



Josef Hoppichler

Vom Wert der Biodiversität

Wirtschaftliche Bewertungen und Konzepte für das Berggebiet

VOM WERT DER BIODIVERSITÄT

Wirtschaftliche Bewertungen und Konzepte
für das Berggebiet

Josef Hoppichler

Forschungsbericht Nr. 67

Wien, August 2013



Medieninhaber (Verleger) und Herausgeber:
Bundesanstalt für Bergbauernfragen

A-1030 Wien, Marxergasse 2
<http://www.berggebiete.at>

Tel.: +43/1/504 88 69 - 0; Fax: +43/1/504 88 69 – 39
office@berggebiete.at

Layout: R. Neissl, M. Hager
Druck: BMLVS Heeresdruckzentrum

ISBN: 978-3-85311-106-2

Inhaltsverzeichnis

Vorwort.	1
1. Einleitung	3
2. Der Begriff der Biodiversität	7
3. Der wirtschaftstheoretische Zugang - Der ökonomische Wert der Biodiversität	9
3.1 Die Grenzen des wirtschaftlichen Bewertungsansatzes	9
3.2 Zur ökonomischen Werttheorie	9
3.3 Zur Kritik der Kommodifikation von Biodiversität	10
3.4 Die Notwendigkeit des „Global Governance“ von Biodiversität: Gibt es eine marktkonforme Lösung?	11
4. Ansätze für die wirtschaftliche Bewertung der Biodiversität	13
5. Ökosystemprozesse und Ökosystemleistungen	19
5.1 Biologische Prozesse und Ökosystemfunktionen	19
5.2 Der Versuch aus Ökosystem-Prozessen spezifische Ökosystemleistungen der Biodiversität abzuleiten	24
5.3 Die Kategorisierung von Ökosystemleistungen	28
6. Die Erfassung und Quantifizierung von Ökosystemleistungen	31
6.1 Die technischen Schwierigkeiten mit der Standardisierung und Einheitenbildung von Ökosystemleistungen (Quantifizierung)	31
6.2 Wie lassen sich Ökosystemleistungen klassifizieren bzw. gruppieren?	34
6.3 Klassifikationen für Indikatoren von Ökosystemleistungen (nach dem Schweizerischen Bundesamt für Umwelt)	39
7. Umsetzungsversuche zur Bewertung der Biodiversität	47
7.1 Der konzeptionelle Rahmen in der wirtschaftlichen Bewertung – „Was soll bewertet werden? - Welche Einheiten und Mengen?“	47
7.2 Erste Ansätze auf OECD-Ebene: Handbuch zur Bewertung der Biodiversität	53
7.3 Das Problem mit den öffentlichen Gütern - Ist es eine „Tragödie der Allmende“?	54
7.4 Theoretische Grundlagen zu Wertermittlung und Wertzuteilung	58
8. Ausgleichszahlungen für Ökosystemleistungen (PES)	77
8.1 Die Konzeption von PES und internationale Kritikansätze	79
8.2 Zusätzliche Aspekte und Voraussetzungen für marktorientierte PES	84
8.3 Andere marktorientierte Instrumente	90

9. Das Konzept der Ökosystemleistungen und die Chancen für die BergbäuerInnen bzw. die Landnutzung in Berggebieten	101
10. Hauptursachen des Biodiversitätsverlustes	107
10.1 Bevölkerungsentwicklung und Siedlungstätigkeit - Wirkung von Wirtschaft und Verkehr	108
10.2 Landwirtschaft und Ursachen des Biodiversitätsverlustes	112
10.3 Die Intensivierung der Landwirtschaft und die Folgen für die Biodiversität	129
Zusammenfassung und Schlussfolgerung	149
Anhang 1	155
Anhang 2	158
Anhang 3	162
Anhang 4	166
Anhang 5	176
Literaturverzeichnis	177

Vorwort

Die vorliegende Studie beschäftigt sich intensiv mit den Möglichkeiten und Grenzen der Bewertung – auch der monetären Bewertung - von Biodiversität bzw. von Ökosystemleistungen mit Blickrichtung eines zukünftigen Ansatzes in der Weiterentwicklung von Berggebietspolitiken. Schwerpunkte sind die Darstellung der theoretischen Fundierung von Ökosystemleistungen - beginnend mit Ökosystemprozessen und -funktionen - bis hin zu daraus abgeleiteten möglichen konkreten Nutzen für die Menschen, aber auch die Probleme bei der Quantifizierung und Qualifizierung von Ökosystemleistungen kommen intensiv zur Sprache.

Die Studie enthält viele interessante Elemente zur Problematik der Bewertung von Ökosystemleistungen. Insbesondere gibt sie einen ausführlichen, guten Einblick in die angewendeten Methoden der ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen. Detaillierteres und für UmweltökonomInnen relevante Informationen befinden sich in den Anhängen. Allein dieser Überblick über die ökonomischen Bewertungsmethoden für Ökosystemleistungen, die vor allem in den Gremien der OECD erörtert wurden, macht die Studie für die Arbeiten zum Thema „Bewertung von Ökosystemleistungen“ wertvoll.

Anmerken könnte man, dass – ähnlich wie bei den bisherigen internationalen Studien sei es im Rahmen des „Millennium Ecosystem Assessment“ oder sei es im Rahmen des TEEB („The Economics of Ecosystems and Biodiversity“) – an manchen Stellen der Eindruck entstehen könnte, dass die Bewertung der Ökosystemleistungen bzw. der Biodiversität und die Umsetzung in konkreten politischen Programmen unmittelbar und praxisorientiert erfolgen könnte oder unmittelbar bevorstehe. Dem stehen aber noch große forschungsmäßige und umsetzungsorientierte Arbeitsanstrengungen, die noch zu leisten sind, entgegen. Dies zeigen auch die bisherigen angewandten Arbeiten und Probleme im Rahmen der EU Arbeitsgruppen „Mapping and assessment of ecosystems and their services“ (MAES), „Green Infrastructure/Restoration Prioritisation Framework“ (GI-RPF) bzw. „No Net Loss“ (NNL).

Zweifelloos gibt es in der internationalen Koordination auf EU-Ebene aber auch auf globaler Ebene große Anstrengungen, durchgehende Konzepte eines „Ecosystem assessment“ zu etablieren. Dies erfordert auch von Seiten Österreichs eine entsprechende Reflexion, zu der diese Studie einen interessanten Beitrag erbringt.

Die Umsetzung und konkrete Nutzbarmachung der „Bewertung der Biodiversität“ als breites Politikkonzept oder als ein wesentlicher Teil einer Umweltgesamtrechnung („Green accounting“), wie sie im Rahmen dieser Studie durchaus in Anlehnung an die internationalen Anstrengungen diskutiert wird, ist mit großen praktischen Schwierigkeiten verbunden. Auch die projekt- und programmbezogenen Umsetzungsversuche - z.B. im Rahmen von Kosten- Nutzenanalysen – haben in mancherlei Hinsicht einen Diskussionsbedarf. Die Weiterentwicklung dieses Systemansatzes, der von internationalen Gremien favorisiert wird, kann und sollte nur im internationalen Gleichklang auch in Bezug auf eine eventuelle Anwendung in der Land- und Forstwirtschaftspolitik erfolgen. An diesem notwendigen internationalen Abstimmungsprozess beteiligt sich das BMLFUW insbesondere auch auf europäischer Ebene aktiv.

Dipl.-Ing. Désirée Ehlers

(Leiterin der BA für Bergbauernfragen)

1 Einleitung

Die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Biologischen Vielfalt oder kurz Biodiversität ist ein zentrales Element und Zielobjekt der nationalen und globalen Umweltpolitiken. Grundlage dafür ist das „Übereinkommen über die Biologische Vielfalt“ (Biodiversitätskonvention oder Convention on Biological Diversity - abgek. CBD), welche durch die Ratifizierung von 163 Staaten bzw. durch die Teilnahme von 193 Mitgliedsländern eine weitgehend globale Verbindlichkeit aufweist. Als Reaktion auf die globale Bedeutung der Biodiversitätskonvention beschäftigen sich seit Jahren viele internationale Institutionen mit den wirtschaftlichen Implikationen ihrer Umsetzung.

Selbstverständlich ist davon auszugehen, dass alle Unterzeichnerstaaten und so auch Österreich die Ziele der Biodiversitätskonvention mittragen, die nicht nur die Erhaltung der Biologischen Vielfalt sondern auch „die nachhaltige Nutzung ihrer Bestandteile und die ausgewogene und gerechte Aufteilung der sich aus der Nutzung der genetischen Ressourcen ergebenden Vorteile, insbesondere durch angemessenen Zugang zu genetischen Ressourcen“ beinhaltet. Damit wird implizit auch der umfassende wirtschaftliche Wert der Biodiversität – d.h. sowohl regional als auch global – angesprochen.

In diesem Zusammenhang hat auch die OECD bereits 1993 die „Arbeitsgruppe über wirtschaftliche Aspekte der Biodiversität“ (WGEAB) ins Leben gerufen, um Wechselwirkungen, Synergien aber auch Widersprüche zwischen Erhaltungsanforderungen und -maßnahmen für Biodiversität und wirtschaftlichen und sozialen Prozessen insbesondere in Bezug auf die Industrieländer herauszuarbeiten und um daraus optimierte Politiken abzuleiten. Eine wesentliche Arbeit dieser Arbeitsgruppe war, Grundlagen für die wirtschaftliche Bewertung von Biodiversität zu erarbeiten und Ansätze dafür zu entwickeln, um diesen Wert der Biodiversität in die globalen Politiken zu integrieren. Dabei sollte insbesondere auf die unterschiedlichen wirtschaftlichen Voraussetzungen – d.h. differenziert nach Regionen und/oder nach sozioökonomischem Entwicklungsstand - Rücksicht genommen werden.

Im Rahmen der Mitarbeit an dieser OECD-Arbeitsgruppe wurde auch dieses Projekt über „wirtschaftliche Ansätze zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der Biodiversität und Auswirkungen auf Berggebiete“ - so lautete der erweiterte Arbeitstitel - konzipiert. Ziel war es,

- ◆ die ökonomischen Ansätze, wie sie im Rahmen der OECD erarbeitet und international diskutiert wurden, daraufhin zu überprüfen, ob sie auch auf österreichische oder mitteleuropäische Verhältnisse, unter besonderer Berücksichtigung der Berggebiete, anwendbar sind.
- ◆ Selbst wenn die international entwickelten Ansätze zur Bewertung der Biodiversität nur eine sehr eingeschränkte direkte Anwendbarkeit für Österreich bzw. im EU-Kontext haben, so sollte doch untersucht werden, in wie weit solche Bewertungsansätze bzw. vereinzelte Umsetzungen in die nationalen und europäischen Politiken hineinwirken, und ob es nicht alternative Ansätze in der Umweltökonomie gäbe, die den österreichischen Verhältnissen mit einem hohen Berggebietsanteil besser gerecht würden.
- ◆ Zudem sollte über die Bewertungsansätze für Biodiversität die wirtschaftliche Bedeutung von Schutzgebietsstrategien und anderen Erhaltungsmaßnahmen, aber auch die nachhaltige Nutzung von Biodiversität im Rahmen der bergbäuerlichen Land- und Forstwirtschaft spezifisch für die Verhältnisse in Österreich in Form angewandter Strategien herausgearbeitet werden.

Parallel zu dieser Forschungsaufgabe bzw. zu diesem Anwendungs- und Integrationsversuch entwickelte sich der internationale Diskurs über die Bewertung der Biodiversität wesentlich weiter. Beispielsweise konnte auf das so genannte „Millennium Ecosystem Assessment“ (MEA), das vom UN-Sekretariat im Jahr 2000 als großes internationales Projekt gestartet wurde, in seinen Ansätzen, Ökosystemleistungen zu bewerten und integrativ zu betrachten, hinreichend berücksichtigt werden, während das internationale Großprojekt zur möglichst direkten ökonomischen Bewertung von Biodiversität TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) erst 2007 im Rahmen eines Umweltministertreffens durch die G8-Staaten ins Leben gerufen wurde. Folglich waren neue Rahmenbedingungen für das gegenständliche Projekt gegeben. Die TEEB-Studie wurde durch seine breite internationale Verankerung und durch seine zusätzliche Integration in die Biodiversitätsdiskurse der EU zu einem wesentlichen Referenzpunkt für dieses Projekt. Auch die Konzeption bzw. die Ansätze von Ökosystemleistungen wurden von TEEB übernommen. Zudem war es das parallele Ziel dieser Arbeit Bewusstsein für den Wert der Biodiversität und der Ökosystemleistungen zu schaffen sowie zu versuchen, eine Synthese zwischen ökologischen und ökonomischen Konzepten herzustellen - selbstverständlich mit Blickrichtung einer Anwendbarkeit für Österreichs Berggebiete.

Zur inhaltlichen Gliederung dieses Berichtes:

Am Anfang dieses Berichtes steht neben einem kurzen Abriss zur Definition von Biodiversität auch eine kritische Replik zur ökonomischen Bewertung von Biodiversität, indem darauf verwiesen wird, dass die neoklassische Wirtschaftstheorie mit einem solchen Bewertungsversuch zugleich eine „Kommodifikation von Natur“ betreibt, die zu vielfältigen Bedenken Anlass gibt. Was für viele durch Natur- und Umweltschutz motivierte Menschen eine grundlegende nicht veräußer- und nicht verhandelbare Wertkategorie ist, wird hier zur veräußerbaren Ware umdefiniert bzw. sogar mit monetären Werten belegt. Hintergrund für diese relativen Umwertungen von Biodiversität ist das Theorem der neoklassischen Wirtschaftswissenschaften, dass die Effizienz der Warenmärkte auch für die Erhaltung der Umweltgüter anwendbar sei, weil Märkte mit dem geringsten Verlust den besten Erfolg erbringen. Voraussetzung sei, dass die Umweltgüter wie Biodiversität sachlich adäquat d.h. mit hinreichend abgrenzbaren Eigentums- und Nutzungsrechten versehen und möglichst angepasst an Angebot und Nachfrage oder angepasst an die tatsächlichen Kosten bewertet werden. Dann würden Marktmechanismen bzw. marktähnliche Regulierungen z.B. über einen Handel und Austausch von „Biodiversitäts-Rechten“ bzw. „Biodiversitäts-Zertifikaten“ zu einem optimalen Gleichgewicht zwischen Nutzung und Schutz führen.

Deshalb bilden die in der internationalen umweltökonomischen Literatur diskutierten Ansätze zur wirtschaftlichen Bewertung von Biodiversität den ersten Schwerpunkt dieser Arbeit. Insbesondere wird das internationale Großprojekt zur Bewertung von Ökosystemen und Biodiversität TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) zusammenfassend dargestellt (Kapitel 4). In der Folge beschäftigt sich dieser Bericht intensiv mit der theoretischen Fundierung und sachlichen Herleitung von Ökosystemleistungen unter besonderer Berücksichtigung der Biodiversität. Wesentlich ist auch, dass es sich bei der Definition von Leistungen immer um eine besondere Kategorisierung von Nutzen, der von den Menschen als wirtschaftlich erkannt wird, handelt, und dass immer Austausch- und Verteilungsmechanismen mit diesem Nutzen verbunden sind (Kapitel 5).

In Kapitel 6 geht es um die Erfassung und Quantifizierung von Ökosystemleistungen und um ihre Abgrenzung und Kategorisierung. Es wird klargestellt, was international unter Ökosystemleistungen zu verstehen ist, und welche Nutzenkategorien damit verbunden sind.

Das Konzept der Ökosystemleistungen impliziert, dass von ökologischen Prozessen auf gesellschaftlich verbindliche Wertkategorien geschlossen werden muss. Das ist zwar theoretisch möglich, praktisch aber extrem komplex. Nachdem folglich viele Bewertungsansätze kaum praxisrelevant umsetzbar sind und beispielsweise auch in der globalen TEEB-Studie immer nur auf kleine eng begrenzte Fallstudien hingewiesen wird, wird in Kapitel 7 zumindest die Theorie der Bewertung von Biodiversität aufgearbeitet bzw. werden einzelne Bewertungsversuche dargestellt. In einem speziellen Kapitel über das „Problem mit den öffentlichen Gütern“ bzw. der so genannten „Tragik der Allmende“ wird auch auf das Konzept der Nobelpreisträgerin Elinor Ostrom für Gemeinschaftsgüter kurz eingegangen. Ein weiteres Spezialkapitel über „Wirtschaftswachstum und Biodiversitätsverlust“ beschäftigt sich auch mit dem alternativen Ansatz der Ökologischen Ökonomie nach Herman Daly sowie mit der Frage der Diskontierung von langfristigen Nutzen und Schäden.

Die intensive Beschäftigung mit Ökosystemleistungen und ihre Bewertung hat die logische Konsequenz, dass möglichst marktnahe Ausgleichsmechanismen bzw. Instrumente gesucht werden, die die wirtschaftlichen Werte für Biodiversität oder Ökosystemleistungen auch realisieren. In diesem Zusammenhang wird das international diskutierte Konzept der „Zahlungen für Ökosystemleistungen“ (Payment for Ecosystem Services - PES) dargestellt und die bekanntesten Umsetzungsbeispiele im Rahmen von so genannten „Biodiversity-Offsets“ bzw. von „REDD+-Zertifikaten“ - das sind zertifizierte „Verminderungen von Emissionen aus Entwaldung und zerstörerischer Nutzung“ - werden diskutiert. Diese Ansätze sollen gleichzeitig eine Integration von klimarelevanten Emissionsrechten mit „Biodiversitätsrechten“ erbringen.

Nachdem die bisherigen Kapitel stark theorieorientiert sind bzw. zur konzeptiven Entwicklung und Darlegung von Ökosystemleistungen dienen, wird in Kapitel 9 die mögliche strategische Umsetzung für die BergbäuerInnen bzw. die Landnutzung in Berggebieten diskutiert. Denn die Konzeption der Erhaltung und nachhaltigen Nutzung von Ökosystemleistungen und das daran anknüpfende Konzept von Ausgleichszahlungen (PES) bietet für eine extensive Landwirtschaft, wie sie vorwiegend in Berggebieten stattfindet, Vorteile und Chancen.

Kapitel 10 beschäftigt sich mit den Hauptursachen des Biodiversitätsverlustes. Neben der Landnutzungsänderung werden beispielsweise relativ intensiv die Thematiken „Schäden durch Überdüngung“ und „Schäden durch Pestizide“ aufgearbeitet. Dies hängt auch damit zusammen, dass das Gesamtsystem der (ökonomischen) Bewertung von Biodiversität unter Anerkennung von Ökosystemleistungen nur dann zu einem Gleichgewicht kommen kann, wenn wir auch die Schäden der modernen Agrartechniken anerkennen. Dies verlangen auch die grundlegenden wirtschaftswissenschaftlichen Theorien.

2 Der Begriff der Biodiversität

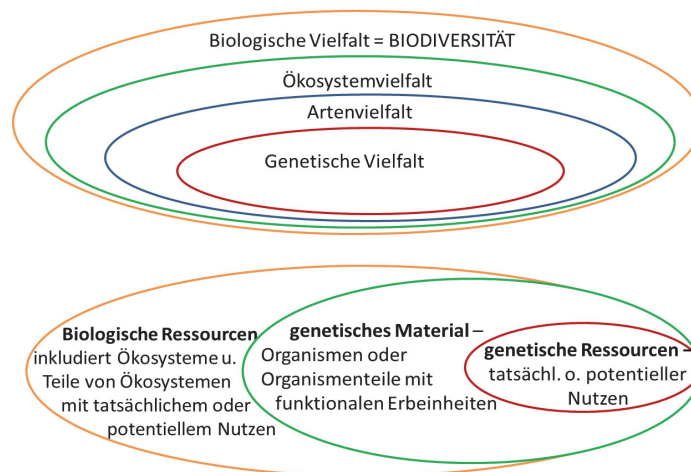
Biologische Vielfalt bzw. die ans Englische angelehnte Abkürzung „Biodiversität“ bedeutet nach dem „Übereinkommen über die Biologische Vielfalt“ (Biodiversitätskonvention oder Convention on Biological Diversity - abgek. CBD) *„die Variabilität unter lebenden Organismen jeglicher Herkunft, darunter unter anderem Land-, Meeres- und sonstige aquatische Ökosysteme und die ökologischen Komplexe, zu denen sie gehören; dies umfasst*

- ♦ *die Vielfalt innerhalb der Arten (genetische Vielfalt oder Sortenvielfalt),*
- ♦ *zwischen den Arten (Artenvielfalt) und*
- ♦ *die Vielfalt der Ökosysteme“ (alle Lebensräume).¹*

Der Begriff der „biologische Ressourcen“ schließt dabei *„genetische Ressourcen, Organismen oder Teile davon, Populationen oder einen anderen biotischen Bestandteil von Ökosystemen ein, die einen tatsächlichen oder potentiellen Nutzen oder Wert für die Menschheit haben.“* (Quelle: CBD 1992)

Des Weiteren kennt die Biodiversitätskonvention den Begriff des „genetischen Materials“ - gemeint sind *„jedes Material pflanzlichen, tierischen, mikrobiellen oder sonstigen Ursprungs, das funktionale Erbinheiten enthält“* – sowie den Begriff der „genetische Ressourcen, der sich nur auf *„genetisches Material von tatsächlichem oder potentielltem Wert“* bezieht. Diese Zusammenhänge und begrifflichen Konzepte werden durch folgende Darstellung (Abbildung 1) verdeutlicht.

