD: Tierische Produkte: 1 - Haustiere (Milch, Fleisch, Wolle), 2 - Fisch, 3 - Wild

Pflanzliche Produkte: 4 - Nahrungs- und Futtermittel, 5 - Holz, 6 - Wildfrüchte (Beeren, Pilze)

7 - Biochemische / medizinische Ressourcen (Kräuter), 8 - Genetische Ressourcen, z. B. Samen von Waldbäumen, 9 - Trinkwasser (Wasserschutz- und Quellgebiete), 10 - Energie aus Wasserkraft

Regulations-ÖSD: 1 - Kohlenstofffixierung, 2 - Regulation von Luftqualität und Klima, 3 - Wasserhaushalt (Hochwasservermeidung), 4 - Boden- bzw. Erosionsschutz, 5 - Selbstreinigungsvermögen von Gewässern, 6 - Bestäubung, 7 - Habitatfunktion

Sozio-kulturelle ÖSD: 1 - Ästhetische Werte (z. B. Landschaftsbild), 2 - Erholung und Ökotourismus, 3 - Umweltbildung (z. B. kulturhistorische Aspekte), Informations-ÖSD: 4 - Bioindikation, 5 - Landschaftsgeschichte (z. B. Pollenanalyse)

Biotop- bzw. Lebensraumtypen: 9 - Wälder, 91 - Wälder gemäßigter Breiten Europas, 9110 - Hainsimsen-Buchenwälder, 9130 - Waldmeister-Buchenwälder, 9160 - Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwälder, 9180 - Schlucht- und Hangmischwälder, 91D - Moorwälder, 91E0 - Erlen-Eschen- und Weichholzauenwälder, 94 - Gebirgsnadelwälder der temperierten Zone, 9410 - Montane Fichtenwälder

Um von einer vollständigen ÖSD-Bewertung sprechen zu können genügt es nicht, sich mit der mehr oder weniger (landschafts)ökologisch basierten Angebotsseite zu begnügen, sondern es muss auch die Nachfrageseite betrachtet werden. Hierzu zählt die Erfassung der Kosten für die Erhaltung und Wiederherstellung von Lebensraumtypen entsprechend dem Ansatz der Zahlungsbereitschaft (*willingness-to-pay)*, wird doch auf diese Weise die Bereitschaft der Gesellschaft widergespiegelt, für den Naturschutz Mittel bereitzustellen (Span-

genberg & Settele 2010). So konnten wir für 14 ausgewählte FFH-Gebiete des oberen Erzgebirges anhand der Managementpläne ermitteln, dass allein Pflege und Wiederherstellung der Bergwiesen mit Kosten von ca. 220.000 € pro Jahr (inkl. Arbeitskosten) verbunden sind.

Im Rahmen der Landschaftspflegestrategie Sachsen 2020 stellten wir fest, dass für Maßnahmen im Wald für die Naturregion „Bergland in Sachsen“ 357.000 €/a (ohne Staatswald) aufgebracht werden müssen. Diesen „SOLL-Kalkulationen“ wurden „IST-Analysen“ gegenübergestellt (öffentliches Geld für öffentliche Leistungen). Es zeigte sich insbesondere für Waldbiotope außerhalb des Staatswaldes, dass der Umsetzungsgrad unbefriedigend ist:

- Zielerreichung beim Waldumbau 2007 bis 2009 nur 17 %,
- Zielerreichung im Bereich „Investive Maßnahmen zur Förderung von struktureller Vielfalt und natürlichem Arteninventar im Wald“ nach EPLR-Programm: 0,2 %,
- Förderung zum Erhalt und zur Wiederherstellung von Mooren und Feuchtbiotopen im Wald lediglich auf 1,1 ha.

Das Beispiel macht deutlich, dass die Zahlungsbereitschaft seitens der Gesellschaft (hier Förderprogramme) durchaus vorhanden ist, die Umsetzung aber nicht befriedigt. Ursachen hierfür sind u. a. zu niedrige Anreize, bürokratischer Aufwand, andersartige Interessen privater Waldbesitzer.

Eine Gästebefragung im westlichen Erzgebirge (Region Eibenstock/Carlsfeld) von insgesamt 200 Sommer- und Wintertouristen (je ca. 100) sollte den Erholungswert der überwiegend bewaldeten Landschaft im Sinne der sozio-kulturellen ÖSD monetär fassen und aufzeigen, welche Zahlungsbereitschaft zur Erhaltung dieser Erholungsleistung von Seiten der Befragten besteht. Die Reisekostenanalyse als indirekte Monetarisierungsmethode, um die Wertschätzung einer Landschaft zu ermitteln, ergab, dass die insgesamt mit der Befragung erfassten 584 Gäste (Angaben für die mitreisenden Angehörigen eingeschlossen) Gesamtausgaben in Höhe von 76.520 € tätigten. Hochgerechnet auf die gesamte Gästezahl der Region Eibenstock/Carlsfeld im Jahr 2010 handelt es sich um eine Summe von 5,6 Mio €. Die Bereitschaft, einen zusätzlichen finanziellen Beitrag zur Erhaltung dieser von ihnen präferierten Landschaft zu leisten, zeigten jedoch nur 35 %, im Mittel waren das 4,50 € pro Besuch bzw. entweder ein freiwilliger Betrag von 1 €/Tag oder eine obligatorische Zahlung von 2 €/Tag. Rechnet man die Besucherpauschale auf die Gästeankünfte in 2010 hoch, so betrüge die Zahlungsbereitschaft rund 170.000 €. Die Befragung machte deutlich, dass zwischen den persönlich aufgewendeten Kosten für die Erholung in der Landschaft und der Zahlungsbereitschaft für deren Erhalt erhebliche Differenzen besteht.

Weiteren Untersuchungen bleibt es vorbehalten, die ökologischen Bewertungen mit den Kostenschätzungen der Landschaftspflege und den Zahlungsbereitschaftsanalysen zu verknüpfen und im Hinblick auf ÖSD zu interpretieren.

7 Diskussion

Für das ÖSD-Konzept vermag die Landschaftsökologie teilweise seit langem bewährte fundamentale theoretische Grundlagen/Ansätze, Methoden und Daten beizusteuern, die stärker genutzt und integriert werden sollten. Dazu ist u.a. eine eindeutige Terminologie im Bereich der Ökosystemdienstleistungen besonders wichtig, denn nur sie ermöglicht interdisziplinäre Abstimmungen und gemeinsamen Transfer in die Praxis.

Der in Abschnitt 5 (Abb. 1) vorgestellte konzeptionelle Rahmen erscheint geeignet, ausgehend von der Analyse und Bewertung von (landschafts)ökologischen Strukturen und Prozessen über Potenziale zu (tatsächlich in Anspruch genommenen) Dienstleistungen (Services, Funktionen) zu gelangen und ihre Bezüge zu Nutzen/Werten und Nutzern herzustellen. Je nach Spezifik der Fragestellung bzw. des Untersuchungsgegenstandes kann der konzeptionelle Rahmen flexibel gehandhabt werden, z. B. hinsichtlich der zum Einsatz kommenden Bewertungsansätze: Expertenurteile, ökologische Maßzahlen, monetär, partizipativ.

Wie die an Waldökosystemen durchgeführten Untersuchungen zeigen, können die einzelnen Bewertungsansätze unterschiedliche Blickwinkel/Schwerpunkte widerspiegeln und sich gegenseitig ergänzen (vgl. hierzu auch die Fallbeispiele von Lupp et al. 2011 zum Energiepflanzenanbau oder von Bastian et al. 2011 zu ÖSD in urbanen Ökosystemen).

Ein Vergleich der Kosten für die Landschaftspflege (735.000 €/a für den Privatwald des gesamten Erzgebirges) mit der Gästebefragung zeigt, dass die Zahlungsbereitschaft der Touristen (170.000 €/a für die Wälder eines Teiles des Westerzgebirges) die eigentlich erforderlichen Aufwendungen für die Biotoppflege im Erzgebirge zu einem großen Teil abdecken könnte. Es mangelt also weder an der gesellschaftlichen Nachfrage nach ÖSD noch an den finanziellen Ressourcen, sondern an geeigneten Finanzierungs- und Transaktionsmechanismen. Sind diese Verhältnisse bekannt, können sich nun konkrete anwendungs- bzw. umsetzungsorientierte Projekte anschließen, um diese Handlungsdefizite zu überwinden.

Danksagung

Für wertvolle Hinweise danken wir den Herren Prof. Wolfgang Wende und Dr. Andreas Otto (Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung, Dresden).

Literatur

ARL (Hrsg.) (1995) Akademie für Raumforschung und Landesplanung: Handbuch der Raumordnung.– Hannover.

Bastian, O., Grunewald, K., Syrbe, R.-U. (2012): Space and time aspects of ecosystem services, using the example of the EU Water Framework Directive.– Int. J. of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management (im Druck).

Bastian, O., Haase, D., Grunewald, K. (2011): Ecosystem properties, potentials and services –The EPPS conceptual framework and an urban application example.– Ecological Indicators, DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.03.014.

Bastian, O., Neruda, M., Filipová, L., Machová, I., Leibenath, M. (2010): Natura 2000 sites as an asset for rural development: the German-Czech Ore Mountains Green Network Project.– J. of Landscape Ecology 3: 41-58.

Bastian, O., Schreiber K.-F. (Hrsg.) (1999) Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft.– Heidelberg, Berlin: Spektrum Akadem. Verlag, 564 S. (2. Aufl., 1. Aufl. 1994, Jena, Stuttgart: G Fischer).

Bierhals, E. (1988): Ökologischer Datenbedarf für die Landschaftsplanung.– Landschaft + Stadt 10: 30-36.

Boyd, J., Banzhaf, S. (2007): What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units.– Ecological Economics 63: 616-626.

Broggi, M. (1995): Aspekte der Nachhaltigkeit und Rolle regionalisierter Betrachtungsweisen – dargestellt am Beispiel der Berglandwirtschaft.– Laufener Seminarbeitr. 4: 101-110.

Buchwald, K. (1973): Landschaftsplanung und Ausführung landschaftspflegerischer Maßnahmen.– In: Buchwald, K., Engelhardt, W. (Hrsg.): Landschaftspflege und Naturschutz in der Praxis.– München: BLV-Buchverlag.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R., Paruelo, J. et al. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital.– Nature 387: 253-260.

Daily, G. (Hrsg.) (1997): Nature's Services: Societal dependence on natural ecosystems.– Washington, D.C.: Island Press.

De Groot, R.S. (1992) Functions of Nature: Evaluation of Nature in Environmental Planning, Management and Decision Making.– Groningen: Wolters-Noordhoff.

De Groot, R.S., Wilson, M., Boumans, R. (2002): A typology for description, classification and valuation of ecosystem functions, goods and services.– Environmental Economics 41: 393-408.

Durwen, K.-J. (1995): Naturraum-Potential und Landschaftsplanung.– Nürtinger Hochschulschriften 13: 45-82 (Landschaftsökologie und Vegetationskunde als Grundlage der Landnutzung).

Fisher, B., Turner, R.K., Morlin, P. (2009): Defining and classifying ecosystem services for decision making.– Ecological Economics 68: 643-653. Doi:10.1016/j.ecolecon.2008.09.014.

Forman, R.T.T., Godron, M. (1986): Landscape Ecology.– New York: John Wiley Sons.

Grunewald, K., Bastian, O. (2010): Ökosystemdienstleistungen analysieren – begrifflicher und konzeptioneller Rahmen aus landschaftsökologischer Sicht.– GEOÖKO 31: 50-82.

Haase, G. (1978): Zur Ableitung und Kennzeichnung von Naturraumpotenzialen.– Petermanns Geogr. Mitt. 22: 113-125.

Hein, L., Koppen, K. van, de Groot, R.S., Ierland, E.C. van (2006): Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services.– Ecological Economics 57: 209-228.

Kiemstedt, H. (1992): Landschaftsplanung – Inhalte und Verfahrensweisen.– Bundesministe- rium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.), Bonn.

Kienast, F. (2010): Landschaftsdienstleistungen: ein taugliches Konzept für Forschung und Praxis?– Forum für Wissen 2010, S. 7-12.

Küster, H. (2008): Geschichte des Waldes – Von der Urzeit bis zur Gegenwart.– Beck, München.

Langer (1970): Zum Problem der ökologischen Landschaftsgliederung.– Questiones geobiologicae 7: 77-95, Bratislava.

Loft, L., Lux, A. (2010): Ecosystem Services – Eine Einführung.– BiKF – Forschungszentrum Biodiversität und Klima, Knowledge Flow Paper Nr. 6, 21 S.

Lupp, G., Albrecht, J., Darbi, M., Bastian, O. (2011): Ecosystem services in energy crop production - A concept for regulatory measures in spatial planning?– J. of Landscape Ecology (im Druck).

Maarel, E. van der (1978): Ecological principles for physical planning.– In: Holdgate, W., Woodman, J. (Hrsg.): The breakdown and restoration of ecosystems.– Conf. Ser. I Ecology 3, New York, London: Plenum Press, S. 413-450.

Marks, R., Müller, M.J., Leser, H., Klink, H.J. (Hrsg., 1992): Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes.– Forschungen zur Deutschen Landeskunde Bd. 229, Trier (2. Aufl.; 1. Aufl. 1989).

MA (Millennium Ecosystem Assessment, 2005): Ecosystem and human well-being: Scenarios, Vol. 2.– Washington D.C., Island Press.

Müller, F., Burkhard, B. (2007): An ecosystem based framework to link landscape structures, functions and services.– In: Mander, Ü., Wiggering, H., Helming, K. (Hrsg.): Multifunctional Land Use – Meeting Future Demands for Landscape Goods and Services. S. 37-64, Springer – Berlin, Heidelberg, New York.

Neef, E. (1966): Zur Frage des gebietswirtschaftlichen Potentials.– Forschungen und Fortschritte 40: 65-70.

Niemann, E., (1977): Eine Methode zur Erarbeitung der Funktionsleistungsgrade von Landschaftselementen.– Arch. Nat.schutz Landsch.forsch. 17: 119-158.

Ott, M. (1996): Das forstliche Nachhaltigkeitsprinzip – Wurzeln und Entwicklung.- Eberswalder wiss. Schriften 1, Tagungsband „Nachhaltigkeit der Landnutzung“, S. 11-26.

Preobraženskij, V.S. (1980): Issledovanie landšaftnych system dlja celej ochrany prirody – struktura, dinamika i razvitie landšaftov.– Inst. Geografii (Akad. Wiss. UdSSR), Moskau.

Ring, I., Hansjürgens, B., Elmqvist, T., Wittmer, H., Sukhdev, P. (2010): Challenges in framing the economics of ecosystems and biodiversity: the TEEB initiative.– ScienceDirect. Current Opinion in Environmental Sustainability 2: 15-26.

Spangenberg, J.H., Settele, J. (2010): Precisely incorrect? Monetising the value of ecosystem services.– Ecological Complexity 7: 327-337.

Speidel, G. (1966): Zur Bewertung von Wohlfahrtswirkungen des Waldes.– Allgemeine Forstzeitschrift 21(22/23): 383-386.

Syrbe, R.-U., Walz, U. (2012): Spatial indicators for the assessment of ecosystem services: providing, benefiting and connecting areas and landscape metrics.– Ecological Indicators (eingereicht).

TEEB (2009): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: An interim report.– Europ. Comm., Brussels (www.teebweb.org).

Termorshuizen, J.W., Opdam, P. (2009): Landscape services as a bridge between landscape ecology and sustainable development.– Landscape Ecol, online 04.01.2009, 17 S.

Thomasius, H. (Hrsg.) (1978): Wald, Landeskultur und Gesellschaft.– Jena.

UNEP-WCMC (2011): Developing Ecosystem Service Indicators: Experiences and lessons learned from bus-global assessments and other initiatives.– Secretariat of the Convention on Biological Diversity, CBD Technical Series No. 58.

Waldfunktionenplanung in Rheinland-Pfalz: Forstliche Abwägung und planerische Konsequenzen

GODEHARD ONTRUP

Forstverwaltung Rheinland-Pfalz

Der folgende Vortrag soll sich der Frage widmen, wie der Planung von Ökosystemdienstleistungen in Wäldern in der forstlichen Praxis Rechnung getragen werden kann. Dies soll anhand eines Beispiels aus der mittelfristigen Planung (Forsteinrichtung) in Rheinland-Pfalz dargestellt werden. Dabei sind zunächst einige Begrifflichkeiten zu trennen, die in der Forstpraxis verwendet werden. Hier wird z. B. im Landeswaldgesetz von Rheinland-Pfalz unterschieden zwischen der *Waldwirkungenplanung* und der *Waldfunktionen- bzw. Umweltvorsorgeplanung.*

Während der Begriff der "Waldfunktion" aus dem allgemeinen forstlichen Sprachgebrauch entstammt, wird der Begriff der Waldwirkungenplanung im Landeswaldgesetz von Rheinland-Pfalz als forstlicher Fachbeitrag zur Flächennutzungsplanung in einem hoheitlichen Kontext verwendet. Im Bedarfsfall soll durch einen forstlichen Fachbeitrag den "Wirkungen des Waldes" (§13 LWaldG von RLP) in der Flächennutzungsplanung hinreichend Rechnung getragen werden.

"Planung schließt die Umweltvorsorge ein" definiert §4 des Landeswaldgesetzes, wobei Umweltvorsorge im umfassenden Sinne zu verstehen ist. Diese Vorgabe wurde im Forsteinrichtungsverfahren von Rheinland-Pfalz in der Weise umgesetzt, dass es ergänzend zur Nutzungsplanung eine so genannte "Umweltvorsorgeplanung" gibt, die es dem Planer ermöglicht, den Belangen von Natur und Umwelt "vorsorgend" Rechnung zu tragen. Damit wird die Forsteinrichtung nicht nur als Nutzungsplanung, sondern als umfassende Betriebsplanung verstanden, die alle Funktionen des Waldes und die Ansprüche der Gesellschaft an den Wald planerisch berücksichtigt.

Der Begriff der Waldfunktion

Wald erzeugt in Abhängigkeit von Standort und Waldstruktur verschiedene Waldwirkungen. In Abhängigkeit von Baumartenzusammensetzung, Mischungsstruktur, Vertikalstruktur, Altersklassen- und Phasenzusammensetzung auf einem Standort ist ein Waldökosystem z. B. Habitat für verschiedene Tier- und Pflanzenarten, schwächt die Lärmausbreitung zwischen einem Emittenten und anderen Orten ab, verhindert Bodenerosion oder hält Wasser durch Versickerung zurück.

Unabhängig davon, ob dies für Menschen von irgendeinem Interesse ist oder nicht, entfaltet der Wald dadurch eine **Wirkung.** Die Menschen in einer Gesellschaft haben verschiedenste Bedürfnisse, die sich in Bezug auf den Wald als Ansprüche an dieses Ökosystem manifestieren. Soweit die Wirkungen des Waldes dazu dienen können, die Ansprüche der Gesellschaft

zu befriedigen, erbringt das Waldökosystem **Funktionen** für die Gesellschaft - anders gesagt: das Ökosystem "funktioniert" im Sinne einer Zielsetzung für die Menschen, indem es Waldfunktionen erbringt. Die Struktur der Waldökosysteme unterliegt ebenso wie die Bedürfnisse der Gesellschaft einem stetigen Wandel: Z. B. durch neue Sportarten und Freizeitaktivitäten aber auch durch geänderte Nutzungs- und Sicherheitsbedürfnisse der Menschen verändern sich auch deren Ansprüche an den Wald und damit die Frage, ob eine Waldwirkung noch im Sinne der Zielsetzung "funktional" ist oder nicht. Durch den Klimawandel oder anthropogene Stoffeinträge z.B. kann sich auch der Waldstandort nachhaltig verändern. Während sich durch die geänderten gesellschaftlichen Ansprüche auch die Wichtigkeit der Waldfunktionen ändert, kann durch veränderte Standorte oder Waldstrukturen die Fähigkeit des Waldökosystems zur Erbringung einer nachgefragten Leistung im Laufe der Zeit in Frage gestellt sein.

Das Landeswaldgesetz von Rheinland-Pfalz unterscheidet zwischen der hoheitlichen "**Waldwirkungenplanung**" als forstfachlicher Beitrag zur Raumordnungs- und Flächennutzungsplanung einerseits sowie zwischen der Forsteinrichtung - synonym: Forst-Betriebsplanung - als mittel- und langfristige Betriebsplanung andererseits. Die Forsteinrichtung stellt für alle Forstbetriebe mit einer Mindestfläche von 50 ha eine Pflichtaufgabe für die Waldbesitzenden dar. Dabei schließt die Planung grundsätzlich die "Umweltvorsorge" ein. Der Gesetzgeber versteht die Berücksichtigung von Waldfunktionen in der mittelfristigen Planung also als gesamtökologische Vorsorgeleistung der Betriebsplanung. Die Forsteinrichtung hat das Oberziel der Sicherung der Nachhaltigkeit und wird in neuerer Zeit als umfassende Planung verstanden, die neben der Nutzfunktion auch alle anderen Waldfunktionen gleichberechtigt berücksichtigt.

Bei der Forsteinrichtungsplanung sind insbesondere die Zielsetzungen der Waldbesitzenden als Planungsgrundlage zu berücksichtigen. In den ländlichen Gemeinden sind die am häufigsten genannten Zielsetzungen

- die Sicherung der Liquidität des Gemeindehaushalts durch ein mindestens positives Betriebsergebnis des Gemeindewaldes
- eine ausreichende Versorgung mit Brennholz für die örtlichen Käufer
- ein guter Wegezustand als Grundlage für den Erholungswert des Waldes.

