Ökosystemleistungen und Forstplanung

Thomas Knoke, Freising

Seit langem werden Versuche unternommen, die Natur und ihre Leistungen besser in wirtschaftliche Entscheidungsprozesse zu integrieren. So hatte Viktor Dieterich bereits 1953 eine Waldfunktionenlehre entwickelt, die soziale Leistungen bei der Bewirtschaftung des Waldes ausdrücklich berücksichtigt [1]. Die „Schutz-" und „Erholungsfunktion" wird daher in den deutschen Waldgesetzen auf eine Stufe gestellt mit der „Produktionsfunktion". Inzwischen wird die Natur zunehmend als zentrale Grundlage für das menschliche Wohlergehen anerkannt, worauf der Begriff der „Ökosystemdienstleistungen" – oder neuerdings etwas kürzer „Ökosystemleistungen" – hinweist. Eine Systematik solcher Ökosystemleistungen findet sich im „Millennium Ecosystem Assessment" aus dem Jahre 2005 [2]. Die Forstplanung muss sich vor diesem Hintergrund mit der Bewertung von Ökosystemleistungen verstärkt auseinandersetzen und aufzeigen, wie sich solche Leistungen sinnvoll in eine wirtschaftliche Planung integrieren lassen.

ZENTRUM WALD FORST HOLZ
WEIHENSTEPHAN

Auch in diesem Jahr haben wir eine Reihe von Beiträgen aus dem Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung der TU München. In den fünf Beiträgen in dieser Ausgabe geht es darum, wie sich Ökosystemleistungen effizient in die Planung einbeziehen lassen.

Interesse an Ökosystemleistungen nimmt zu

Eine ökonomische Betrachtung der Leistungen der Natur soll helfen, sparsam mit den natürlichen Ressourcen umzugehen und Umweltschäden zu vermeiden, um einen nachhaltigen Umgang mit unseren natürlichen Lebensgrundlagen zu ermöglichen. Ein wichtiger Anstoß für diese Perspektive resultierte im Jahre 1997 aus einem spektakulären Artikel in der renommierten Zeitschrift Nature, welcher durch ein von Robert Costanza geleitetes Forscherkonsortium publiziert wurde [3]. Unter dem Titel „The value of the world's ecosystem services and natural capital" (Der Wert der Ökosystemleistungen und des Naturkapitals der Welt) stellten die Forscher wissenschaftliche Studien zur Bewertung von Ökosystemleistungen zusammen und übertrugen deren Ergebnisse auf die Ökosysteme der gesamten Welt. Der Wert der Naturleistungen wurde mit 16 bis 54 Billionen US $ pro Jahr beziffert. Dabei kann das Naturkapital als ökonomischer Wert aller betrachteten Ökosysteme angesehen werden. Man kann es mit einem Geldbetrag beziffern, welcher jährlich Zinsen in Höhe von 16 bis 54 Billionen US $ abwerfen würden. Das Forscherteam hob hervor, dass das damalige Bruttosozialprodukt der ganzen Welt „nur" 18 Billionen US $ pro Jahr betragen habe – woraus hervorgeht, dass das Naturkapital mindestens so viel wert ist wie die gesamte Weltwirtschaft. Dabei ist zu beachten, dass die Weltwirtschaft selbst vom Naturkapital in Form von natürlichen Ressourcen und Dienstleistungen profitiert und ein Vergleich schon deshalb eigentlich nur schwer möglich ist. Obwohl die Studie des Forscherteams eine Fülle (zum Teil sehr berechtigter) Kritik nach sich zog [z. B. 4], haben ihre Ergebnisse den ökonomischen Blick auf die Leistungen der Natur auch in politischen Kreisen sehr befördert.