Abbildung 1: Das begriffliche Konzept der Biodiversität im Rahmen der Konvention für Biologische Vielfalt



Quelle: CBD; zusammengestellt nach TEEB 2010 und Europäische Kommission 2008²

1. CBD (1992): Übereinkommen über die biologische Vielfalt. Franz. Originaltext in dt. Übersetzung. URL.: http://www.admin.ch/ch/d/sr/c0_451_43.html bzw. http://www.lebensministerium.at/umwelt/natur-artenschutz/biologische_vielfalt/konvention_biodiversitaet/konvention.html

2. TEEB (2010): Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität: Die ökonomische Bedeutung der Natur in Entscheidungsprozesse integrieren. (TEEB (2010) The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature) Ansatz, Schlussfolgerungen und Empfehlungen von TEEB – eine Synthese.
Europäische Gemeinschaften (2008): Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität - Ein Zwischenbericht. European Commission, Brussels; URL:<http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/economics/>

3 Der wirtschaftstheoretische Zugang - Der ökonomische Wert der Biodiversität

3.1 Die Grenzen des wirtschaftlichen Bewertungsansatzes

Wenn wir uns mit der biologischen Vielfalt im Verhältnis zu unseren wirtschaftlichen Tätigkeiten bzw. auch allgemein mit Ökonomie und Naturhaushalt auseinandersetzen, so taucht zwangsläufig die Frage nach dem Wert der Biodiversität bzw. eines aus sich heraus stabilen Ökosystems auf. Und wenn wir des Weiteren davon ausgehen, dass in unseren marktwirtschaftlichen Systemen ein Großteil der Entscheidungen, wie wir mit den Ressourcen umgehen, in einem marktwirtschaftlich-kapitalistischen Umfeld stattfinden, so ist es auch klar, dass die Werte, die wir der Biodiversität zumessen, zum Großteil auch aus diesem ökonomischen Entscheidungsraum mit determiniert werden, bzw. ein ganz wesentlicher Teil der politischen Ökonomie sind.

Damit können sich die Konzeptionen von Biodiversität, ihre Erhaltung und Nutzung nicht der wirtschaftlichen Werttheorie entziehen. Wir können sie, wie von vielen engagierten Naturschützern gewünscht, nicht vollkommen „wirtschaftlich exterritorial“ halten und nur einem politischen oder fachlich-wissenschaftlichen Kalkül überantworten. Der Wert der Biodiversität wird somit auch durch die Märkte und ihr Umfeld mitbestimmt. Und darüber gilt es zu reflektieren, wenn man sich mit der Bewertung von Biodiversität in einer Industriegesellschaft beschäftigt. Grenzen in der ökonomischen Bewertung sind uns oder sollten uns zumindest durch die Frage nach der ethischen Verantwortbarkeit gegeben sein.

3.2 Zur ökonomischen Werttheorie

An sich haben alle Güter und Waren, sobald sie zum menschlichen Handeln einen Bezug haben, einen Gebrauchswert, der sich je nach dem subjektiv erkannten Nutzen unterschiedlich manifestieren kann. Erst durch den Tausch am Markt und die Einführung eines abstrakten Tauschmittels (Geld) erhalten Waren und Dienstleistungen einen Tauschwert oder Verkehrswert, der sich dann im sogenannten Preis äußert. Damit können ganz unterschiedliche Waren und Leistungen miteinander in Beziehung gebracht und gegeneinander ausgetauscht werden und zwar in der einheitlichen Wertkategorie „Geld“.

Das bedeutet, dass alle Güter und Dienstleistungen und damit auch die Biodiversität, wenn die Tauschwerte über Märkte bestimmt werden, eine Beziehung zum Geldwert haben. Biodiversität ist ein wesentlicher Teil der Naturressourcen und diese sind wiederum ein grundlegender Produktionsfaktor, der insbesondere unter dem Gesichtspunkt einer zunehmenden Knappheit nach einer Bewertung verlangt. Nur kann und sollte das nicht der einzige Wertmaßstab sein, sondern darüber hinaus gibt es auch menschliche und kulturelle Werte (wie z.B.: Menschenrechte bzw. auch ethische und religiöse Werte) sowie sozial Werte und politisch akkordierte Normen (wie z.B. moralisch-ethische Normen oder einfach politische Übereinkommen)³.

3.3 Zur Kritik der Kommodifikation von Biodiversität

Es war Karl Polanyi mit seinem Buch „The Great Transformation“ (1944)⁴, der in direkter Ansprache der Naturressourcen darauf verwies, dass die Einführung von Märkten als dominierender Steuerungsmechanismus auch dazu führt, dass unsere Gesellschaft durch die Wertkategorien des Marktes, sprich der des Geldes, zunehmend mitbestimmt werden und wir in unseren traditionellen sozialen Beziehungen „entbettet“ werden⁵. Die Menschen, ihre Beziehungen und Umfeld, die von einem in die Gesellschaft eingebetteten Markt dominiert sind, werden gleichsam zu einer „entbetteten“ Marktgesellschaft transformiert, während soziale Beziehungen und Bezugspunkte, wie eben auch die natürliche Umwelt, einen zunehmenden Warencharakter erhalten (Kommodifizierung). Kurz: Wir transformieren uns in einer kapitalistisch organisierten Marktwirtschaft sozusagen zur „Marktgesellschaft“, wodurch es einfach folgerichtig wird, dass wir zunehmend auch Naturressourcen wie die Biodiversität allein mit und aus der Perspektive von Geldwerten sehen.

„Die Transformation der natürlichen und menschlichen Substanz der Gesellschaft in Waren“ zusammen mit der „Warenfiktion von Arbeit, Boden und Geld“ bringt eine zerstörerische Wirkung und erzeugt eine besondere soziale Gefährdungslage, die bereits 1944 von Karl Polanyi klar auch in Bezug auf die Schädigung von Umweltgütern vorausgesagt wurde: „Beraubt des Schutzmantels der kulturellen Institutionen, würden die Menschen an der sozialen Ausgesetztheit zugrunde gehen, sie würden als Opfer einer akuten gesellschaftlichen Zersetzung durch Laster, Perversion, Verbrechen und Hunger sterben. Natur würde auf seine Elemente reduziert werden, Wohngegenden und Landschaften verschmutzt, Flüsse vergiftet, die militärische Sicherheit gefährdet und die Fähigkeit zur Produktion von Nahrungsmitteln und Rohstoffen zerstört werden.“⁶ Mit der Anpassung aller Produktionsfaktoren wie „Boden, Arbeit und Geld“ an das „reine Marktregime“ - und heute nach über 60 Jahren zusätzlicher immer globaler werdender Markt-Erfahrungen muss man einfach die Naturressourcen und die Biodiversität hier als Hauptproduktionsfaktor dazufügen - und die daraus folgende Kommodifizierung, kommt es zu sozialen Auflösungserscheinungen und zu einer allgemeinen Gefährdung der Lebensgrundlagen der menschlichen Gesellschaft. Die „Kommodifizierung von Natur“ könne zwar zu enormen wirtschaftlichen Gewinnen und zu vordergründigen Wohlfahrtssteigerungen führen, gleich-

3. Anmerkung von G. Hovorka (2012): Diese Problematik bzw. das grundsätzliche Unwohlsein des Menschen mit der umfassenden Um-Definition von Werten in Marktpreise brachte auch der „Austro-Popper“ Wolfgang Ambros künstlerisch eindrucksvoll zum Ausdruck: „A Mensch möchte i bleibn - Und i wünet verkauft werdn - Wie irgend a Stückl Woar - Net alles was an Wert hat - Muß a an Preis hobn - Aber mach des amoi wem klar!“
4. Polanyi Karl (1944): The Great Transformation - Politische und ökonomische Ursprünge von Gesellschaften und Wirtschaftssystemen. Ausgabe 1978, (Suhrkamp) Frankfurt/M.
5. Wenn man die „soziale Entbettung“ erweitert sieht und sie mit „Entfremdung“ gleichsetzt, dann war es Karl Marx, der erstmals dieses Phänomen des sich selbst fremd Werdens durch kapitalistisch organisierte Arbeits- und Sozialbeziehungen entdeckte und analysierte. Siehe dazu: Karl Marx: Der Fetischcharakter der Ware und sein Geheimnis. - vgl. auch Kisker Peter (2001): Das Mensch-Natur-Verhältnis (Ökologie) - Grundlagen und Kontroversen in der Marx'schen Politischen Ökonomie. - Freie Universität Berlin - Fachbereich Wirtschaftswissenschaft - Institut für Wirtschaftspolitik und Wirtschaftsgeschichte; URL: http://www.karadas.eu/seminararbeiten/menschnatur.htm#_Toc755032
6. Polanyi Karl (1944): Ebd. S. 108

zeitig zahlen wir aber mit einer immer größer werdenden sozialen und ökologischen Desintegration⁷. So gesehen sind die aktuellen Problemlagen von Biodiversitätsverlust und Klimawandel ein paralleles Phänomen ein und desselben Mechanismuses.

Deshalb entwarfen die Industriegesellschaften seit Anfang der Industrialisierung soziale Schutzmechanismen vielfältigster Art und organisierten in den letzten Jahrzehnten, da die Probleme mit der „*natürlichen Substanz*“ größer wurden, Systeme von Natur- und Umweltschutz. „*Der Naturschutz wurde nach und nach durchgesetzt und teilweise zwischenzeitlich zur Staatsaufgabe deklariert*“, meint beispielsweise Elmar Altvater (2006).⁸ Es handle sich dabei „*um eine soziale Auseinandersetzung um soziale und ökonomische Rechte, die immer auch gegen den Staat, um den Staat und im Staat geführt wird.*“ D.h. dass ohne staatliches Handeln weder sozialer Schutz noch Natur- und Umweltschutz denkbar sind. Wenn die Analyse von Karl Polanyi und seine Kommodifizierungsthese zutreffend sind, so besteht auch in Bezug auf den Natur- und Umweltschutz eine Notwendigkeit von einer Institution jenseits des Marktes - und es ist relativ in der Sache unwichtig, ob wir diese Institution Staat oder „Global Governance“ nennen. Die Erhaltung und die nachhaltige Nutzung der Biodiversität, wie sie im Rahmen der CBD vorgegeben wird, ist somit eine eminent politische Aufgabe.

3.4 Die Notwendigkeit des „Global Governance“ von Biodiversität: Gibt es eine marktkonforme Lösung?

Seit den 1970er und 1980er Jahren wurden die Marktsysteme zunehmend global entgrenzt und liberalisiert, und folglich musste auch der Umwelt- und Naturschutz mit Zeitverzögerung eine globale Dimension erhalten. Der sichtbarste Ansatz dafür ist die Biodiversitätskonvention und alle daraus folgenden politischen Bemühungen die Biologische Vielfalt als Basis für menschliches Leben und Wirtschaften zu erhalten bzw. sie nachhaltig zu nutzen. Anfänglich wurde auf staatlich hoheitliche Instrumente und Maßnahmen gesetzt, die sich am klassischen nationalstaatlich organisierten Umweltschutz orientierten.

Nachdem aber in den letzten 10 bis 15 Jahren durch eine nochmals beschleunigte „Entfesselung“ der globalen Märkte das Primat der Politik weitgehend in Frage gestellt wurde, wurde das so genannte „Global Governance“ zunehmend darauf ausgerichtet, mit Hilfe von Anreizsystemen und anderen marktkonformen Instrumenten den Biodiversitätsschutz in die Marktmechanismen zu integrieren oder zumindest die theoretischen Ansätze dafür vorzubereiten. Vorbild dafür waren primär die ersten Erfolge des Kyoto-Protokolls und seine flexiblen Mechanismen und hier wiederum vorwiegend jene in Form des Emissionszertifikate-Handels. Die Frage war: Ließen sich nicht auch in Bezug auf die Gefährdungslage der Biodiversität ein oder mehrere flexible Instrumente entwickeln, die integriert in die Märkte und sogar durch die Schaffung neuer Märkte einen nachhaltigen Schutz bzw. eine nachhaltig ausgerichtete Bewirtschaftung sicherstellen?

7. Carlson Allan (2006): The Problem of Karl Polanyi. The Intercollegiate Review – Spring 2006.

8. Altvater Elmar (2006): Die zerstörerische Schöpfung - Kapitalistische Entwicklung zwischen Zivilisierung und Entzivilisierung. PROKLA. Zeitschrift für kritische Sozialwissenschaft, Heft 143, 36. Jg., 2006, Nr. 2.

Nach der klassischen Transformationstheorie von Karl Polanyi müsste ein solcher Ansatz zwangsläufig scheitern bzw. würde erst recht die „Teufelsmühle“ anheizen. Zitat: *„Wenn man den Marktmechanismus als ausschließlichen Lenker des Schicksals der Menschen und ihrer natürlichen Umwelt, oder auch nur des Umfangs und der Anwendung der Kaufkraft, zuließe, dann würde dies zur Zerstörung der Gesellschaft führen“*, so die These von Karl Polanyi (siehe oben).

Gleichzeitig sind aber die Alternativen zu einem marktorientierten Ansatz auf globaler Ebene rar. Im Rahmen einer „globalen Steuerung“ ist es unter den gegenwärtigen Bedingungen in Bezug auf die Biodiversität nicht vorstellbar, dass man Ge- und Verbote bzw. verpflichtende Regeln und Gesetze für Schutzgebiete oder andere Schutzmaßnahmen festlegt und dafür hinreichende Sanktionsmechanismen und auch hinreichende finanzielle Ausgleiche generiert. Beispielsweise sind - abgesehen von klaren Vorgaben für Instrumente und Maßnahmen - Sanktionsmechanismen in einem multilateralen System selten ausreichend definierbar und schon gar nicht oder nur ganz selten durchsetzbar. So gesehen haben marktorientierte Bewertungsansätze für Biodiversität auf globaler Ebene und im globalen Politikgeschehen ihre Vorteile. Sie versuchen den Widerspruch zur realen Marktwirtschaft zumindest teilweise zu umgehen oder würden weniger zur Uminterpretation eines „nicht-tarifären Handelshemmnisses“ oder einer „ungerechtfertigten Politikintervention“ Anlass geben - so zumindest die offiziell dargelegten Intentionen marktnaher Ansätze.

Auf Grund dieser globalen Perspektive einer Umsetzbarkeit wird im Folgenden den „modernen“ neoklassischen Ansätzen einer ökonomischen Bewertung der Biodiversität nachgegangen. Doch sollte uns das nicht darüber hinwegtäuschen, dass wir auf nationalstaatlicher Ebene stärkere und eindeutiger Durchsetzungsinstrumente zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der Biodiversität brauchen. Rein marktkonforme Lösungen haben vor allem auch in Bezug auf einen wirksamen Umwelt- und Naturschutz ihre nationalen und globalen Grenzen.

4 Ansätze für die wirtschaftliche Bewertung der Biodiversität

The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB):

Ein aktuelles Großprojekt zur Bewertung von Ökosystemleistungen

Der Prozess einer umfassenden Studie zur Bewertung von gesellschaftlichen und ökonomischen Leistungen von Ökosystemen und Biodiversität wurde im Jahr 2007 in Potsdam von den Umweltministern der G8+5 Staaten eingeleitet. Es ging dabei um „den globalen wirtschaftlichen Nutzen der biologischen Vielfalt und die Kosten des Biodiversitätsverlusts aufgrund unterlassener Schutzmaßnahmen im Vergleich zu den Kosten eines wirkungsvollen Naturschutzes“ darzulegen. Damit wurde erstmals direkt ein rein wirtschaftlicher Ansatz in Bezug auf den drohenden Verlust der Biodiversität gewählt, wobei man sich am Ansatz des sogenannten „Stern-Reports“ orientierte, der über die wirtschaftlichen Auswirkungen und daraus folgende notwendige Politikänderungen durch den Klimawandel reflektierte und ein Jahr vorher erschienen war (Originaltitel: Stern Review on the Economics of Climate Change 2006). Im ersten Zwischenbericht zur TEEB-Studie wurde diese eindeutige konzeptionelle Orientierung der G8+5 Staaten auch explizit und fast enthusiastisch vom Projektleiter Pavan Sukhdev dargelegt:⁹ „Beseelt von dem zugunsten eines baldigen Tätigwerdens und Politikwandels entstandenen Schwung, der sich aus dem Stern Review of the Economics of Climate Change ergeben hatte, brachten sie zum Ausdruck, dass ein ähnliches Projekt zur Ökonomie des Verlusts von Ökosystemen und Biodiversität ausgelotet werden muss.“

Vorläuferstudien für den TEEB-Prozess waren aber bereits im Rahmen der OECD-Arbeitsgruppe über die Ökonomie der Biodiversität sowie im Rahmen des „Millennium Ecosystem Assessment“ (MEA) erstellt worden. Bei Letzterem handelte es sich um eine von der UN-Umwelt-Organisation (UNEP) ins Leben gerufene Studie, die einen systematischen Überblick über den globalen Zustand von 24 Schlüssel-Ökosystemleistungen gibt. Dabei widmet sich das Kapitel 24 im Bericht über die „Ökosysteme und die menschliche Wohlfahrt bezüglich des gegenwärtigen Zustandes und der Trends“ der globalen Bedeutung von Bergökosystemen.¹⁰ In diesem Kapitel wird Folgendes als Analyseergebnis festgehalten, wobei der sozio-politische Kontext auf globaler Ebene nicht ausgeblendet wurde:

- ◆ Die Hälfte der globalen menschlichen Bevölkerung ist in irgendeiner Form von den Berg-Ressourcen (hauptsächlich Wasser) abhängig. 20% der Weltbevölkerung leben in Berggebieten und ihren Randbereichen.
- ◆ Berggebiete sind durch einen hohen Anteil an biologischer Vielfalt charakterisiert. Bergökosysteme sind mit ca. einem Viertel der Land-Biodiversität direkt verbunden und beinahe die Hälfte der globalen Biodiversitäts-Hot-Spots befinden sich im Berggebieten.
- ◆ Bergökosysteme sind außerordentlich fragil: Sie sind wichtig zur Bereitstellung von sauberem Trinkwasser und ihre ökologische Integrität ist ein Kernelement der Sicherheit für Siedlungen

9. Europäische Gemeinschaften (2008): Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität - Ein Zwischenbericht. European Commission, Brussels. URL: <http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/economics/>

10. Millennium Ecosystem Assessment 2005: Chapter 24: Mountain Systems - Ecosystems and human well-being: current state and trends : findings of the Condition and Trends Working Group / edited by Rashid Hassan, Robert Scholes, Neville Ash. URL: <http://www.maweb.org/documents/document.766.aspx.pdf>

und Transportwege. Neben der Bereitstellung der Ressource Wasser haben sie eine besondere Bedeutung im Schutz vor Überschwemmungen, in der Nutzung als Bergbaugebiet für die unterschiedlichsten Mineralien, in der Forstwirtschaft oder in der Nutzung von Heilpflanzen. Dazu kommen Bedeutungen, die mit der kulturellen Vielfalt, mit der Anwendung traditionellen Wissens und mit der touristischen Nutzung zusammenhängen.