Neben weiteren Zielen werden aber auch

- die Erhaltung des Waldvermögens, das als Vermögenswert in die kommunale Doppik eingeht
- die Sicherung der Arbeitsplätze im Wald und
- der Biotopschutz

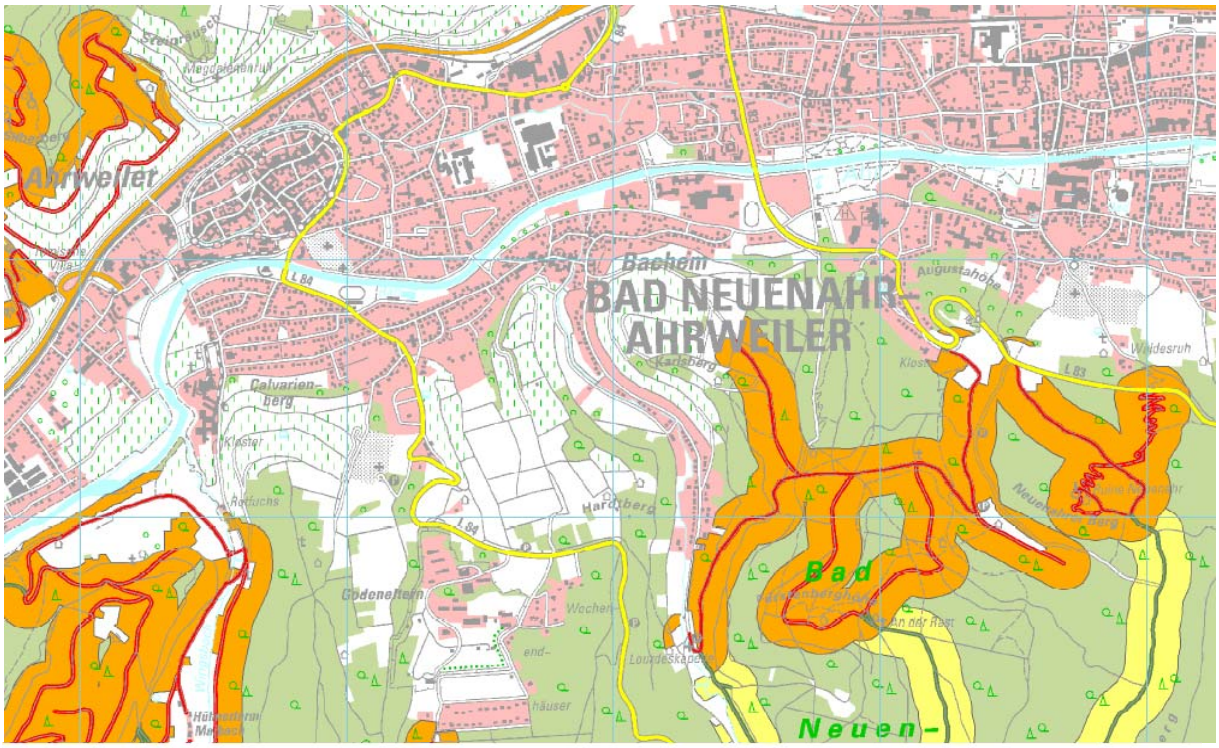
genannt. Dabei besteht in der Zielhierarchie erfahrungsgemäß ein deutlicher Unterschied zwischen ländlichen und urbanen Bereichen. Biotopschutz und Erholungsfunktion spielen im urbanen Bereich eine deutlich höhere Rolle als in ländlich geprägten Gebieten.

Waldfunktionenkartierung, Waldfunktionenanalyse und Umweltvorsorgeplanung

Die Forsteinrichtung setzt sich klassisch zusammen aus den drei Bestandteilen

- Waldinventur
- Analyse des abgelaufenen Planungszeitraums und
- Betriebsplanung

Im Bereich der Ökosystemdienstleistungen entspricht die Waldfunktionenkartierung der Waldinventur, die Waldfunktionenanalyse der Analyse und die Umweltvorsorgeplanung ergänzt die Planung um einen umweltbezogenen Aspekt.



Zeichenerklärung

Erholungsschwerpunkte (Punktförmige Objekte)

Erholungsschwerpunkte (Flächige Objekte)

Waldflächen mit

intensiver Nutzung

überdurchschnittlicher Nutzung

Stufe 3 - intensive Wegefrequentierung

Stufe 2 - überdurchschnittliche Wegefrequentierung

ohne Signatur — Stufe 1 - geringe Wegefrequentierung

Beurteilungsmatrix "Jährliche Wegefrequentierung"

Häufigkeit der Wegebenutzung	Anzahl der Besucher: wenige (1 bis 20)	viele (21 bis 50)	sehr viele (über 50)
regelmäßig an mehreren Tagen in der Woche mind. an 3 Tagen in der Woche	Stufe 2	Stufe 3	Stufe 3
regelmäßig an Einzeltagen mind. 1x in 2 Wochen	Stufe 1 bis 2	Stufe 2	Stufe 2 bis 3
gelegentlich mind. 1x in 4 Wochen	Stufe 1	Stufe 1 bis 2	Stufe 2
ausnahmsweise	Stufe 1	Stufe 1	Stufe 1

Erfassung der Wegefrequentierung

Kenngröße für die Erholungsnutzung des Waldes

Merkmale zur Einschätzung der Wegefrequentierung sind

1. **die Häufigkeit der Wegenutzung**
   im Laufe des Jahres bei günstigen Witterungsbedingungen
2. **die Stärke der Wegenbenutzung**
   d.h. die dann auftretende durschnittliche Anzahl von Besuchern (Fußgänger, Radfahrer, Reiter) je Besuchstag

Abbildung 1: Waldfunktionenkartierung, Beispiel Erholungsnutzung

Die ***Waldfunktionenkartierung*** hat in Deutschland eine lange Tradition. Dabei werden alle für den Forstbetrieb relevanten Waldfunktionen geografisch dargestellt mit dem Ziel, diese Funktionen in der täglichen Praxis aber auch in der jährlichen und mittelfristigen Planung ausreichend zu berücksichtigen. Bedeutung hat die Waldfunktionenkartierung insbesondere bei öffentlichen Planungen. Sie dient dort als Grundlage für forstfachliche Stellungnahmen.

Bei der Datenherkunft ist zu unterscheiden zwischen Daten, die von anderen Fachverwaltungen übernommen werden - beispielhaft sind hier die Ergebnisse der Biotopkartierung, Schutzgebiete, wie Naturschutzgebiete, Naturparke, FFH- und Vogelschutzgebiete oder Heilquellen und Wasserschutzgebiete zu nennen. Daneben gibt es Flächen mit formellem Schutzstatus durch eine Ausweisung durch die höhere Forstbehörde und übrige Waldfunktionen, die entweder durch eine standardisierte GIS-Herleitung ausgewiesen werden oder vor Ort kartiert werden. Anhang 1 gibt einen Überblick über die in Rheinland-Pfalz in der Waldfunktionenkartierung verwendeten Funktionen.

Im Rahmen der ***Waldwirkungsanalyse*** wird in jedem Waldort geprüft, ob die vom Waldbesitzer genannten bzw. in der Waldfunktionenkartierung dargestellten Ziele von der aktuellen Waldstruktur erbracht werden und durch welche waldbaulichen Maßnahmen die Waldstruktur ggf. optimiert werden kann. Dabei spielt die Zielhierarchie des Waldbesitzers eine besondere Rolle. Diese Zielhierarche kann sich im Laufe der Zeit durch geänderte gesellschaftliche Ansprüche oder veränderte Umweltbedingungen ändern, was dementsprechend eine Änderung der Waldfunktionen und damit des Waldzustands nach sich ziehen sollte. Bei der Waldwirkungsanalyse sind vom Forsteinrichter dabei nach Möglichkeit auch zukünftige gesellschaftliche Ansprüche an den Wald zu antizipieren.

Umweltvorsorgeplanung

Mit dem Konzept der Umweltvorsorgeplanung geht die Forsteinrichtung in Rheinland-Pfalz bewusst einen Schritt weiter: Rheinland-Pfalz ist gekennzeichnet von einem mit 42 % sehr hohen Waldanteil. Fast die Hälfte der Waldfläche besteht in Rheinland-Pfalz aus Gemeindewald, wobei die durchschnittliche Betriebsgröße bei etwa 200 Hektar liegt. Ziel der Umweltvorsorgeplanung war es, den Wald für die Waldbesitzenden auch neben der Nutzfunktion in Wert zu setzen, indem potenzielle Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen oder einfach signifikante Verbesserungsmöglichkeiten von Natur und Landschaft als solche im Betriebswerk (Synonym Forsteinrichtungswerk) dargestellt werden. Dadurch werden besonders die Kommunen in die Lage versetzt, anstehende Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen in ihrem Eigentum umzusetzen. Bald schon wurde aber klar, dass das Instrument der Umweltvorsorgeplanung auch dazu dienen kann spezielle Bedürfnisse der Waldbesitzenden im Hinblick auf die Erfüllung verschiedener Ziele zu realisieren, wie z. B. Hochwasserschutz, Wind- oder Erosionsschutz.

Ausgehend vom Waldzustand, den festgestellten oder nachgefragten Waldfunktionen und den Ergebnissen der Waldwirkungsanalyse werden in der Umweltvorsorgeplanung von Forsteinrichterin bzw. Forsteinrichter Maßnahmen zur signifikanten Verbesserung der Waldfunktionen dargestellt. Damit steht die Umweltvorsorgeplanung neben der waldbaulichen Planung und ergänzt diese oder stellt Alternativen dar.

In Abhängigkeit vom Grad der Planungsbindung wird zwischen Maßnahmen differenziert, die im kommenden Forsteinrichtungszeitraum aufgrund vorhandener öffentlich-rechtlicher Festlegungen umgesetzt werden müssen ("***festgesetzt***"), die betrieblich geplant und gewollt sind ("***geplant***") und Maßnahmen, die potenziell umgesetzt werden können unter dem Vorbehalt der Finanzierbarkeit bzw. des Bedarfs an Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen ("***potenziell***").

Jede in der Umweltvorsorge geplante Maßnahme soll grundsätzlich zu einer signifikanten Verbesserung von Natur- und Umwelt führen, so dass der Endzustand eine höhere ökologische Wertigkeit besitzt als der Ausgangszustand. Solche Maßnahmen sind dem Grunde nach als Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen anerkennungsfähig, wobei in Rheinland-Pfalz kein Punkte-System, wie in anderen Bundesländern existiert. Vielmehr soll zwischen Eingriff und Ausgleich ein funktionaler und räumlicher Zusammenhang bestehen.

Der Begriff der "***Funktionalität***" korrespondiert dabei wieder mit dem der Waldfunktion. Funktional bedeutet in diesem Zusammenhang, dass die Maßnahme eine Verbesserung im Hinblick auf die beeinträchtigten Umweltwirkungen, wie Biotop- und Artenschutz (hier besonders im Hinblick auf die durch den Eingriff beeinträchtigten Arten), auf Wasserschutz oder Bodenschutz z.B. leisten soll. Eine Verwaltungsvorschrift konkretisiert das Verfahren.

Grundsätzlich ist es möglich, eine Ersatzmaßnahme auch schon vor Beginn eines Eingriffs durchzuführen und in ein sog. "***Ökokonto***" einzubuchen. Eine Maßnahme, wie z.B. die Einbringung standortgerechter Baumarten oder die Anlage eines Waldrands, kann dadurch zum Zeitpunkt des Eingriffs bereits eine Wirkung entfalten. Voraussetzung für die Anerkennung und Ausbuchung ist eine zielgerechte Entwicklung und eine funktionale Entsprechung von Eingriff und Ausgleich.

Eine Maßnahme kann grundsätzlich mehreren Wirkungszielen dienen. So hat z.B. das Einbringen standortheimischer Laubbäume in der Wirkungsgruppe Arten- und Biotopschutz Einfluss auf einen naturnahen Waldaufbau, sie dient ferner dem Wasserschutz und dem Bodenschutz. Eine Maßnahme kann also viele Wirkungen haben. Ferner besteht eine hierarchischer Zusammenhang zwischen Wirkungsgruppe (z.B. Arten- und Biotopschutz) und Wirkungsziel (z.B. Quell- und Bachuferwald). Im Bereich Arten- und Biotopschutz werden nur solche Maßnahmen dargestellt, die über den forstlichen Standard ("gute fachliche Praxis") hinausgehen. Die Planungen orientieren sich soweit wie möglich an existierenden naturschutzfachlichen Planungen. Im Rahmen der Betriebskalkulation in der Forsteinrichtung werden die Kosten für die im kommenden Jahrzehnt vorgesehenen Maßnahmen kalkuliert. Betriebswirtschaftliche Auswirkungen einschließlich der Folgekosten müssen für den Waldbesitzenden transparent sein, ebenso wie ggf. Risiken - z.B. bei vorzeitiger Nutzung - oder die Wechselbeziehungen zu anderen Waldfunktionen dargestellt werden müssen.

Gerade im Mittelgebirge werden die ***Folgen des Klimawandels*** nicht nur durch die verstärkten zufälligen Nutzungen in der Baumart Fichte, sondern auch durch regionale Hochwasserereignisse und Bodenerosion spürbar. So entgleiste im Sommer 2011 ein Zug auf der linksrheinischen Rheintalstrecke und legte den Bahnverkehr dadurch für fast eine Woche still oder es werden Ortschaften in schmalen Kerbtälern durch Hochwasser oder Muren überflutet. Während sich "Jahrhunderthochwasser" kaum beeinflussen lassen, kann die forstliche Be-

wirtschaftung einen wirksamen Beitrag zur Vermeidung dieser Folgeschäden des Klimawandels leisten. Der Maßnahmenkatalog, der in der Umweltvorsorgeplanung zu den Themenkomplexen Wasserrückhalt hinterlegt ist, wurde erheblich durch das EU InterReg-Projekt "*WaReLa*" (Water Retetion by Landuse; vergl.: www.warela.eu) erweitert. Als beispielhafte Maßnahmen seinen hier genannt:

- Rückbau Erschließung (Wegerückbau, Entsiegelung)
- Wiederherstellung natürlicher Bodenwasserhaushalt
  (meist Maßnahmenkomplex: Rückbau Drainagen, Wiedervernässung
- Wasserableitung in retentionsfähige Bereiche
- Renaturierung Gewässer
- Entwicklung einer natürlichen Gewässer begleitenden Vegetation
- Rekultivierung ehemaliger Hangbrücher / Moore

Foto 1: Zugunglück aufgrund Bodenerosion im Stockausschlagwald (Foto: Rhein-Zeitung)

Foto 2: Rekultivierung eines Hangmoores

Hinsichtlich des ***Erosionsschutzes*** werden häufig Maßnahmenkomplexe geplant, um die Vertikalstruktur des Waldes nachhaltig zu fördern oder es werden durchgewachsene Niederwälder mosaikartig auf den Stock gesetzt, um eine Überalterung der Stöcke zu verhindern, die insbesondere bei hohen Hainbuchen-Anteilen zu einer Destabilisierung der Stockausschlagwälder führen kann, in deren Folge die Erosionsschutzwirkung nicht mehr hinreichend gewährleistet ist.

Foto 3: Erosionsschäden nach regionalem Starkregenereignis

Im Zusammenhang mit der Natura 2000 Bewirtschaftungsplanung kommt der Umweltvorsorgeplanung in der Forsteinrichtung die ***Konkretisierung der Natura 2000-Ziele*** zu. Während die Bewirtschaftungspläne im Wald grundsätzlich allgemeine Ziele und Leitlinien formulieren und darüber hinaus auf herausragende Besonderheiten eingehen sollen, erfolgt die flächenscharfe Detailplanung im Wald im Rahmen der Umweltvorsorgeplanung. Dadurch können Wille und Leistungsfähigkeit der Waldbesitzenden in besonderem Maße berücksichtigt werden. Auch hier wird unterschieden zwischen Verschlechterungsverbot, geplanter Verbesserung und potenziell wünschenswerten Maßnahmen.

Zusammenfassend stellt die Umweltvorsorgeplanung die relevanten Verbesserungsmöglichkeiten von Natur und Umwelt in der Betriebsplanung waldortscharf dar. Sie dient damit auch der Konkretisierung der Natura 2000 Bewirtschaftungspläne. Das Verfahren wird grundsätzlich in allen Waldbesitzarten angewandt. In der Umweltvorsorgeplanung werden insbesondere auch potenzielle Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen dargestellt, die im Gemeindewald geeignet sind, beeinträchtigende Eingriffe möglichst im eigenen Eigentum auszugleichen. Diese Maßnahmen werden in der Regel als Eventualplanung dargestellt. Auf Wunsch der Waldbesitzenden ist aber auch eine mit der unteren Naturschutzbehörde abgestimmte Detailplanung möglich. ("***erweiterte Umweltvorsorgeplanung***").

Darüber hinaus können durch den Planer für den Waldbesitzer wichtige Waldfunktionen planerisch ausgestaltet werden, wie z.B. Planungen zum Wasserrückhalt oder gesonderte Erholungswaldplanungen. Dies erfolgt gegen Aufwandserstattung. Grundsätzlich entscheidet der Waldbesitzer bei allen Planungen, die über den gesetzlichen Standard hinausgehen, ob und in welchem Umfang diese umgesetzt werden.

Abschließend stellt sich hinsichtlich der Umsetzung von Waldfunktionen bzw. Umweltdienstleistungen besonders im Nichtstaatswald die Frage der ***Finanzierung***. In vielen Fällen liegt eine Umsetzung der geplanten Umweltvorsorge im Interesse der Waldbesitzenden. In anderen Fällen bedeutet dies aber einen z.T. erheblichen Mehraufwand. Teilweise sind z.B. naturschutzfachliche Ziele oder Schutzfunktionen nicht nur mit einem Mehraufwand sondern zuerst mit einem Minderertrag verbunden. Verzichtet der Waldbesitzer z.B. auf eine ertragreichere Baumart, um Waldfunktionen zu erbringen, kann dies auch entgangenen Gewinn bzw. Opportunitätskosten induzieren. Dies ist verknüpft mit der Frage der Bewertung von Mehraufwand, Minderertrag bzw. Opportunitätskosten. Neben noch nicht vorhandenen anerkannten Bewertungskonventionen ist hier insbesondere die Frage der Abgrenzung der Sozialpflichtigkeit des Eigentums von öffentlich zu finanzierenden Bewirtschaftungserschwernissen zu klären. Dabei kann durchaus differenziert werden zwischen verschiedenen Graden der Bereitstellung einer Ökosystemdienstleistung. Eine modifizierte staatliche Förderung wäre dabei möglicher Weise ein sinnvolles Instrument, um entsprechende Anreize bei den Waldbesitzenden zu schaffen.

Anhang 1

Übersicht: Liste der Waldfunktionen Rheinland-Pfalz Stand: Mai 2008

Waldwirkungsgruppe	**Waldfunktionen**	**Inhalt digitale Waldfunktionenkarte**
Wasserschutz	Wasserschutzgebiet (LWG)	x
	Heilquellenschutzgebiet (LWG)	x
	Überschwemmungsgebiet (LWG)	x
	Wasserwirtschaftlich schutzbedürftige Fläche	
	Überschwemmungsgefährdete Gebiete	x
	Schutzwald Wasserrückhalt	
	Wasserschutzwald (LWaldG)	
Bodenschutz	Bodenschutzwald (LWaldG)	
	Bodenschutzwald / Erosionsschutzwald	x
	Bodenschutzwald / Schutz grundwassergeprägter Standorte	
	Bodenschutzwald /Schutz seltener Böden	
Klimaschutz	Klimaschutzwald (LWaldG)	
	Regionaler Klimaschutzwald	
	Lokaler Klimaschutzwald	x
Objektschutz	Regionaler Immissionsschutzwald	
	Lokaler Immissionsschutzwald	x
	Immissionsschutzwald (LWaldG)	
	Lärmschutzbereich	
	Lärmschutzwald	x

	Sichtschutzwald	x
	Straßenschutzwald (FStrG)	
	Straßenschutzwald (LWaldG)	
	Verkehrstrassenschutzwald	x
	sonstiger Schutzwald (LWaldG)	
Biotop- und Artenschutz	Kartierter Biotop des LFUG	x
	§ 28 Flächen (LNatSchG)	x
	Sonstige wertvolle Waldbiotope	
	FFH-Gebiete (LNatSchG)	x
	Vogelschutzgebiete (LNatSchG)	x
	Biotopschutzwald (LWaldG)	
	historisch alter Wald	
	Wildschutzgebiet (LJG)	
Landschaftsschutz	Landschaftsschutzgebiet (LNatSchG)	x
	Naturpark (LNatSchG)	x
	Geschützte Landschaftsbestandteile (LNatSchG)	x
	Naturschutzgebiet (LNatSchG)	x
	Naturdenkmal (LNatSchG)	x
	Sehenswertes Naturgebilde	
	Biosphärenreservat (LNatSchG)	x
	Wertvoller Waldbestand oder Waldrand	
	Wald um ein Bodendenkmal	
	Wald um ein Kulturdenkmal	
Forschung u. Entwicklung	Versuchsfläche / Genressourcensicherung	x
	Versuchsfläche / Naturwaldreservate	x
	Versuchsfläche / Sonstige Versuchsflächen	x
	Fläche forstliches Vermehrungsgut	x
Erholung	Erholungswald	x
	Erholungsschwerpunkt	x
	Erholungswald (LWaldG)	
	Wildschaugehege	

Umweltökonomische Bewertungsansätze für Wald-Ökosystemdienstleistungen

PETER ELSASSER

Institut für Ökonomie der Forst- und Holzwirtschaft, J. H. von Thünen-Institut (vTI)

1. Einleitung

Interdisziplinäre Diskussionen werden oft durch unklare Vorstellungen über fachspezifische Theoriebezüge und die daraus folgende Methodenwahl erschwert; zudem bedeuten viele der zur Beschreibung verwendeten Begriffe in unterschiedlichen Disziplinen (und manchmal auch in der Alltagssprache) jeweils etwas anderes. Der in diesem Band dokumentierte Workshop hatte zum Ziel, vor dem Hintergrund des Millennium Ecosystem Assessment der Vereinten Nationen (MEA) und des dort entwickelten Konzeptes der „Ökosystemdienstleistungen“ solchen Problemen zu begegnen; im Fokus standen dabei waldbasierte Güter und die Möglichkeiten zu deren Bewertung.