Durch Berichte zum Klimawandel und Erhebungen wie die von Costanza et al. [3] aufmerksam geworden, gaben daraufhin die „G8 + 5" (acht große Industrienationen und fünf wichtige Schwellenländer) eine umfangreiche Studie zum Thema „The Economics of Ecosystems and Biodiversity" (TEEB) in Auftrag, die von Pavan Sukhdev von 2007 bis 2010 geleitet wurde. Aus dieser Studie ist die nationale Initiative „NATURKAPITAL Deutschland – TEEB DE" hervorgegangen, die von 2012 bis 2015 Berichte zur Bedeutung des Naturkapitals und der Ökosystemleistungen in Deutschland hervorbringen soll. Ihr Ziel besteht darin, „… die Bedeutung von Natur und die mit ihr verbundenen Ökosystemleistungen sichtbar zu machen und sie dadurch stärker in öffentlichen und privaten Entscheidungen zu berücksichtigen" [5, S. 69].

Die Ökosystemleistungen wurden im Millennium Ecosystem Assessment [2] in folgende Kategorien eingeteilt: Basisleistungen (Supporting Services, z. B. Bodenbildung), Versorgungsleistungen (Provisioning Services, z. B. Produktion von Holz und Nahrungsmitteln), Regulierungsleistungen (Regulating Services, z. B. Kohlenstoffspeicherung zur Klimaregulation) und Kulturelle Leistungen (Cultural Services, z. B. Erholungsmöglichkeit). Dabei wird sehr stark auf die Bedeutung der Biodiversität abgehoben [2, S. VII], was auch im Namen der internationalen TEEB Studie „**T**he **E**conomics of **E**cosystems and **B**iodiversity" aufgegriffen wird. Veränderungen der Biodiversität haben demnach erhebliche Konsequenzen für die Ökosys-

Prof. Dr. T. Knoke ist Leiter des Fachgebietes für Waldinventur und nachhaltige Nutzung an der Technischen Universität München.

Thomas Knoke
knoke@forst.wzw.tum.de

temleistungen und deren ökonomischen Wert. Auch die deutsche Initiative „NATURKAPITAL Deutschland – TEEB DE“ hebt den Schutz der biologischen Vielfalt sehr stark in den Vordergrund [5].

Ökonomische Bewertung von Naturleistungen und Kritik

Die ökonomische Bewertung der Ökosystemleistungen versucht durch verschiedene Methoden, den Gebrauchswert (use value) der Güter und Leistungen der Natur zu quantifizieren, z. B. indem die Zahlungsbereitschaft der Bürger hierfür eruiert wird. Dem ökonomischen Gebrauchswert der Güter und Leistungen steht, z. B. im Falle des Wassers, aber oft ein nur sehr geringer Tauschwert (exchange value bzw. Preis) oder, wie im Falle des Windes, sogar ein Tauschwert von Null gegenüber. Eine Abschätzung des Gebrauchswertes ist mit unterschiedlichen Methoden der Wohlfahrtsökonomie möglich – z. B. mithilfe der Bedingten Bewertungsmethode, der Reisekostenmethode oder der Ersatzkostenmethode (vgl. [6]).

Die Methoden für eine Bewertung von Ökosystemleistungen sind allerdings oft nicht besonders zuverlässig. Dies trifft im Besonderen auf die Bedingte oder auch Kontingente Bewertungsmethode zu. Fast 60 % der Bewertungen von Ökosystemleistungen benutzen diese Methode [7]. Anhand einer Fallstudie zeigte der bekannte US Ökonometriker Jerry Hausman überzeugend auf, dass die Bedingte Bewertungsmethode zu sehr unsicheren und oft nicht plausiblen Ergebnissen führt [8]. Wunder [9] musste zudem feststellen, dass nur wenig Begünstigte tatsächlich bereit sind, für Ökosystemleistungen zu bezahlen, solange solche Leistungen auch ohne Bezahlung zu bekommen sind. Zudem ist als Kritik an existierenden Studien zur Bewertung von Ökosystemleistungen anzuführen, dass die resultierenden Gebrauchswerte nicht vergleichbar sind mit konventionellen volkswirtschaftlichen Größen wie dem Bruttosozialprodukt, welches sich bekanntlich im Wesentlichen aus der Summe aller mit dem Verkaufspreis (also dem Tauschwert) multiplizierten Gütermengen und Dienstleistungen ergibt. Ein Vergleich des Wertes der Ökosystemleistungen mit dem Bruttosozialprodukt ist daher nicht aussagekräftig.