- ◆ Im Allgemeinen sind die Menschen in Berggebieten, die zudem von einer stärkeren ethnischen Vielfalt geprägt sind und folglich oftmals Minderheitenstatus aufweisen, mehr mit Armut konfrontiert, als Menschen anderswo. 90% der globalen Bergbevölkerung - ca. 1,2 Mrd. Menschen - leben in Entwicklungs- und Schwellenländern - und über 90 Millionen sind in Höhen über 2.500 Metern. Insbesondere, die unter extremen Bedingungen lebenden Bergbewohner entbehren vielfach einer hinreichenden Nahrungsmittelsicherheit und sind deshalb von Hunger bedroht.
- ◆ Berggebiete sind in politischer Hinsicht vielfach Grenzgebiete, sind gekennzeichnet durch enge Verkehrsverhältnisse und Versorgungsrouten und sind häufig auch Fluchtorte für Minderheiten und politisch Verfolgte. Dies bedingt wiederum eine weitere Übernutzung der natürlichen Ressourcen bzw. daraus folgende bewaffnete Konflikte im Kampf um die beschränkten Ressourcen. Weitere Konflikte ergeben sich durch kommerzielle Interessen der Ausbeutung, die von außerhalb kommen, sowie aus daraus sich entwickelnden Widersprüchen zu den traditionellen Landnutzungsrechten. Fehlende Reinvestitionen, Armut und Abgeschlossenheit bedingen in Summe oftmals eine schlechte medizinische Versorgung sowie fehlende Bildungseinrichtungen für die Bevölkerung in vielen Berggebieten. Dadurch kann sich der Kreislauf in Richtung Armut verstärken.
- ◆ Eine verstärkte Verbindung zwischen Tiefland- und Berggebieten kann die Nachhaltigkeit für beide Bevölkerungsteile verbessern: Eine verbesserte formelle oder auch informelle wirtschaftliche und soziale Verbindung von Tiefland und Berggebieten ermöglicht Investitionen in die Erhaltung und nachhaltige Nutzung von Bergressourcen. Die Kosten der Pflege und Erhaltung der Kulturökosysteme in Berggebieten liegen niedriger als die Kosten aus dem Verlust der Bergressourcen durch eine reine Extraktion. Der schonende Umgang mit diesen erbringt längerfristig höhere wirtschaftliche Erträge sowohl für die Bergbewohner als auch für die angrenzende Bevölkerung in Tallagen. Vorwiegend handelt es sich hier um die nachhaltige Versorgung mit sauberem Wasser, als die bedeutendste und am meisten begrenzte Ressource. In den steilen Berggebieten hängen die Wasser-Einzugsgebiete und ihre Qualität unmittelbar mit der Unversehrtheit und dem Funktionieren der Ökosysteme zusammen. Somit sind Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Bergökosysteme nicht nur für die lokale Bevölkerung eine notwendige Voraussetzung, sondern diese garantieren auch die Wohlfahrt von fast der Hälfte der Weltbevölkerung, die mittel- und unmittelbar von den Wasserflüssen aus den Gebirgen abhängen.

Das MEA war auch Grundlage für diverse Resolutionen im Rahmen der Vertragsstaatenkonferenzen (Conference of Parties = COP) der Konvention für Biologische Vielfalt (CBD) bzw. für die aktuellste Entscheidung der 10. Vertragsstaatenkonferenz X/30 aus dem Jahr 2010 zur Biodiversität in Bergökosystemen.¹¹ Hier wird wiederum auf eine andere globale wissenschaftliche Initiative des Global Mountain Biodiversity Assessment (GMBA) verwiesen, das ein Teilprojekt des globalen DIVERSITAS-Projektes ist.¹² Alle diese Projekte, die wiederum mit diesen globalen Initiativen verbunden sind, sind vor-

wiegend naturwissenschaftlich orientiert. So betreibt beispielsweise das GMBA zusammen mit der Global Biodiversity Faciality (GBIF) ein spezifisches On-line-Portal für „Mountain Biodiversity“ - www.mountainbiodiversity.org - mit einem umfangreichen taxonomischen Datenbestand, der geografisch differenziert, nach Höhenstufen, nach klimatischen Höhenzonen bzw. Baumgrenze abgefragt werden kann. Nachdem in diesen Ansätzen wenig sozioökonomische Integration stattfand, wurde in der Folge von Seiten der Umweltökonomie ein anderer Zugang im Rahmen des TEEB gesucht.

Der TEEB-Ansatz ging gegenüber dem MEA-Ansatz einen wesentlichen Schritt weiter in der ökonomischen Integration der Ökosystemleistungen¹³. Es sollte dabei vorwiegend auch den Fragen nachgegangen werden,

- ◆ warum die wirtschaftlichen Dimensionen von Wohlstand und Armutsbekämpfung von der Erhaltung der Leistungen und Nutzung der Ökosysteme abhängen, und
- ◆ welche Ansätze der wirtschaftlichen Bewertung der Nutzen und Kosten von Naturressourcen erfolgversprechend sind, um nachhaltiges Wirtschaften für breite Bevölkerungskreise zu ermöglichen.

Es ging somit in der TEEB-Studie um die Erfassung von Nutzen und Kosten der Ökosystemleistungen, diese vielfältig zu bewerten, sowie die gängigen Methoden aufzuzeigen. Dabei sollte auch Fragen einer effizienten Allokation und einer gerechten Zuteilung nachgegangen werden - so waren zumindest die Vorgaben. Gleichzeitig wurde aber der soziopolitische Kontext im Gegensatz zum MEA weitgehend aus der Analyse herausgenommen. Es wird zwar noch auf Armut und Verteilungsfragen im Rahmen des TEEB Bezug genommen, aber dies weitgehend nur in abstrakter oder theoretischer Form.

Obwohl auch hingewiesen wird, dass die Werte der Naturressourcen und Biodiversität von „den jeweiligen örtlichen biophysikalischen und ökologischen Bedingungen“ abhängen und auch vom „sozialen, ökonomischen und kulturellen Kontext“ bestimmt werden, konzentriert sich der TEEB-Ansatz neben den materiellen Bewertungen von Nahrungsmitteln, Naturstoffen oder Forst- und Holzprodukten in der Bestimmung von „immateriellen Werten“ auf die so genannte „Zahlungsbereitschaft“ einer Gesellschaft. Diese soll durch vielfältige Methoden erfasst und ein Spiegelbild dafür sein, welcher Wert der Erhaltung bestimmter Arten und Ökosysteme oder einer Landschaft oder dem Schutz anderer öffentlichen Güter zukomme. Und zweifellos war dieser Bewertungsansatz von einer weitgehenden Monetarisierung der Wertkategorien geprägt. Damit befindet man sich aber auch im traditionellen Analyserahmen der neo-klassischen Umweltökonomie, die auf ein sehr komplexes, sehr heterogenes und auf ein weitgehend öffentliches Gut, wie es die Biodiversität darstellt, angewandt wird.

-
11. COP 10 (2010): COP 10 Decision X/30 - Mountain biological diversity. CBD-Homepage URL: <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=12296>
 12. DIVERSITAS: A project of DIVERSITAS aiming at exploring and understanding mountain biodiversity DIVERSITAS-Homepage: <http://www.diversitas-international.org/activities/research/global-mountain>
 13. TEEB (2010): Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität: Die ökonomische Bedeutung der Natur in Entscheidungsprozesse integrieren. (TEEB (2010) The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature) Ansatz, Schlussfolgerungen und Empfehlungen von TEEB – eine Synthese

Insgesamt zielte man auf eine neue Stufe der Kommodifizierung und Marktgenerierung von Naturressourcen, die ein enormes reales wirtschaftliches Potential versprechen, das eventuell weit größer sein könnte als ein globaler Handel mit CO₂-Emissions-Zertifikaten. Auch betrachteten einzelne Ökonomen sogar den CO₂-Rechte-Handel lediglich als einen Teil einer neuen Inwertsetzung von Ökosystemleistungen. Deshalb kam es auch nicht von ungefähr, dass die TEEB-Studie vom Londoner Deutsche Bank-Manager Pavan Sukhdev geleitet wurde oder dass sich Finanzberater, Investmentbanker, Versicherungsexperten oder Manager von Großkonzernen, die mit hohen Umweltrisiken konfrontiert sind, für die Thematik überproportional zu interessieren begannen¹⁴. Innerhalb von drei Jahrzehnten nachdem erstmals in der Literatur Ökosystemfunktionen als Ökosystemleistungen bezeichnet wurden, wurde eine Vielzahl weiterer solcher Leistungen beschrieben, kategorisiert und bewertet und zum Teil in Märkte und in Umweltprogrammen mit merklichen Zahlungsströmen eingebaut.

Ausgangspunkt einer Bewertung der Biodiversität war aber nicht die geschäftliche und spekulative Seite einer im globalen Maßstab knapper werdenden und in das menschliche Wirtschaften immer tiefer integrierten Ressource, sondern das Bedürfnis der globalen Umweltschutzbewegung, den Wert des zentralen Schutzgutes Biodiversität darzulegen, um diese vor der ungebremsten „Verwirtschaftung“ zu schützen. Insbesondere Teile von großen globalen Umwelt-NGOs wie IUCN oder Nature Conservancy hatten sich dafür erwärmt, das globale Projekt einer globalen Bewertung von Biodiversität zu unterstützen - unabhängig von der Systemimmanenz des Ansatzes. Denn die Nichtbewertung und die damit gegebene ökonomische Nicht-Sichtbarkeit von Biodiversität kann auch dazu führen, dass ineffiziente Nutzungen oder sogar die Zerstörung von Biodiversität einfach ohne politische Intervention hingenommen wird - so deren Ausgangsthese.

In diesem Zusammenhang stellte beispielsweise Gómez-Baggethun et al. (2010)¹⁵ fest, dass die direkte Umwandlung und Inkorporation des Konzeptes der Bewertung von Ökosystemleistungen in regionalen und globalen Märkten sich signifikant von der ursprünglichen Absicht der Erfinder unterscheidet. Diese hätten das eher als „pädagogisches Konzept“ gesehen, um die Öffentlichkeit über die Darlegung eines ökonomischen Wertes auf den Schutz und die Erhaltung der Biodiversität aufmerksam zu machen. Die Idee, „für Ökosystemleistung als Waren eines potentiellen Marktes“ Geld zu verlangen, war ihnen weitgehend fremd. Ähnlich argumentieren Kosoy und Corbera (2009)¹⁶ in Bezug auf marktorientierte Zahlungen für Ökosystemleistungen (PES = Payments on Ecosystem Services), indem die Einengung eines komplexen Ökosystems auf eine Leistung schwerwiegende technische und auch ethische Implikationen mit sich bringt. Die Kommodifikation widerspreche der Vielgestaltigkeit von Werten, die mit den Ökosystemleistungen verbunden sind und reduziere diese auf einen einzigen Tauschwert (vgl. Abbildung 2). Zudem seien Generierung, Austausch und Konsumation von solch definierten Leistun-

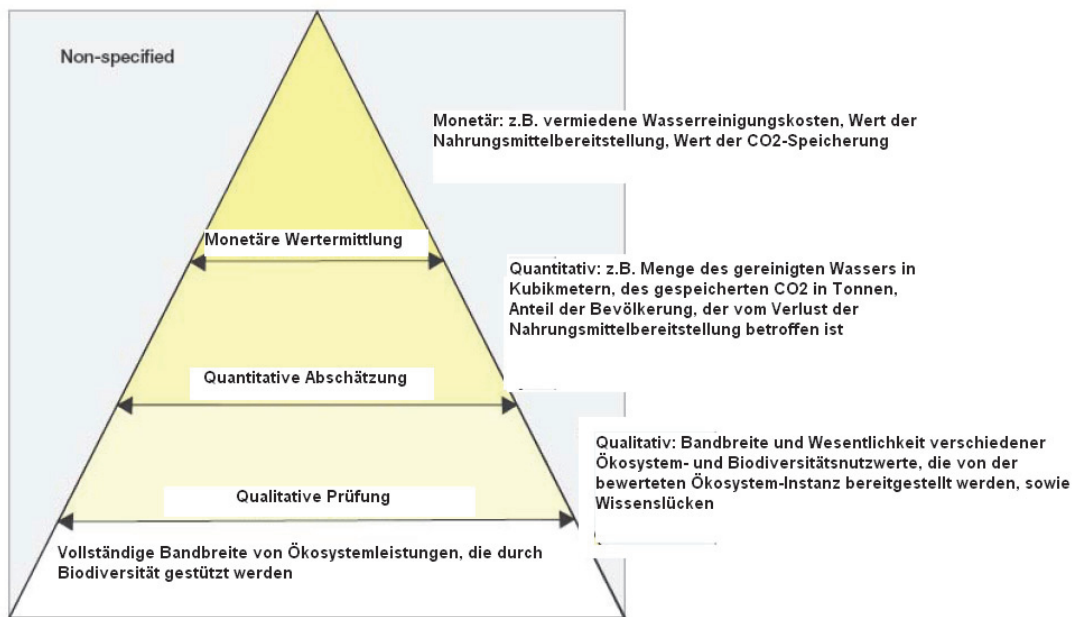
14. Siehe auch: McKinsey (2010): Companies See Biodiversity Loss as Major Emerging Issue. McKinsey Quarterly; URL: www.mckinseyquarterly.com/The_next_environmental_issue_for_business_McKinsey_Global_Survey_results_2651.

15. Gómez-Baggethun E., de Groot Rudolf, Lomas Pedro L., Montes Carlos (2010): The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics* 69 (2010) 1209–1218

16. Kosoy N., Corbera E. (2010): Payments for ecosystem services as commodity fetishism. *Ecological Economics* 69 (2010) 1228–1236.

gen schon im Ausgangspunkt durch Macht-Asymmetrien gekennzeichnet, sodass mit Hilfe von Marktmechanismen diese Asymmetrien eher reproduziert, als die existierenden Ungleichheiten im Zugang zu den Ressourcen und Leistungen tatsächlich angesprochen werden.

Abbildung 2: Wertermittlung bei Ökosystemleistungen



Source: P. ten Brink, Workshop on the Economics of the Global Loss of Biological Diversity, 5-6 March 2008, Brussels

nach Europäische Gemeinschaften 2008 bzw. P. ten Brink et al. 2008¹⁷

17. ten Brink, P. und Bräuer, I. (2008): Proceedings of the Workshop on the Economics of the Global Loss of Biological Diversity, with inputs from Kuik, O., Markandya, A., Nunes, P. and Rayment, M., Kettunen M., Neuville, A., Vakrou, A. and Schröter-Schlaack, C. 5-6 March 2008, Brussels, Belgium

5 Ökosystemprozesse und Ökosystemleistungen

5.1 Biologische Prozesse und Ökosystemfunktionen

Die Umweltökonomie als Spezialdisziplin der neo-klassischen Wirtschaftstheorie mit ihren marginalen Preis-Mengenrelationen kann in Bezug auf Umweltfaktoren darauf reflektieren, wenn wesentliche Leistungen dieser Faktoren verlustig zu werden und dabei wirtschaftliche Schäden drohen. Zudem sind die meisten Umweltgüter nicht einzelnen Wirtschaftssubjekten verantwortlich zugeordnet, sondern klassische öffentliche Güter, sodass selbst bei zunehmender Knappheit solange nicht reagiert wird, als die Öffentlichkeit bzw. der Staat keine Beschränkungen auferlegen. Deshalb würden sich private Wirtschaftsakteure in eine so genannte Trittbrettfahrerposition begeben, da

- ◆ man den Nutzen eines Gutes (Leistung) ohne Gegenleistung annehmen kann
- ◆ bzw. für die Kosten einer Verminderung des öffentlichen Gutes oder sogar eines gesamten Verlustes des Nutzens individuell nicht diskriminiert wird
- ◆ bzw. bei entsprechender Innovation anderen Wirtschaftsakteuren Substitute anbieten kann, vorausgesetzt es ist eine Substitution möglich.

Dieser Ansatz, Wirtschaft und Umwelt via Definition von Umweltleistungen zu verbinden, wurde Anfang der 1980er erstmals auch in Bezug auf Ökosysteme vollzogen, indem Ehrlich/Ehrlich (1981) bzw. Ehrlich /Mooney (1983)¹⁸ den Begriff der Ökosystemleistungen prägten, wobei man davon ausging, dass sich Lebewesen in einem Ökosystem nicht nur gegenseitig begrenzen und kontrollieren, sondern dass sie auch mit vielfältigen Leistungen miteinander symbiotisch verbunden sind. Struktur, die biologischen Prozesse und Funktionen dieser Prozesse bzw. daraus sich ergebende Leistungen („services“) seien eng miteinander verwoben. So gesehen erzeugen Ökosysteme nicht nur für sich ein internes Leistungsvolumen (gemeint sind also interne Ökosystemfunktionen, die sich von Prozessen ableiten) - welches in der modernen ökonomischen Betrachtungsweise vielfach nach wie vor, wenn es nicht unmittelbar für die Menschen nützlich ist, ignoriert wird - sondern auch ein externes Leistungsvolumen, das für die menschliche Nutzung zur Verfügung steht. Erst Jahrzehnte später wurden die Ökosystemleistungen in Bezug auf ihre Lebenserhaltungsfunktionen, ihre unterschiedlichen Zusammenhänge und wirtschaftlichen Bedeutungen näher beschrieben und kategorisiert.

Der Begriff der Ökosystemleistungen im Verhältnis zu den Ökosystemfunktionen beschreibt somit die anthropozentrischen Dimensionen von Ökosystemen während die vorausgehenden biologischen Prozesse und der folgende Funktionsbegriff mehr die naturwissenschaftlichen Dimensionen beinhalten. Ökosystemprozesse und Ökosystemfunktionen beschreiben die Energie- und Material- bzw. Nährstoffflüsse in Ökosystemen bzw. die diversen Kreisläufe, die mit den Nährstoffen verbunden sind. Durch die Stoff- und Energieflüsse sind die Komponenten von Ökosystemen auch mit einer Art Informationsfluss versehen. Über die Struktur der Zusammenhänge von Ökosystemfunktionen entstehen bestimmte

18. Siehe URL: <http://www.jstor.org/pss/1309037>
 Ehrlich P.R., Mooney H.A. (1983): Extinction, substitution, and ecosystem services. *Bioscience* 33: 248–254. Ehrlich P.R., Ehrlich A.H.(1981): Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species. 1st edition. Random House, New York. xiv, 305 pp.

Eigenschaften und Charakteristika. Hummel (1999)¹⁹ teilt beispielsweise die Funktionen in zwei Gruppen ein: Funktionen, die

- ◆ Stoffflüsse und Poolgrößen prägen - primär sind damit somit auch Prozesse gemeint:
 - ◆ Biomasse von Mikroorganismen, Pflanzen und Tieren; Dekomposition, CO₂-Produktion
 - ◆ Mineralisation, Rückführung von Nährstoffen
 - ◆ Aufnahme und Rückhalt von Nährstoffen durch Mikroorganismen und Pflanzen
- ◆ und Funktionen, die mit Systemeigenschaften zusammenhängen:
 - ◆ Persistenz (Dauer) und Konstanz
 - ◆ Resilienz
 - ◆ Resistenz
 - ◆ „Stabilität“

Ökosystemprozesse sind ähnlich definiert und resultieren aus Lebensprozessen eines Zusammenschlusses von vielen Organismenarten und ihren Interaktionen mit der abiotischen Umwelt. Änderungen der Biodiversität können zu merklichen Veränderungen der Ökosystemprozesse und Funktionen führen (TEEB-Economics 2010b²⁰). Welche Bedeutung der Biodiversität, ihren funktionellen Linien, Gruppen sowie der funktionellen Vielfalt in Bezug auf Ökosystemfunktionen zukommt, haben Hooper et al. (2005)²¹ umfangreich untersucht und diskutiert. Folgende Zusammenhänge sind mit hoher Wahrscheinlichkeit gegeben:

- ◆ Die funktionellen Charakteristika der Arten beeinflussen stark die Ökosystemeigenschaften. Es gibt unterschiedliche Zusammenhänge, einschließlich dominanter Arten, Schlüsselarten, Arten zum ökologischen Auf- und Abbau und andere vielfältige Interaktionen wie Wettbewerb, Unterstützung und Gegenseitigkeit, Krankheiten und Räuberverhalten.
- ◆ Bestimmte Artenkombinationen sind komplementär in ihren Mustern der Ressourcennutzung und können so die durchschnittlichen Raten der Produktivität und des Nährstoffrückhalts vergrößern. Gleichzeitig können die Umweltbedingungen die Wichtigkeit dieser komplementären Beziehung in Bezug auf die Strukturierung der Gemeinschaften beeinflussen. Die genaue Identifikation, welche und wie vielen Arten komplementär in komplexen Lebensgemeinschaften wirken, steht erst am Anfang.

19. Hummel, M. (1999): Konfliktfeld Biodiversität. Agenda-Verl. (Darmstädter interdisziplinäre Beiträge, 7), Münster 1999, S. 3ff.