Im Folgenden werden aus umweltökonomischer Sicht zunächst die Klassifikation der „Ökosystemdienstleistungen“ und deren Definitionen nach dem MEA sowie einige damit zusammenhängende Probleme dargestellt (Abschnitt 2). Abschnitt 3 erläutert, inwieweit die empirische Ermittlung sozialer Bewertungen in der Wohlfahrtstheorie (auf der die Umweltökonomie aufbaut) auf methodologische Normen zurückgreift, und grenzt diese gegen Werturteile im engeren Sinne ab. Auf dieser Basis beleuchtet Abschnitt 4 den Wertbegriff der Umweltökonomie, stellt Konsumentenrenten als Bewertungsmaß für den individuellen Nutzen von (Umwelt-) Gütern vor und grenzt dieses Maß gegen Preise (und Kosten) ab. Abschließend werden in Abschnitt 5 die Methoden angesprochen, mit denen Konsumentenrenten für Umweltgüter (bzw. für die unterschiedlichen Kategorien von „Ökosystemdienstleistungen“ nach dem MEA) ermittelt werden können.

2. „Ökosystemdienstleistungen“ nach dem Millennium Ecosystem Assessment

Naturgüter und ihr Nutzen für die Menschen werden in verschiedenen Umweltwissenschaften schon seit langem thematisiert. Spätestens durch das „Millennium Ecosystem Assessment“‘ der Vereinten Nationen (MEA 2003, 2005) – ein Großprojekt, an dem über 1300 Autoren unterschiedlichster Fachgebiete beteiligt waren – ist dieser Nutzen unter der Parole „Ökosystemdienstleistungen” auch politisch populär gemacht worden. Das MEA definiert Ökosystemdienstleistungen umfassend als „die Vorteile, welche Menschen aus Ökosystemen beziehen“ („the benefits people obtain from ecosystems“; MEA 2003:3ff.) und unterteilt sie in vier Kategorien, die wie folgt definiert und mit Beispielen illustriert werden:[4]

- Als „bereitstellende Leistungen“ (provisioning services) werden im MEA aus Ökosystemen bezogene Produkte bezeichnet (Beispiele: Nahrungsmittel, Trinkwasser, Brennholz);

[1]Quelle: MEA 2003:5 (eigene Übersetzung)

- „regulierende Leistungen“ (regulating services) sind dort definiert als Vorteile bzw. Nutzen, die aus der Regulation von Ökosystemprozessen entstehen (Beispiele: Klimaregulation, Wasserreinigung);
- mit „kulturellen Leistungen“ (cultural services) sind immaterielle Vorteile/Nutzen aus Ökosystemen angesprochen (Beispiele: Erholung, kulturelles Erbe);
- „unterstützende Leistungen“ (supporting services) umfassen nach dem MEA schließlich solche Leistungen, die für die Produktion sämtlicher anderen Ökosystemdienstleistungen notwendig sind (Beispiele: Bodenbildung, Nährstoffkreisläufe).

Diese Klassifikation dient dem Anliegen des MEA, naturbasierte Güter und deren Werte möglichst erschöpfend zu erfassen – nicht zuletzt, um dadurch das Bewusstsein für die Gefährdung vieler Ökosysteme weltweit zu stärken und die politische Bereitschaft zu ihrem Schutz zu fördern. Aufgrund des politischen Gewichtes des MEA haben die dort etablierten Begrifflichkeiten weite Verbreitung gefunden und sind nicht zuletzt für die politiknahe Forschung praktisch relevant.

Die Kategorien des MEA eignen sich jedoch kaum als Standardklassifikation für sämtliche denkbaren Anwendungsfälle (FISHER *et al.* 2009): Beispielsweise werden in der Ökosystemforschung, der Landschaftsplanung, der Umweltberichterstattung oder der ökonomischen Bewertung ganz unterschiedliche Aspekte von Ökosystemdienstleistungen thematisiert, die bisweilen eine stärkere themenspezifische Differenzierung erfordern. An den im MEA verwendeten Kategorien und den dazugehörigen Definitionen hat sich daher eine ausgiebige Diskussion entzündet (u.a. BOYD & BANZHAF 2007; BROWN *et al.* 2007; WALLACE 2007; FISHER & TURNER 2008), wie sie ähnlich von deutschsprachigen Forstwissenschaftlern schon früher zur Unterscheidung von Wirkungen, Funktionen und Leistungen des Waldes bzw. der Forstwirtschaft geführt worden ist (s. BURSCHEL 1994; BLUM *et al.* 1996; MANTAU 1997; OESTEN 1997; MANTAU 1998). Mit konkretem Bezug auf die ökonomische Bewertung von Leistungen des Waldes erweist sich an der MEA-Klassifikation als wenig zweckmäßig, dass sie ökologische *Prozesse*, deren materielle und immateriellen *Produkte* sowie den *Nutzen* dieser Produkte sämtlich unter „Ökosystemleistungen“ subsumiert und nicht unterscheidet, ob es sich bei diesen „Ökosystemdienstleistungen“ um Waren, Dienstleistungen oder ideelle Güter, um Ergebnisse ökosystemarer oder kultureller Prozesse, um Zwischen- oder Endprodukte sowie ob es sich um marktgängige oder nicht vermarktete Güter handelt. Dies kann Verständnisprobleme hervorrufen und bei praktischen Bewertungen auch zu Doppelzählungen führen. Um das zu vermeiden, nutzt die folgende Darstellung die in der Ökonomie übliche Terminologie (gegebenenfalls unter Verweis auf die jeweiligen MEA-Kategorien).

3. „Bewertung“: Normativ oder empirisch?

„Bewerten“ bedeutet im allgemeinen Sprachgebrauch, ein Werturteil über etwas zu fällen (indem Informationen über einen Sachverhalt mit persönlichen Werthaltungen verknüpft werden). Im Gegensatz zu dieser normativ-preskriptiven Bedeutung geht es bei empirischen

„Bewertungen“ in der (paretianischen)[5] Umweltökonomie lediglich darum, bestehende Werthaltungen in der Gesellschaft zu ermitteln; relevant sind also nicht die Werthaltungen der Ökonomie oder der jeweiligen Ökonomen, sondern die der untersuchten Menschen bzw. sozialen Gruppen. Strenggenommen handelt es sich also nicht um „Bewertung“, sondern um „Ermitteln von Bewertungen“. Entsprechend ist auch der Zweck der ökonomischen Umweltbewertung nicht, umweltbezogene Entscheidungen zu treffen oder zu präjudizieren, sondern vielmehr, individuelle Werthaltungen in der Gesellschaft offenzulegen und damit eine Basis für kollektive Entscheidungen zu liefern. Der umweltökonomische Bewertungsansatz knüpft damit an die Analyse realer (oder hypothetischer) Entscheidungssituationen an, wie sie z.B. bei Kaufentscheidungen oder auch bei politischen Abstimmungen vorliegen.

Auch solchen empirischen Umweltbewertungen liegen Normen zugrunde; diese sind aber nicht inhaltlicher, sondern lediglich methodologischer Art. Die beiden wesentlichen methodologischen Normen der (paretianischen) Umweltökonomie sind die des Individualismus‘ und der Selbstbestimmung; in Übereinstimmung mit der individualistisch-liberalen Demokratieauffassung in unserer Gesellschaft besagen sie, dass für die Messung gesellschaftlicher Wohlfahrt allein das Wohlergehen der einzelnen Gesellschaftsmitglieder relevant ist (nicht etwa das „des Staates“ oder „der Natur“), und dass auch nur die Einzelnen selbst bestimmen können, was ihrem Wohlergehen dient (nicht aber Andere, seien diese nun Regierungsbehörden, Naturschutz- oder Wirtschaftsexperten).

Eine weitere Vorbemerkung scheint in Bezug auf den Begriff „Bewertung“ angezeigt: Insbesondere an der Schnittstelle zwischen Umwelt- und Entwicklungspolitik wird an die ökonomische Bewertung von Umweltleistungen unter dem Stichwort „payments for environmental services“ (PES) bisweilen die Erwartung geknüpft, diese Umweltleistungen gleichzeitig „in Wert setzen“ (bzw. vermarkten und dadurch finanzieren) zu können; PES erscheinen als ein hoffnungsvoller Weg, um Anliegen des Umweltschutzes mit solchen der Armutsbekämpfung zu verbinden. Bewerten und Vermarkten ist aber nicht das Gleiche. Für die Etablierung von PES-Schemata können Umweltbewertungen daher zwar wichtige Informationen zuliefern; für die konkrete Vermarktung von Umweltleistungen ist aber zusätzlich ein geeigneter institutioneller Rahmen notwendig, der allein durch die Bewertung nicht geschaffen wird.

4. Theoretischer Ansatz der umweltökonomischen Bewertung

Aus ökonomischer Sicht haben Güter dann einen Wert, wenn sie für Menschen von Nutzen sind – gleichgültig, ob für diese Güter Märkte bestehen oder nicht. Dieser Nutzen (oder Gewinn an Lebensqualität) ist weder direkt beobachtbar noch direkt messbar. Folgt man der paretianischen Wohlfahrtsökonomie, so zeigt sich der Nutzen eines (Umwelt-) Gutes indirekt: Wenn ein Mensch das Umweltgut einer Alternative vorzieht, ist dessen individueller Nutzen offensichtlich höher als das der Alternative. Solche relativen Nutzenvergleiche führen zu ordinalen, nicht zu kardinalen Maßen; Nutzen ist daher nur ordinal messbar. Einen kardinalen

[5] Die paretianische Umweltökonomie ist ein Teilgebiet der Wohlfahrts- bzw. Allokationstheorie, die auf Vilfredo Pareto zurückgeht. Eine Einführung bietet z.B. SCHALTEGGER 2000 (S. 20 ff.); eine hervorragende grundlegende Darstellung der Allokationstheorie findet sich bei SOHMEN 1992.

Indikator für den individuellen Nutzen erhält man jedoch, wenn man untersucht, auf wie viele andere Güter oder Annehmlichkeiten ein Mensch für eine bestimmte Menge des in Frage stehenden Umweltgutes verzichten würde. Diese Austauschrelationen werden der Einfachheit halber meist in Geldeinheiten bemessen (es müssen aber nicht zwingend Geldeinheiten sein; diesen kommt lediglich die Funktion zu, die Austauschbeziehungen zwischen den jeweiligen Gütern darzustellen).

Man ermittelt also, wie viel an Geld oder an anderen Gütern ein Mensch für ein Gut zu zahlen bereit wäre. Ist seine maximale Zahlungsbereitschaft für eine bestimmte Menge des in Frage stehenden Gutes genauso hoch wie dessen Marktpreis, dann reflektiert der Marktpreis offensichtlich den Nutzen dieses Gutes für das jeweilige Individuum. Bei genauerer Betrachtung ist dies aber ein Spezialfall. Oft sind Marktpreise höher als die Zahlungsbereitschaft (dann kommt es nicht zum Kauf, selbst wenn das Gut käuflich erworben werden kann). Umgekehrt sind Preise oft niedriger als Zahlungsbereitschaften, ein Gut ist einem Menschen also mehr wert, als er dafür bezahlen müsste. In diesem Fall bezieht er mit dem Erwerb des Gutes zusätzlich eine Rente („Konsumentenrente“).

Diese Konsumentenrente lässt sich mit Hilfe der zugehörigen Nachfragekurve bestimmen: Unter der Annahme rationalen Verhaltens versucht ein Konsument, seinen Konsum des jeweiligen Gutes so lange auszudehnen, bis der Nutzen der letzten noch konsumierten Einheit dem Marktpreis entspricht, weil er dadurch mehr Rente bezieht. Geht man davon aus, dass der zusätzliche Nutzen einer konsumierten Einheit abnimmt, je mehr von dem Gut bereits konsumiert worden ist, so wird auch die Zahlungsbereitschaft mit zunehmender Konsummenge geringer werden. Ordnet man nun unterschiedlichen Gütermengen die jeweils entsprechende Zahlungsbereitschaft zu, so ergibt sich die individuelle Nachfragekurve nach einem Gut (Abbildung 1). Die Fläche unter dieser Nachfragekurve, soweit sie den Marktpreis übersteigt, ist die Konsumentenrente, das gesuchte Bewertungsmaß. Bei Marktpreisen von Null (wie im Fall preisloser Güter) ist die gesamte Fläche unter der Nachfragekurve identisch mit der Konsumentenrente; bei positiven Preisen reduziert sich die Konsumentenrente um diejenigen Ausgaben, die vom Konsumenten an den Anbieter gezahlt werden.

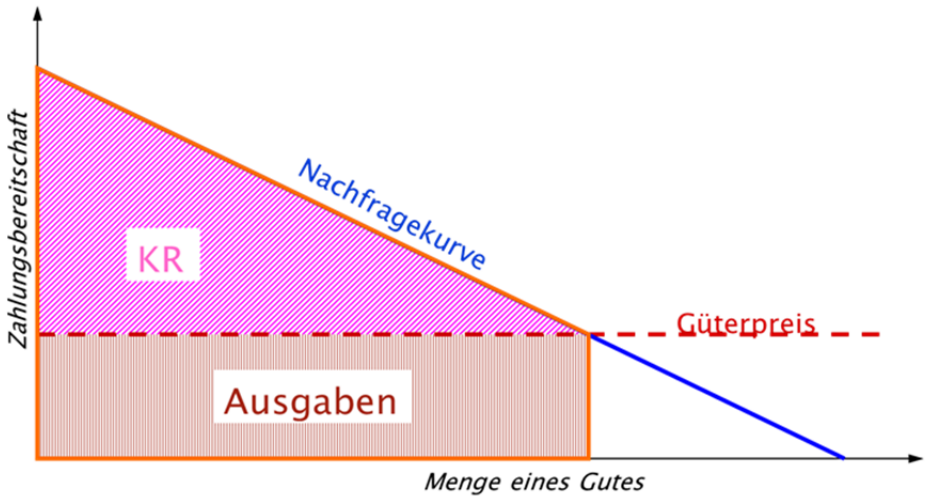


Abbildung 1: Marktpreis, Nachfragekurve, Konsumentenrente (KR), Ausgaben (schematisch)

In Bezug auf die Bewertung von Umweltgütern verdeutlicht diese Darstellung einige wichtige Gegebenheiten:

- Erstens ist die ökonomische Bewertung eines Umweltgutes nur dann überhaupt sinnvoll, wenn es durch andere Güter substituiert werden kann. Gibt es keine Substitute (wie etwa im Falle der Ausstattung mit lebensnotwendigen Umweltgütern), so ist auch eine Bewertung bedeutungslos; hier kommen eher „safe minimum standards" als Instrumente in Betracht.
- Zweitens ist für die Bewertung relevant, wie viel von dem Umweltgut bewertet werden soll. Die meisten politischen Entscheidungen führen nicht dazu, dass bestimmte Umweltgüter gar nicht mehr bereitgestellt werden, sondern nur zu (mehr oder weniger marginalen) Änderungen in der Ausstattung mit diesen Umweltgütern. In diesem Fall ist nur die entsprechende (marginale) Änderung der Konsumentenrenten von Belang, und diese ist pro Gütereinheit tendenziell geringer, wenn es noch ein umfangreiches Angebot des Gutes gibt, als wenn das Gut schon rar geworden ist (so dürfte die Zahlungsbereitschaft für den Erhalt eines einzigen Storchenpaares geringer sein, wenn es in einer Region noch viele Störche gibt, als wenn es sich um das letzte Brutpaar in einer Region handelt). Aus dem gleichen Grund bewerten Menschen, bei gegebener Ausgangsausstattung mit einem Umweltgut, (marginale) Verzichte auf dieses Gut in der Regel auch höher als entsprechende Verbesserungen.
- Drittens verdeutlicht Abbildung **1**, dass Konsumentenrenten bzw. maximale Zahlungsbereitschaften als individuelles Wohlfahrtsmaß nicht unmittelbar mit Marktpreisen (oder auch mit Kosten) verglichen werden können. Konsumentenrenten sind nur in einem Spezialfall gleich dem Marktpreis, sonst jedoch in der Regel höher. Will man daher den Wert von Gütern miteinander vergleichen, so sollte dies grundsätzlich anhand der jeweiligen Konsumentenrenten geschehen. Vergleicht man dagegen Konsumentenrenten für nicht marktgängige Umweltleistungen (wie z.B. die Erholungsleistung von Wäldern) mit den Preisen für andere Umweltgüter, die aus Marktdaten bekannt sind (wie z.B. Rohholz), so wird der Wert der letzteren systematisch unterschätzt. Diese Gefahr ist für alle Güter gegeben, für die Märkte etabliert sind. In der Klassifizierung des MEA sind dies insbesondere die „bereitstellenden Leistungen".[6]

Der ordinale Charakter des Nutzens wirft ein weiteres Problem auf, wenn die Nutzen unterschiedlicher Individuen addiert oder verglichen werden sollen: Es gibt kein wertneutrales (objektives) Verfahren, ordinale Werte zu aggregieren. Daraus folgt, dass auch kein kollektives Bewertungs- oder Entscheidungsverfahren konstruiert werden kann, welches alle Individuen gleichberechtigt beteiligt und dabei stets widerspruchsfrei ist (ARROW 1963). Dieses Problem betrifft *alle* sozialen Bewertungs- und Entscheidungsverfahren, nicht nur ökonomische Bewertungen. Jedes dieser Verfahren erfordert daher zusätzliche Konventionen, die implizit mit Werturteilen verbunden sind. So hat eine einfache Addition individueller (kardinaler) Zahlungsbereitschaften – wie sie in der Marktwirtschaft alltäglich ist – zwar die erwünschte Ei-

[6] Da Nachfragekurven aus Marktpreisen abgeleitet werden können, lassen sich Konsumentenrenten bzw. deren Veränderungen auch für diese Güter bestimmen. Das angesprochene Problem ist also, obwohl es verbreitet auftritt, grundsätzlich vermeidbar.

genschaft, individuell unterschiedlich stark ausgeprägte Interessen an einem Gut zu berücksichtigen; dabei wird aber in Kauf genommen, dass auch die jeweilige Zahlungsfähigkeit das Ergebnis mitbestimmt, welches somit auch von der Einkommensverteilung in der Gesellschaft beeinflusst wird. Dem kann zwar durch eine Gewichtung mit der Zahlungsfähigkeit begegnet werden; die Wahl der entsprechenden Gewichte ist aber zwangsläufig willkürlich. Auch demokratische Abstimmungsverfahren sind keine wertneutrale Alternative: Sie werden zwar nicht durch unterschiedliche Zahlungsfähigkeiten beeinflusst, ignorieren aber, dass die Interessen an Gütern unterschiedlich intensiv sind. Die Minderheit unterliegt so stets der Mehrheit, selbst wenn die Präferenzen der Minderheit (z.B. für den Erhalt eines Naturschutzgebietes) sehr stark, die dem entgegenstehenden Präferenzen der der Mehrheit dagegen nur schwach ausgeprägt sind. Der ökonomischen Bewertung kann daher genauso wenig wie irgendeinem anderen Bewertungsverfahren ein Absolutheitsanspruch zugemessen werden – vielmehr bietet sie Entscheidungs*hilfen*, welche allerdings zur Demokratisierung politischer Entscheidungen sehr notwendig sein können.

5. Methodische Ansätze zur empirischen Bewertung von Waldleistungen[7]

Nachfragekurven können mit unterschiedlichen Methoden ermittelt werden; welche davon geeignet ist, kommt auf die Art des jeweiligen Gutes an. Viele der „bereitstellenden Leistungen“ nach der Klassifikation des MEA sind private Güter, für welche Märkte existieren (z.B. Rohholz, Nahrungsmittel). Für diese Güter lassen sich Nachfragekurven aus den Preis-Mengen-Relationen bzw. aus der Veränderung der Nachfragemenge schätzen, welche sich bei unterschiedlichen Güterpreisen ergibt. Die Bewertung greift hier also darauf zurück, dass Menschen durch ihr beobachtbares Verhalten ihre Präferenzen offenbaren. Aber auch im Fall preisloser öffentlicher Güter[8] lassen sich unter Umständen Präferenzoffenbarungen beobachten, dann nämlich, wenn der Wert öffentlicher Güter die Preise anderer (privater) Güter beeinflusst. Dies ist etwa dann der Fall, wenn ein Waldgebiet zu höheren Preisen für nahegelegene Immobilien führt, sei es aufgrund seiner „regulierenden Leistungen“ (wie etwa dem Schutz vor Lawinen), sei es aufgrund seines Angebots an „kulturellen Leistungen“ (wie den gebotenen Erholungsmöglichkeiten). Bei hinreichender Datenlage kann man solche Preisbestimmungsgründe mit ökonometrischen Verfahren (Regressionsrechnung) isolieren und zur Rekonstruktion von Nachfragekurven nutzen („Hedonic Price Method“, HPM). Auf beobachtbares Verhalten greift auch eine weitere Bewertungsmethode zurück, die „Travel Cost Method“ (TCM). Hier werden Nachfragekurven geschätzt, indem unterschiedlich hohe Reisekosten zu einem (Wald-) Gebiet in Beziehung zu der jeweiligen Nachfragemenge nach Be-

[7] Die Darstellung in diesem Abschnitt folgt weitgehend Dieter et al. 2010.

[8] Das Begriffspaar „private Güter – öffentliche Güter” im ökonomischen Sinn bezieht sich auf die Marktgängigkeit der Güter, nicht aber darauf, ob diese Güter für Privatpersonen oder für „die Öffentlichkeit“ nützlich sind. Öffentliche Güter sind im Gegensatz zu privaten Gütern mangels Konsumrivalität und mangels Gültigkeit des Ausschlussprinzips i.d.R. nicht marktgängig, gleichwohl stiften sie Individuen privaten Nutzen. Umgekehrt dienen private Güter wie z.B. Rohholz qua Arbeitsplatzsicherung und die Ermöglichung von Steueraufkommen auch dem Gemeinwohl.

suchen in diesem Gebiet gesetzt werden. Der Anwendungsbereich dieser Methode ist allerdings weitgehend auf die Erholungsleistung beschränkt (eine „kulturelle Ökosystemleistung“ in der Diktion des MEA).

Auch weitere Beobachtungen können zur Bewertung von Umweltgütern genutzt werden. So können beispielsweise die Kosten von Umweltschäden selbst (Schadenskosten) ermittelt werden oder die zur Vermeidung der Schäden in Kauf genommenen Kosten (Schadensvermeidungskosten). Einen weiteren Ansatz für die Bewertung bieten Preise und Gebühren, die aufgrund staatlicher Intervention für bestimmte Umweltnutzungen zu zahlen sind. Die letztgenannten Ansätze spiegeln allerdings nicht die individuelle Nachfrage nach Umweltgütern wider; sie drücken die Präferenzen der beteiligten politischen Instanzen aus.