Ein weiterer Ansatzpunkt der Kritik ist die einseitige Fokussierung auf die Biodiversität, wodurch die unbelebten Komponenten der Natur und deren unverzichtbare Leistungen weitgehend außer Betracht bleiben [10]. So ist beispielsweise die Bestäubungsleistung durch die Windsysteme der Erde für die Getreideproduktion unermesslich wichtig, denn ohne den Pollentransport durch Wind könnten keineswegs so viele Lebensmittel erzeugt werden wie es tatsächlich der Fall ist. Der ökonomische Wert der Windsysteme ist damit unendlich, ähnlich wie der des Wassers, ohne das es kein Leben gäbe.

Zu warnen ist darüber hinaus vor einer Zuordnung von mehr oder weniger zuverlässig hergeleiteten ökonomischen Gebrauchswerten (beispielsweise als Jahreswert pro Hektar) zu bestimmten Ökosystemen über flächenabhängige Funktionen (so genannte „Value Transfer“-Funktionen), welche dann mit einer Zunahme/Abnahme der Größe dieser Ökosysteme proportional zu- bzw. abnehmen [11]. Für die Gebrauchswerte ist nicht anzunehmen, dass ihr Wert pro Hektar unabhängig davon ist, wie viel von der Leistung schon verfügbar ist. Es ist eher wahrscheinlich, dass die zur Messung des Gebrauchswertes verwendete Zahlungsbereitschaft für zusätzliche Leistungen sinkt, je mehr von der Leistung schon bereitgestellt wird. Ebenso ist anzunehmen, dass eine Verknappung der Fläche für Versorgungsleistungen (z. B. Nahrungsmittelproduktion) zugunsten einer anderen Ökosystemleistung (z. B. Kohlenstoffspeicherung) durch Ausweitung oder Erhalt von Waldökosystemen zu einer Erhöhung der Lebensmittelpreise führt. Solche Verschiebungen in den Werte- und Preisgefügen durch Landnutzungsänderun-

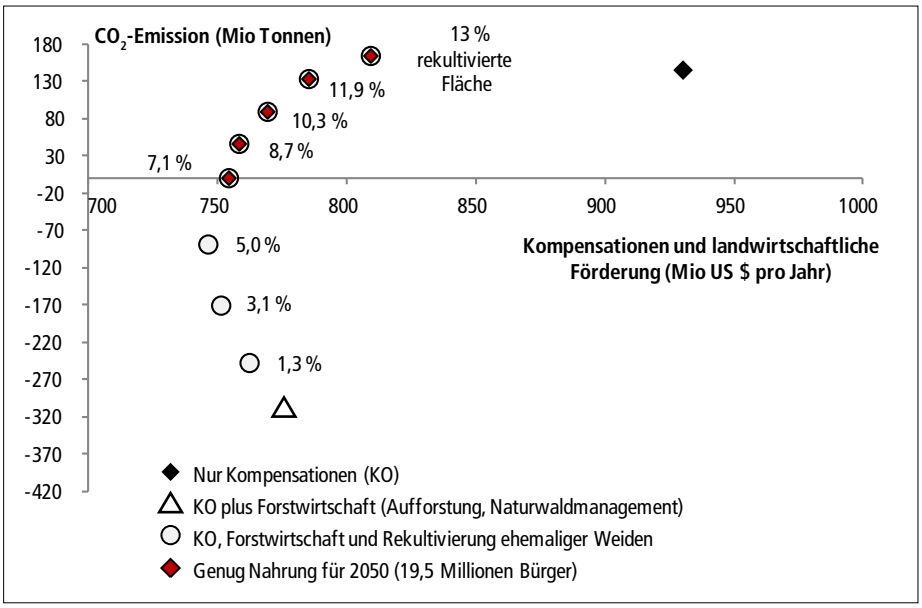

Abb. 1: Kohlenstoffdioxid-Emissionen und Kompensationszahlungen zuzüglich landwirtschaftlicher Subventionen bei verschiedenen Strategien zum Erhalt der heutigen Fläche des Naturwaldes in Ecuador (verändert nach [12])

gen werden durch die bisher benutzten „Value Transfer"-Funktionen nicht berücksichtigt, wodurch solche Ansätze falsche Empfehlungen hinsichtlich einer optimierten Flächenallokation ergeben.