20. TEEB-Economics (2010b): Biodiversity, ecosystems and ecosystem services. The Ecological and Economic Foundations - preliminary draft - chapter 2; URL: <http://www.teebweb.org/EcologicalandEconomicFoundationDraftChapters/tabid/29426/Default.aspx>

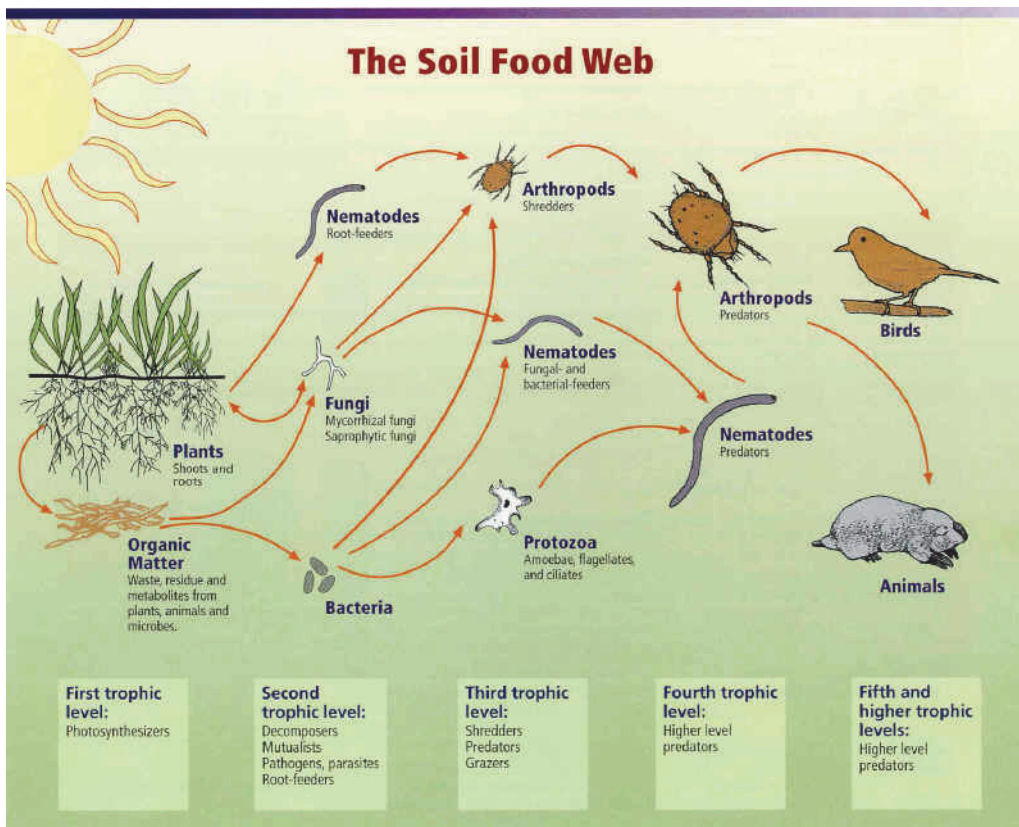
21. Hooper D.U.; Chapin III, F.S.; Ewel, J.J.; Hector, A.; Inchausti, P.; Lavorel, S.; Lawton, J.H.; Lodge, D.M.; Loreau, M.; Naeem, S.; Schmid, B.; Setälä, H.; Systad, A.J.; Vandermeer, J. and Wardle, D.A. (2005): Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. Ecological Monographs 75(1): 3–35; URL: <http://www.npwrc.usgs.gov/pdf/npwrc1436.pdf>

- ◆ Die Anfälligkeit gegenüber Invasionen durch fremde Arten wird stark durch die Artenzusammensetzung beeinflusst. Diese Anfälligkeit nimmt unter ähnlichen Umweltbedingungen bei wachsendem Artenreichtum im Allgemeinen ab. Aber es kann auch sein, dass unter bestimmten verschiedenen anderen Faktoren, wie andauernder Druck und Störung des Ökosystems insbesondere unter verändertem Ressourcenangebot auch starke Wirkungen auf biologische Invasionen ausgehen. Solche Effekte können die stabilisierende Wirkung des Artenreichtums innerhalb und zwischen verschiedenen Standorten und Ökosystemen auch überdecken.
- ◆ Eine breite Palette von Arten, die unterschiedlich auf verschiedene Umweltstörungen antworten, können die Ökosystemprozesse stabilisieren - auch im Verhältnis zu Störungen und Veränderungen in den abiotischen Umweltbedingungen.
- ◆ Trotz der Unsicherheiten über Mechanismen und Umstände, unter denen die biologische Vielfalt Ökosystemeigenschaften beeinflusst, ist es notwendig, die bisher erkannten Wirkungen und Zusammenhänge in die Politik und das Management von Naturressourcen zu integrieren, insbesondere wenn Entscheidungen mit Wirkungen über große Zeiträume oder große geografische Gebiete gefällt werden.
- ◆ Die Anwendung von Praktiken, die die Vielfalt an Organismen mit unterschiedlichen funktionalen Wirkungen und funktionalen Reaktionsmöglichkeiten fördern, ermöglicht auch die Erhaltung breiterer Handlungsmöglichkeiten für die Zukunft. Die Nichtbeachtung dieser Beziehungen und Wirkungen der Biodiversität in Bezug auf die Ökosystemfunktionen dagegen würde diese Handlungsmöglichkeiten einschränken und eine mögliche zukünftige Wertgenerierung daraus beeinträchtigen.

Aus analytischer Sicht wäre es wünschenswert eher zwischen biologischen Prozessen und Funktionen zu trennen - de facto sind aber Prozesse und Funktionen über vielfältige Kreisläufe miteinander verwoben und vernetzt, sodass viele ForscherInnen beispielsweise in Bezug auf den Boden auch von einem sogenannten „Soil Food Web“ sprechen. Ähnliche Netzwerke der Interaktion gibt es auch in Bezug auf die Ackerbegleitflore bzw. Schad- und Nutzinsekten (siehe Abbildung 3).

So haben zum Beispiel die Bodenlebewesen und hier insbesondere wieder die Bodenmikroorganismen die Aufgabe oder Funktion die Rückstände, die Spreu oder den organischen Dünger bzw. sonstige organische Einträge abzubauen und die Nährstoffe für sich selbst und weiteres Pflanzenwachstum zur Verfügung zu stellen. Funktioniert dies möglichst ohne menschliches Zutun oder bei Entnahme von Ernteerträgen durch weitgehende Rückführung der Nährstoffe und anderer organischer Substanz - man spricht dann von der Schließung der Kreisläufe - dann kann das Bodenökosystem eine Stabilität entwickeln, die durch Persistenz und Konstanz seiner wesentlichen Komponenten sowie durch Resilienz, d.h. Pufferung gegen verändernde Einflüsse von außen, gekennzeichnet ist.

Abbildung 3: Ein Beispiel für die Darstellung von komplexen Boden-Nahrungsnetzwerken in Form von Ökosystem-Prozessen und -Funktionen

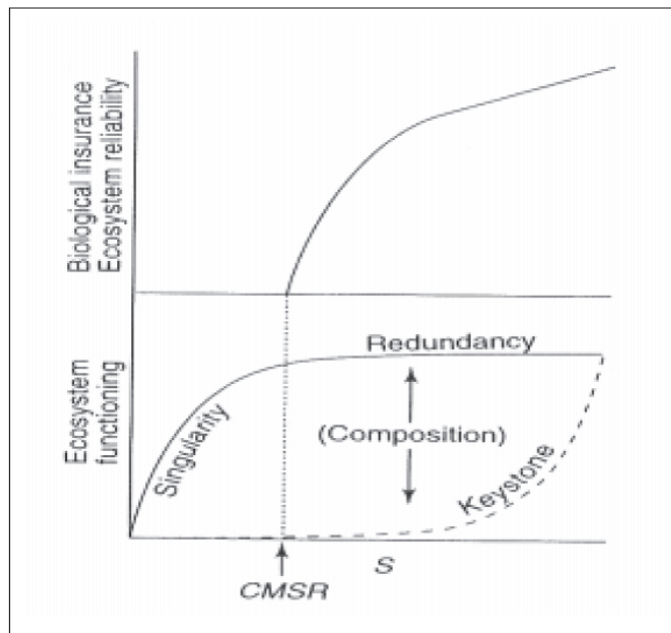


Quelle: http://urbanext.illinois.edu/soil/SoilBiology/soil_food_web.htm

Anhand eines groben Vergleichs zwischen einem tropischen Regenwald mit hoher Biodiversität und einem landwirtschaftlichen Kultursystem wie Ackerbau kann man sehen, dass die Artenanzahl nicht mit den Funktionen linear korreliert, sondern, dass man mit sehr wenig Artenvielfalt im Ackerbau in Bezug auf die Produktivität der Biomasse sogar sehr erfolgreich sein kann; vorausgesetzt man schafft es die Nährstoffe wieder zurück zu bringen bzw. dem Druck von „Unkräutern“ (Beikräutern) und Pflanzenkrankheiten etwas entgegen zu setzen. Trotzdem wird man feststellen, dass Agrarökosysteme extrem „instabil“ im Verhältnis zu natürlichen Ökosystemen sind, wobei sie umso „instabiler“ werden, je höher die Entnahme von Erträgen gesteigert werden soll, was wiederum mit einem steigenden Aufwand an Pflege und Kulturmaßnahmen verbunden ist.

Abbildung 4 gibt den Zusammenhang zwischen Artenvielfalt und Ökosystemfunktionen wieder, wobei ab einer bestimmten minimalen Artenanzahl und -zusammensetzung (critical minimum species richness = CMSR) keine Zunahme oder Veränderung mehr in der Funktionalität des Ökosystems zu erreichen ist.

Abbildung 4: Der Zusammenhang zwischen Artenvielfalt (S) und Ökosystemfunktionen



Quelle: (nach Naeem et.al. 1995 bzw. Hummel M. 1999)²²

Die Versicherungs- oder „Insurance“-Hypothese besagt nun, dass mit steigender Artenzahl über den Punkt des CMSR hinaus das Netzwerk der Interaktionen der Arten enger gespannt wird und dass dies eine bessere Pufferung (Versicherung) gegenüber Störungen von außen ermöglicht. Nun haben aber die Arten nicht alle die gleiche Funktionalität. Schlüsselarten haben eine höhere Bedeutung für ein funktionierendes stabiles Ökosystem und ihr Verlust würde dieses schneller zusammenbrechen lassen. Zwischen redundanter Artenvielfalt und Konstanz der Schlüsselarten liegt eine Ökosystemzusammensetzung, die eben einen evolutionären Wandel stetig ermöglicht. Von der Bedeutung dieses Wandels und der Summenwirkung der Netzwerke, die sich aus der Artenvielfalt ergibt, und von den möglichen Auswirkungen auf Schlüsselarten und damit auf die Stabilität von Ökosystemen scheinen wir aber wenig zu wissen.

In der Bewertung von Ökosystemleistungen geht es aber nicht nur um einen Ausbau des Instrumentariums von Kosten-Nutzenrechnungen bzw. eine marktkonforme Integration sondern auch darum das System der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung in Richtung einer Ökologischen Gesamtrechnung („Green Accounting“) zu erweitern. Dies bedeutet in Bezug auf Ökosystemleistungen, dass einerseits eine möglichst standardisierte Gewichtung für die Leistungen zu finden sei, indem das Problem der

22. Hummel, M. (1999): Konfliktfeld Biodiversität. Agenda-Verl. (Darmstädter interdisziplinäre Beiträge, 7), Münster 1999, S. 3ff.
 Naeem Shadid, Thompson Lindsey J., Lawler Sharon P., Lawton John H., and Woodfin Richard M. (1995): Empirical evidence that declining species diversity may alter the performance of terrestrial ecosystems. Phil. Trans. R. Soc. Lond. B (1995) 347, 249-262; URL: <http://www.jstor.org/stable/55946>

fehlenden Marktpreise einer hinreichenden Lösung zugeführt wird, und dass andererseits die Ökosystemleistungen so zu definieren und in sich schlüssig zu gruppieren seien, damit sie einer Art Bilanzierung zugänglich sind (vgl. Boyd und Banzhaf 2006²³). Wir werden uns im Folgenden zuerst dem Definitionsproblem zuwenden und dann das Bewertungsproblem behandeln.

5.2 Der Versuch aus Ökosystem-Prozessen spezifische Ökosystemleistungen der Biodiversität abzuleiten

Trotz des begrenzten Wissens über die innere Funktionalität von Ökosystemen ging die Forschung inklusive der Umweltökonomie in den 1990er Jahren dazu über Gesamtfunktionen von Ökosystemen in Bezug auf die menschliche Nutzung als sogenannte Ökosystemleistungen neu zu definieren. Am bekanntesten wurde die Studie von Costanza et al.²⁴, welche im naturwissenschaftlich geprägten Journal „Nature“ im Mai 1997 publiziert wurde. Hier wurden erstmals 17 wesentliche Ökosystemleistungen bzw. Ökosystemprodukte definiert und eine grobe Bewertung für die globalen Biome in Form eines einfachen Preis-Flächengerüsts durchführt. Demnach würden die Ökosystemleistungen sich in einer groben Schätzung auf ca. 33 Billionen US\$ - mit einer Bandbreite zwischen 16 und 54 Billionen – aufsummieren lassen. Das praktische Ziel der Arbeit war den aktuellen Knappheitswert von Naturressourcen im Bruttonationalprodukt irgendwie unterzubringen bzw. auch eine Anregung zu schaffen, den Wert von Ökosystemen in projektbezogenen Kosten-Nutzenanalysen zu berücksichtigen. Das Wort Biodiversität wurde aber nur einmal bemüht.

Eine weitere Studie zum Wert von Ökosystemleistungen wurde 1997 auch von Daily et al.²⁵ publiziert, wobei man folgende Liste an 16 Ökosystemleistungen ausgab: Reinigung von Luft und Wasser, Linderung bei Trockenheit und Überflutungen, Bodenbildung und Schutz der Böden sowie die Erneuerung der Fruchtbarkeit, Entgiftung und Abbau von Rückständen, Bestäubung von Kulturpflanzen und natürlicher Vegetation, Verteilung von Samen, Kreislaufführung sowie Transport von Nährstoffen, Kontrolle der großen Mehrheit an potentiellen landwirtschaftlichen Krankheiten und Seuchen, Erhaltung der Biodiversität, Schutz der Küsten vor Erosion, Schutz vor schädlicher ultravioletter Strahlung, partielle Klimastabilisierung, Abschwächung von Wetterextremen und ihren Auswirkungen, Bereitstellung von ästhetischer Schönheit und intellektuelle Anregung für den menschlichen Geist.

Hier wird auf die Bedeutung der Biodiversität reflektiert, gleichzeitig ist aber die Reproduktion der Biodiversität per se eine Ökosystemleistung. Biodiversität wird dabei als ein Schlüsselfaktor für Land-

-
- 23. Boyd J. und Banzhaf S. (2006): What Are Ecosystem Services? The Need for Standardized Environmental Accounting Units. *Ecological Economics* 63(2-3): 616–626.
 - 24. 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: 253–259.
 - 25. Daily G., Alexander Susan, Ehrlich Paul R., Goulder Larry, Lubchenco Jane, Matson Pamela A., Mooney Harold A., Postel Sandra, Schneider Stephen H., Tilman David, Woodwell George M. (1997): *Ecosystem Services: Benefits Supplied to Human Societies by Natural Ecosystems (Nature's Services. Societal Dependence on Natural Ecosystems.)* Island Press. Washington D.C.

wirtschaft, natürliche Pharmazeutika und Industrie gesehen. Ziel war es primär auf den Wert von Biodiversität bzw. von Ökosystemen für diese Wirtschaftssektoren aufmerksam zu machen.

Man war sich aber der Problematik einer Bewertung insofern bewusst, als man den Vorgang mit der Bewertung eines menschlichen Lebens verglich: „*Die Bewertung eines natürlichen Ökosystems sei wie die Bewertung eines menschlichen Lebens voller Schwierigkeiten.*“ Obwohl dies explizit die ethischen Grenzen und unser Grundrechtsverständnis übersteige, werde es implizit laufend gemacht und beispielsweise Verkehrstote im Verhältnis zu Kosten einer Verkehrsregelung bzw. möglichen Verboten in Kauf genommen. Nachdem aber Gesellschaften in Bezug auf das menschliche Leben grundlegende Menschenrechte definiert haben, sei es durchaus vernünftig einen grundlegenden Schutz von Ökosystemen sicherzustellen, unabhängig von der Unsicherheit über deren ökonomischen Wert. Argumentiert wurde auch mit dem enormen Aufwand einer eventuellen Substitution durch künstliche Ökosysteme, so wie man es anhand der Erfahrungen beim „Biosphere II“-Projekt gesehen habe. Es habe sich gezeigt, dass künstliche Ökosysteme kaum stabil zu halten seien und deshalb die menschlichen Substitutionsanstrengungen enorme Kosten verursachen würden.

Als sich parallel auch die breitere umweltökonomische Forschung intensiver mit den Begriffen von Naturressourcen und Naturkapital und deren Verlust bzw. sichtbaren Abbauraten auseinandersetzte und nicht-marktfähige Güter durch diverse Methoden zu bewerten begann, wurde erstmals ein Gerüst in Form von Qualitäten und Quantitäten für die ökonomische Bewertung von Biodiversität bzw. Ökosystemleistungen sichtbar. Das so genannte „Millennium Ecosystem Assessment“ (MEA), eine weltweite Studie über die den Zustand von Ökosystemen (siehe vorher), vertiefte die Kategorisierung von Ökosystemen und definierte 2003 vier Kategorien von Ökosystemleistungen, die das menschliche Wohlergehen ganz wesentlich mitbestimmen²⁶:

- ◆ *Versorgungsleistungen* - beispielsweise Wildnahrungsquellen, Nutzpflanzen, Süßwasser und pflanzliche Arzneimittel;
- ◆ *Regulierungsleistungen* - zum Beispiel Schadstofffilterung durch Feuchtgebiete, Klimaregulierung durch Kohlenstoffspeicherung und Wasserkreislauf, Bestäubung und Schutz vor Naturkatastrophen;
- ◆ *Kulturelle Leistungen* - beispielsweise Erholungswert, spirituelle und ästhetische Werte, Bildungswert;
- ◆ *unterstützende Leistungen* - wie Bodenbildung, Photosynthese und Nährstoffkreislauf. Diese sollen sämtliche Prozesse, welche die notwendigen Bedingungen für die Existenz aller Ökosysteme sicherstellen (z.B. Nährstoffkreisläufe), beinhalten.

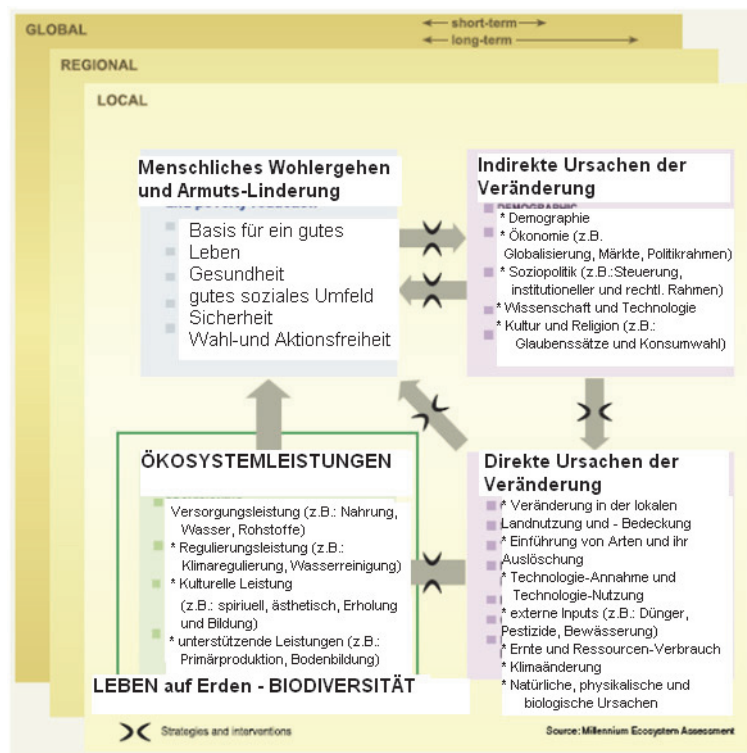
Wie der Name schon sagt, ist die Kategorie der unterstützenden Leistungen (Supporting Services) keine endgültige oder finale Größe als Basis für die Wirtschaft sondern es sind intermediäre Leistung, sodass diese beim Konzept der „Finalen Ökosystemleistungen“ herausfallen (siehe später.)