Über die beschriebenen Bewertungsmethoden der individuellen Präferenzoffenbarung hinaus stehen Methoden zur Verfügung, die anstelle offenbarter Präferenzen an geäußerten Präferenzen ansetzen, Nachfragekurven also aus (repräsentativen) Befragungen ermitteln. Im Wesentlichen gibt es zwei verschiedene methodische Ansätze. Bei der „Contingent Valuation Method“ (CVM) wird den Befragten ein hypothetischer Markt beschrieben: Für das zu bewertende Gut müsste bezahlt werden; daraufhin wird die maximale Zahlungsbereitschaft unter den geschilderten Umständen ermittelt. Während mit der CVM normalerweise einzelne Güter oder Umweltveränderungen einer bestimmten Qualität bewertet werden, sind „Choice Experiments“ (CE) auch in der Lage, multidimensionale Umweltveränderungen synchron zu bewerten: Hier werden den Befragten alternative Beschreibungen eines zu bewertenden Güterbündels zur Wahl vorgelegt, welche sich in der Ausprägung mehrerer Eigenschaften dieses Güterbündels sowie den dafür zu tragenden Kosten unterscheiden. Aus der Verteilung der entsprechenden Wahlen wird, wiederum mit Hilfe ökonometrischer Verfahren (i.d.R. multiple Logit- bzw. Probit-Analysen), auf die marginalen Zahlungsbereitschaften für die einzelnen Eigenschaften bzw. Bestandteile des Güterbündels geschlossen.

Im Vergleich zu den beobachtungsbasierten sind die befragungsbasierten Methoden generell besser in der Lage, Güter zu bewerten, deren Wertschätzung stark auf nutzungsunabhängigen Motiven beruht (dies ist gerade bei Naturschutzgütern oft der Fall). Im Unterschied zu nutzungsabhängigen Motiven, welche auf den direkten Ge- oder Verbrauch eines Gutes gerichtet sind (oft bezeichnet als „Erlebniswert“), können nutzungsunabhängige Motive darauf abzielen, sich selbst zukünftige Nutzungsmöglichkeiten offenzuhalten, auch wenn man ein Gut aktuell gar nicht nutzt („Optionswert“); sie können altruistischer motiviert sein, wenn es um den Erhalt eines Gutes für andere Zeitgenossen oder für spätere Generationen geht („Vermächtniswert“); oder sie können darauf zurückgehen, dass allein das Wissen um die Existenz eines Gutes Nutzen stiftet („Existenzwert“; ein solches Motiv dürfte z.B. im Falle von Zahlungsbereitschaften für das Wissen um das Überleben von Großsäugern im Wald gegeben sein, selbst wenn die Befragten nicht damit rechnen, solche Großsäuger je zu Gesicht zu bekommen). Daher scheinen die befragungsbasierten Methoden auch tendenziell am besten geeignet, „unterstützende Ökosystemleistungen“ nach der Klassifikation des MEA zu bewerten, da diese per Definition nicht unmittelbar konsumiert werden, sondern nur mittelbar über die durch sie ermöglichte Produktion anderer Güter. Addiert man allerdings den Wert solcher Vorleistungen zu den Werten eines mit Hilfe dieser Vorleistungen produzierten Gutes, so ergibt sich eine Doppelzählung. Abgesehen von speziellen Fragestellungen erscheint

es sinnvoller, die ökonomische Bewertung auf solche Güter zu beschränken, welche bei den jeweiligen Individuen unmittelbaren Nutzen stiften.

Empirische Bewertungen von Wald- und anderen Ökosystemleistungen sind für den deutschsprachigen Raum wesentlich rarer als etwa im angloamerikanischen oder skandinavischen Gebiet; sie sind bislang in räumlicher Hinsicht noch sehr lückenhaft und decken auch bei weitem nicht sämtliche Güter und Leistungen der Wälder ab.[9] Trotz der existierenden Lücken können sie gleichwohl helfen, den Wert von Wäldern für die Gesellschaft und der unterschiedlichen mit ihrer Hilfe bereitgestellten Güter umfassender zu beschreiben. Dies ist eine wichtige Voraussetzung, um gesellschaftliche Anliegen besser bei politischen Entscheidungen über den Wald und seine Nutzung berücksichtigen zu können.

6. Literatur

Arrow, K.J. (1963): Social Choice and Individual Values. New Haven and London: Yale University Press (2. Aufl.). 124 S.

Blum, A.; Brandl, H.; Oesten, G.; Rätz, T.; Schanz, H.; Schmidt, S.; Vogel, G. (1996): Wirkungen des Waldes und Leistungen der Forstwirtschaft. Allgemeine Forst Zeitschrift 51 (1), S. 22-26

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

Brown, T.C.; Bergstrom, J.C.; Loomis, J.B. (2007): Defining, Valuing, and Providing Ecosystem Goods and Services. Natural Resources Journal 47 (2), S. 329-376

Burschel, P. (1994): Holzproduktion als ökologische Rechtfertigung des Forstberufes. Allgemeine Forst Zeitschrift 49 (12), S. 622-631

Dieter, M.; Elsasser, P.; Thoroe, C. (2010): Ökonomischer Wert und gesellschaftliche Leistungen der Wälder. In: Depenheuer, O.; Möhring, B. (Hrsg.): Waldeigentum. Zustand und Perspektiven. Berlin Heidelberg: Springer. Bibliothek des Eigentums 8, S. 117-138

Elsasser, P.; Meyerhoff, J. (2007): A Bibliography and Data Base on Environmental Benefit Valuation Studies in Austria, Germany and Switzerland. Part I: Forestry Studies. Hamburg: BFH. Arbeitsbericht des Instituts für Ökonomie 2007/01, 14 S.

Elsasser, P.; Meyerhoff, J.; Montagné, C.; Stenger, A. (2009): A bibliography and database on forest benefit valuation studies from Austria, France, Germany, and Switzerland - A possible base for a concerted European approach. Journal of Forest Economics 15 (1-2), S. 93-107

Fisher, B.; Turner, R.K. (2008): Ecosystem services: Classification for valuation. Biological Conservation 141 (5), S. 1167-1169

Fisher, B.; Turner, R.K.; Morling, P. (2009): Defining and classifying ecosystem services for decision making. Ecological Economics 68 (3), S. 643-653

[9] Ein recht aktueller Überblick über die hier bislang vorliegenden Bewertungen findet sich in einer Meta-Datenbank über forstliche Umweltbewertungsstudien (s. Elsasser & Meyerhoff 2007; Elsasser *et al.* 2009).

Mantau, U. (1997): Funktionen, Leistungen, Wirkungen oder ganz was Neues? Allgemeine Forst Zeitschrift 52 (15), S. 826-827

Mantau, U. (1998): (Erwiderung auf Oesten). Allgemeine Forst Zeitschrift 53 (16), S. 855

MEA (Hrsg.) (2003): Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment. Washington D.C.: Island Press. The Millennium Ecosystem Assessment Series 212 S.

MEA (Hrsg.) (2005): Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Washington D.C.: Island Press. The Millennium Ecosystem Assessment Series 137 S.

Oesten, G. (1997): Funktionen, Leistungen, Wirkungen oder ganz was Neues? (Erwiderung auf Mantau). Allgemeine Forst Zeitschrift 52 (21), S. 1153-1154

Schaltegger, S. (Hrsg.) (2000): Studium der Umweltwissenschaften: Wirtschaftswissenschaften. Berlin, Heidelberg: Springer, 253 S.

Sohmen, E. (1992): Allokationstheorie und Wirtschaftspolitik. Tübingen: Mohr (Paul Siebeck) (2. Aufl.). 468 S.

Wallace, K.J. (2007): Classification of ecosystem services: Problems and solutions. Biological Conservation 139 (3-4), S. 235-246

4. Abschlussvortrag

Waldbehandlung und Waldwirkung - Zum Einfluss forstlicher Nutzung und waldbaulicher Bestandespflege auf verschiedene Waldwirkungen

SVEN WAGNER UND FRANKA HUTH

Institut für Waldbau und Forstschutz, TU Dresden

1 Waldbehandlung und Waldstruktur

Anfänglich griffen menschliche Nutzungen zunächst auf Wirkungen und Leistungen des Waldes zurück, ohne die genauen Ursachen für ihre Entstehung und Präsenz zu kennen (Küster 1998). Erst die Einsicht einer begrenzten Verfügbarkeit natürlicher Wirkungen, verglichen mit den menschlichen Ansprüchen, und das „Lernen am Misserfolg“ führten zur Auseinandersetzung mit den Prozessen innerhalb des Waldökosystems. Folglich lässt sich eine, an den menschlichen Ansprüchen ausgerichtete Wirkung von Wäldern nur dann zielgerichtet erzeugen, wenn eine Verknüpfung zwischen Waldbehandlung und Waldstruktur in nachvollziehbarer Form vorliegt. Der Ansatz konkrete Waldstrukturen und Strukturelemente zu betrachten, bietet den Vorteil einer räumlichen und zeitlichen Einordnung (Scherer-Lorenzen et al. 2005). Dies setzt jedoch die Quantifizierung von Wirkungen und Leistungen voraus. Daraus resultieren zum Teil erhebliche Abweichungen zur idealisierten Naturvorstellung (Selter 2000). Des Weiteren ist von Vorteil, dass natürliche Wälder ebenso über Strukturen und Strukturelemente charakterisiert werden können wie anthropogen stark beeinflusste Waldgebiete. Einerseits lässt sich das Fehlen bestimmter Waldstrukturen über den unmittelbaren Vergleich unterschiedlich beeinflusster Waldökosysteme feststellen. Andererseits sind die Folgen eines Struktur- und Wirkungsverlustes leichter abzuschätzen, wenn Kenntnisse zur Funktion dieser Waldstrukturen innerhalb des Ökosystems vorliegen (Hunter 1999, Scherer-Lorenzen et al. 2005).

Insgesamt vereinen Waldstrukturen drei wesentliche Funktionen: (1) Sie übernehmen im Rahmen der Bewertung einer Waldbehandlung häufig die Rolle von Indikatoren, die Auskunft darüber geben, ob und in welcher Qualität eine Wirkung umgesetzt wird (Spellmann 1995, Nyland 2002, Röhrig et al. 2006). Zugleich sind sie (2) Werkzeuge und Kommunikationsebene waldbaulicher Gestaltungsmechanismen (räumlicher und zeitlicher Planungshorizont) und (3) die eigentlichen Träger der Waldwirkungen. Abbildung 1 zeigt eine Auswahl möglicher Struktureinheiten und Strukturelemente, ihre Schaffung durch waldbauliche Maßnahmen und die damit verbundenen Wirkungen.

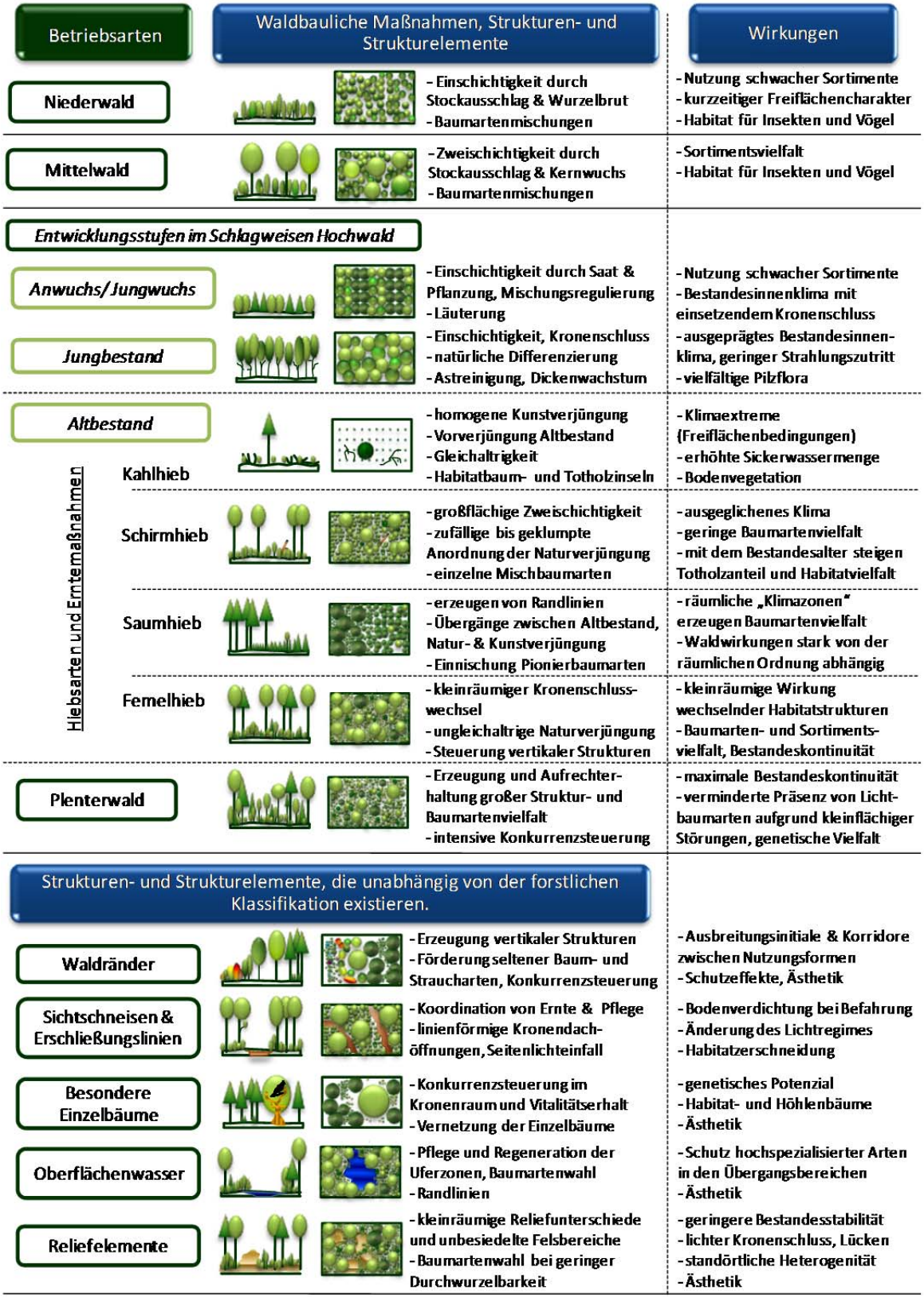


Abb. 1 (Wagner u. Huth): Darstellung der Verbindungen zwischen waldbaulichen Systemen, genutzten Strukturen und Strukturelemente und potenziellen Waldwirkungen (in Anlehnung an Spellmann 1995)

Anthropozentrisch begründete Strukturarmut (z.B. Kahlschlagsysteme), die ausschließlich eine Waldwirkung (z.B. Holzproduktion) präferiert, führt nach heutigem Kenntnisstand zu eingeschränkter Selbstregulation der Waldökosysteme und ist nur schwer mit anderen Waldwirkungen vereinbar. Im Vergleich dazu geht auch die Maximierung der Strukturvielfalt in Waldbausystemen mit hohen Ansprüchen an die Waldbehandlung einher, da sich bestimmte Strukturkonstellationen aufgrund natürlicher Mechanismen und Prozesse entweder gänzlich ausschließen oder nur mit enormem Steuerungsaufwand in der Waldbehandlung erhalten lassen (Leibundgut 1978, Reininger 2000). Eine Maximierung der Strukturvielfalt lässt sich zudem nicht unmittelbar mit einer Maximierung der Wirkungsvielfalt bzw. Wirkungsqualität gleichsetzen.

2 Historische Entwicklung der Wechselbeziehung von Waldbehandlung und Waldwirkung

Der Begriff Waldwirkung ist eng mit der forstlichen Sichtweise verknüpft. Er beschreibt das Auftreten konkreter Effekte, die durch eine zielorientierte Waldbehandlung erzeugt werden können. Diese Annahme kann auch als Grundlage jeder waldbaulich orientierten Handlung verstanden werden. Demgegenüber stellen die „Leistungen“ von Waldökosystemen, im englischen Sprachgebrauch auch als „ecosystem services“ oder „benefits“ bezeichnet, Größen dar, die auch ohne bewusste menschliche Lenkung durch den Wald erbracht werden und zum Wohlbefinden des Menschen beitragen (nach Boyd & Banzhaf 2006: “Ecosystem services are components of nature, directly enjoyed, consumed, or used to yield human well-being.“, Haines-Young & Potschin 2007). Eine detaillierte Übersicht potenzieller Leistungen von Wäldern weltweit kann dem aktuellen Bericht des World Resource Institute entnommen werden (Landsberg et al. 2011). Die waldbauliche Entscheidung zum Nutzungsverzicht würde demnach in jedem Fall den zielorientierten Wirkungsanspruch an den Wald verändern (z. B. keine Bereitstellung des Rohstoffs Holz), muss sich jedoch nicht zwingend auf das Wohlbefinden auswirken, wenn beispielsweise gleichwertige Substitute für Holz verfügbar sind. Da dies nicht für alle Leistungen gewährleistet werden kann, geht somit auch aus historischer Sicht die Entstehung von Waldbehandlungsstrategien und Maßnahmen auf eine zweckorientierte Veränderung natürlicher Waldbilder zurück. Je nach Substitutionsmöglichkeit, Technisierungsgrad und gesellschaftlichen Ansprüchen wurden in diesem Zusammenhang Art, Intensität und Flächenpräsenz der Waldbehandlung abgewandelt. Bei genauerer Betrachtung lassen sich einige regionale Nutzungspräferenzen vorrangig durch die naturräumliche Ausstattung begründen.

(a) So stellen beispielsweise Hute- oder Hudewälder historische Nutzungsformen dar, die unter teilweise veränderten Wirkungsansprüchen und Zielsetzungen in der Gegenwart eine Renaissance erleben. Die Überlieferungen zur praktischen Umsetzung dieser Nutzungsformen und dafür notwendiger Strukturen sind häufig unzureichend (Huss 2006). Insbesondere bei der Schweinemast, als besonderer Form der Waldweide, können positive Rückwirkungen für das Waldökosystem und die natürliche Verjüngung erzeugt werden. Dabei kann eine maximale Fruktifikation von Eichen und Buchen durch kontinuierliche Kronenpflege (d.h. Konkurrenzsteuerung), geringe Individuendichten und somit großen Wuchsraum einzelner Bäume realisiert werden. Verglichen mit den gegenwärtigen waldbaulichen Maßnahmen, die auf

eine Wertholzproduktion von Laubbaumarten abzielen, sollten Hute-/Hudebäume bereits bei der Bestandesetablierung durch weite Baumabstände gekennzeichnet sein. Das waldbauliche Konzept der Wertholzerziehung geht erst zu einem späteren Stadium der Bestandesentwicklung und mit dem Erreichen einer definierten astfreien Schaftlänge in die Phase der Kronenpflege über (Vanselow 1960, Butin & Kowalski 1983, Riedl 1989, Spiecker 1991, Kenk 1993). Als Ergebnis unterscheidet sich der Baumhabitus in Hute-/Hudewäldern, mit weit ausladenden und tief ansetzenden Kronen, deutlich von dem in Wertholzbeständen im heutigen Wirtschaftswald. Auch wenn die Bestandesdichten für Altbäume durch die waldbaulichen Pflegemaßnahmen kontinuierlich angeglichen werden.

(b) Als ein weiteres Beispiel für spezifische Waldwirkungen lässt sich die Produktion von Schiffsbauholz nennen. Bereits aus den vorchristlichen Überlieferungen Griechenlands geht hervor, dass sich die Macht der jeweiligen Kriegsflotte maßgeblich über ein ausreichendes Vorkommen an Tannen, Föhren (Kiefer) und Zedern entschied (Thommen 2009). Ähnliche Ausführungen zur Schiffsholznutzung existieren weltweit (MCNeill 2004). Ferner finden sich in diesen Aufzeichnungen bereits die konkreten Anforderungen, welche an das Schiffsbauholz gestellt wurden. Diese änderten sich je nach Funktion und Bauweise des Schiffes. Für große Kriegsschiffe musste eine große Menge stark dimensionierter Eichen und speziell gebogener Hölzer verfügbar sein. Stämme für Schiffsmasten sollten hingegen lang, geradschaftig und von entsprechender Dimension sein und wurden vorwiegend aus Tanne, Kiefer und Lärche gefertigt. Es ist davon auszugehen, dass Waldnutzungen im Rahmen der Marineexpansion einiger Länder sehr intensiv waren. Nur sehr wenige Beispiele sind bekannt, die eine gezielte Etablierung von Schiffsbauwäldern belegen, um eine kontinuierliche Nachlieferung der Sortimente zu garantieren. Als ein Beispiel ist der Lärchenwald in Lintula (Russland) zu nennen, der bis heute erhalten geblieben ist und ursprünglich im Auftrag Peter des Großen im Jahr 1738 zur Produktion von Schiffsmasten angelegt wurde (Abbildung 2). Der Lärchenbestand dient heute als besonderes Studienobjekt, zeugt jedoch von einer Bestandesbehandlung, die über einschichtige und stammzahlreiche Strukturen hauptsächlich gerade Stammabschnitte produzieren sollte.

Abb. 2 (Wagner u. Huth): Lärchenwald in Lintula (RUS) im Jahr 2011

Aus den genannten Beispielen ergibt sich die Frage, ob (1) die Kenntnisse zur jeweils gewählten Waldbehandlung ausreichend waren bzw. sind, um die angestrebte Wirkung in gewünschtem Maße steuern und realisieren zu können. Insbesondere die Überlegungen zum Einhalten einer erforderlichen Nachhaltsbasis für einzelne Wirkungen stellen in diesem Zusammenhang einen wesentlichen Erkenntnisgewinn dar. In welchem Umfang die Nachhaltsbasis für andere Waldwirkungen und -leistungen zu erhalten ist, bleibt jedoch für viele Bereiche unbeantwortet. Darüber hinaus (2) haben Überlieferungen zu ursprünglichen Waldbehandlungsmaßnahmen gezeigt, dass das Wissen um Interaktionen zwischen einer konkreten Waldbehandlungsmaßnahme und unterschiedlichen Wirkungsansprüchen sehr eingeschränkt sein kann. Dies gilt gleichermaßen für die Kenntnisse über Rückkopplungseffekte auf das Waldökosystem und die daraus resultierenden Wirkungen. Mit Blick auf die Entwicklung der Wechselbeziehungen zwischen Waldbehandlung und Waldwirkung ist derzeit (3) die überregionale Bedeutung der Maßnahmen stärker in das Bewusstsein der unterschiedlichen Nutzergruppen gelangt.