Was kann die Forstplanung international leisten?

Zur Lösung einer optimalen Zuteilung von Landfläche auf Nutzungsarten sind die Methoden die Unternehmensforschung hilfreich, welche auch in einer wirtschaftlich ausgerichteten Forstplanung zum Einsatz kommen. Dies ist beispielsweise die nichtlineare Programmierung (vgl. die folgenden Beiträge von Hahn und Härtl auf S. 8 bzw. 18). Solche Methoden lassen sich gut in die Entwicklung von umfassenden Landnutzungsmodellen einbringen. Aus einer weltweiten Perspektive heraus besteht derzeit beispielsweise das große Problem, die Walderhaltung zum Klimaschutz und wegen anderer wichtiger Ökosystemleistungen mit der Produktion von genügend Nahrungsmitteln zu vereinbaren. Durch die zunehmende Nachfrage steigen die Lebensmittelpreise, was den Druck auf die noch vorhandenen Waldökosysteme verstärkt. Eine neuere Studie zur wirtschaftlich orientierten Landnutzungsplanung in Ecuador zeigte in diesem Zusammenhang auf, wie über eine Rekultivierung von aufgegebenen landwirtschaftlichen Flächen der Naturwald in seiner Fläche bei einer gleichzeitigen Steigerung der Produktion von Nahrungsmitteln auf den rekultivierten Flächen erhalten werden kann [12]. Der Erhalt des Naturwaldes wurde in einem Optimierungsansatz zur Zuordnung von Flächen zu bestimmten Landnutzungsformen durch eine Flächenrestriktion sichergestellt. Mithilfe dieser Zuordnung von Flächen soll der wirtschaftliche Ertrag pro Risikoeinheit maximiert werden. Anhand dieses Ansatzes konnten verschiedene Strategien zum Erhalt der Fläche des Naturwaldes getestet werden (Abb. 1).

Eine Strategie, die den Farmern lediglich die entgehenden Erträge ersetzt, wenn sie auf Rodungsmaßnahmen verzichten (schwarze Raute in der Abb.), führte zu den höchsten Ausgaben und gleichzeitig trotz Walderhalt zu CO_2-Emissionen, weil aufgrund hoher Preise für Getreide Weideflächen in Äcker umgewandelt werden. Eine Alternative, welche die aufgelassenen Weideflächen zur Aufforstung ausnutzt (graues Dreieck in der Abb.), führt hingegen zu zusätzlichen Einsparungen an CO_2-Emissionen. Allerdings reicht im Falle dieser Strategie die Nahrungsmittelproduktion nicht aus, um die Bevölkerung von Ecuador im Jahre 2050 ernähren zu können. Darüber hinaus existieren jedoch Strategien, welche die aufgelassenen Weideflächen nur zum Teil zur Aufforstung nutzen, zum Teil jedoch auf die Rekultivierung zurück zu aktiv genutzten Weiden setzen. Durch solche Strategien (Kreise in der Abb. 1) lassen sich bei verringerten Kosten für den Erhalt des Naturwaldes und niedrigen (oder keinen) CO_2-Emissionen ausreichend Nahrungsmittel produzieren. Mithilfe ihrer Modellansätze zur wirtschaftlichen Optimierung kann so die Forstplanung zu Win-Win-Konzepten der Landnutzung beitragen.