Im Rahmen dieser Kategorisierung wurden durch das MEA 24 Schlüssel-Ökosystemleistungen systematisch analysiert. Obwohl das Millennium Ecosystem Assessment die Ökosystemleistungen nicht

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

direkt der Kategorie Biodiversität zugeordnete, war es offensichtlich, dass hier erstmals eine systematische Brücke zwischen Ökosystemen, die wiederum primär durch Biodiversität charakterisiert sind, und der menschlichen Wohlfahrt, geschlagen wurde. Nach dem MEA-Konzept ist die Biodiversität auch die wesentliche Voraussetzung für alle Ökosystemleistungen (UBA 2011)²⁷. Dieser Brückenschlag war auch Ausgangspunkt für die ökonomische Spezialanalyse im Bereich der TEEB-Studien bzw. wurde im Rahmen des TEEB unmittelbar an das MEA angeschlossen (siehe Abbildung 5 bzw. TEEB-Economics 2010a)²⁸.

Abbildung 5: Millennium Ecosystem Assessment – Konzept-Rahmen zur Verbindung von Ökosystemleistungen und menschliche Wohlfahrt



Quelle: (nach MEA 2005a bzw. TEEB-Economics 2010a)

Die großen Schwierigkeiten in diesem Unterfangen der Verbindung von Biodiversität bzw. Ökosystemen mit der menschlichen Wohlfahrt ergeben sich einerseits darin, biophysikalisch von den Ökosystemprozessen bzw. -Funktionen auf die Ökosystemleistungen zu schließen. So kann ein Prozess im

27. UBA (2011): Ökosystemleistungen und Landwirtschaft - Erstellung eines Inventars für Österreich. Report REP-0355 des Umweltbundesamtes, Wien 2011.

28. TEEB-Economics (2010a): Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. The Ecological and Economic Foundations - preliminary draft - chapter 1. URL: <http://www.teebweb.org/EcologicalandEconomicFoundationDraftChapters/tabid/29426/Default.aspx>

Ökosystem Auswirkungen auf mehrere Dienstleistungen haben und eine Dienstleistung kann durch mehrere Prozesse beeinflusst werden. Doch die Quantifizierung dieser Beziehungen ist von großen Problemen gekennzeichnet.

Beispielsweise, um im mitteleuropäischen Kontext zu bleiben, wurden im Rahmen eines umfangreichen Schweizer Forschungsprojektes die Literatur von Biodiversitätsexperimenten zwischen 1974 und 2004 analysiert. Dabei standen über 770 Datensätze aus 140 Publikationen zur Verfügung. Hauptergebnis war, dass in Summe ein positiver Effekt von der Biodiversität auf unterschiedliche Ökosystemleistungen ausgeht, dass sich aber die Beziehungen nicht in jeder Hinsicht via einer solch umfangreichen Metaanalyse, wie die Theorie es erwarten lassen sollte, quantifizieren lassen (Balvanera et al. 2006)²⁹. Demnach würde

- ◆ die Vergrößerung der Diversität der Primärproduzenten auch zu einer höheren Diversität der Primärkonsumenten beitragen,
- ◆ die Pflanzenvielfalt zeigt auch auf die Bodenbiomasse der pflanzlichen Teile sowie der Bodenorganismen einen positiven Einfluss
- ◆ die Vielfalt innerhalb einer trophischen Stufe (z.B. nur Pflanzen oder nur Pflanzenfresser) im Allgemeinen erhöht die Produktivität der Gruppe.

Weitere Beziehungs- und Wirkungslinien von Biodiversität und Ökosystemfunktionen sind:

- ◆ Die Produktivität z.B. bei Pflanzen ist nicht nur mit höheren Erträgen verbunden, sondern hat auch Auswirkungen auf Bodenstruktur und Bodenprozesse bzw. speichert auch Nährstoffe wie z.B. CO₂.
- ◆ Auch hat eine erhöhte Pflanzendiversität einen positiven Einfluss auf die Aktivität und Diversität der Destruenten im Boden und dieser sei wieder zusammen mit einer erhöhten Vielfalt an Bodenlebewesen (z.B. an Mykorrhiza) dafür verantwortlich, dass mehr Nährstoffe in den Pflanzen und im Boden gehalten werden und dass der Nährstoffverlust insgesamt dadurch reduziert wird.
- ◆ Häufig wird angenommen, dass ein positiver Effekt der Biodiversität auf die Stabilität und Pufferkapazität der Ökosysteme gegeben ist, und dass diese Wirkung auf die Varianz der Ökosysteme sogar stärker ist als andere quantitative Wirkungen, doch konnte dieser Zusammenhang in der Metaanalyse von Forschungsergebnissen nicht bestätigt werden.

Soweit Ökosystemeigenschaften mit Ökosystemleistungen in Verbindung gebracht werden konnten, zeigten sich positive Effekte der Biodiversität sowohl für die Regulierungs- als auch unterstützende Leistungen. Trotzdem ist es bei derzeitigem Wissensstand schwierig, diese Verbindungen im kleinregionalen Zusammenhang bzw. auf Landschaftsebene als relevant darzustellen (siehe auch Pfisterer 2005³⁰ - und Abbildung 6).

Um wirklich verlässliche Aussagen über den Nutzen oder Wert der Biodiversität treffen zu können, kommt man aber nicht umhin die Ökosystemprozesse möglichst quantitativ zu erfassen, sie zu gruppieren

29. Balvanera, P., Pfisterer, A.B., Buchmann, N., He, J.S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D. and Schmid, B. (2006): Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9(10): 1146–1156. URL: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1461-0248.2006.00963.x/full>

ren und die Quantitäten möglichen Ökosystemleistungen zuzuordnen. Das heißt, dass man ein brauchbares biophysikalisches Modell zwischen Ökosystemen, ihren Funktionen bzw. Prozessen, und den Ökosystemleistungen für die Gesellschaft haben sollte. Erst wenn dieses Modell verlässlich ist, könnte man von den Ökosystemleistungen auf die Wohlfahrtswirkung schließen - so würde es zumindest die Theorie vorgeben. Zwischen gesellschaftlichen und politischen Nutzungsansprüchen und Wünschen und der wissenschaftlichen Darstellbarkeit und Begründbarkeit können somit zweifellos Widersprüche bestehen, die angesichts der zunehmenden Systematisierung von Ökosystemleistungen nicht aus den Augen verloren werden sollen.

Abbildung 6: Ein Beispiel für den Schluss von Ökosystem-Prozessen auf die Ökosystem-Dienstleistungen (nach Pfisterer 2005)

Ökosystemprozesse und Dienstleistungen: Ein Ökosystemprozess kann Auswirkungen auf mehrere Dienstleistungen haben und eine Dienstleistung kann durch mehrere Prozesse beeinflusst werden. Für die untersten fünf Kategorien gibt es zurzeit noch keine Studien.



Quelle: www.biodiversity.ch/downloads/HOTSPOT-12_2005_dt.pdf

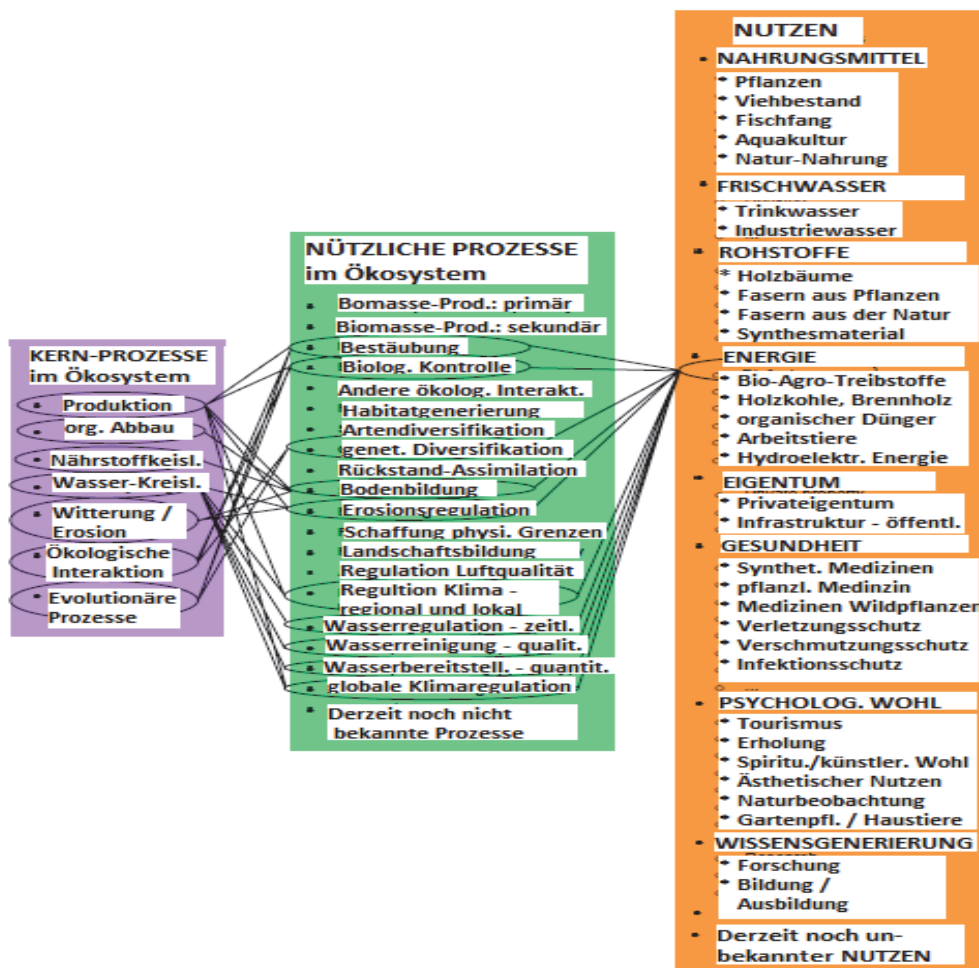
5.3 Die Kategorisierung von Ökosystemleistungen

Nachdem man aber weder auf globaler Ebene noch auf regionaler oder lokaler Ebene hinreichende biophysikalische Modelle (die der Komplexität gerecht werden) hat, ist man dazu übergegangen die Vielzahl möglicher Ökosystemleistungen, die mit der Biodiversität, ihren Prozessen und Funktionen, verbunden sein könnten, dargelegt anhand von Partialmodellen oder zumindest anhand plausibler Argu-

30. Pfisterer Andrea (2005): Die Dienstleistungen der Biodiversität - Was zeigen 30 Jahre experimentelle Forschung? In: Der Wert der Biodiversität - Forschung und Praxis im Dialog - Informationen des Forum Biodiversität Schweiz; Hotspot 12/05-Bern.

mentationen zu erfassen und zu gruppieren und diese dann in Bezug auf die bestehende ökonomische, soziale und kulturelle Bedeutung zu bewerten. Nach der TEEB-Studie über die wirtschaftlichen Grundlagen seien die Ökosystemleistungen jene „nützlichen Dinge“, die Ökosysteme direkt und indirekt für Menschen „machen“, wobei erkannt werden sollte, dass Eigenschaften von ökologischen Systemen, die Menschen als „nützlich“ betrachten, mit der Zeit sich verändern können, auch wenn das ökologische System selbst in einem relativ konstanten Zustand verbleibt.“ (TEEB-Economics 2010a)

Abbildung 7: Kernprozesse und Nutzbringende Prozesse im Ökosystem, die die (zusätzliche) Bereitstellung von Agro-Treibstoffen unterstützen
(nicht erschöpfend dargestellt - nach Balmford et al. 2008)



Die Probleme, die sich bei der Abgrenzung von Ökosystem-Prozessen bzw. -Funktionen ergeben, pflanzen sich bei der Ableitung von ihrem direkten und indirekten Beiträgen zu Ökosystemleistungen und den dann daraus generierten Wohlfahrtsgewinnen („Benefits“) fort. Trotzdem muss man versuchen möglichst klar zwischen den diversen Leistungen zu unterscheiden, um beispielsweise Doppelzählun-

gen zu vermeiden, die insbesondere dadurch entstehen, dass Regulierungsleistungen wiederum Inputs für die Erzeugung weitere Leistungen sind (vgl. Boyd und Banzhaf 2006 und Balmford et al. 2008)³¹.

Wie komplex sich die Herleitung von möglichen ökonomischen Nutzen aus den biologischen Prozessen gestaltet zeigen auch Balmford et al. (2008)³², die sich mit einem „*Review des Biodiversitätsverlustes*“ und die daraus sich ergebenden wirtschaftswissenschaftlichen Implikationen beschäftigen. Nachdem man als Ökosystemleistung nur den Nutzen für Individuen und Gesellschaft, der direkt zur menschlichen Wohlfahrt beiträgt (z.B. sauberes Trinkwasser), bewerten kann, ist man gezwungen die einzelnen Prozesse bis hin zur Nutzengenerierung differenziert darzustellen. Dagegen können die indirekten Leistungen von Ökosystemprozessen (wie z.B. Bestäubung, Wasserregulierung) wiederum nur über die verschiedenen direkten Nutzen („benefits“), die aus der Zusammenwirkung verschiedener Prozesse und Funktionen generiert werden, bewertet werden - eben z.B. über Nahrungspflanzen und sauberes Trinkwasser. Abbildung 7 gibt ein Beispiel für die komplexe Verbindung von Ökosystemprozessen und möglicher Nutzen in Form einer zusätzlichen Generierung von Agro-Treibstoffen wieder und zeigt welche unterschiedliche Prozesse des Naturhaushaltes, die zusätzlich miteinander interagieren können, daran beteiligt sein können.

31. Boyd J. und Banzhaf S. (2006): What Are Ecosystem Services? The Need for Standardized Environmental Accounting Units. *Ecological Economics* 63(2-3): 616–626.

Balmford, A., Rodrigues, A., Walpole, M. J., ten Brink, P., Kettunen, M., Braat, L., de Groot, R. (2008): *Review of the Economics of Biodiversity Loss: Scoping the Science*. European Commission, Brussels.

32. Ebenda.

6 Die Erfassung und Quantifizierung von Ökosystemleistungen

Bei der Gegenüberstellung von Ökosystemleistungen allgemein und Ökosystemleistungen durch die Biodiversität ist anzufügen, dass es sich hier nicht um ein und dasselbe handelt, sondern dass hier zwei sich ergänzende (komplementäre) Konzepte vorliegen (Jessel 2010)³³. Ökosysteme inkludieren die Biodiversität aber zusätzlich auch abiotische Ressourcen. Biodiversität ist eher ein Konzept, das der Vielfalt an Lebewesen einen „Eigenwert“ zugesteht, während der Begriff der „Ökosystemleistungen“ vorwiegend eine anthropozentrische Perspektive wiedergibt, die lediglich auf den menschlichen Nutzen ausgerichtet ist. Das Konzept Biodiversität geht des Weiteren davon aus, dass der Erhalt eine implizite Voraussetzung ist bzw. gibt vor, dass der „Erhalt und die nachhaltige Nutzung“ das vorwiegende Ziel ist, während das Konzept der Ökosystemleistungen funktionell auf den Menschen ausgerichtet ist, und dabei nicht alle Komponenten gleichermaßen als zwingend erforderlich betrachtet. So gesehen verlangt das Konzept der Biodiversität mehr Statik, während die alleinige Ökosystembetrachtung mehr dynamische Veränderungen akzeptiert.

6.1 Die technischen Schwierigkeiten mit der Standardisierung und Einheitenbildung von Ökosystemleistungen (Quantifizierung)

Jede ökonomische Bewertung bezieht sich auch auf klar definierte Quantitäten eines Gutes oder einer Leistung, denn nur klare Einheiten kann man bilanzieren. Das Wiegen und Messen ist mindestens so wichtig wie die Bestimmung des Preises. Ohne diese Definitions- und Quantifizierungsleistung kann es weder eine marktähnliche Austauschbeziehung, noch eine Erfassung volkswirtschaftlicher Größen geben, noch eine hinreichende rechtlichen Regulierung - sei es beim Ausgleich einer Gefährdung oder sogar Zerstörung von öffentlichen Gütern.

Dies gilt selbstverständlich auch in Bezug auf die Definition und wirtschaftliche Handhabung von Ökosystemleistungen in Bezug auf die Biodiversität. Wenn beispielsweise die öffentliche Hand Kompensationen für die (Zer-)Störung bzw. den Verlust ökologisch wertvoller Flächen oder Funktionen festlegen möchte, dann ist es unausweichlich zumindest grobe Einheiten eines Ausgleichs festzulegen wie z.B.: „Flächeneinheiten von Feuchtgebieten“, „Kilogramm von leicht löslichem Stickstoff“ oder „ein äquivalentes Habitat gleicher Qualität“ (Boyd und Banzhaf 2006). Diese Werteinheiten bleiben zumeist in gewisser Hinsicht grob und unbestimmt, da es sich um ganze Bündel von Funktionen und Prozesse und daraus folgende Leistungen handelt, woraus sich wieder ganz unterschiedliche Nutzen für die Öffentlichkeit bzw. auch Private ergeben können. Solche Ungenauigkeiten sind somit zwar verständlich und plausibel, gleichzeitig aber unbefriedigend, wenn die öffentliche Hand effektive Schutzmechanismen schaffen möchte. Deshalb konzentrierten sich Boyd und Banzhaf (2006) auf ein System, das auf die Definition sogenannter finaler Ökosystemleistungen (final ecosystem goods and services), deren Bewertung das Bruttosozialprodukt ergänzen solle (siehe dazu nächstes Kapitel).

33. Jessel Beate (2010): Ökosystemdienstleistungen - Potentiale und Grenzen eines aktuellen umweltpolitischen Konzepts. Bundesamt für Naturschutz (D) - Vortragsunterlage für den Deutschen Naturschutztag in Stralsund am 29.09.2010.

Das Problem mit den Ökosystemleistungen ist auch, dass diese zumeist nicht durch einen Markt bewertet sind bzw. dass sie bis jetzt nicht gehandelt oder in eine Austauschbeziehung integriert wurden. Normalerweise ergeben sich aus den Handelssystemen die praktikablen und damit die gängigen Maßeinheiten und Qualitätsnormen. Dies ist bei Ökosystemleistungen nicht der Fall, sodass - insbesondere solange es sich um ein öffentliches Gut handelt - die öffentliche Hand zur Normsetzung gefordert ist.

6.1.1 Exkurs: Schwierigkeiten bei der Erfassung der Ökosystemleistungen in Verbindung zur Biodiversität

In Bezug auf die Verbindung von Biodiversität mit Ökosystemleistungen manifestieren sich die Schwierigkeiten auf drei Ebenen (vgl. TEEB-Economics 2010b)³⁴:

- ◆ Probleme in der genauen Festlegung der Konzeptionen im Zusammenhang mit Biodiversität, die für sich schon per definitionem keine Einheit ist. Biodiversität ist ein multidimensionales Konstrukt, dessen Beschreibungen und Quantifizierung in vielfältiger Weise erfolgen kann. Beschreibungen von Biodiversität inkludieren hierarchische Strukturen (Gemeinschaften, Arten, Populationen, Gene) aber auch Dimensionen von vielfältigen Interaktionen in Form von Netzwerken (trophische Verbindungen, Symbiosen, Parasiten, Räuber-Beute-Schemata), evolutionäre Entwicklungen abgebildet in phylogenetischen Stammbäumen, Sorten- und Rassenvielfalt, genetische Vielfalt usw.
- ◆ Maße, Indikatoren und Indizes wurden vielfach mit bestimmten Zielen entwickelt - primär um beispielsweise naturwissenschaftliche Zusammenhänge zu finden oder einfach um Verständlichkeit für Forschungen zu schaffen, indem die Komplexität in Vereinfachungen übergeführt wurde. Oder die Ziele waren, die Vielfalt in einer großflächigen Verteilung darzustellen (global, kontinental, für wie wichtigsten Biome), was man beispielsweise durch Maße für Artenreichtum leicht erreichen kann. Nur in einer kleinräumigen Analyse nützen solche Indikatoren dann wiederum wenig oder sagen nichts über die Zusammenhänge aus. Oder die Indikatoren reflektieren einfach den Bedarf nach bestimmten Berichtsanforderungen und sind dann für sich genommen wenig operationabel.
- ◆ Viele Zusammenhänge, wie Biodiversität bzw. ihre Komponenten letztlich auf mögliche Ökosystemleistungen wirken, sind nicht sicher herleitbar bzw. wurden nur unter bestimmten Bedingungen nachgewiesen, und auch die Wirkungen auf Stabilität und Resilienz ist vielfach sehr hypothetisch. Selbst wenn man von einer positiven Wirkung ausgeht, so kann Stärke und Form der Verbindung je nach der Ökosystemleistung, die man in Betracht zieht sehr unterschiedlich ausfallen. Das Beziehungsnetzwerk zwischen Maßen von Biodiversität und Ökosystemleistungen ist kein eindeutiges im Sinne einer klar strukturierten Ursache-Wirkungsbeziehung (siehe auch vorher).