3 Einzelwirkungen

3.1 Deterministische Methoden der Erkenntnis

Einige, der zuvor angeführten Beispiele zeigen die grundsätzlichen Schwierigkeiten einer präzisen Prognose (Determinismus) von Entwicklungen und Prozessen in Vergangenheit und Gegenwart. Die Praktikabilität deterministischer Ansätze erweist sich für das waldbauliche Handeln offensichtlich immer dann als Problem, wenn die gewählten Betrachtungseinheiten (zeitlich und/oder räumlich), trotz konkreter Fragestellungen, zu weit gefasst werden. Je komplexer das betrachtete System wird, und je vielgestaltiger die Ansprüche an das System sind, umso schwieriger ist es, einem deterministischen Ansatz zu folgen. Die Vielzahl nicht quantifizierbarer Einzelfaktoren auf Landschaftsebene schränkt die Entwicklung planbarer waldbaulicher Handlungsstrategien ein. Da diese am konkreten Einzelbestand ansetzen, erscheint es sowohl aus methodischen als auch analytischen Gründen zielführend, die Komplexität des Wirkungsgefüges zunächst in erfassbare Bestandteile (z.B. Einzelbäume, Mischungsformen, Bestandeslücken etc.) zu zerlegen (Wiens 1989). Übergeordnete Betrachtungsebenen (z.B. Landschaftsebene) unterliegen erweiterten Mechanismen und Einflussfaktoren, die in ihrer natürlichen und anthropogen verursachten Dynamik andere Verknüpfungs- und Analyseprozesse benötigen, um mit der verstärkten Unsicherheit umzugehen (Bunnell & Huggard 1999).

Eine effiziente Wirkungsoptimierung beinhaltet im Rahmen der Waldbehandlung häufig auch die Beschleunigung natürlicher Prozesse, um zum frühestmöglichen Zeitpunkt die angestrebte Wirkung zu erzielen. Der dargestellte Ziel-Struktur-Kreislauf (Abbildung 3) der Walbehandlung verdeutlicht die Möglichkeiten und Verknüpfungen eines deterministischen Ansatzes im Rahmen der Waldbehandlung (siehe auch Boncina, 2011).

Abb. 3 (Wagner u. Huth): Darstellung der Zusammenhänge zwischen Waldstrukturen bzw. waldökologischen Prozessen und der jeweiligen Zielformulierung für eine definierte Waldfläche, wenn ein deterministischer Ansatz zu Grunde gelegt wird

Ein streng deterministisches Vorgehen in der klassischen Forstwirtschaft wäre beispielsweise die Abstimmung der Durchforstungsstärke und Grundflächenabsenkung in einem Waldbestand, entsprechend der Wachstumsprognosen, die in Ertragstafeln gegeben werden. Hier wird davon ausgegangen, dass über die gezielte waldbauliche Behandlung das weitere Wachstum des Bestandes vergleichsweise exakt vorhergesagt werden kann. Einschränkungen dieses Ansatzes ergeben sich bereits, wenn zusätzliche Mischbaumarten präsent sind, da in diesen Fällen auch eine Prognose der Interaktionen zwischen den Baumarten als Reaktion auf eine konkrete Waldbehandlung notwendig wird.

3.2 Beispiele für die Manipulation auf Ebene des Waldbestandes

Im vorhergehenden Abschnitt ist deutlich geworden, dass waldbaulich relevante Ansätze auf Ebene kleinräumig wirkender Bestandesstrukturen durchaus die Möglichkeiten für ein deterministisches Vorgehen eröffnen und zugleich die Planungssicherheit stärken. Anhand der historischen Entwicklung waldbaulicher Praktiken lassen sich die guten Kenntnisse zur Zielformulierung der Holzproduktion mittels Manipulation der Wachstumsprozesse erklären. Der Begriff der Manipulation steht hier stellvertretend für die gezielte Abwandlung natürlicher Prozesse und die Steuerung der anthropozentrischen Zielformulierungen über quantifizierbare ökologische Gesetzmäßigkeiten. Im Folgenden werden zwei Beispiele gegeben, die mit Anspruchsformulierungen an Waldwirkungen verbunden sind.

3.2.1 Förderung der Holzqualität

Mit der Zielformulierung qualitativ hochwertiges Holz zu produzieren, um die Möglichkeiten der mitteleuropäischen Waldbewirtschaftung auszuschöpfen und eine Nische innerhalb der Produktpalette des Rohstoffs Holz zu besetzen, sind unterschiedliche Waldbehandlungsmaßnahmen verbunden (Spiecker 1991). Diese lassen sich aufgrund ihres waldbaulichen

Aktionsrahmens in „passive“ und „aktive“ Manipulationsmechanismen unterteilen. Die Einteilung wird anhand der waldbaulichen Maßnahmen zur Astreinigung besonders deutlich. Einerseits besteht stets die Möglichkeit aktiv Ästungsmaßnahmen durchzuführen, die vor allem einer Kontrolle der technischen Handhabung bedürfen. Unsicherheiten innerhalb dieses deterministischen waldbaulichen Vorgehens liegen in der Festlegung von Ästungszeitpunkt und Ästungshöhe, der Auswahl einer ausreichenden Anzahl geeigneter Individuen und ihrer kontinuierlichen Kronenpflege, um die auftretenden Wachstumseinbußen so gering wie möglich zu halten (Víquez and Pérez 2005). Bisher gibt es jedoch nur wenige Untersuchungen mit Blick auf die ökologischen Wirkungen dieser Maßnahmen (vgl. Abschnitt 4; Kombinierte Wirkungen), die sich u. a. auf das Bestandesinnenklima, die Strahlungs- und Nährstoffverfügbarkeit am Waldboden und die Flora und Fauna niederschlagen (Gyenge et al. 2009, Takiya et al. 2010). Mit der Nutzung natürlicher Astreinigungsprozesse sind waldbauliche Maßnahmen zur Gewährleistung definierter Individuendichten und die Steuerung des so genannten „Schirmdrucks“ verbunden (Spiecker 1991, Leonhardt & Wagner 2006, Nagel & Rumpf 2010). Das Vorgehen unterliegt hier einer stärkeren Unsicherheit, da der waldbauliche Steuerungsprozess über einen weitaus längeren Zeitraum erfolgen muss. Darüber hinaus stellen Einflussfaktoren, wie die Wahl des Saat- oder Pflanzgutes, standörtliche Gegebenheiten und die Manipulation des noch bestehenden Altbestandes entsprechende Risiken in der Umsetzung dar.

3.2.2 Verbesserung der Diversität und Habitatqualität

Bestrebungen zur Förderung von Diversität in Waldökosystemen, die zugleich einer Nutzung unterliegen, verfolgen meist zwei sehr gegensätzliche und zugleich extreme Strategien. (1) Sie zielen einerseits auf die Etablierung definierter Strukturen ab, die belegt sind als spezifischer Lebensraum für einzelne Arten mit hohem Seltenheitswert und/ oder Beliebtheitsgrad. (2) Andere Bemühungen folgen einem holistischen Ansatz, der eine generelle Erhöhung struktureller Diversität in Wäldern anstrebt und diese mit einer unmittelbaren Verbesserung der Stabilität ökosystemarer Wechselwirkungen gleichsetzt (Ives et al. 2007). Die Arealgrößen besonders mobiler Arten reichen häufig weit über den waldbaulichen Wirkungsbereich, die durchschnittliche Bestandesgröße hinaus. In diesen Fällen besitzen die Strukturen einzelner Bestände eine gleichrangige Bedeutung gegenüber größeren räumlichen Betrachtungseinheiten (Hunter 1999). Untersuchungen zur Habitatpräferenz des Auerwildes (Tetrao urogallus) können als ein Beispiel für waldbauliche Manipulationsmöglichkeiten auf Ebene des Einzelbestandes und ihre Kombination auf Landschaftsebene genannt werden (Miettinen et al. 2010). Strukturelle Diversität umfasst im Fall des Auerwildes das räumliche Nebeneinander kieferndominierter Bestände mit einem unterschiedlichen Mischungsanteil von Fichte und Birke, die als Nahrungs-, Brut- und Aufzuchthabitate dienen. Miettinen et al. (2010) konnten in ihren Untersuchungen geschlechtsspezifische Präferenzen für Bestandesstrukturen belegen. Auerwild gilt zudem als eine Art, deren Nahrungsspektrum stark an Straucharten, wie Vaccinium myrtillus (Heidelbeere), Vaccinium vitis-idaea (Preiselbeere) und Calluna vulgaris (Heidekraut) gebunden ist. Entsprechende Untersuchungen, die sich mit der Steuerung von Vaccinium myrtillus in Abhängigkeit von der Bestandessituation und der daraus resultierenden Strahlungsverfügbarkeit befassen, gehen u. a. auf Kortland (2006) und Parlane

et al. (2006) zurück. Daraus lässt sich ableiten, dass Kahlschlagssysteme zu einer deutlichen Reduktion von V. myrtillus führen. Gleiches gilt auch für besonders dichte Bestände.

4 Kombinierte Wirkungen

4.1 Grundsätzliche Zusammenhänge (Konflikte oder Harmonie?)

In der forstlichen Praxis wird in aller Regel davon ausgegangen, dass die Wälder mehrere Wirkungen entfalten und dass diese Mehrfachwirkung auch gefordert wird (Bundes- und Landeswaldgesetze).

So lange es um hohe Intensitäten bei den in Rede stehenden Wirkungen geht, ist bei Betrachtung identischer Flächen zu bedenken, dass wegen der gesetzmäßigen Kopplung von Wirkungen an Strukturelemente (1) je ein Set von Strukturelementen vorhanden sein muss, um eine Wirkung zu realisieren. Weiter ist zu bedenken, dass (2) unterschiedliche Wirkungen durch spezifische Sets von Strukturelementen bewirkt werden, und dabei die Sets nicht notwendigerweise identisch sein müssen. Schließlich sollte bedacht werden, dass (3) Strukturelemente, die für eine spezielle Wirkung vorhanden sein müssen, ebenfalls einen Effekt auf andere Wirkungen ausüben können (förderlich, neutral, hinderlich).

Die Tabelle 1 soll diese Zusammenhänge verdeutlichen. Es lässt sich erkennen, dass es z.B. Konflikte zwischen Massenholzproduktion (Nadelbäume) in mehr oder weniger einschichtigen Beständen und Trinkwasserqualität (Laubbäume) mit ausgeprägter Vertikalstruktur der Bestände gibt (Rothe et al., 1998).

Auch das Wirkungspaar „Artenvielfalt“ und „Wertholzproduktion“ ist nur auf den ersten Blick uneingeschränkt kompatibel. Weichlaubbaumarten (Weiden, Aspe, Birken, Vogelbeere) und die Schichtung der Bestände –werden unterschiedlich zu bewerten sein.

Beide Beispiele sind keine theoretischen Ableitungen ohne Realitätsbezug; z.B. der Aushieb von Weichlaubbäumen bei der Eichen-Wertholzproduktion ist gängige Praxis (Wagner und Röker, 2000).

Vor diesem Hintergrund ist es nicht verwunderlich, dass Bauhus (1999) von einer mit der Flächengröße sich steigernden Kompatibilität von verschiedenen Waldwirkungen ausgeht. Die Einzelbestandsebene erscheint bei diesen Betrachtungen weitgehend ungeeignet für eine anspruchsvolle Mehrfunktionalität (siehe auch Wagner, 2004).

Andererseits sind es gerade die aktuellsten Forschungsvorhaben, die die Kompatibilität von verschiedenen Waldwirkungen in ein und derselben Fläche herzustellen versuchen. So kommen Tecle et al. (1998) mit Hilfe von anspruchsvollen Optimierungsmethoden zu Empfehlungen für Bestandsdichten, um mehrere Waldwirkungen auf einer Fläche im Kiefernwald gemeinsam zu erreichen. Ebenfalls ambitionierte Techniken nutzen Miina et al. (2010), um die simultane Produktion von Nadelholz und Heidelbeeren auf gleicher Fläche zu optimieren. Diese Arbeiten setzen die Zusammenhänge zwischen Strukturelementen einerseits - z.B. Bestandsdichte oder Baumart - und Waldwirkung andererseits – z.B. Habitateignung oder Holzproduktion - bereits als bekannt voraus. Mehr noch: Die angewendeten Verfahren benö-

tigen solide mathematische Algorithmen, die die Beziehung zwischen Struktur und Wirkung abbilden, um Optimierung durchführen zu können.

Diese Anwendungen zeigen, dass es zu klugen mehrfunktionalen Kompromisslösungen in einer Waldfläche kommen kann, die einen - am mehrfunktionalen Ziel gemessen - höheren Gesamtnutzen liefern, als jede Maximierung auf eine Einzelfunktion hin – für den Preis der in der Regel suboptimal erfüllten Einzelwirkung (Pareto-Optimalität).

Die Kompatibilität unterschiedlicher Waldwirkungen hängt von der Flächengröße der betrachteten Wälder ab (Bauhus, 1999). Diesen Zusammenhang berücksichtigen zwei unterschiedliche Herangehensweisen zur Realisierung der Mehrfunktionalität: Segregation und Integration.

Tab. 1 (Wagner u. Huth): Waldwirkungen und die sich daraus ergebenden Anforderungen an einige waldbauliche Steuergrößen (aus Wagner 2004)

Funktion	Detail	Baumarten	Mischung	Produktionszeit	Hiebsarten	Flächenbedarf	Horizontalstruktur	Vertikalstruktur	Totholz
Trinkwasser	Menge	Laubbäume	Möglich	?	Indiff.	Groß	?	?	Möglich
	Güte	Laubbäume, Weißtanne	Möglich	Indiff.	Kleinflächig	Indiff.	Indiff.	Ausgeprägt	Möglich
Lebensraum	Artenzahl	Weichlaub, Eichen, Kiefer, Fichte, Buche	Ja	Lang	Vielfalt	Mittel	Klein	Ausgeprägt	Ja
	Spezialisten	Weichlaub, Eichen, Kiefer, Fichte, Buche	Versch.	Versch.	Versch.	Versch.	Versch.	Versch.	Versch
Holz	Masse	Nadelbäume	Nein	Kurz	Großflächig	Groß	Mittel bis groß	Gering	Nein
	Wertholz	Laubbäume, Kiefer, Douglasie	Versch.	Lang	Versch.	Mittel	Mittel bis groß	2-schichtig	Nein
Erholung/ Ästhetik	Wege	Spezielle; Jahreszeiten	?	Lang	Klein ?	Gering	Mittel	Ausgeprägt	?
	Fernsicht	Jahreszeiten	Ja	Indiff.	Indiff. ?	Groß	Mittel	Indiff.	Indiff.

4.2 Methoden der Kombination

4.2.1 Segregation

Eine flächige Trennung der Wirkungsbereitstellung (Segregation) bietet sich an, wenn eindeutig erkennbar große Unterschiede in den Sets von förderlichen Strukturelementen für verschiedene Waldwirkungen vorliegen und durch die Verringerung einer Wirkungsintensität aufgrund verringerter Flächenanteile der Strukturelemente und/oder durch hinderliche Nachbarschaftseffekte zwischen Strukturelementen verschiedener Wirkungen massive Nachteile bei einer wichtigen Wirkung befürchtet werden müssen. In aller Regel bedarf es zu einer sinnvollen Segregation großer Flächen. Auch, wenn zwischen Beständen förderliche Nachbarschaftseffekte bei den gewünschten Wirkungen überwiegen, gibt es starke ökonomische Gründe, größere Einheiten für eine spezielle Waldwirkung zu bilden und somit segregativ zu arbeiten (Zhang, 2005). Das Segregationskonzept ist weltweit stark verbreitet und es gibt erfolgreiche Umsetzungen (Kurttila, 2001; Tooth and McDill, 2008) vor allem auch dort, wo Waldeigentümer ganz spezielle, einzelne Wirtschaftsziele verfolgen.

4.2.2 Integration

Eine Kombination von Waldwirkungen in einer Fläche (Revier, Abteilung, Bestand) bietet sich an, wenn wenig Fläche zur Verfügung steht oder die erwünschten Wirkungen (bzw. die Waldstrukturen) nicht oder wenig konfliktär sind. Typischerweise besteht der Bedarf für Integration z.B. in kommunalen Wäldern oder in Pufferzonen von Schutzgebieten. Wie bereits in Abschnitt 4.1 ausgeführt, sind Methoden zur Integration – weltweit betrachtet - nicht so weit entwickelt und vor allem nicht so weit in der forstlichen Praxis eingeführt, wie die segregativen Methoden. Weil aber ein Bedarf für die Integration verschiedener Waldwirkungen gesehen wird (siehe auch Wagner, 2004), wird hier eine Methode zur Integration vorgestellt. Diese Methode baut darauf auf, Strukturelemente in einer Bestandesfläche so miteinander zu kombinieren, dass mehrere Wirkungen erreicht werden.

Auswirkungen eines Strukturelementes in der umgebenden Fläche sind zunächst lediglich „Phänomene“. Im Zusammenhang mit Betrachtungen zu „Wirkungen“ von Strukturelementen werden aus den Phänomenen jedoch messbare „Effekte“, die für die betrachtete Wirkung förderlich, neutral oder hinderlich sein können. Damit ist dann der erste Schritt zu einer „Funktionalisierung von Strukturelementen“ getan – gewissermaßen ein Perspektivwechsel.

Eine „funktionsgerechte Waldbehandlung“ ist dann durch Ausrichtung auf Zielstrukturen möglich: Strukturelemente, die besonders wichtig zur Erreichung der angesteuerten Funktionalität sind, werden gefördert (etabliert, vergrößert); Strukturelemente, die hinderlich sind, werden zurückgedrängt. Durch die Kombination von verschiedenen - Funktionen tragenden - Strukturelementen in einer Fläche ist dann „Integration“ verschiedener Waldfunktionen möglich.

4.2.2.1 Strukturelemente und deren Flächeneffekte

Ein einzelnes Strukturelement entfaltet seine funktionale Wirkung nicht zwangsläufig punktgenau. Ganz im Gegenteil können oft Beziehungen zwischen der Distanz zum Strukturelement und der Intensität des Effektes, der vom Strukturelement ausgeht, beobachtet werden. Das ist unmittelbar verständlich bei einigen direkten Effekten: Die Samenausbreitung von einem Mutterbaum einer schwersamigen Baumart (z.B. Buche), die die Schwerkraft nutzt (Barochorie), ist begrenzt und mit zunehmender Entfernung sinkt die Dichte der Samen am Waldboden schnell (Karlsson, 2001). Auch das Laub von Bäumen, das im Herbst zu Boden fällt, folgt einer solchen Funktion; ggf. wird die Verteilung durch Windrichtungen modifiziert (Staelens et al., 2003). Bei indirekten Effekten sind solche Phänomene jedoch auch zu beobachten: So konnten Straetz et al. (2009) für die Fraßaktivität von Landmollusken eine abnehmende Intensität mit zunehmender Entfernung zu Starktotholz in einem bodensauren Buchen-Tannenbestand des Nationalparks Bayerischer Wald nachweisen.

4.2.2.2 Horizontale Kombination von Strukturelementen

Ausgehend von den einzelnen Strukturelementen beginnt dann der Versuch, diese Strukturelemente innerhalb einer Fläche so zu positionieren, dass bestmögliche Wirkungen entfaltet werden. Diese Suche nach der zielgerechten Bestandsstruktur (nach der Zahl und der Verteilung der Strukturelemente) stellt neue Herausforderungen an die Grundlagenforschung (Wirkungsfunktionen der Strukturelemente) und den Waldbau (Funktionen nutzen und kombinieren).

Es ist seit einigen Jahren ein zentrales Anliegen in der Professur für Waldbau, Tharandt, die ökologischen Effekte („ökologische Funktionalität“) einzelner Bäume in Waldbeständen zu erfassen und modellhaft abzubilden. Das dafür erforderliche methodische Vorgehen baut auf der Punktprozessstatistik auf (Stoyan und Stoyan, 1992).

Das folgende Beispiel verwendet ein 3Phasen Protokoll und versucht günstige Humusform (als einem Kriterium für Standortsnachhaltigkeit und somit den Basiswirkungen zuzuordnende Ökosystemdienstleistungen) und geringe interspezifische Konkurrenzeffekte (als einem Kriterium für Pflegeintensität und somit den Produktionswirkungen zuzuordnende Ökosystemdienstleistungen) in einem Fichten-Buchen Mischbestand auf bodensaurem Standort zu kombinieren. Es kann dann wie folgt aussehen:

(1) Strukturelement zu möglichst hoher Produktionsleistung: Fichten; Strukturelement zu Standortspfleglichkeit und günstiger Humusform: Buchen

    Schon diese Waldeigentümerentscheidung lässt sich hinterfragen; was ist Referenz, was ist möglich? Auch andere Baumartenkombinationen – Douglasie, Buche oder Eiche, Buche – sind denkbar. Diese Baumartenwahl ist somit ausdrücklich als ein – allerdings praxisrelevantes - Beispiel zu verstehen.

(2) Dichten (Anteile): 30% Buche und 70%Fichte

    Auch dies ist eine Festlegung, die bereits entwickelt werden muss, weil die Baumartenanteile Auswirkungen auf die beiden Zielgrößen (Humus und Produktion) und weitere Ei-

genschaften der Bestände haben. Optimierungsversuche zur Bestimmung der insgesamt günstigsten Baumartenanteile in Mischungen von Buche und Fichte gibt es aktuell von Knoke und Seifert (2008); sie kommen unter verschiedenen Szenarien zu dem Ergebnis, dass in echten Mischbeständen aus Buche und Fichte bei mehr als 60% Fichte alle Indikatoren, die sich auf das Risiko und den finanziellen Ertrag auswirken, besser zu bewerten sind, als selbst in Fichtenreinbeständen. Die hier gewählten 70% Fichte verbinden also diese vorzüglichen finanziellen Eigenschaften mit echten Mischbestandseigenschaften. Untersuchungen zu Mischungen, die Baumartenanteile ausschließlich unter Berücksichtigung der zwei Zielgrößen „Humusform“ und „Pflegeintensität“ ableiten, sind leider nicht bekannt.