Integration von Ökosystemleistungen in die Forstplanung

Wie kann man nun aber Ökosystemleistungen in eine wirtschaftliche Planung in einem Forstbetrieb einbeziehen? Man kann beispielsweise erwünschte Ökosystemleistungen mithilfe von Restriktionen in wirtschaftlichen Planungen berücksichtigen. So zeigten Knoke und Weber [13], wie man bestimmte Aufstockungen von Kohlenstoffvorräten in einem existierenden Wald unter minimalen Kosten erreichen kann und welche Kompensationsbeträge hierzu an den Waldbesitzer fließen müssten. Stang und Knoke [14] haben finanziell optimierte Strategien für eine kostengünstige Anreicherung von Totholz im Wald entworfen. Vielleicht ist auf solchen und ähnlichen Studien aufbauend ein Weg zur Integration von Ökosystemleistungen gangbar, der als „Kritische Nachhaltigkeit" bezeichnet wird [15]. Hierbei werden von Experten kritische Grenzwerte für Ökosystemleistungen ermittelt, die möglichst kostengünstig, also effizient erreicht werden sollen. Dies kann mithilfe von Methoden umgesetzt werden, die in den folgenden Beiträgen vorgestellt werden. Darüber hinaus wird darin auf die kostengünstige Erfassung von Ökosystemleistungen mithilfe der Fernerkundung eingegangen.

Literaturhinweise:

[1] DIETERICH, V. (1971): Der Begriff „Wirtschaft" im forstlichen Sprachgebrauch, seine oft mißbräuchliche Verwendung, seine Besonderheit, bezogen auf Wald und Forstwesen. Forstwissenschaftliches Centralblatt, 90 Jg., S. 65-73. **[2]** Millennium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystems and Human Well-Being – Synthesis. Washington, D.C. (www.maweb.org/documents/document.356.aspx.pdf). **[3]** COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R. et al. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, Vol. 387, S. 253-260. **[4]** DAILY, G. C. et al. (2000): The Value of Nature and the Nature of Value. Science, Vol. 289, S. 395-396. **[5]** Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2012): Der Wert der Natur für Wirtschaft und Gesellschaft – Eine Einführung. ifuplan, München; Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Leipzig; Bundesamt für Naturschutz, Bonn. **[6]** BERGEN, V.; LÖWENSTEIN, W.; OLSCHEWSKI, R. (2002): Forstökonomie – Volkswirtschaftliche Grundlagen. Vahlen, München. **[7]** CARSON, R. T. (2012): Contingent Valuation: A Practical Alternative when Prices Aren't Available. Journal of Economic Perspectives, 26. Jg., S. 27-42. **[8]** HAUSMAN, J. (2012): Contingent Valuation: From Dubious to Hopeless. Journal of Economic Perspectives, 26. Jg., S. 43-56. **[9]** WUNDER, S. (2007): The Efficiency of Payments for Environmental Services in Tropical Conservation. Conservation Biology, 21. Jg., S. 48-58. **[10]** HABER, W. (2013): Arche Noah heute. Sächsische Landesstiftung Natur und Umwelt Akademie (Hrsg.), Dresden. **[11]** TROY, A.; WILSON, M. A. (2006): Mapping ecosystem services: Practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer. Ecological Economics, Vol. 60, S. 435-449. **[12]** KNOKE, T.; CALVAS, B.; OCHOA, W. S.; ONYEKWELU, J.; GRIESS, V. C. (accepted): Food production and climate protection – what abandoned lands can do to preserve natural forests. Global Environmental Change (doi: 10.1016/j.gloenvcha.2013.07.004). **[13]** KNOKE T.; WEBER M. (2006): Expanding Carbon Stocks in Existing Forests – A Methodological Approach for Cost Appraisal on the Enterprise Level. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change, 11. Jg., S. 579-605. **[14]** STANG, S.; KNOKE, T. (2009): Optimierung der Hiebsatzplanung zur Quantifizierung von finanziellen Ertragseinbußen durch den Klimawandel am Beispiel des Forstbetriebes der Stadt Zittau. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz: 89-94. **[15]** HAHN, A.; KNOKE, T. (2010): Sustainable development and sustainable forestry: Analogies, differences, and the role of flexibility. Eur J For Res., 129. Jg., S. 787-801.