34. TEEB-Economics (2010b): Biodiversity, ecosystems and ecosystem services. The Ecological and Economic Foundations - preliminary draft - chapter 2. URL: <http://www.teebweb.org/EcologicalandEconomicFoundationDraftChapters/tabid/29426/Default.aspx>

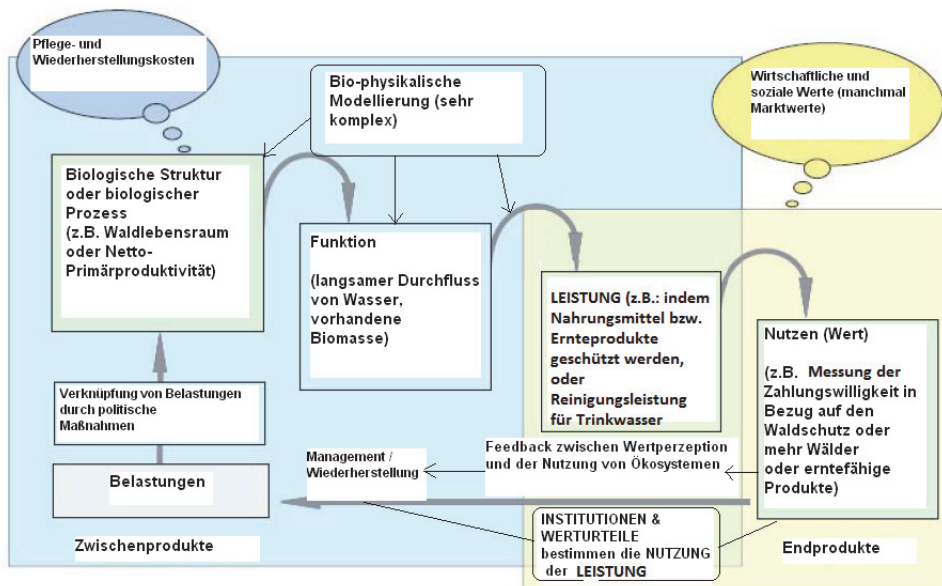
Es gibt letztlich beim gegenwärtigen Stand von Wissenschaft und Forschung nur wenige Bereiche, wo eine nachweisbare möglichst direkte positive Wirkungsbeziehung von Biodiversität hin zur Ökosystemleistung, abgesehen von der direkten Versorgungsleistung, gegeben ist - d.h. ein Mehr an Biodiversität würde eindeutig ein Mehr an Ökosystemleistung bedeuten:

- ◆ Am eindeutigsten ist jene Beziehung, die zwischen genetischer Vielfalt und der Leistungsfähigkeit von Agrarökosystemen hergestellt werden kann. Dabei spielen pflanzengenetische Vielfalt (Landrassen, Wild- und Halbwildformen der Kulturpflanzen inklusive der genetischen Resistenzbildung gegen Krankheiten), die genetische Vielfalt der Krankheiten, Schädlinge und Nützlinge inklusive der Symbionten und die Vielfalt des Bodenlebens eine wesentliche Rolle. Der Ausfall oder die eindimensionale Veränderung einer wesentlichen Komponente in dieser Vielfalt macht zumeist kompensatorische Pflegemaßnahmen oder sonstige kostspielige Managementmaßnahmen notwendig.
- ◆ Einen weiteren sehr direkten Zusammenhang gibt es zwischen der Vielfalt und Leistungsfähigkeit von Bestäubungsinsekten und der Ertragsfähigkeit von fremd- bzw. insektenbestäubenden Kulturpflanzen. Hier spielen einerseits die Vielfalt der Bestäubungsinsekten und gleichzeitig die notwendige Vielfalt an Lebensräume bzw. die Umweltqualität dieser Lebensräume für diese Insekten eine wesentliche Rolle. Deshalb bereiten innerhalb der ökologisch motivierten Forschung der zunehmende auch global zu beobachtende Verlust an Bestäubungsinsekten in Quantität und Qualität (Diversität) als auch das spezifische ?Bienensterben? bereits unter gegenwärtigen Bedingungen der Intensivierung der Landwirtschaft und Landschaftsausräumung große Sorgen.
- ◆ Sehr viele kulturelle Leistungen (siehe weiter unten - Klassifikation der Ökosystemleistungen in Tabelle 1), die mit der Biodiversität in Zusammenhang gebracht werden, hängen mit der Seltenheit bestimmter gut „sichtbarer“ Arten aus dem Pflanzen- und Tierreich zusammen. Deshalb sind auch die globalen und auch nationalen Datenregister und Beschreibungen über seltene Arten insgesamt sehr wichtig und auch sehr nützlich. Doch ist auch hier der Zusammenhang zwischen Artenvielfalt und möglicher kultureller Leistung auf lokaler Ebene nicht oder kaum herleitbar. Eventuell kann man vielfältige Ökosysteme mit vielfältigen Landschaften in Verbindung bringen, die einen besonderen ästhetischen Wert generieren, der wiederum ökonomische Relevanz mit sich bringt (z.B.: Öko-, Natur- und Wandertourismus). Aber auch in diesem Kontext ergeben sich große Schwierigkeiten in der Messbarkeit und regionalen oder lokalen Differenzierung bzw. sind diese Leistungen von anderen Faktoren überlagert.
- ◆ Es gibt einen relativ direkten Zusammenhang zwischen vielfältigen natürlichen Ökosystemen mit möglichst wenig menschlichem Stoffeintrag und der Bereitstellung von reinem Frischwasser, indem diese Ökosysteme eine Filter-, Reinigungs- und Speicherfunktion erfüllen und so möglichst unbelastetes Wasser bis hin zu qualitativ hochwertigem Trinkwasser bereitstellen. Nur kann in diesem Zusammenhang auch nicht klar gesagt werden, welche Ökosysteme in welcher Zusammensetzung diese Funktion hinreichend erfüllen. Und welche Grenzen hier mit Sicherheit einzuhalten sind. Zudem ist die Reinigungsleistung nicht eindeutig allein auf die Biodiversität und ihre Ökosystemprozesse rückführbar.

6.2 Wie lassen sich Ökosystemleistungen klassifizieren bzw. gruppieren?

In den Kapiteln 5.1. und 5.2. wurde der konzeptionelle und theoretische Rahmen abgesteckt, um von den biologischen Prozessen über die Ökosystemfunktionen auf konkrete Ökosystemleistungen, die für die menschliche Gesellschaft relevant sind, zu schließen und um daraus Nutzenwerte abzuleiten, die wiederum mit der Wohlfahrt zusammenhängen. Dieser Vorgang soll in der folgenden Abbildung noch einmal verdeutlicht werden. Die meisten Leistungen von Ökosystemen werden eher indirekt erbracht und sind das Ergebnis von komplexen ökologischen Prozessen, die vielfach auch mit langen zeitlichen Verzögerungen oder mit dynamischen und häufig nicht linearen Veränderungen einhergehen. Das macht ein politisches Agieren und Reagieren in Bezug auf eine effektive Erhaltung der Biodiversität auch so schwierig.

Abbildung 8: Der Zusammenhang von Ökosystemen und deren Prozessen über den Weg der Ökosystemleistungen, die wiederum mit dem Nutzen für die Gesellschaft und der daraus folgenden Bewertung zusammenhängen und das institutionelle Feedback über das Management bzw. Wiederherstellungsaktivitäten



Quelle: nach TEEB- Zwischenbericht - Europäische Gemeinschaften 2008³⁵

35. Europäische Gemeinschaften (2008): Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität - Ein Zwischenbericht im Rahmen des TEEB. European Commission, Brussels.

TEEB-Economics (2010b): Biodiversity, ecosystems and ecosystem services. The Ecological and Economic Foundations - preliminary draft - chapter 2. URL: <http://www.teebweb.org/EcologicalandEconomicFoundationDraftChapters/tabid/29426/Default.aspx>

Die Abschätzung der von Ökosystemprozessen und -funktionen bzw. der daraus bereitgestellten Nutzwerte sowie der Kosten möglicher Verluste ist, wie vorher ausgeführt, mit erheblichen Schwierigkeiten verbunden. Auch dürfte es „*Nutzwerte geben, die wir noch nicht erkannt haben, weshalb wir selbst qualitativ nur einen Teil der gesamten Palette von Ökosystemleistungen abschätzen können*“ (zit. TEEB- Zwischenbericht Europäische Gemeinschaften 2008).

Trotz dieser Schwierigkeiten wurde im Rahmen des TEEB folgende Klassifikation der Ökosystemleistungen im Zusammenhang mit den Grundleistungen der Biodiversität und in Anlehnung an vorangehende Versuche insbesondere im Rahmen des MEA (2005) festgelegt (siehe Tabelle 1).

Tabelle 1: Klassifikation der Ökosystemleistungen: Literaturüberblick und Klassifikation (nach Teeb)

verschiedene Quellen(1)	Millennium Ecosystem Assessment (2005a)	Daily et al. (2008)		TEEB-Klassifikation
Versorgungsleistungen:	Versorgungsleistungen:			Versorgungsleistungen: Das sind Ökosystemleistungen die einen Material-Output aus einem Ökosystem beschreiben. Diese beinhalten Nahrungsmittel, Wasser und andere Ressourcen
Nahrungsmittel (Fische, Wild, Früchte)	Nahrungsmittel	Meeresfrüchte, Wild	1	Nahrungsmittel: Ökosysteme bieten Wachstumsbedingungen für die Produktion von Nahrung – in der Wildnis wie in Agrar-Ökosystemen.
Wasserangebot (RS)	Frisches Wasser		2	Süß-Wasser: Ökosysteme stellen Oberflächen- und Grundwasser bereit.
Rohstoffe (z.B. Holz)	Faserpflanzen	Holzstämme, Fasern	3	Rohstoffe: Ökosysteme bieten eine große Vielfalt an Baumaterial und Brennstoffen.
Brennstoffe & Energie (Brennholz, organisches Material, usw.)	-?	Biomasse Brennstoffe		
Viehfutter & Dünger	-?	Futtermittel		
Verwendbares genetisches Material	Genetische Ressourcen	Industrielle Produkte	4	Genetische Ressourcen
Drogen & Pharmazeutika	Biochemikalien	Pharmazeutika	5	Medizinische Ressourcen - Rohstoffe für Arzneimittel: Viele Pflanzen werden als traditionelle Heilmittel und Grundstoffe für die pharmazeutische Industrie verwendet.
Modelle und Testorganismen	-?	- industrielle Produkte		
Ressourcen für Mode, Handwerk, Dekoration	Ressourcen zur Dekoration		6	Ressourcen zur Dekoration

Regulierungsleistungen:	Regulierungsleistungen:			Regulierungsleistungen: Diese werden ebenfalls von Ökosystemen verfügbar gemacht, beispielsweise bei der Regulierung der Luft- und Bodenqualität, der natürlichen Hochwasserretention oder Schädlingsbekämpfung.
Gasregulierung / Luftqualität	Regulation der Luftqualität	Luftreinigung	7	Luftreinigung: Regulierung des lokalen Klimas und der Luftqualität: Bäume spenden Schatten und beseitigen Luftschadstoffe, Wälder beeinflussen die Niederschläge.
Klimaverbesserung (inkl.: C-Speicherung)	Klimaregulierung	Klima-stabilisierung	8	Klimaregulierung inkl. Kohlenstoffabscheidung und -speicherung: Beim Wachstum von Bäumen und anderen Pflanzen wird CO ₂ aus der Atmosphäre gebunden und in ihrem Gewebe gespeichert.
Schutz vor Sturm	-?	Abschwächung von Extremereignissen	9	Schutz und Abschwächung von Extremereignissen: Ökosysteme und lebende Organismen schaffen Puffer gegen Naturgefahren wie Überschwemmungen, Stürme und Erdbeben
Prävention vor Überschwemmung	Wasserregulierung	Abschwächung v. Hochwasserereignissen		
Entwässerung & natürliche Bewässerung (Dürreprävention)	-?	Abschwächung von Trockenheit	10	Regulation des Wasserabflusses
Sauberes Wasser (Abwasserreinigung)		Wasserreinigung – und -Aufbereitung	11	Abwasserreinigung: Mikroorganismen im Boden und in Feuchtgebieten bauen Abfälle menschlichen und tierischen Ursprungs ab.
Erosionsschutz	Regulierung der Erosion	Erosionsschutz	12	Prävention gegen Erosion: Erosionsvermeidung: Bodenerosion ist eine wesentliche Ursache von Bodenverarmung und Wüstenbildung.
Erhaltung von produktiven und „sauberen“ Böden	Bodenbildung (unterstützende Leistung)	Bodenbildung und Bodenschutz	13	Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit
Bestäubung	Bestäubung	Bestäubung	14	Bestäubung
(biologische Kontrolle)		Samenverteilung	15	Biologische Kontrolle
Seuchen & Krankheitskontrolle – Pflanzen, Tiere, Menschen	Regulation von Krankheiten; Regulation menschlicher Krankheiten	Krankheitskontrolle		

Lebensräume/ Unterstützung	Unterstützende Leistungen	(3		Lebensräume/ Unterstützende Leistungen: Sie dienen der Erzeugung nahezu aller anderen Ökosystemdienstleistungen. Ökosysteme bieten Lebensräume für Tiere und Pflanzen und d. Vielfalt an Pflanzen- und Tierarten.
Vorsorgeleistung	z.B.: Photosynthese, Primärproduktion, Nährstoff-kreislauf		16	Erhaltung der Lebenszyklen: Habitate (Lebensräume) für Tier- und Pflanzenarten: In ihrem Habitat findet eine spezifische Tier- oder Pflanzenart regelmäßig alles, was sie zum Überleben braucht. Wandernde Tierarten sind auf solche Lebensräume z.B. entlang ihrer Zugrouten angewiesen.
Erhaltung der Biodiversität		Erhaltung der Biodiversität	17	Erhaltung der genetischen Vielfalt (Gen-Pool): Die genetische Vielfalt bedingt die Ausprägungen der Rassen und Sorten und ist Grundlage standort-angepasster Formen; sie bietet das Genreservoir für die weitere Züchtung von Nutzpflanzen und Vieh.
Kulturelle Leistungen / Erholung:	Kulturelle Leistungen:			Kulturelle Leistungen / Erholung: Diese umfassen die immateriellen Nutzen, die der Mensch aus seiner Beziehung zu den Ökosystemen zieht, seien sie ästhetischer, geistiger oder seelischer oder anderer Natur.
Geschätzte Szenerie (inkl. der Beschaulichkeit)	Ästhetische Werte	Ästhetische Schönheit	18	Ästhetische Information: inkl. Erholung sowie geistige und körperliche Gesundheit: Die Bedeutung von Naturlandschaften und städtischen Grünflächen für die geistige und körperliche Gesundheit wird zunehmend anerkannt.
Erholung und Tourismus	Erholung & Ökotourismus		19	Erholung & Tourismus: Naturtourismus bietet erheblichen wirtschaftlichen Nutzen und ist für zahlreiche Länder eine lebenswichtige Einkommensquelle.
Inspiration für Kunst usw.	-?		20	Inspiration für Kultur, Kunst und Design
Kulturerbe	Kulturelle Vielfalt			
Spirituelle und religiöse Inhalte	Spirituellem und religiöser Wert		21	Spiritualität und Vertrautheit: Die Beziehung zur Natur findet sich in allen großen Religionen wieder; Naturlandschaften stiften Identität und Zugehörigkeitsgefühl.
Verwendung in Wissenschaft und Bildung	Wissenssysteme und (Aus-) Bildungswerte	Intellektuelle Anregung	22	Informationen für die kognitive Entwicklung

-? Nicht explizit angeführt – implizit aber gegeben.

- 1) Hauptsächlich basierend auf bzw. adaptiert nach Costanza et al. (1997) und De Groot et al. (2002).
- 2) Wasser wird oft auch unter den Regulierungsleistungen geführt, aber in der TEEB-Studie wird die konsumptive Nutzung von Süßwasser unter Versorgungsleistungen geführt.
- 3) Daily et al. (2008) verwenden nicht diese Haupt-Kategorien und diese schließen auch die Entgiftung (Detoxifikation) und den Abbau von Abfällen, Kreislaufführung der Nährstoffe und den Schutz vor UV-Strahlung als Leistung mit ein.

Nachdem diese Kategorisierung vorwiegend auch auf eine globale Standardisierung und Umsetzung abzielte, versuchte die angewandte Forschung zumindest für Europa einen etwas angepassteren Ansatz zu entwickeln, der von der europäischen Umweltagentur (EEA) ausgearbeitet wurde. In diesem Zusammenhang wurde 2008 von der EEA, zusammen mit der Organisation des UN-Umweltprogramms UNEP und dem Deutschen Umweltministerium ein „Allgemeines Internationales Klassifizie-

rungssystem für Ökosystem-Güter und -Leistungen“ (Common International Classification of Ecosystem Goods and Services - CICES)³⁶ vorgeschlagen, das auch an die TEEB Klassifizierung bzw. das MEA anschloss bzw. sich mit diesen überlagert. Gleichzeitig wollte man dabei auch eine Brücke zu den etablierten Konten der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung (VGR) schlagen. Auch wurde, um Doppelzählungen von Leistungen zu vermeiden, die „Supporting Functions“ nicht mit hineingenommen, was CICES von TEEB bzw. MEA wesentlich unterscheidet. Es werden somit nur direkte Leistungen erfasst, die direkt einen Nutzen für den Menschen stiften. Dieser Ansatz wurde in den letzten Jahren weiter differenziert und es wurde auch versucht, Verbindungslinien zu einem Klassifizierungssystem für Ökosystemleistungen, das vom Schweizerischen Bundesamt für Umwelt (BAFU) entwickelt wurde, herzustellen (siehe nächstes Kapitel 6.3– Abbildung 9 und 10).³⁷

Nicht reflektiert bzw. einer kritischen Betrachtungsweise unterzogen werden im Rahmen dieser Arbeit „Ökosystemleistungen“ wie „Inspiration für Kunst“, „Kulturerbe“ oder sogar „spirituelle und religiöse Inhalte“, denn sie stellen in naturwissenschaftlicher aber auch in sozioökonomischer Hinsicht eine kuriose Kategorisierung dar. Diesbezüglich dürfte sich die naturwissenschaftliche und sozioökonomische Analyse in ihrem eigenen Leistungsvermögen sehr überschätzt haben bzw. ist diese Kategorienbildung sehr kritisch zu sehen. Letztlich ist es zum Teil die Anwendung eines post-kolonialen Gedankengutes und spiegelt ein Herrschaftsbewusstsein wider, das sich anmaßt, die kulturellen und spirituellen Dimensionen der lokalen oder traditionellen oder indigenen Bevölkerung zu bewerten und mit anderen ökonomischen Aktivitäten in Verbindung zu setzen. Diesbezüglich wäre eindeutig ein sensibleres Vorgehen notwendig. Kulturelle und ethnische Diversität oder das Brauchtum bis hin zu spirituellen und religiösen Zugängen oder besondere kulturelle Ausdrucksformen haben für die Bevölkerung selbst einen „Eigen-Wert“ und damit einen „Eigen-Sinn“. Jeder Versuch einer wirtschaftlichen Inwertsetzung würde genau diesen „Eigen-Wert“ und „Eigen-Sinn“ zerstören. Die Möglichkeiten von ökonomischen oder gar monetären Bewertungen haben nicht nur methodische sondern auch ethische Grenzen (siehe dazu auch Kapitel 9 bzw. vgl. den geisteswissenschaftlichen Diskurs zur Ökonomisierung: z.B. bei Manzeschke Arne 2009³⁸). Diese endgültige Kommodifikation der geistigen und kulturellen Dimensionen des Menschen und die umfassende gesellschaftliche Objekt-Machung, indem „das letzte Objekt, das der Kapitalismus in Ware umwandelt, dasjenige ist, das seine innerste Identität“ in Form von Spiritualität und Religion ausmacht³⁹, ist abzulehnen.

36. EEA (2010): Haines-Young R., Potschin M. 2010: Proposal for a common international Classification of Ecosystem Goods and Services (CICES) for Integrated Environmental and Economic Accounting. Report to the EEA, 21. March 2010.