(3) Räumliche Anordnung: Um sich eine Vorstellung von optimalen Mischungsformen machen zu können, wurde ein Einzelbaummodell, das die Flächeneffekte des Baumes abbildet, eingesetzt. Aus vorhergegangenen Untersuchungen (Wälder et al., 2008) ist bekannt, dass in geschlossenen Beständen der Eintrag von Fichten- und Buchenstreu, sowie die Menge des Unterkronenniederschlags am Einzelpunkt über die Aktivität des Humus – gemessen an der Mächtigkeit der Of-Lage – entscheidet. Für diese Flächeneffekte liegen Einzelbaummodelle vor (Frischbier, 2011). Die Verknüpfung der Einzeleffekte zu einem Humuseffekt erfolgte über eine multiple lineare Regression, so dass nun eine Funktion zur Bestimmung von Humusmächtigkeit vorliegt.

Um die erforderliche Pflegeintensität in Mischungen – gemeint ist der Aufwand zur Konkurrenzsteuerung, um die Mischungsanteile beider Baumarten in der Bestandesentwicklung zu erhalten und nicht durch die Dominanz einer Baumart über die andere zu verlieren – abzuschätzen, wurde auf Untersuchungen von Biber (1996) zurückgegriffen. Er stellte eine größere Konkurrenzkraft der Fichte gegenüber der Buche in seinen Beständen fest. Nach diesen Ergebnissen ist es also erforderlich, größere Pflegeaufwendungen zum Erhalt der Buchen zu investieren, wenn sie neben Fichten stehen. Die Pflegeintensität von Fichten-Buchen Nachbarschaft zum Erhalt der Mischung wurde mit dem Wert 0,2665 angenommen; Buchen-Buchen und Fichten-Fichten Nachbarschaft bekam demgegenüber den Wert „0,0“.

Das Ergebnis von Optimierungsrechnungen (Herrmann, 2011) bei unterschiedlicher Gewichtung von Humusform und Pflegeintensität zeigt für beispielhafte Stammverteilungskarten und Humus-Mächtigkeitskarten die Abbildung 5. Demnach erweisen sich bei einer Gleichgewichtung der beiden Teilziele so genannte Gruppen- bis Horstmischungen anderen Mischungsformen (im Beispiel die Einzelbaummischung und die flächenweise Trennung) überlegen.

Abschließend zu diesem Beispiel für die Integration soll angemerkt werden, dass das dafür erforderliche Vorwissen sehr häufig nicht vorhanden ist. Die Methode kann zwar sehr befriedigende Resultate vorweisen, das setzt aber umfangreiche Untersuchungen im Vorfeld voraus.

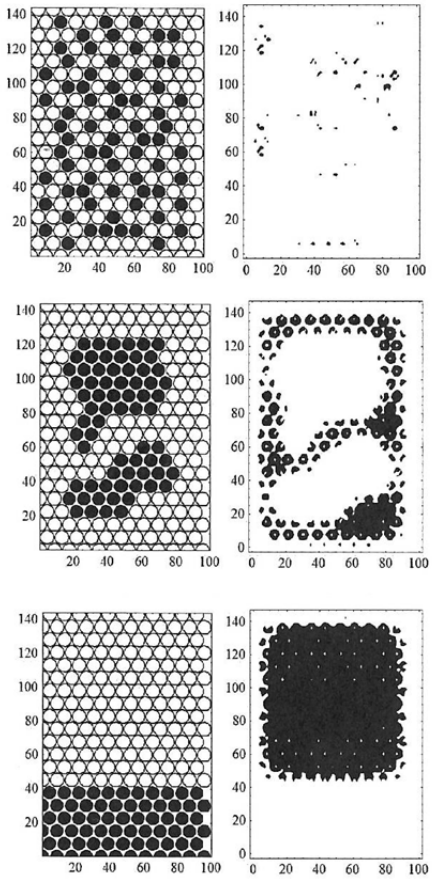


Abb. 5 (Wagner u. Huth): Mischungsformen (links Stammverteilungsplan; Buche schwarz) und der Effekt auf den Flächenanteil „guter" Humusform (rechts Humusform; günstige Humusauflagen weiß) Die Variation der Mischungsform führt zu unterschiedlicher Zielerreichung bei „Humusform" und „Pflegeintensität"; genormte Zielerreichungswerte mit „1" als dem besten Wert für die dargestellten Varianten sind (in Klammern Wert für Humus/ Wert für Pflege) A: (0,98/0,14), B: (0,79/0,76), C: (0,49/0,95). Insgesamt erscheint die unregelmäßig geklumpte Verteilung (B) zur simultanen Zielerreichung vorteilhaft. (Berechnung und Grafik: Herrmann, 2011)

5 Ergänzung: Deterministische versus holistische Lösungsansätze für die Waldforschung

Die bisherigen Ausführungen haben sich ganz auf die traditionellen – deterministischen - Methoden konzentriert, durch die in den Forstwissenschaften bisher sehr erfolgreich Wirtschaftsziele mit Waldstrukturen verknüpft wurden. Im Abschnitt 4.2.2.2. wurde dieser Weg für die Integration von Waldwirkungen weiter entwickelt.

Es gab aber bereits vor längerer Zeit auch schon Bemühungen, mit so genanntem „ganzheitlichem" oder holistischem Ansatz Wälder zu entwickeln (z.B. Möller, 1922). Dabei stand und steht der Zustand des gesamten Ökosystems im Vordergrund; eine kausale Verknüpfung von Wirtschaftszielen und Waldstruktur ist dabei nicht gegeben oder beabsichtigt. Vielmehr sind die Bestrebungen von der Überzeugung getragen, dass ein „gesundes" Waldökosystem auch die für den Menschen bedeutsamen Waldwirkungen bereitstellt (Cianzio und Nocentini, 2011).

Zurzeit erleben holistische Ansätze zur Waldbewirtschaftung unter dem Titel „Management für Komplexität“ eine Renaissance (Puettmann et al. 2009). Sie werden als Ansatz zur Herstellung besonders großer Zukunftsfähigkeit der Wälder diskutiert (Ammer und Puettmann, 2009). Das Konzept stellt dabei ganz auf die Anpassungsfähigkeit – im Gegensatz zur Angepasstheit - der Ökosysteme ab. Es ist allerdings nicht immer klar, nach welchen Kriterien – oder sogar Indikatoren – holistische Ansätze die Waldentwicklung steuern wollen. In dem o.g. Buch von Puettman et al. (2009) sucht man beispielsweise solche Indikatoren weitgehend vergeblich. „Komplexität“ ließe sich allerdings mit Strukturvariablen beschreiben; in diesem Zusammenhang müssten – in Verbindung mit räumlicher Skala – die Arten-, Alters- und Raumstruktur genannt werden (Lindenmayer und Franklin, 2002).

Wie sich nun bei näherem Hinsehen zeigt, werden definierte „ecosystem services” mit holistischen Ansätzen nur als (zufälliges) Koppelprodukt erzeugt. Spezifizierte Wirkungen – selbst die Produktionswirkung – werden nicht explizit „angesteuert“. Inwieweit weitere Wirkungen entstehen ist demnach weitgehend dem Zufall überlassen, denn die Indikatoren zur Steuerung des ganzen Systems sind nicht identisch mit denen, die zur Steuerung auf einzelne Wirkungen hin verwendet werden (s.o.). Es kann zwar vorkommen, dass dieselben Indikatoren verwendet werden – z.B. die vertikale Schichtung als Indikator in der Eichen-Wertholzproduktion und bei holistischer Steuerung – jedoch sollen die Indikatoren dann ggf. zu anderen Zielen entwickelt werden (z.B. zweischichtig statt mehrschichtig).

Holistische Ansätze, die das Funktionieren des Ökosystems und damit auch seine Fähigkeit, zukünftigen Anforderungen z.B. durch eine veränderte Umwelt gerecht zu werden, im Fokus haben, konzentrieren sich letztendlich allein auf die so genannten Basiswirkungen als Ökosystemdienstleistungen. Nährstoffkreisläufe, Genfluss, Naturverjüngungspotenzial, biologische Vielfalt sollen durch vielfältige Waldstrukturen dauerhaft gesichert werden (Puettmann et al., 2009). In der Tat sprechen vielfältige Forschungsergebnisse der letzten Jahrzehnte dafür, dass es komplexe Beziehungen und komplexe Strukturen sind, die in den Waldökosystemen das Rückgrat für Anpassungsfähigkeit bilden. Folgt man der Aufzählung der zweiten Konferenz der europäischen Forstminister von Helsinki (1993), dann sind es diese Komponenten, die die Grundlage für Nachhaltigkeit in der Waldbewirtschaftung liefern.

Mithin darf geschlussfolgert werden, dass heutige holistische Bemühungen der Waldbewirtschaftung einen interessanten Ansatz zum Erhalt und der Weiterentwicklung der Nachhaltbasis leisten. Damit würden sie einen wichtigen Ansatz für einen Waldbau zum Erhalt von Optionen für die Zukunft oder zur „Potenz für Multifunktionalität“ (Wagner, 2004) liefern.

Literatur

Ammer, C.; Puettmann, K. (2009): Waldbau, quo vadis? - Waldbewirtschaftung zwischen Funktionenorientierung und Multifunktionalität. Forstarchiv (80) 90-96

Bauhus, J. (1999): Silvicultural practices in Australian native state forests - an introduction. Australian Forestry (62) 217-222

Biber, P. (1996): Konstruktion eines einzelbaumorientierten Wachstumssimulators für Fichten-Buchen-Mischbestände im Solling. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Heft 142

Boncina, A.; 2011: Conceptual approaches to integrate nature conservation into forest management: a

Central European perspective. International Forestry Review (13) 13-22

Boyd J., Banzhaf S. (2006): What Are Ecosystem Services? The Need for Standardized Environmental Accounting Units. Discussion Paper, RFF DP 06-02, Washington, DC.

Bunnell F.L., Huggard D.J. (1999): Biodiversity across spatial and temporal scales: problems and opportunities. Forest Ecology and Management 115: 113-126.

Butin H., Kowalski T. (1983): Die natürliche Astreinigung und ihre biologischen Voraussetzungen - II. Die Pilzflora der Stieleiche (Quercus robur L.). European Journal of Forest Pathology 13: 428-439.

Ciancio, O.; Nocentini, S. (2011): Biodiversity conservation and systemic silviculture: Concepts and applications. Plant Biosystems 145: 411-418

Deegen P. (1995): Wertästungsrechnung. AFZ/Der Wald 24: 1307-1308.

Frischbier, N. (2011): Untersuchungen zur einzelbaumverursachten kleinräumigen Variabilität und regenhöhenbasierten Dynamik des Bestandesniederschlages am Beispiel zweier Buchen-Fichten-Mischbestände. Dissertation TU-Dresden, eingereicht

Gyenge J.E., Fernández M.E., Schlichter T.M. (2009): Effect of pruning on branch production and water relations in widely spaced ponderosa pines. Agroforest Syst. 77: 223-235.

Haines-Young R., Potschin M. (2007): The Ecosystem Concept and the Identification of Ecosystem Goods and Services in the English Policy Context. Review Paper to Defra, Project Code NR0107, 21p.

Hunter M.L. (Ed.) (1999): Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems. Cambridge: University Press, 698 S.

Huss H.-H. (2006): Die besten Schinken wachsen unter Eichen – Schweinemast in Eichenbeständen. LWFaktuell 55: 20-21.

Ives A.R., Carpenter S.R. (2007): Stability and Diversity of Ecosystems, Science 317: 58-62.

Karlsson, M. (2001): Natural regeneration of broadleaved tree species in southern Sweden. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, Silvestria 196, Swedish University of Agricultural Sciences, Alnarp

Kenk G.K. (1993): New perspectives in German oak silviculture. Annals of Forest Science 50: 563-570.

Knoke, T.; Seifert, T. (2008): Integrating selected ecological effects of mixed European beech-Norway spruce stands in bioeconomic modelling. Ecological Modelling (210) 487-498

Kortland K. (2006): Forest management for capercaillie - An illustrated guide for forest managers. Capercaillie Biodiverstiy Action Plan Steering Group. Nevisprint, Fort William.

Küster H. (1998): Geschichte des Waldes. Von der Urzeit bis zur Gegenwart. München: Verlag C.H. Beck, 266 S.

Landsberg F., Ozment S., Stickler M., Henninger N., Treweek J., Venn O., Mock G. (2011): Ecosystem Services Review for Impact Assessment – Introduction and Guide to Scoping. Working Paper, World Resources Institute, Washington D.C., 34p.

Lehmann A., Schriewer K. (2000): Der Wald - Ein deutscher Mythos? Perspektiven eines Kulturthemas. Lebensformen. Dietrich Reimer Verlag, Berlin-Hamburg, Band 16: 365 S.

Leibundgut H. (1978): Die Waldpflege. Paul Haupt, Bern, 204 S.

Leonhardt B., Wagner S. (2006): Qualitative Entwicklung von Buchen-Voranbauten unter Fichtenschirm. Forst und Holz 61: 454-457.

Lindenmayer, D.B.; Franklin, J.F. (2002): Conserving Forest Biodiversity. Island Press, Washington, Covelo, London. 351S.

Maleque MD.A., Maeto K., Makino S., GOTO H., Tanaka H., Hasegawa M., Miyamoto A. (2010): A chronosequence of understorey parasitic wasp assemblages in secondary broad-leaved forests in a Japanese 'satoyama' landscape. Insect Conservation and Diversity 3: 143-151.

McNeill J.R. (2004): Woods and Warfare in World History. Environmental History 9: 387-410.

Miettinen J., Helle P., Nikula A. & Niemelä P. (2010): Capercaillie (Tetrao urogallus) habitat characteristics in north-boreal Finland. Silva Fennica 44(2): 235-254.

Miina, J.; Pukkala, T.; Hotanen, J.-P.; Salo, K.; 2010: Optimizing the joint production of timber and bilberries. Forest Ecology and Management (259) 2065-2071

Möller, A. (1922): Der Dauerwaldgedanke Sein Sinn und seine Bedeutung. Springer Verlag, Berlin

Müller, J.; Strätz, C.; Hothorn, T. (2005): Habitat factors for land snails in European beech forests with special focus on coarse wood debris. European Journal of Forest Research (124) 233-242

Nagel R.-V., Rumpf H. (2010): Der Eichenverbandsversuch Ahlhorn: Ergebnisse nach 35-jähriger Beobachtungsdauer. Forst und Holz 65: 14-21.

Nyland R.D. (2003): Silviculture - concepts and applications. 2. ed., Boston: McGraw-Hill, 682 S.

Parlane S., Summers R.W., Cowie N.R., van Gardingen P.R. (2006): Management proposals for bilberry in Scots pine woodland. Forest Ecology and Management 222: 272-278.

Puettmann, K.J.; Coates, K.D.; Messier, C. (2009): A Critique of Silviculture. Island Press; Washington, Covelo, London, 189 S.

Reininger H. (2000): Das Plenterprinzip oder die Überführung des Altersklassenwaldes. Graz-Stuttgart: Stocker, 238 S.

Riedl W. (1989): Die Begründung und Pflege der Werteichenbetriebsklasse von Langenau. Schriftenreihe d. Landesforstverwaltung Baden-Württemberg, Bd. 68, Stuttgart, 215 S.

Röhrig E., Bartsch N., v. Lüpke B. (2006): Waldbau auf ökologischer Grundlage. 7. Aufl. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 479 S.

Scherer-Lorenzen M., Körner Ch., Schulze E.-D. (2005): Forest Diversity and Function: Temperate and Boreal systems. Ecological Studies Vol. 176, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, 399 S.

Schmidt O., Hamberger J. (2008): Wald und Wasser. LWFaktuell 15(66): 63 S.

Selter B. (2000): Historische Waldnutzungen und ihr Einfluß auf Naturvorstellungen und Wald Leitbilder. In: Lehmann A., Schriewer K. (Hrsg.): Der Wald - Ein deutscher Mythos? Perspektiven eines Kulturthemas. Dietrich Reimer Verlag, Berlin/Hamburg 2000: 157-173.

Spellmann H. (1995): Vom strukturarmen zum strukturreichen Wald. Forst und Holz 50: 35-44.

Sperber J. (2010): Angenommene, vorgetäuschte und eigentliche Normenkonflikte bei der Waldnutzung im 19. Jahrhundert. Historische Zeitschrift Bd. 290: 681-702.

Spiecker H. (1991): Zur Steuerung des Dickenwachstums und der Astreinigung von Trauben- und Stieleichen (Quercus petraea (MATT.) Liebl. und Quercus robur L.). Schriftenr. d. Landesforstverwaltung Baden-Württemberg, Bd. 72 : Stuttgart, 155 S.

Staelens, J.; Nachtergale, L.; Luyssaert, S.; Lust, N. (2003): A model of wind-influenced leaf litterfall in a mixed hardwood forest. Canadian Journal of Forest Research (33) 201-209

Stoyan, D.; Stoyan, H. (1992): Fraktale - Formen - Punktfelder: Methoden der Geometrie-Statistik. Akademie Verlag; Berlin. 394S.

Straetz, C.; Wagner, S.; Müller, J. (2009): Räumliche Effekte von Totholzstrukturen bei Landschnecken (Mollusca: Gastropoda). Forst und Holz (64) 22-27

Takiya M., Koyama H., Umeki K., Yasaka M., Ohno Y., Watanabe I., Terazawa K. (2010): The effects of early and intense pruning on light penetration, tree growth, and epicormic shoot dynamics in a young hybrid larch stand. Journal of Forest Research 15: 149-160

Tecle, A.; Shrestha, B.P.; Duckstein, L. (1998): A multiobjective decision support system for multiresource forest management. Group Decision and Negotiation (7) 23-40

Thommen L. (2009): Umweltgeschichte der Antike. Verlag C.H.Beck oHG, Müchen. 188 S.

Vanselow K. (1960): Die Waldbautechnik der Eiche im bayerischen Spessart in geschichtlicher Betrachtung. Forstwissenschaftliches Centralblatt 79: 270-286.

Víquez, E. & Pérez, D. (2005). Effect of pruning on tree growth, yield, and wood properties of Tectona grandis plantations in Costa Rica. Silva Fennica 39(3): 381–390.

Wagner, S. (2004): Möglichkeiten und Beschränkungen eines funktionsorientierten Waldbaus. Forst und Holz (59) 105-111

Wagner, S.; Röker, B. (2000): Birkenanflug in Stieleichenkulturen: Untersuchungen zur Dynamik der Konkurrenz über 5 Vegetationsperioden. Forst und Holz (55) 18-22

Wälder, K.; Frischbier, N.; Bredemeier, M.; Näther, W.; Wagner, S. (2008): Analysis of OF – layer humus mass variation in a mixed stand of European beech and Norway spruce: An application of Structural Equation Modelling. Ecological Modelling (213) 319-330

Wiens J.A. (1989): Spatial Scaling in Ecology. Functional Ecology 3(4): 385-397.

Zhang, Y. (2005): Multiple-use forestry vs. forestland-use specialization revisited. Forest Policy and Economics (7) 143-156

Fazit und Empfehlungen zur Weiterentwicklung des Ökosystemdienstleistungsansatzes für Wälder

RENATE BÜRGER-ARNDT, BETTINA OHSE, KATHARINA MEYER

Ein wesentlicher Bestandteil des Workshops waren ausführliche und engagiert geführte Diskussionen des Ökosystemdienstleistungsansatzes im Plenum. Sie mündeten in kritische Stellungnahmen zu dessen konzeptionellen Hintergrund, zur Integration bestehender Verfahrens- und Planungsansätze und zur Datenlage sowie in Empfehlungen für die spezifische Weiterentwicklung des Ansatzes mit Blick auf Wälder. Die wichtigsten Ergebnisse, Schlussfolgerungen und Empfehlungen sind nachfolgend zusammengefasst. Dabei werden auch Aussagen von Referentenbeiträgen integriert, ohne dass dies im Einzelnen nochmals durch Quellenverweise hervorgehoben ist.

1. Klärung und Abstimmung von Begrifflichkeiten

Um das Konzept der Ökosystemdienstleistungen sowohl in der Forschung als auch in der Forstpraxis und Landschaftsplanung/Landschaftsökologie gezielt auf den Wald anwenden zu können, müssen die wichtigsten disziplinären Begrifflichkeiten geklärt und in Einklang gebracht, d.h. zu einer konsistenten Terminologie zusammengeführt werden. Eine gute Kommunikation zwischen den einzelnen Fachdisziplinen und Akteuren ist unerlässlich, um Missverständnisse und Mehrdeutigkeiten zu vermeiden und den Transfer in die Praxis zu gewährleisten.

Schwierigkeiten ergeben sich dabei bereits auf sehr grundsätzlicher Ebene: Das MEA unterscheidet vier **Dienstleistungskategorien**, nämlich: *regulating services* (regulierende Dienstleistungen)*, cultural services* (kulturelle Dienstleistungen) und *provisioning services* (Versorgungsdienstleistungen) sowie *supporting services* (Basisdienstleistungen). Letztere bestimmen als grundlegende Ökosystemeigenschaften die drei erstgenannten Dienstleistungskategorien. Das Konzept subsummiert damit sehr unterschiedliche Sachverhalte unter dem gleich lautenden Begriff der *ecosystem services*: Grundlegende, auch für das menschliche Wohl essentielle Ökosystemeigenschaften, daraus resultierende oder generierbare Güter in Form von Waren und Dienstleistungen *(goods and services)* sowie gesellschaftliche, vielfach normative Wertschätzungen. Dies simplifiziert den langjährigen fachwissenschaftlichen Diskurs über kausale Zusammenhänge, inhaltliche Abgrenzungen und adäquate englischsprachliche Begriffsinhalte, der bis heute anhält.

Das MEA beinhaltet zudem eine begriffliche Tautologie, indem es Ökosystem*dienstleistung* als Vorteil, Nutzen oder Gewinn aus Ökosystemen in Form von Gütern/Waren und *Dienstleistungen* definiert. Eine widerspruchsfreie Übersetzung in die deutsche Fachsprache steht

dabei noch aus. Hier gibt es seit langem etablierte Fachtermini mit gleichem oder ähnlichem konzeptionellen Hintergrund aus unterschiedlichen Fachdisziplinen (v.a. Landschaftsökologie, Landschaftsplanung, Forstwissenschaften und Forstplanung). Dies erschwert die fachübergreifende Verständigung und Konsensbildung zusätzlich.

Die sog. **Basisdienstleistungen** *(supporting services)* sind im naturwissenschaftlichen Sinne als grundsätzliche ökosystemare Prozesse und Funktionsweisen (synonym: Naturfunktionen; *functions of nature*, *ecosystem functions)* und damit eher als eine **Dienstleistungsbasis** zu verstehen. Im gesellschaftlichen Mensch-Umwelt-Kontext werden sie auf diejenigen Teile eingeschränkt, die für das menschliche Wohlergehen relevant sind. Welche Prozesse und Strukturen, Arten und Lebensgemeinschaften für diese **ökosystemaren Funktionen** entscheidend sind, ist Sachinhalt naturwissenschaftlich-analytischer Forschung. Die tatsächlichen Zusammenhänge sind bisher nur teilweise gesichert und als solche vielfach erst noch zu beschreiben und zu identifizieren.

Welches **Leistungsvermögen** *(ecosystem potential)* für den Menschen Ökosysteme in sich bergen, hängt aber nicht nur von den Ökosystemeigenschaften selbst, sondern auch von den jeweiligen menschlichen Bedürfnissen, Ansprüchen und Erwartungen ab. Diese weisen den Ökosystemen durchaus divergierende Aufgaben oder **gesellschaftliche Funktionen** zu, welche zu großen Teilen normativen Wertcharakter haben.

In den einzelnen Fachdisziplinen wird der **Funktionsbegriff** unterschiedlich verstanden und verwendet - entweder als ökologische oder als gesellschaftliche Funktion – und mitunter auch nicht eindeutig gegeneinander abgegrenzt. Dies hat diverse disziplinäre Verständigungsschwierigkeiten und Fehlinterpretationen nach sich gezogen. Die eigentlichen Ökosystem-*dienst*-leistungen werden aber stets erst dort und dann generiert, wenn bzw. wo sich ökosystemare Funktionen als Angebots-, Leistungs- oder Wirkungsprofil mit gesellschaftlichen Funktionen als Erwartungshaltungen oder Anspruchsprofil in Einklang bringen lassen. Die allgemein anerkannte **„Ecosystem-Service-Cascade“**, die eine Verbindung zwischen ökologischen Zusammenhängen und menschlichen Wohlfahrtsaspekten abzubilden versucht, ist vor diesem Hintergrund inadäquat: Sie berücksichtigt die gerichtete gesellschaftlich-normative Anspruchshaltung gegenüber der natürlichem Umwelt nicht in ausreichendem Maße und unterbewertet sie damit als Untersuchungsphänomen.

Schließlich berücksichtigt das MEA als Nutzen *(benefits)* aus den Ökosystemen neben deren ideellen Wertschätzungen und immateriellen Dienstleistungen (*services*) auch materielle Güter, d.h. marktfähige Waren (*goods*) wie Nahrungsmittel, Fasern oder Holz. Dies läuft den Vorstellungen von Umweltvorsorge und Naturschutz in Deutschland zuwider. Hier beschäftigt man sich zunächst ausschließlich mit den öffentlichen, primär nicht marktfähigen Gütern *(common goods)*, für die ein staatlicher Vorsorgeauftrag im Dienste des Gemeinwohls besteht. Als solche werden sie gegenüber marktfähigen Waren und privatwirtschaftlichen Interessen abgegrenzt.

Angesichts der vielgestaltigen Unschärfen und Unstimmigkeiten wird eine Klärung und Abstimmung der zentralen Begrifflichkeiten über Disziplinengrenzen hinweg dringend empfohlen.

Bei jeglicher Analyse ist zwischen ökosystemaren Funktionen (als Angebots-, Leistungs- oder Wirkungsprofil)[1], gesellschaftlichen Funktionen (als Erwartungshaltung oder Anspruchsprofil) und den erst aus beiderlei Zusammentreffen resultierenden (realisierten) Ökosystemdienstleistungen zu unterscheiden

2. Analyse des Verhältnisses Biodiversität – ökologische Funktionalität – Ökosystemdienstleistungen

Ein zentraler Aspekt im MEA ist, dass sämtliche *ecosystem services* und damit zugleich menschliches Wohlergehen *(human well-being)* in einen unmittelbaren, kausalen Zusammenhang zur Biosphäre *(life on earth)* bzw. zur Biodiversität *(biodiversity)* gestellt werden. Das Konzept der Ökosystemdienstleistungen wird damit argumentativ zur Stärkung des Schutzes von Biodiversität eingesetzt. Wie die kausalen Zusammenhänge zwischen Biodiversität, ökologischer Funktionsfähigkeit und Ökosystemdienstleistungen tatsächlich aussehen, wird jedoch eher selten präzisiert (so z.B. im Falle der biologischen Schädlingsregulation oder der Blütenbestäubung). Damit bleiben entscheidende Fragen nach der grundsätzlichen Bedeutung von Biodiversität für die Funktionalität von Ökosystemen und für die im MEA betrachteten Services bislang unbeantwortet.

Wissenschaftlicher Konsens besteht dahingehend, dass spezifische Strukturen und Prozesse bestimmte Ökosystemfunktionen aufrechterhalten, welche ihrerseits die Grundlage für regulierende, versorgende und kulturelle Dienstleistungen bilden können. Sofern solche Abhängigkeiten nachgewiesen werden können, lassen sich die entsprechenden Strukturen, Arten oder auch Gilden[2] den Ökosystemfunktionen bzw. den **Basisdienstleistungen** zuordnen. Dies wird z.B. im Hinblick auf die Habitatqualität von Ökosystemen vorgeschlagen, die einige Autoren als *habitat services* in die Kategorie der *functions* einreihen. Welche Schlüsselrolle einzelnen Arten oder aber auch Gilden für die Funktionalität der Ökosysteme tatsächlich zukommt, und welche Bedeutung sie dadurch für bestimmte Dienstleistungen erlangen, ist bisher jedoch nur unzureichend bzw. fallweise geklärt.

Höhere Artenzahlen gehen zwar häufig - aber durchaus nicht zwingend - mit einer höheren Stabilität bzw. Resilienz und damit Kontinuität der Funktionsfähigkeit bzw. der Basisdienstleistungen von Ökosystemen einher. Viele Ökosystemleistungen, insbesondere Versorgungsdienstleistungen, werden auch mit wenigen Arten generiert. Somit ist derzeit keine allgemein gültige Aussage darüber möglich, welches Maß an Biodiversität letztlich entscheidend ist, um die ökologische Funktionalität und damit die Basis für Ökosystemdienstleistun-

[1] Gebräuchlich sind hier auch Bezeichnungen wie Leistungsvermögen, ökologische Funktionsfähigkeit oder Ökosystemleistungen.

[2] Artengruppen mit ähnlichen Habitatansprüchen bzw. Nutzungsstrategien

gen aufrecht zu erhalten. Gerade darum sollten gemäß dem **Vorsorgeprinzip**[3] keine größeren Artenverluste riskiert werden.

Aber auch ohne ökologischen Funktionalitätsnachweis haben normative, naturschutzfachliche Festlegungen wie die Roten Listen, die Natura 2000-Anhangsarten oder die ethisch-biozentrische Einstellung „keine Art soll aussterben" als **sozio-kulturelle Ökosystemdienstleistung** ihre Berechtigung. Als Ausdruck sozio-kultureller Wertschätzung von Natur sollten diese normativen Aspekte der Biodiversität gleichberechtigt mit sachbezogenen Aspekten im Sinne ökosystemarer Funktionalität Berücksichtigung finden. Erst damit wird Biodiversität explizit, umfassend und differenziert in ihre unterschiedlichen Bedeutungszusammenhänge gestellt. Und erst damit kann der hohen Zielkongruenz mit dem Naturschutz als normativem Handlungsfeld Rechnung getragen werden.

Der Fokus künftiger Forschung sollte sowohl auf Wirkungs- und Funktionszusammenhänge zwischen Biodiversität und regulativen sowie bereitstellenden Dienstleistungen gerichtet sein, als auch auf normative Festlegungen bzw. Wertschätzungen bzgl. Biodiversität im Kontext kultureller Dienstleistungen.

3. Nutzung und Weiterentwicklung von Verfahrensansätzen zur Erfassung und Bewertung der Ökosystemdienstleistungen von Wäldern in Deutschland

In Deutschland werden verschiedene Verfahrensansätze praktiziert und entwickelt, die Beiträge zur Erfassung und Beurteilung von Ökosystemdienstleistungen leisten können. Hierzu gehören:

- **Biotopkartierung**

Von unterschiedlichen Landschaftselementen oder Landschaftsbereichen wie Wäldern, Feldgehölzen oder Äckern gehen infolge ihrer strukturellen Eigenschaften bekannte und gesellschaftlich interessierende ökologische Wirkungen aus (z.B. Bodenwasserrückhalt, Erosionsminderung oder Herabsetzung der Windgeschwindigkeit und ihrer Wirkungen). Bereits frühzeitig wurde daher ein Verfahren entwickelt, um über die Ansprache von Landnutzungs-

[3] Die Erklärung der UN-Konferenz für Umwelt und Entwicklung (UNCED) 1992 in Rio konkretisiert das Vorsorgeprinzip in Kapitel 35 Absatz 3 der Agenda 21: „Angesichts der Gefahr irreversibler Umweltschäden soll ein Mangel an vollständiger wissenschaftlicher Gewissheit nicht als Entschuldigung dafür dienen, Maßnahmen hinauszuzögern, die in sich selbst gerechtfertigt sind. Bei Maßnahmen, die sich auf komplexe Systeme beziehen, die noch nicht voll verstanden worden sind und bei denen die Folgewirkungen von Störungen noch nicht vorausgesagt werden können, könnte der Vorsorgeansatz als Ausgangsbasis dienen."

und Vegetationstypen und die Nutzung von deren Indikatoreigenschaften sogenannte **Funktionsleistungsgrade (Eignungs-, Leistungs- und Belastbarkeitsgrade)** einzuschätzen.[4]

Dem entsprechend lassen sich auch aus den etablierten, hoch auflösenden Standardverfahren der **naturschutzfachlichen Biotopkartierungen** raumkonkrete Funktionen im Hinblick auf die Schutzgüter Boden, Wasser, Klima/Luft, Landschaftsbild oder naturbezogene Erholung ableiten. Dies gilt auch für die verschiedenen Waldbiotope, für die sich je nach Naturschutzstatus bzw. Nutzungsintensität der Umfang unterschiedlicher Ökosystemleistungen einschätzen lässt. Das große Indikatorenpotential der Waldbiotopkartierung lässt sich allerdings nur dort ausschöpfen, wo aktuelle, flächendeckende Erhebungen zur gesamten Waldfläche vorliegen und die Kartierungen sowohl die Biotoptypen ansprechen, als auch auswertbare Datenbestände zu deren qualitativen Ausprägungen (Arten, Strukturen, Standorte, Beeinträchtigungen u.a.) liefern. Dies ist heute in vielen Bundesländern nicht gegeben. Auch für die Modellierung auf der Landschaftsebene ist ein Mindestmaß an Datenqualität, -konsistenz und -kontinuität sowie räumlicher Ausdehnung und Dichte der Daten Voraussetzung.

- **Waldwirkungsanalyse**

Auch die Waldwirkungsanalyse macht sich als Verfahrensansatz der Forstplanung die Strukturabhängigkeit ökosystemarer Leistungen und Wirkungen zunutze. Dem entsprechend prüft sie, ob die in der *Waldfunktionenkartierung* erfassten und dokumentierten gesellschaftlichen Ansprüche an einen Waldort bzw. die hierfür erforderlichen ökologischen Wirkungen des Waldes, von dessen aktueller Waldstruktur erbracht werden können. Dabei handelt es sich allerdings nicht um einen durch definierte Indikatoren, Merkmalsausprägungen und Aggregationsvorschriften gestützten Ansatz, sondern - wie in der Landschaftsplanung auch - um eine gutachtliche Experteneinschätzung. Insgesamt sind die Kenntnisse über die kausalen Zusammenhänge zwischen Waldstrukturen und verschiedenen ökologischen Leistungen von Wäldern allerdings noch begrenzt (siehe Pkt. 5).

- **Ökologische Integrität**

Dieser noch in der Entwicklung befindliche Verfahrensansatz konzentriert sich auf die ökosystemare Funktionalität und damit auf die Dienstleistungsbasis auf Landschaftsebene. Grundlage bilden die **CORINE Daten** als flächendeckend vorliegende Landnutzungs- und

[4] Der Einsatz der **potenziellen natürlichen Vegetation** (pnV) zur Einschätzung von Ökosystemleistungen erscheint hingegen nicht zielführend. Zwar indiziert die pnV die Summe der Merkmale eines Standortes (Bodenfeuchte, Nährstoffgehalt etc.) und kann dementsprechend für eine naturräumliche Standortseinschätzung dienen. Jedoch verbleibt diese auf der beschreibenden Sachebene und sagt noch nichts über die Leistungsfähigkeit des Standortes im Hinblick auf bestimmte Nutzungsansprüche aus. Ein zusätzliches Problem ergibt sich dadurch, dass die in aktuellen Karten dargestellte pnV als Konstrukt einen Zustand wiedergibt, der angesichts von Stickstoffeinträgen und Klimawandel vielfach nicht mehr aktuell sein dürfte.

Landbedeckungsinformationen für Europa[5]. Diese werden durch die Kombination mit ATKIS, IKONOS und Biotopkartierungsdaten weiter differenziert. Zur Einschätzung der ökosystemaren Funktionalität der kartierten Einheiten wurden sog. **funktionale Indikatoren der ökologischen Integrität** vorgeschlagen, die als Kenngrößen erfasst werden sollten. Damit dieser Verfahrensansatz künftig genutzt werden kann, müssen jedoch noch weitere Datensätze, wie beispielsweise zur Bodenqualität oder zur Intensität der Landnutzung erfasst und integriert werden.

- **Waldfunktionenkartierung**

Die Waldfunktionenkartierung betrachtet die Nachfrageseite, d.h. die **Gemeinwohlansprüche** an den Wald. Der Begriff der „Funktion" wird hier somit nicht als ökologische sondern als gesellschaftliche Funktion verstanden. Dies hat zur Folge, dass aus den kartierten Waldfunktionen keine Informationen über den tatsächlichen Zustand des Waldes abgeleitet werden können. Die Funktionserfüllung ist nicht Gegenstand der Betrachtung. Im Zuge einer Waldfunktionenkartierung werden vielmehr verbindlich festgelegte, räumlich konkrete Schutzgebietsausweisungen (wie Naturschutzgebiete, Wasserschutzgebiete, etc.), freiwillig eingegangene Selbstverpflichtungen (wie Zertifizierungsauflagen oder forstinterne Regelungen) oder darüber hinaus wünschenswerte aber nicht bindend zu erfüllende Ansprüche an den Wald (wie die Erholungsnachfrage oder der Schutz vor Steinschlag entlang einer frequentierten Verkehrstrasse) identifiziert und abgegrenzt. Die Produktionsfunktion der Wälder wird dabei vorausgesetzt. Sie kann aber eingeschränkt (z.B. Erholungswälder oder Hangschutzwälder), in Ausnahmefällen sogar eingestellt werden (z.B. Naturwaldreservate). Die Kartierung dient damit der Erfüllung normativer Gemeinwohlverpflichtungen des Staates durch ein entsprechendes Waldmanagement. Konkrete oder gar nach Zielgruppen differenzierten Erwartungshaltungen der Bevölkerung fließen nicht ein.

- **Partizipative Verfahrensansätze**

Zur Berücksichtigung konkreter, gegebenenfalls auch zielgruppendifferenzierter Nachfrage nach Ökosystemdienstleistungen können partizipative Verfahrensansätze herangezogen werden, wie sie seit langem in der Landschaftsplanung gefordert und erprobt werden. Insbesondere im Bereich der versorgenden sowie der kulturellen Dienstleistungen ist ein entsprechender Bedarf zu diagnostizieren. Geeignet sind hier auch umweltökonomische Bewertungsansätze, die auf **Präferenzstudien** basieren.

- **Ökonomische Bewertungsansätze**

Naturschutz und Landschaftsplanung arbeiten überwiegend mit qualitativen, zielorientierten Bewertungen auf ordinalen Skalen und verzichten bislang weitgehend auf ökonomische Be-

[5] http://www.umweltbundesamt.de/boden-und-altlasten/boden/daten/corine.htm

wertungsansätze. Das ökonomische Methodenrepertoire für die Bewertung von Ökosystemdienstleistungen ist vorhanden und auch in den Bereichen von Landschaftsplanung, Landschaftspflege und Forstwirtschaft gibt es verschiedene erfahrungsbasierte Ansätze zur Monetarisierung. Dieses Wissen muss Disziplinen übergreifend zur Kenntnis genommen, verstanden und besser für die Interpretation von Ökosystemdienstleistungen genutzt werden.

Für eine ökonomische Bewertung sind bereits viele Daten erhoben worden. Die Potenziale und Grenzen der Monetarisierung sind jedoch noch nicht abschließend geklärt. Als typische Kategorie in Nationalparks werden z.B. **Existenzwerte** untersucht und durch Befragungen bestätigt. Diese Art der ökonomischen Bewertung ist ausgesprochen „partizipativ", da sie in der Regel auf Stichprobenbasis Entscheidungs- und Präferenzphänomene der Bevölkerung wie z.B. das (Kauf-)verhalten erfasst. Dem Vorgehen ist daher größere Objektivität zuzusprechen als reinen Expertenurteilen. Dies gilt auch für die Ermittlung von **Zahlungsbereitschaften**, welche aufzeigen, dass es Dinge gibt, die bisher keinen Preis haben, für die es aber eine Wertschätzung gibt.

- **Räumliche Betrachtungsebenen**

Um der Bedeutung von Maßstäben und räumlichen Bezugseinheiten bei der Untersuchung von Ökosystemdienstleistungen gerecht zu werden, ist bei allen Verfahrensansätzen auf die räumliche Betrachtungsebene zu achten. Grundsätzlich ist eine **spezifische Flächen- bzw. Raumgröße** *(minimum functioning area)* für die Entfaltung einer ökologischen Wirkung erforderlich.

Eine systematische Erfassung der Ökosystemdienstleistungen verschiedener Waldökosysteme für verschiedene Regionen ist bisher nicht erfolgt. Die umfassende Beschreibung der Ökosystemleistungen beispielsweise von Tieflandbuchenwäldern, Kiefern- und Fichtenreinbeständen Mitteldeutschlands oder Bergmischwäldern und ihrer jeweiligen gesellschaftlichen Nachfrage, wären dringend notwendig, um deren spezifische und vielseitige Bedeutung - über die der Holzproduktion hinaus - deutlich zu machen und stärker ins Bewusstsein zu bringen.

Darüber hinaus sollten die Interaktionen zwischen Wäldern und anderen Landschaftsteilen stärker in den Blick genommen werden. Um in gesamtlandschaftlicher Perspektive sogenannte **Landschaftsdienstleistungen** zu beschreiben und dabei der besonderen Bedeutung der Wälder gerecht zu werden, ist eine zusammenführende Betrachtung notwendig, welche die wechselseitigen Energie- und Stoffströme zwischen den verschiedenen Ökosystemen sowie anderweitige Abhängigkeiten und Beeinflussungen einbezieht. Eine erwünschte Wirkung resultiert vielfach erst, wenn verschiedene Ökosysteme in der Landschaft ineinandergreifen und sie wird erst dadurch zur Dienstleistung, dass Nutzer tatsächlich von ihr profitieren. Bei der Analyse von Leistungsbereitstellung und -inanspruchnahme auf landschaftlicher Ebene sind dem entsprechend unterschiedliche **räumliche Konstellationen (spezifische Raummuster)** zu berücksichtigen. Vielfach ist zwischen Gebieten zu unterscheiden, die Ökosystemdienstleistungen bereitstellen *(service providing areas)* und solchen, die davon profitieren *(service benefiting areas)*. Dabei kann es unterschiedliche **räumliche Wir-**

kungsgrade geben, indem eine Ökosystemdienstleistung großräumig oder punktuell generiert wird bzw. Nutzen stiftet.

Aktuell werden nebeneinander liegende Ökosysteme häufig unabhängig voneinander betrachtet, ohne den Austausch zwischen ihnen (Grundwasser, Luft, etc.) oder ihre gegenseitige Beeinflussung *(trade-offs)* zu beachten. Solche **Austauschbeziehungen** können jedoch Konvergenzen oder Divergenzen aufweisen, d.h. sich positiv, neutral oder negativ zueinander verhalten und damit konfliktträchtig, kompatibel oder synergetisch wirksam werden. Bisher gibt es zwar theoretische Ansätze, aber noch keine gängigen Verfahren zur Berücksichtigung derartiger Effekte auf der Landschaftsebene.

Zusammenfassend lassen sich folgende Empfehlungen im Hinblick auf die weitere Verfahrensentwicklung zur Erfassung und Bewertung der Ökosystemdienstleistungen von Wäldern in Deutschland geben:

Von den diskutierten Verfahren ist die (naturschutzfachliche) Waldbiotopkartierung von größter Relevanz im Kontext von Ökosystemdienstleistungen. Sie sollte weiter differenziert, bundesweit vereinheitlicht und die entsprechenden Inventurdaten sollten regelmäßig und flächendeckend aktualisiert werden.