37. EEA (2011): Haines-Young R., Potschin M. 2010: Common international Classification of Ecosystem Goods and Services (CICES) – 2011 Update. Paper prepared for discussion at the expert meeting on ecosystem accounts organized by the UNSD, the EEA and the World Bank, London, December 2011. Staub, C.; Ott, W. et al. (2011): Indikatoren für Ökosystemleistungen: Systematik, Methodik und Umsetzungsempfehlungen für eine wohlfahrtsbezogene Umweltberichterstattung. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 1102.

38. Manzeschke Arne (2009): Hintergrundinformation Ökonomisierung. Sozialwissenschaftliches Sozialethik – Online - Institut der Evangelischen Kirche in Deutschland; URL: <http://www.ekd.de/sozialethik/download/Oekonomisierung.pdf>

Abbildung 9: Allgemeines Internationales Klassifizierungssystem für Ökosystem-Güter und -Leistungen (Common International Classification of Ecosystem Goods and Services - CICES), seine Struktur und Verbindungen zur Klassifizierung nach TEEB (nach EEA 2011)

CICES Theme	CICES Class	TEEB Categories			
Provisioning	Nutrition	Food	Water		
	Materials	Raw Materials	Genetic resources	Medicinal resources	Ornamental resources
	Energy				
Regulating and Maintenance	Regulation of wastes	Air purification	Waste treatment (esp. water purification)		
	Flow regulation	Disturbance prevention or moderation	Regulation of water flows	Erosion prevention	
	Regulation of physical environment	Climate regulation (incl. C-sequestration)	Maintaining soil fertility		
	Regulation of biotic environment	Gene pool protection	Lifecycle maintenance	Pollination	Biological control
Cultural	Symbolic	Information for cognitive development			
	Intellectual and Experiential	Aesthetic information	Inspiration for culture, art and design	Spiritual experience	Recreation & tourism

<http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/secaLES/cgm/Issue8a.pdf>

6.3 Klassifikationen für Indikatoren von Ökosystemleistungen

(nach dem Schweizerischen Bundesamt für Umwelt)

Um die Umwelt- und Ressourcenpolitik der Schweiz in Bezug auf eine umweltbezogene VGR zu integrieren wurde 2009 im Rahmen einer Machbarkeitsstudie über „Wohlfahrtsbezogene Umweltindikatoren“ (Ott/Staub 2009) ein neuer Ansatz geprüft. Dabei sollten Ökosystemleistungen in physischen Einheiten erfasst werden⁴⁰. Das Grundgerüst dafür lieferte die Definition der „Finalen Ökosystemleistungen“ (Final Ecosystem Services) nach Boyd/Banzaf (2006)⁴¹, wobei man auf Verrechnungseinheiten

39. Ward Graham (2008): Religion als Ware oder die Vollendung des Kapitalismus. In: Andreas Nehring und Joachim Valentin (Hrsg.), Religious Turns, Turning Religions Veränderte kulturelle Diskurse, neue religiöse Wissensformen, Stuttgart (Kohlhammer Verlag) 2008, S. 93-105.

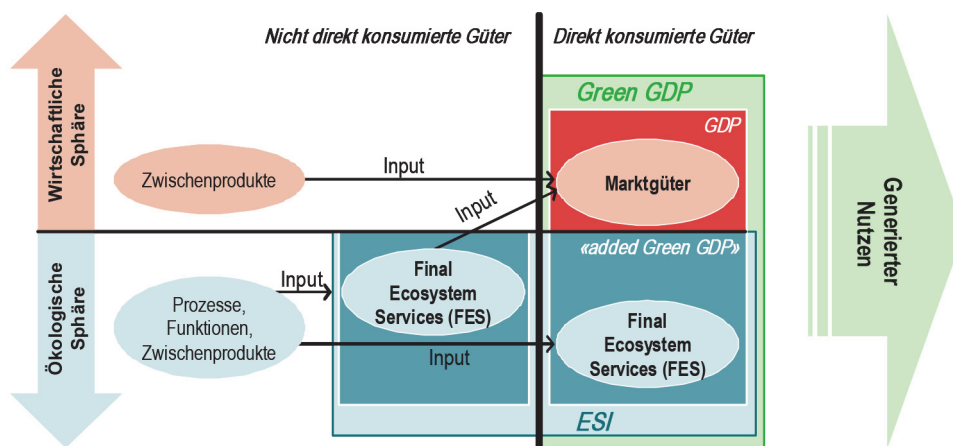
40. Ott W., Staub C. (2009): Wohlfahrtsbezogene Umweltindikatoren - Eine Machbarkeitsstudie zur statistischen Grundlage der Ressourcenpolitik. Umwelt-Zustand Nr. 0913. Bern: Bundesamt für Umwelt.

41. Boyd J., Banzhaf S. (2006): What Are Ecosystem Services? The Need for Standardized Environmental Accounting Units. Ecological Economics 63(2-3): 616–626.

abzielt, die auch dazu dienen, den Beitrag der Ökosystemleistungen zur Wohlfahrt im Rahmen eines „Green GDP“ zu erfassen. Diese Definition der „Finalen Ökosystemleistungen“ lässt sich durch fünf wichtige Eigenschaft charakterisieren und dieses Konzept wurde aktuell auch vom österreichischen Umweltbundesamt übernommen⁴² In Anlehnung an das österreichische Umweltbundesamt werden die „Finalen Ökosystemleistungen“ im Folgenden auch als FÖL abgekürzt, wobei folgenden Ausgangsbedingungen festgelegt sind:

- ♦ **Nutzenspezifität:** d.h. diese beziehen sich immer auf einen Nutzen für den Menschen. Ausgangspunkt ist ein „erzeugter“ oder „bereitgestellter“ Nutzen und nicht ein Umweltbereich oder ein gesamthafter Ökosystemprozess.
- ♦ **Endprodukt und Komponente des Naturhaushaltes:** Finale Ökosystemleistungen (FÖL) sind Endprodukte der ökologischen Prozesse, unabhängig davon ob diese direkt konsumiert werden oder als Inputs Eingang in Marktgüter finden. Sie sind keine intermediären Funktionen, Prozesse oder Eigennutzen des Naturhaushalts, sondern stellen materielle Mengen oder Qualitäten dar, die in den menschlichen Wirtschaftskreislauf Eingang finden.
- ♦ **Räumliche Differenzierung:** Dies umfasst die geografische Differenzierung in ihren Quantitäten und Qualitäten. Auch sind sie **nutzerspezifisch** - d.h. der Nutzen für die Menschen ist räumlich differenziert, wobei der Nutzen meist mit räumlicher Distanz abnimmt. Doch müssen Finale Ökosystemleistungen per Definition Nutzern zuordenbar bleiben.
- ♦ **Mengen/Qualität sind Flussgrößen** (Erträge, Bestandesveränderungen): Es sind die Leistungen auf einen Zeitraum in Form von Veränderungen zu beziehen (Marginalität). Es sollten somit nicht Bestandesgrößen abgebildet werden, es sei denn man habe keine bessere Zahl und es gelte, dass der Bestand dem Fluss proportional sei.

Abbildung 10: Die Abgrenzung und Verbindung der Finalen Ökosystemleistungen (FÖL) gegenüber der wirtschaftlichen Sphäre bzw. die Abgrenzung zu Prozessen, Funktionen und Zwischenprodukten (nach Ott / Staub 2009)



42. UBA (2011) Ökosystemleistungen und Landwirtschaft - Erstellung eines Inventars für Österreich. Report REP-0355 des Umweltbundesamtes, Wien 2011.

Trotz allem sind dies idealtypische Charakteristika, die sich unter praktischen Gesichtspunkten vielfach nur mit Schwierigkeiten differenzieren lassen (siehe Unterkapitel 6.1.1.-Exkurs). Eine klare Kategorisierung ist aber notwendig, um das System der Ökosystemleistungen mit der VGR in Relation zu setzen (siehe Abbildung 10).

Des Weiteren ergibt sich daraus die Anforderung, die Ökosystemleistungen nach Leistungsarten zu einteilen – in (vgl. UBA 2011 und Staub / Ott 2011)⁴³:

- ◆ **Direkt nutzbare Ökosystemleistungen:** Sie werden vom Menschen direkt genutzt, wertgeschätzt und konsumiert (z.B.: Erholungsleistungen). Folglich: sind eine FÖL (Finale Ökosystemleistung)
- ◆ **Inputfaktoren für Marktgüter:** Das finale Leistungen der ökologischen Sphäre, die als ein Input in ein Marktgut eingehen bzw. die Produktion eines Produktes unterstützt. (z.B.: funktionierendes Waldökosystem - Holzzuwachs - Holz). Folglich: sind eine FÖL
- ◆ **Natürlicher/gesunder Lebensraum:** Wenn die Leistung darin besteht, dass ein bestimmtes Qualitätsniveau für einen Lebensraum zur Verfügung gestellt wird, der mit menschlichem Wohlbefinden in Verbindung steht. Folglich: sind eine FÖL (vgl. auch Ott/Staub 2009)
- ◆ **Intermediäre Ökosystemleistungen:** sind keine FÖL, denn sie dienen der Eigenerhaltung der Ökosysteme. In Ausnahmefällen, wenn sie eine große indirekte Wirkung auf das Wirtschaftssystem ausüben - wie z.B. CO₂-Speicherung - werden sie trotzdem inventarisiert.

Anhand dieser Kategorisierungen wurde vom Schweizer Bundesamt für Umwelt (BAFU) mit Stand 2011 ein Inventar von 23 unterschiedlichen finalen Ökosystemleistungen erstellt, die für die vier Nutzenkategorien - Gesundheit, Sicherheit, natürliche Vielfalt und Wirtschaftliche Leistungen (via natürliche Produktionsfaktoren) zutreffend seien. Die Ausformulierung der FÖL basiert auf ExpertInnenanalysen und inkludiert die vorher angesprochenen Leistungsarten sowie die folgenden Nutzungsarten: Erholung / Wohlbefinden / Prävention / Schutz von Mensch, Tier und Sachwerten / den Existenzwert der natürlichen Vielfalt / sowie Beiträge zu den entsprechenden Wirtschaftssektoren, wobei die Land- und Forstwirtschaft überwiegt.

Tabelle 2: Das Inventar finaler Ökosystemleistungen des Schweizer Bundesamtes für Umwelt (nach Staub et al. 2011)

Nr.	Nutzenkategorie - Finale Ökosystemleistung (FEGS)	Leistungsart	Nutzen	Service-Typ gemäß MA (2005)
Gesundheit/Wohlbefinden				
G1	Erholungsleistung durch Jagen, Sammeln und Beobachten wild lebender Arten	Direkt nutzbare finale Ökosystemleistung	Erholung	Kulturelle Leistung
G2	Erholungsleistung durch städtische Grün- und Freiräume sowie Nah- und Fernerholungsräume	Direkt nutzbare finale Ökosystemleistung	Erholung	Kulturelle Leistung

43. Staub, C.; Ott, W. et al. (2011): Indikatoren für Ökosystemleistungen: Systematik, Methodik und Umsetzungsempfehlungen für eine wohlfahrtsbezogene Umweltberichterstattung. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 1102.

G3	Erholungsleistung durch Erholungsräume im Wohnumfeld(Gärten u. a.)	Direkt nutzbare finale Ökosystemleistung	Erholung	Kulturelle Leistung
G4	Identifikationsermöglichung durch schöne und charakteristische Landschaften (Natur- und Kulturerbe)	Direkt nutzbare finale Ökosystemleistung	Wohlbefinden	Kulturelle Leistung
G5	Lokale Mikroklimaregulationsleistung durch Ökosysteme	Direkt nutzbare finale Ökosystemleistung	Wohlbefinden	Regulierungsleistung
G6	Eine für den Menschen gesunde Luftqualität Natürlicher/gesunder Lebensraum	Natürlicher/gesunder Lebensraum	Prävention	So nicht enthalten (tendenziell Regulierungsleistungen)
G7	Ruhe	Natürlicher/gesunder Lebensraum	Prävention	So nicht enthalten (tendenziell Regulierungsleistungen)
G8	Ein für den Menschen gesundheitsverträgliches Niveau an nichtionisierender Strahlung	Natürlicher/gesunder Lebensraum	Prävention	So nicht enthalten (tendenziell Regulierungsleistungen)
Sicherheit				
S1	Schutzleistung vor Lawinen, Steinschlag und Murgängerdurch Vegetation an Steilhängen	Direkt nutzbare finale Ökosystemleistung	Schutz von Mensch, Tier und Sachwerten	Regulierungsleistung
S2	Schutzleistung durch Gebiete, die überflutet werden oder Wasser zurückhalten können	Direkt nutzbare finale Ökosystemleistung	Schutz von Mensch, Tier und Sachwerten	Regulierungsleistung
S3	Speicherung von CO2 Intermediäre Ökosystemleistung	Intermediäre Ökosystemleistung	Schutz von Mensch, Tier und Sachwerten	Regulierungsleistung
Natürliche Vielfalt				
V1	Existenz natürlicher Vielfalt auf der Ebene der Arten, Gene, Ökosysteme und Landschaften	Direkt nutzbare finale Ökosystemleistung	Existenz natürlicher Vielfalt (zusätzlich zur Bedeutung für alle Ökosystemleistungen)	Nur teilweise abgedeckt: kulturelle Leistung
Wirtschaftliche Leistungen (natürliche Produktionsfaktoren)				
W1	Natürliches Angebot an Trink- und Brauchwasser aus nutzbarem Grund- und Oberflächenwasser	Direkt nutzbare finale Ökosystemleistung	Wasserversorgung	Versorgungsleistung
W2	Natürliches Angebot an Produktionsunterstützungsleistungen	Ökosystemleistung als Inputfaktor	Beitrag an Land- und Forstwirtschaft / Nahrungsmittelindustrie	Regulierungsleistung
W3	Fruchtbarer Boden für die landwirtschaftliche und forstwirtschaftliche Nutzung	Ökosystemleistung als Inputfaktor	Beitrag an Land- und Forstwirtschaft / Nahrungsmittelindustrie	Basisleistung
W4	Futterpflanzen und organische Düngemittel für die landwirtschaftliche Nutzung	Ökosystemleistung als Inputfaktor	Beitrag an Landwirtschaft / Nahrungsmittelindustrie	Versorgungsleistung
W5	Holzzuwachs für die forstwirtschaftliche Nutzung Ökosystemleistung als Inputfaktor	Ökosystemleistung als Inputfaktor	Beitrag an Forstwirtschaft	Versorgungsleistung
W6	Wildtiere und Fische für die kommerzielle Nutzung Ökosystemleistung als Inputfaktor	Ökosystemleistung als Inputfaktor	Beitrag an Fischerei- und Jagdwirtschaft	Versorgungsleistung

W7	Angebot an wertvollen Natur- und Kulturlandschaften für die kommerzielle Nutzung im Tourismus	Ökosystemleistung als Inputfaktor	Beitrag an touristische Wertschöpfung	Versorgungsleistung
W8	Erneuerbare Energien: Wasserkraft, Windkraft, Biomasse, Solarenergie und Geothermie	Ökosystemleistung als Inputfaktor	Beitrag an Energiewirtschaft	Nur teilweise abgedeckt: Versorgungsleistung
W9	Natürliche Produktionsunterstützungsleistung: Kühlleistung	Ökosystemleistung als Inputfaktor	Kühlung für verschiedene Branchen	Regulierungsleistung
W10	Genetische Ressourcen und biochemische Wirkstoffe	Ökosystemleistung als Inputfaktor	Beitrag an die Pharmaindustrie, Landwirtschaft u.a	Versorgungsleistung
W11	Produktionsunterstützungsleistung: Abbau beziehungsweise Speicherung von Reststoffen	Ökosystemleistung als Inputfaktor	Beitrag an die Abwasser- und Abfallentsorgung	Regulierungsleistung

Die allgemeine Formulierung der Finalen Ökosystemleistungen soll durch die Entwicklung von spezifisch angepassten Indikatoren einer quantifizierenden Abbildung der Leistungen zugeführt werden. Um bestens angepasste Indikatoren zu entwickeln, wurde von Staub et al. 2011 wiederum ein Set von Leitfragen entwickelt, um zutreffende Indikatoren für die unterschiedlichen Ökosystemleistungen so zu definieren. Es wurde bei der Indikatorenbildung auf meßbare Einheiten abgezielt, die direkt mit der materiellen Leistungsbasis d.h. mit den Komponenten des Naturhaushaltes in Verbindung stehen. Die Leitfragen zur Indikatorenbildung waren:

- ◆ Welche Komponente(n) erbringen die Leistung? Was ist die Leistungsbasis?
- ◆ Soll die nachfrageseitige Nutzung (Anzahl der Nutzer, Menge) oder das Angebot (Fläche, Menge) bestimmt werden?
- ◆ Besteht ein Wohlfahrtsbezug? (Beitrag zur Wohlfahrt und nicht Belastung)
- ◆ Gilt „mehr ist besser“? Ist der Indikator eindeutig interpretierbar? (Wohlfahrtverbesserung)
- ◆ Auf welcher Ebene kann geografisch differenziert werden? (national, regional, lokal)
- ◆ Handelt es sich um eine Flussgröße d.h. Maßeinheit pro Jahr? (Flussgrößen sind anzustreben)

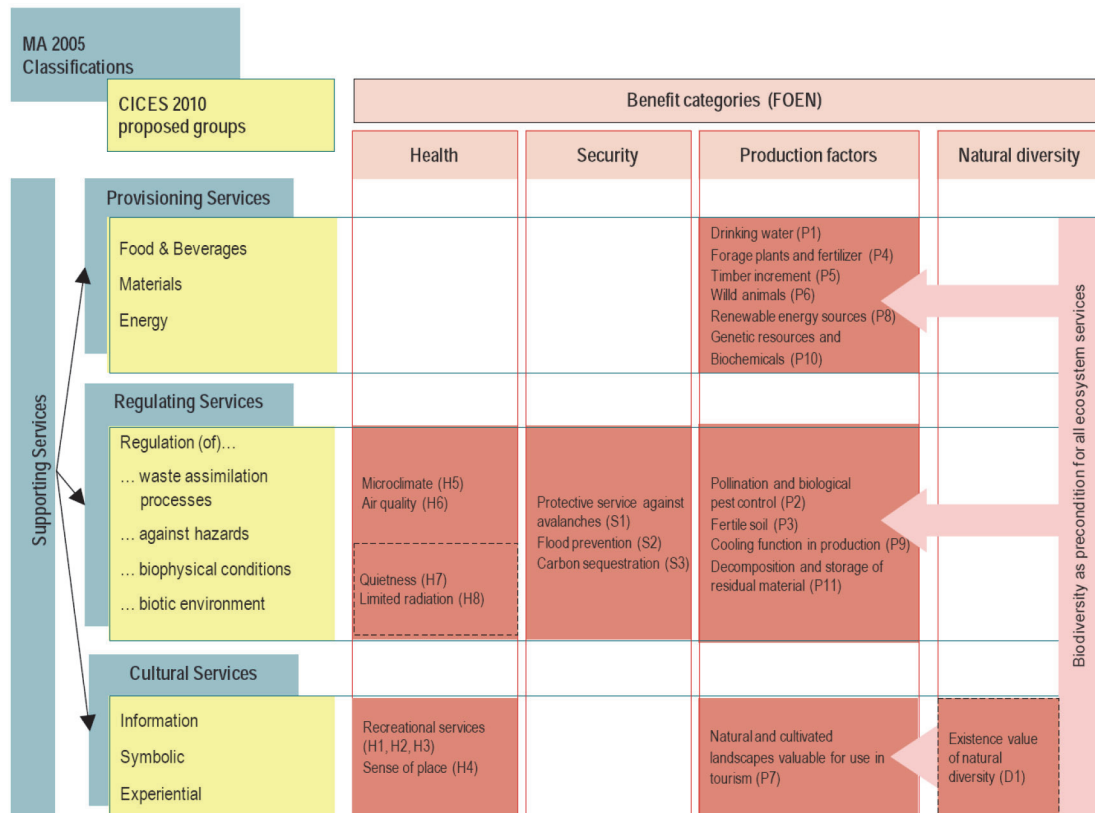
Auf die Indikatoren, die für die unterschiedlichen Finalen Ökosystemleistungen vom BAFU mit Unterstützung von ExpertInnengesprächen entwickelt wurden, wird hier nicht näher eingegangen. Sie sind bei Staub et al. 2011 hinreichend beschrieben bzw. wurde in Österreich vom UBA (2011) für einzelne landwirtschaftsbezogene Ökosystemleistungen eine spezifische Anpassung vorgenommen. Das UBA (2011) brachte auch ein paar kritische Anmerkungen bezüglich

- ◆ der Aussagekraft – z.B. keine tatsächliche Erfassung des Naturvermögens,
- ◆ der Verständlichkeit – z.B. räumlich differenzierte Flussgrößen sind schwerer verständlich und darstellbar als Bestandesgrößen und
- ◆ bezüglich der Nutzbarkeit für die Umweltpolitik – z.B. nicht maßnahmenbezogen.
- ◆ Die Umsetzbarkeit des Ansatzes insgesamt ist vom Vorhandensein geeigneter Indikatoren abhängig, die wiederum die Ökosystemleistung umfassend widerspiegeln sollen.