Mit Blick auf die Ansprache von Ökosystemdienstleistungen erscheint eine enge Kooperation zwischen Waldbiotopkartierung, Waldwirkungsanalyse und Waldfunktionenkartierung, bzw. zwischen Naturschutz und Forstwirtschaft zielführend, um die sich ergänzenden Erfahrungen und Inventurverfahren konsistent zusammenzuführen

Die wissenschaftlichen und praktischen Fachkenntnisse bezüglich der ökologischen Wirkungen von strukturellen Eigenschaften der Wälder sollten gezielt genutzt und weiter ausgebaut werden. Dabei ist v.a. auch die jeweils erforderliche Flächengröße als minimum functioning area auszuloten.

Im Sinne einer stärkeren Objektivierung und Operationalisierung der Verfahren sind die Identifikation und der Einsatz wissenschaftlich fundierter Waldstrukturparameter dringend zu empfehlen.

Um die tatsächlichen Ansprüche der breiten Bevölkerung oder einzelner Akteursgruppen über eine allgemeine Gemeinwohlverpflichtung hinausgehend adäquat darstellen zu können, sollten partizipative Verfahrensansätze zumindest exemplarisch zum Einsatz kommen.

Die systematische Erfassung der Ökosystemdienstleistungen verschiedener Waldökosysteme für verschiedene Regionen ist anzustreben.

Die räumliche Betrachtungsebene sollte anhand von Fallstudien auf eine gesamtlandschaftliche Analyse erweitert werden, um Wechselwirkungen und Austauschbeziehungen zwischen Wäldern und anderen Bereichen der Kulturlandschaft aufzuzeigen und deren besonderer Bedeutung im Hinblick auf die Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen gerecht zu werden.

4. Analyse der Möglichkeiten und Grenzen waldbaulicher Steuerung von Ökosystemdienstleistungen

Zur waldbaulichen Steuerung von Bestandsstrukturen mit dem Ziel einer Optimierung von Ökosystemdienstleistungen liegen bisher noch wenige Erfahrungen vor. Die Annahme der grundsätzlichen Plan- und Steuerbarkeit von Ökosystemdienstleistungen des Waldes basiert auf der Prämisse, dass sich diese in dem Maße manipulieren bzw. steuern lassen, wie sie strukturabhängig und damit durch zielorientierte Waldbehandlung zu beeinflussen sind. Allerdings liegen hier vielfach keine einfachen Kausalzusammenhänge vor, sondern es müssen notwendige Kombinationen von Strukturelementen, vielfältige Wirkungsketten und unterschiedliche Wirkungsrichtungen beachtet werden. Das entsprechende Wissen hierzu ist vielfach noch sehr eingeschränkt und nicht ansatzweise mit dem walbaulichen Erfahrungsschatz zur Optimierung der Produktionsfunktion zu vergleichen.

Alternativ zu derartigen **„deterministischen" Ansätzen der Waldgestaltung** werden neuerdings sogenannte „**holistische" Ansätze** diskutiert, die keine kausale Verknüpfung von Managementzielen (bzw. Waldbehandlung) und Waldstruktur voraussetzen. Sie konzentrieren sich vor allem auf **Ökosystemfunktionen** bzw. Basisdienstleistungen, d.h. Nährstoffkreisläufe, Genfluss, Naturverjüngungspotenzial oder die biologische Vielfalt, welche durch vielfältige Waldstrukturen dauerhaft gesichert werden sollen. Kriterien und Indikatoren für definierte Ökosystemleistungen werden in holistischen Ansätzen nicht benannt und lassen sich daher auch nicht gezielt ansteuern. Ökosystemdienstleistungen entstehen danach als Koppelprodukte von vielfältigen Waldstrukturen.

Um die komplexen Zusammenhänge zwischen Bestandesmerkmalen, insbesondere Strukturparametern, ökosystemaren Funktionen und resultierenden erwünschten Dienstleistungen von Wäldern (Waldwirkungen) aufzuzeigen, besteht erhöhter Forschungsbedarf, aber auch ein Bedarf an intensiverer Kooperation und Kommunikation zwischen Theorie und Praxis.

Erst damit lassen sich fundiert operationale Indikatoren für die Erfassung und Bewertung von Ökosystemdienstleistungen des Waldes ableiten, was auch die Erfolgskontrolle eines entsprechend ausgerichteten räumlichen (und zeitlichen) Managements ermöglichen würde.

5. Entwicklung waldspezifischer Indikatoren und Klärung der Datenlage

Konsistente und umfassende Indikatorenlisten zur Bestimmung verschiedener Ökosystemdienstleistungen von Wäldern in Deutschland unter Berücksichtigung von ökosystemarem Angebot und gesellschaftlicher Nachfrage liegen derzeit nicht vor. Die verschiedenen, teilweise unter Punkt 3 näher ausgeführten Verfahren können hierzu wichtige Informationen beisteuern. Bei der Identifikation geeigneter Indikatoren ist grundsätzlich die jeweils verfügbare Datenlage zu berücksichtigen oder es sind entsprechende Erhebungen durchzuführen. Als Ziel sollte angestrebt werden, Datengrundlagen zu identifizieren bzw. zu generieren, mit denen eine große Bandbreite an Fragestellungen beantwortet werden kann.

In diesem Zusammenhang ist zum einen der Fundus der **forstlichen Inventurdaten** zu prüfen, zum anderen sind der Informationsgehalt und die Aktualität der vorliegenden **Waldbiotopkartierungen** zu klären. Die Suche nach der funktionsgerechten **Bestandsstruktur** (Qualität, Zahl und Verteilung von Strukturelementen) und nach deren spezifischer Bedeutung und Wirkung im Ökosystem Wald stellt neue Herausforderungen an die Grundlagenforschung.

Im gesamtlandschaftlichen Kontext bildet eine aktuelle, flächendeckende, luftbildgestützte **Biotoptypenkartierung** die essentielle Datengrundlage. Darüber hinaus sind Datenbestände verschiedener anderer Fachdisziplinen und -planungen zu sichten.

Die unter Punkt 7 (Verstärkung der inter- und transdisziplinären Zusammenarbeit) vorgeschlagene **Kommunikations- und Kooperationsplattform** sollte auch der schrittweisen Optimierung der Datengrundlagen und des Informationszugangs dienen. Sie sollte aufzeigen, welche räumlichen Daten in welcher Qualität, Aktualität und Auflösung und mit welchem Flächenbezug vorhanden sind. Auf diese Weise ließe sich auch feststellen, in welchen Bereichen noch entscheidende Datenlücken vorliegen.

Ökosysteme und ihre Dienstleistungen sind nicht nur an den Raum gebunden, sie unterliegen - wie gesellschaftliche Ansprüche und Wertschätzungen auch - zeitlichen Differenzierungen und damit einem beständigen Wandel. Dies zwingt zu einer kontinuierlichen und turnusmäßigen Überprüfung, wo sich Angebot und Nachfrage treffen und welche Ökosystemdienstleistungen dem entsprechend generiert werden. Insofern sollten Indikatoren auch Veränderungen abbilden können.

Der Entwicklung eines konsistenten waldspezifischen Indikatorensets ist erhöhte Aufmerksamkeit zu widmen. Es sollte sowohl das ökosystemare Angebot als auch die gesellschaftliche Nachfrage berücksichtigen und in der Lage sein, zeitliche Veränderungen abzubilden.

Vorhandene Datenquellen wie forstliche Inventurdaten und Biotopkartierungen sollten prioritär gesichtet und ggf. weiterentwickelt werden.

6. Nutzung und Integration etablierter Planungsansätze

- **Forstliche Umweltvorsorgeplanung**

Dem Ziel einer multifunktionalen Waldbewirtschaftung unter Berücksichtigung der unterschiedlichen gesellschaftlichen Ansprüche wird bisher über die **Waldfunktionenkartierung** und deren Berücksichtigung in der forstbetrieblichen Planung Rechnung getragen. Dieser raumbezogenen Anspruchserhebung wird nur in Ausnahmefällen eine entsprechende **Waldwirkungsanalyse** zur Einschätzung des entsprechenden Angebotes von Ökosystemleistungen der betreffenden Wälder gegenüber gestellt, so z.B. im Rahmen der forstlichen **Umweltvorsorgeplanung** in Rheinland-Pfalz. Allein auf der Grundlage der Waldfunktionenkartierung sind Aussagen über die tatsächlichen Ökosystemdienstleistungen der Wälder nur sehr bedingt möglich. Damit verschwimmen Anspruchs- und Leistungsprofil und das normativ Wünschenswerte wird so präsentiert als sei es bereits das tatsächlich Erreichte.

- **Landschaftsplanung**

Die **Landschaftsplanung** dient dem Gemeinwohl als staatlichem Vorsorgeauftrag indem sie die ökologische Funktionsfähigkeit bzw. das Angebot gesellschaftsrelevanter ökosystemarer Leistungen in Konkurrenz zu Einzelinteressen sichern soll. Hierbei kommt ihr eine externe und beratende bzw. gutachtliche Kontrollfunktion gegenüber diversen Nutzungsansprüchen zu.

Über die engere Betrachtung von Waldökosystemen hinaus und durch die Berücksichtigung räumlicher Bezüge (Lagebeziehungen, Ökosystemkomplexe, Maßstabsbereiche) widmet sich die Landschaftsplanung vor allem jenen Leistungen, die von der Landschaft als Ganzes bereitgestellt werden. Durch die fachplanerische Erfassung und Bewertung von Naturraumpotentialen und Landschaftsfunktionen sollen die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes langfristig erhalten werden. Damit erlangt die Landschaftsplanung höhere Relevanz/Kompatibilität mit praktischen räumlichen Planungen als rein forstliche Planungen und vermag zugleich der Bedeutung des Waldes im landschaftlichen Kontext größeres Gewicht zu verleihen. Dieser Auftrag der Landschaftsplanung birgt starke Übereinstimmungen mit dem Konzept der Ökosystemdienstleistungen, insbesondere im Hinblick auf das **Leistungsangebot**.

Das Konzept der Ökosystemdienstleistungen in die Landschaftsplanung zu integrieren kann bedeuten, das Dienstleistungsdargebot der Landschaft stärker quantitativ zu bilanzieren und ggf. auch ökonomisch zu bewerten. Bisher arbeitet die Landschaftsplanung eher mit ordinalen Skalen. Erfahrungen mit monetären Bewertungsansätzen liegen aber aus dem Bereich der Eingriffs-/Ausgleichsplanung oder der Bewertung landschaftspflegerischer Leistungen vor.

- **Landschaftsökologie**

Die in der Landschaftsökologie bewährten fundamentalen theoretischen Grundlagen, die entwickelten Erfassungs- und Analysemethoden und die dazu verwendeten Daten können wichtige Beiträge zu Konzept und Verfahrensansätzen der Ökosystemdienstleistungen liefern. Dies gilt v.a. im Bereich der ökologische Funktionalität (Basisdienstleistungen) sowie der regulierenden Leistungen. Dieses Wissen und diese Erfahrung sollten künftig stärker genutzt und integriert werden, insbesondere für die weiter gehende Betrachtung auf der Landschaftsebene.

Es wird erwartet, dass die Forstwirtschaft sich künftig stärker der Herausforderung stellt, nachvollziehbar und fundiert zu erklären, wo und wie die proklamierte und geforderte Multifunktionalität tatsächlich gewährleistet wird bzw. erreicht werden kann. Indem das Konzept der Ökosystemdienstleistungen sowohl das ökosystemare Angebot als auch die gesellschaftliche Nachfrage verfahrenstechnisch miteinander verbindet, kann es dabei helfen, Ökosystemdienstleistungen räumlich differenziert darzustellen, zu argumentieren und zu bilanzieren. Dies gilt auch dort wo verschiedene Ökosystemdienstleistungen des Waldes nicht gleichermaßen gewährleistet werden können und eine Prioritätensetzung unumgänglich erscheint.

Über die Erfassung und Bewertung von raumkonkreten Ökosystemdienstleistungen auf der unteren Planungsebene hinaus könnte die Landschaftsplanung auf der oberen Planungsebene bei der Integration von Umweltzielen in gesamtwirtschaftliche Berechnungen mitwirken und damit als ein bereits seit Jahrzehnten in Deutschland eingeführtes und rechtlich verankertes Instrument zu einer Trägerin des Ökosystemdienstleistungsansatzes werden.

Für eine Einschätzung der Ökosystemleistungen von Wäldern (Waldwirkungen) könnten bereits bestehende landschaftsökologische Indikatorensätze erprobt werden, um eine entsprechende Klassifizierung verschiedener Wald-Ökosysteme sowie einen Vergleich zwischen ihnen zu ermöglichen.

7. Verstärkung der inter- und transdisziplinären Zusammenarbeit

Inter- und transdisziplinäre Zusammenarbeit ist für einen übergreifenden, abgestimmten, konsistenten, gleichermaßen wissenschaftlich fundierten wie praktisch umsetzbaren Ansatz zur Analyse von Ökosystemdienstleistungen (nicht nur) der Wälder entscheidend. Die in den zuständigen Fachdisziplinen und Administrationen bereits vorhandenen Lösungsansätze sollten dabei nicht als konkurrierend, sondern als sich ergänzend und befruchtend verstanden werden. Gemeinsam wäre auch zu prüfen, in welchen Bereichen angesichts unterschiedlicher Dringlichkeiten und begrenzter Ressourcen Prioritäten zu setzen sind, inwiefern sich durch bessere Zusammenarbeit ein Mehrwert ergeben kann, wo es weiteren Klärungsbedarf gibt und wie man theoriebasierte Ansätze und Konzepte durch praktische Erfahrung und empirische Fallstudien validieren und verbessern kann. Das gemeinsame Ziel sollte

sein, handhabbare Verfahren für die Erfassung von Ökosystemdienstleistungen zu entwickeln und diese schrittweise zu verbessern.

Ein regelmäßiger Informationsaustausch zwischen den Fachdisziplinen, beispielsweise durch einen **Arbeitskreis**, mittels einer Internet-basierten **Kommunikationsplattform** oder durch die interessengeleitete **Kooperation** von Wissenschaft und Praxis sollte initiiert werden. Um den internationalen Anschluss zu gewährleisten, sollte die Zusammenarbeit mit dem Netzwerk *Ecosystem Services Partnership (ESP* [6]) angestrebt werden.

Der interdisziplinäre (zwischen den Fachdisziplinen) und transdisziplinäre (zwischen Theorie und Praxis) Kenntnis- und Erfahrungsaustausch sollte intensiviert werden mit dem Ziel, das gegenseitige Verständnis von bereits existierenden relevanten Begriffen, Konzepten und Arbeitsweisen sowie die Kenntnis und den Zugang zu schon vorhandenen Daten zu verbessern und einen abgestimmten, konsistenten und allgemein anerkannten Verfahrensansatz zur raumbezogenen Erfassung und Bewertung der Ökosystemdienstleistungen von Wäldern in Deutschland zu entwickeln.

[6] http://www.fsd.nl/esp

Workshop-Programm

Mittwoch, 16.11.2011 - Anreisetag

ab 19:30 Uhr kurze Begrüßung und Vorstellung

ab 20 Uhr gemeinsames Abendessen im Hotel Viktoria (direkt am Hafen Lauterbach)

Donnerstag, 17.11.2011 – 1. Workshoptag

8:10 Überfahrt mit der Fähre ab Lauterbach / Mole

8:45 Begrüßung und Einführung

Themenfeld 1: Konzepte und Begrifflichkeiten

Anstoßreferate

09:00 Konzept und Begrifflichkeiten des Millennium Ecosystem Assessment (Renate Bürger-Arndt)

09:20 Konzept und Begrifflichkeiten der Landschaftsplanung (Christian Albert)

09:40 Konzept und Begrifflichkeiten der Waldfunktionen (Thomas Waldenspuhl)

10:00 Kaffeepause

Diskussion und Klärung

10:30 – 12:30

12:30 Mittagspause/Kaffee und geführter Rundgang auf der Insel Vilm

Themenfeld 2: Kategorien und Indikatoren für Wälder

Anstoßreferate

15:30 Kategorien und Indikatoren im Millennium Ecosystem Assessment und Zertifizierung (Uwe Sayer)

15:50 Kategorien, Indikatoren und Datenlage aus landschaftsökologischer Sicht (Felix Müller)

16:10 Kategorien, Indikatoren und Datenlage der Waldfunktionenkartierung (Renate Bürger-Arndt)

16:30 Naturschutzkriterien, Indikatoren und Datenlage der Waldbiotopkartierung (Olaf v. Drachenfels)

16:50 Kategorien und Indikatoren im Europäischen waldpolitischen Diskurs (Daniel Kraus)

17:30 Abendessen

Diskussion und Klärung

18:30 – 20:30

Freitag, 18.11.2011 – 2. Workshoptag

Themenfeld 3: Erfassung, Bewertung und Vergleich

Anstoßreferate

08:30 Exemplarische Verfahrensansätze der Landschaftsökologie zur Erfassung und Bewertung von Ökosystemdienstleistungen (Olaf Bastian)

09:00 Waldfunktionenplanung in Rheinland-Pfalz: Forstliche Ab-wägung und planerische Konse-quenzen (Godehard Ontrup)

09:30 Exemplarische Verfahrensansätze der Umweltökonomie zur Erfassung und Bewertung der Ökosystemdienstleistungen von Wäldern (Peter Elsasser)

10:00 Kaffeepause

Diskussion und Klärung

10:30 – 12:30

12:30 Mittagspause/Kaffee

Themenfeld 4: Kenntnisstand sowie Daten-, Koordinations- und Forschungsbedarf zur Integration in MEA

Abschlussdiskussion

13:30 – 15:15

Abschlussvorträge

15:30 Zum Einfluss forstlicher Nutzung und waldbaulicher Bestandespflege auf verschiedene Wald-wirkungen (Sven Wagner)

16:15 Zur Bedeutung von Biodiversität, Naturnähe und Dynamik von Wäldern für die Erfüllung von Ökosystemdienstleistungen (Martin Flade) *Leider war es Herrn Flade nicht möglich am Workshop teilzu-nehmen.*

17:00 Schlusswort und Verabschiedung

17:30 Abendessen

17:30 oder 18:35 Fährüberfahrt bzw. Übernachtung bis zum 19.11. und Fährüberfahrt um 7:30 Uhr oder um 9:30 Uhr

Liste der ReferentInnen und TeilnehmerInnen

Name	Institution	Kontakt
Adelmann, Wolfram	Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF)	wolfram.adelmann@lwf.bayern.de
Albert, Christian	Universität Hannover, Institut für Umweltplanung, Abt. Landschaftspflege und Naturschutz	albert@umwelt.uni-hannover.de
Bastian, Olaf	Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung	O.Bastian@ioer.de
Bürger-Arndt, Renate	Universität Göttingen, Abt. Naturschutz und Landschaftspflege	rbuerge@gwdg.de
Elsasser , Peter	Institut für Ökonomie der Forst- und Holzwirtschaft, J. H. von Thünen-Institut	peter.elsasser@vti.bund.de
Flade, Martin	Landesamt f. Umwelt, Gesundheit u. Verbraucherschutz Brandenburg, Abt. Großschutzgebiete und Regionalentwicklung	Martin.Flade@LUGV.Brandenburg.de
Hehn, Maria	Forstliche Versuchsanstalt BW, Abt. Wald und Gesellschaft (FVA-BW)	maria.hehn@forst.bwl.de
Höltermann, Anke	Bundesamt für Naturschutz (BfN)	Anke.Hoeltermann@BfN.de
Huth, Franka	TU Dresden, Institut für Waldbau und Forstschutz	mario@forst.tu-dresden.de
Jenssen, Martin	Waldkunde-Institut Eberswalde GmbH	jenssen@waldkunde-eberswalde.de
Kraus, Daniel	European Forest Institute / Central Regional (EFI)	daniel.kraus@efi.int
Meyer, Katharina	Universität Göttingen, Abt. Naturschutz und Landschaftspflege	katharina.meyer@forst.uni-goettingen.de
Müller, Felix	Universität Kiel, Institut für Natur-und Ressourcenschutz, Abt. Ökosystemmanagement	fmueller@ecology.uni-kiel.de
Ohse, Bettina	Universität Göttingen, Abt. Naturschutz und Landschaftspflege	bohse@naturschutz.uni-goettingen.de

Ontrup, Godehard	Forstverwaltung Rheinland-Pfalz, Außenstelle Forsteinrichtung	godehard.ontrup@wald-rlp.de
Papen, Hans	Karlsruhe Institut für Technologie, Institut für Meteorologie u. Klimaforschung, Bereich Atmosph. Umweltforschung	hans.papen@imk.fzk.de
Profft, Ingolf	Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei	ingolf.profft@forst.thueringen.de
Rovers, Anja-Karolina	Universität Göttingen, Dep. Agrarökonomie & Rurale Entwicklung, Abt. Umwelt- & Ressourcenökonomik	arovers@uni-goettingen.de
Sayer, Uwe	FSC Arbeitsgruppe Deutschland e. V.	uwe.sayer@fsc-deutschland.de
Schäfer, Achim	DUENE e. V.	schaefea@uni-greifswald.de
Schmidt, Steffen	Landesbetrieb Forst Brandenburg (LFB) – Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE)	Steffen.Schmidt@LFE-E.Brandenburg.de
Schüler, Stefan	Universität Göttingen, Dep. Agrarökonomie & Rurale Entwicklung	stefan_schueler@directbox.com
Schultze, Juliane	Universität Freiburg, Institut für Waldbau	Juliane.Schultze@waldbau.uni-freiburg.de
Schulz, Christoph	Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF)	Christoph.Schulz@lwf.bayern.de
Schütze, Gudrun	Umweltbundesamt, II 4.3	gudrun.schuetze@uba.de
Stiehr, Nina	Institut f. sozial-ökologische Forschung ISOE GmbH	stiehr@isoe.de
von Drachenfels, Olaf	NLWKN, Betriebsstelle Hannover-Hildesheim	Olaf.Drachenfels@NLWKN-H.Niedersachsen.de
Wagner, Sven	TU Dresden, Geo- u. Hydrowissenschaften, Institut für Waldbau und Forstschutz	wagner@forst.tu-dresden.de
Waldenspuhl, Thomas	Forstliche Versuchsanstalt BW, Abt. Wald und Gesellschaft (FVA-BW)	Thomas.Waldenspuhl@forst.bwl.de
Wildmann, Steffen	Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA)	steffen.wildmann@nw-fva.de