Als weiterer wesentlicher Kritikpunkt wäre anzufügen, dass mit diesem Ansatz ausschließlich positive Werte erfasst - also nur anscheinende Nutzen- bzw. Wohlfahrtsbeiträge und, wie dezidiert sogar festgehalten wurde, keine Belastungen oder gar Degradationen, wodurch eine sehr einseitige Sichtweise ent-

steht: Ökosysteme seien unter solchen Bedingungen lediglich ein Pool der Bereitstellung von Ökosystemleistungen für die Wirtschaft und menschliche Gesellschaft.

Abbildung 11: Die Einbettung des Inventars für Ökosystemleistungen des Schweizer Bundesamtes für Umwelt (BAFU) in die Klassifikationen nach MEA,TEEB und CICES (Staub und Ott 2011)



Tatsächlich sind sie aber nicht nur ein Leistungspool sondern auch ein „Entsorgungspool“. Versiegelungen, Müll- und Abfallbelastungen von Böden und Gewässern, Emissionen und Versickerungen aller Art, Monokulturen und technische Veränderungen von Ökosystemkomponenten sind genauso die Realität wie der Nutzenbeitrag der Ökosysteme zur Ökonomie. Es sollten somit nicht nur die Inputs berechnet oder erfasst werden sondern auch die Outputs und ihre Folgen für die Ökosysteme - nicht nur die Nutzen der Ökosysteme sondern auch die Schäden an den Ökosystemen, die durch menschliche Aktivitäten entstehen und die zudem zumeist erst mit großer Verzögerung für nachfolgende Generationen schlagend werden. Anzumerken ist, dass die Theorie sehr wohl auf Schäden und Degradation reflektiert, dass aber die Praxis diese Dimension eher ausgrenzt, weil es kein unmittelbares ökonomisches Interesse gibt, damit diese objektiv dargelegt werden. Dies auch deshalb, weil wenn diese Schäden „offiziell“ und noch dazu verursacherbezogen dargelegt würden, sich daraus Umwelthaftungen oder Produkthaftungen ergeben könnten.

Abbildung 11 gibt die Einbettung des Ansatzes des Schweizer Bundesamtes für Umwelt (BAFU) mit internationalen Klassifikationen der Ökosystemleistungen wider. Wesentlich dabei ist auch, dass die Biodiversität als Voraussetzung für alle Gruppen und Nutzenkategorien von Ökosystemleistungen integrativ betrachtet wird.

6.3.1 Exkurs: Theoretische Grundlagen zur Klassifikation und Quantifizierung von Ökosystemleistungen

Die vorliegenden Definitionen von einem fixen Inventar an Ökosystemleistungen, die einen unmittelbaren Nutzen für die Wirtschaft darstellen, erscheinen zwar irgendwie pragmatisch, doch ist der theoretische Hintergrund, wie er von Boyd / Banzhaf (2006) bzw. von Banzhaf / Boyd (2005) entwickelt wurde⁴⁴, viel komplexer. Die Aufarbeitung dieses Hintergrundes findet sich in Anhang 1.

44. Banzhaf, Spencer, and James Boyd. (2005): The Architecture and Measurement of an Ecosystem Services Index. Discussion Paper 05-22. Washington DC: Resources for the Future.
Boyd James und Banzhaf Spencer (2006): What Are Ecosystem Services? The Need for Standardized Environmental Accounting Units. *Ecological Economics* 63(2-3): 616–626.

7 Umsetzungsversuche zur Bewertung der Biodiversität

7.1 Der konzeptionelle Rahmen in der wirtschaftlichen Bewertung – „Was soll bewertet werden? - Welche Einheiten und Mengen?“

7.1.1 Das Konzept der Erfassung der marginalen Leistung

Auf die Frage, ob man wirklich ein gesamtes Ökosystem bzw. die gesamte Biodiversität eines Ökosystems via die durchgängige Definition von Ökosystemleistungen bewerten kann, wird es kaum eine sinnvolle und befriedigende Antwort geben. Denn selbst optimistische neoklassische BewertungsökonomInnen dürften sich weigern, die Natur per se als Absolutum und nicht als Relativum zu bewerten. Deshalb wurden auch Costanza et al. für ihre Publikation *„Der Wert der Ökosystemleistungen und des Naturkapitals der Welt“* von Seite der Wirtschaftswissenschaft heftig kritisiert⁴⁵, obwohl die Autoren sich eher nur auf den relativen Beitrag zur Weltwirtschaft bezogen. D.h. es kann einfach nicht das gesamte „Naturvermögen“ inklusive aller Lebewesen für sich bewertet werden. Die Frage aber, was diese und jene Veränderung an ökonomischen Nutzen bringt oder was ein Verlust einer Ökosystemfunktion in Bezug auf die gängigen Marktwerte innerhalb eines überschaubaren Zeitraumes in wirtschaftlicher Hinsicht kostet, eine solche Frage erscheine einer ökonomischen Evaluation zugänglich – so die argumentative Verteidigung dieser ersten global quantifizierenden Studie.

Somit sollte man sich bewusst sein, dass nur die marginale Veränderung oder der marginale Verlust bewertet werden kann, der zwangsläufig substanziell viel geringer als das Naturvermögen selbst sein muss (vgl. Balmford et al. 2008)⁴⁶. Es wird also von einem erfassbaren Ertragsfluss oder einer Art Ökosystemzins ausgegangen, der dadurch bestimmt wird, indem die Veränderungen von Ökosystemleistungen aufgrund von Veränderungen durch ökonomische und gesellschaftliche Aktivitäten bzw. durch Managementmaßnahmen erfasst werden. Das Konzept der Marginalität - d.h. indem Veränderungen im Verhältnis zu einer Basisgröße erfasst werden - ist auch ein Schlüssel dafür, wie die wirtschaftliche Dimension der Ökosystemleistungen politikrelevant gemacht werden kann.

Normalerweise wird aber die Marginalität im Zusammenhang mit möglichst kleinen oder sogar möglichst kontinuierlichen Veränderungen gesehen und die Differenzierbarkeit der Statusübergänge wird sogar als Voraussetzung der neoklassischen Wirtschaftstheorie gesehen. Wenn es aber um die Bewertung von Ökosystemleistungen auf Grund von marginalen Veränderungen durch menschliche Aktivitäten oder Politiken geht, dann sind solche Veränderung vielleicht global gesehen klein, aber de facto handelt es sich auf regionaler oder lokaler Ebene eben um sehr große Veränderung von z.B. einigen Tausend Hektar einer Landnutzungsänderung oder eines Schutzgebietes. Oftmals steht auch nur eine

45. Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, M., 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* 387: 253–259.

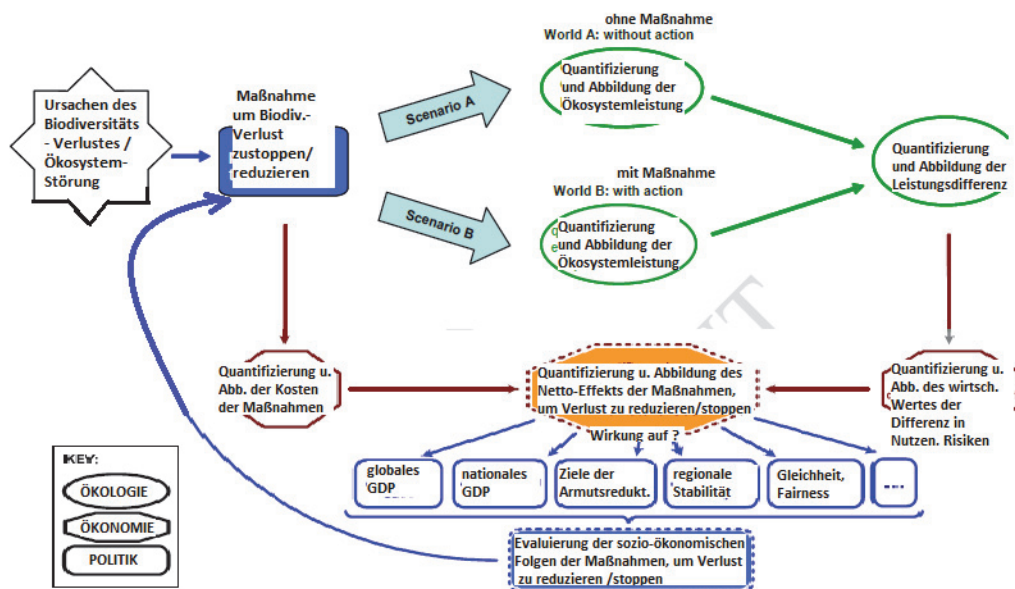
46. Balmford, A., Rodrigues, A., Walpole, M. J., ten Brink, P., Kettunen, M., Braat, L., & de Groot, R. (2008): Review of the Economics of Biodiversity Loss: Scoping the Science. European Commission, Brussels.

dialektische Entscheidung an wie z.B. Schutzgebiet oder Schutzmaßnahme - ja oder nein. Das erzeugt für die wirtschaftliche Bewertung substanzielle Herausforderungen, da oftmals mit nicht linearen Beziehungen kalkuliert werden müsste, oder da so genannte Umkippeffekte („flipping“) zu erwarten sind, wobei häufig noch mit großen Unsicherheiten bezüglich möglicher kritischer Grenzwerte zu rechnen ist.

Das ist auch der Grund, warum sich die angewandte Forschung in der Praxis sehr eingehend mit den lokalen Ursachen und Auslösungsmechanismen des Biodiversitätsverlustes auseinandersetzen muss. Damit kann ein praktikabler Zugang zur realistischen Abschätzung von möglichen Nutzen und Kosten der Veränderung gefunden werden. Dies bedingt auch, dass in Anbetracht der Schwierigkeiten sogar idealerweise mit Szenarien gearbeitet wird, um die wirtschaftlichen Folgen der Veränderung des Biodiversitätszustandes und der daraus folgenden Ökosystemleistungen abzuschätzen.

Der Ansatz der Szenarienbildung wurde auch im Rahmen der bisherigen Studien zur Bewertung der Biodiversität entsprechend konzeptualisiert. So haben Balmford et al. (2008) bzw. auch die aktuelle wirtschaftswissenschaftliche TEEB-Grundlagenstudie dieses Konzept der Abbildung und Gegenüberstellung von Szenarien als Grundlage ihres Bewertungsansatzes gewählt (siehe dazu Abbildung 12).

Abbildung 12: Konzeptioneller Rahmen zur ökonomischen Bewertung:
Die Gegenüberstellung von zwei Zuständen in Form zweier Szenarien mit bzw. ohne Maßnahmen (angepasst nach Balmford et al. (2008) bzw. Europäische Gemeinschaften (2008)⁴⁷)



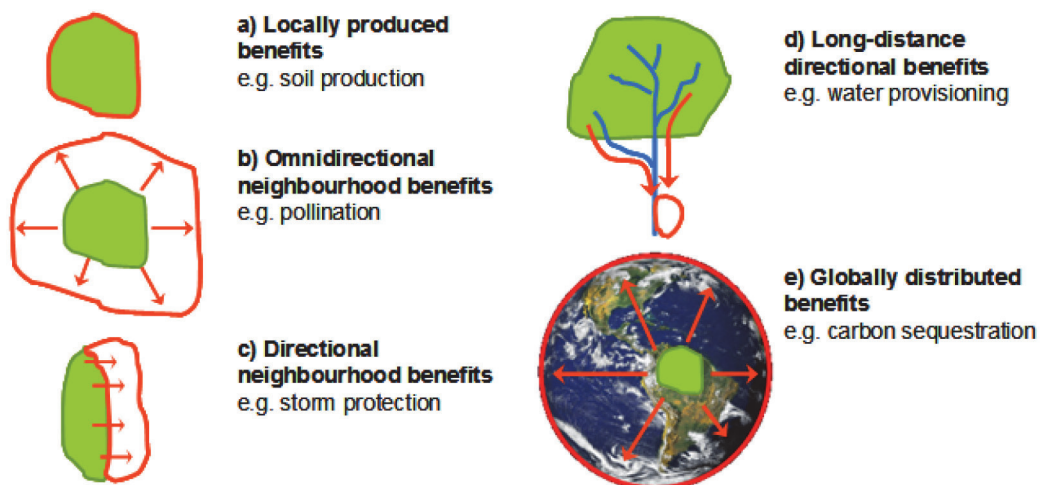
7.1.2 Die räumliche Explizitheit

Neben der Marginalität spielt auch die Forderung nach einer expliziten räumlichen Zuordnung von Nutzen und Kosten, je nachdem wo sie erzeugt und konsumiert werden, eine Rolle, denn die

- ◆ die Erzeugung, Verwendung und der Fluss bzw. die Transformation einer Ökosystemleistung in Form eines Nutzes oder möglicher Maßnahmenkosten können räumlich sehr verschieden strukturiert sein,
- ◆ die räumlich explizite Strukturierung von Nutzen und Kosten ermöglicht auch bei beschränktem Datenrahmen eine möglichst gute Zuordnung und Extrapolation,
- ◆ die räumlich explizite Strukturierung und Quantifizierung ermöglicht eine möglichst gute Zuordnung der Nutzen und Kosten und folglich eine Identifikation der Gewinner und Verlierer von Schutz- bzw. Reduktionsmaßnahmen.

Zwar lässt sich eine Räumliche Explizitheit auch nicht immer genau festlegen, denn es gibt insbesondere unterschiedliche Beziehungsmuster, die durch physikalische Prozesse (Wind, Ströme, Diffusion), biologische Beziehungen (Ausbreitungs- und Wanderbewegungen von Organismen) oder sogar durch menschliche Einflüsse (z.B. Handel und Verkehr) bestimmt sind. So kann der Fluss von Ökosystemleistungen bzw. deren Nutzen lokal bleiben oder sich gleichmäßig oder eindimensional ausdehnen, oder durch einen Strömung bzw. einen genau gerichteten Fluss sich eher linear bewegen oder ein Nutzen, der lokal erzeugt wurde, kann sich sogar global ausdehnen (z.B. Klimaschutzmaßnahmen). Abbildung 13 gibt die mögliche Kategorisierung des Flusses von Ökosystemleistungen zwischen Orten der Erzeugung und des Verbrauchs wieder.

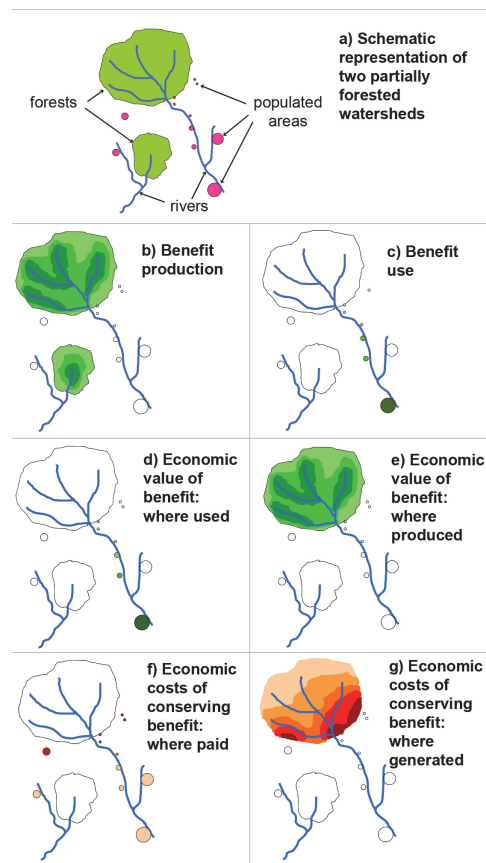
Abbildung 13: Allgemeine Kategorien des Flusses von Ökosystemleistungen im Verhältnis zu ihrer räumlichen Struktur (nach Fisher et al. 2011⁴⁸ bzw. Balmford 2008)



47. Europäische Gemeinschaften (2008): Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität - Ein Zwischenbericht. European Commission, Brussels.

Am besten lässt sich die Forderung nach der expliziten Zuordnung zwischen Orten, wo die Ökosystemleistung generiert wird, und jenen Orten, wo diese letztlich als Nutzen ankommt, anhand der eines schematischen Szenarios über den Nutzentransport über größere Distanzen durch einen Fluss exemplifizieren. Dort, wo beispielsweise die Ökosystemleistung der Bereitstellung von sauberem Trinkwasser durch ein Waldgebiet erfolgt, ist der Ort der Produktion, und dort wo sich die Menschen konzentrieren um sauberes Trinkwasser zu konsumieren, ist der Ort des Verbrauchs, und beide werden durch das Flusssystem miteinander verbunden (siehe dazu Abbildung 14).

Abbildung 14: Schematische Darstellung von zwei unterschiedlichen Wassereinzugsgebieten im Verhältnis zu den möglichen Nutzern von sauberem Wassern (Balmford et al. 2008)



48. Fisher Brendan, Turner R. Kerry, Burgess Neil D., Swetnam Ruth D., Green Jonathan, Green Rhys E., Kajembe George, Kulindwa Kassim, Lewis Simon L., Marchant Rob, Marshall Andrew R., Madoffe Seif, Munishi P.K.T., Morse-Jones Sian, Mwakalila Shadrack, Paavola Jouni, Naidoo Robin, Ricketts Taylor, Rouget Mathieu, Willcock Simon, White Sue and Balmford Andrew (2011): Measuring, modeling and mapping ecosystem services in the Eastern Arc Mountains of Tanzania. Progress in Physical Geography 2011 35: 595-611; DOI: 10.1177/0309133311422968

Diese schematische Darstellung als Beispiel für eine Ökosystemleistung „sauberes Wasser“, das zudem durch ein eindeutiges System verteilt wird und durch wenige Angebotsorte und Nachfrageorte charakterisiert wird, ist für sich genommen logisch und nachvollziehbar, und vielfach zutreffend für ländliche Gebiete oder große Teile von Entwicklungsländern.

Wenn aber für diverse Ökosystemleistungen insbesondere unter komplexen Bedingungen, wie sie sich in Industrieländern durch die Vernetzung mit vielfältigen ökonomischen Aktivitäten ergeben, eine explizite räumliche Zuordnung der Nutzen und Kosten erfolgen soll, dann sind auch in der expliziten räumlichen Zuordnung und ihren Abbildungen entsprechende Unklarheiten oder Uneindeutigkeiten gegeben. Dies ist auch der Grund, warum sich die beispielgebende Forschung diesbezüglich eher auf Entwicklungsländer bzw. auf die Generierung von Schutzgebieten in solchen Ländern konzentriert, während sich in Industrieländern solche systematischen Bewertungsansätze seltener zu finden sind bzw. letztlich sehr zur Vereinfachung tendieren.

Modell der Kosten eines Schutzgebietes in den „Eastern Arc Mountains of Tanzania“ (nach Fisher et al. 2011)

$$O_x = \sum_i (y_{ix} a_{ix} p_i) - C + 0,34Gn + M$$

Legende: O_x ...Kosten des Schutzgebietes; $y_{ix} \cdot a_{ix} \cdot p_i$... Ertrag mal Fläche mal Preis für die Nutzung einer bestimmten Pflanze im Gebiet x ; C ...Die Kosten der Nutzung; $0,34 \cdot G \cdot n$ ist die nutzbare Biomasse über der Erde, die zu 34 % Holzkohle mit einem Gewinn n verarbeitet wird; M ...ist ein Näherungswert für Management und Umsetzung des Schutzgebietes

Beispielsweise haben Fisher et al. 2011, um auch die explizite räumliche Zuordenbarkeit aufzuzeigen, die Kosten für ein Schutzgebiet in Tansania ganz einfach aus den Opportunitätskosten einer möglichen land- und forstwirtschaftlichen Nutzung, vermehrt um die Möglichkeit einer Holzkohleerzeugung und aktuellen Managementkosten für Schutzgebiete errechnet und stellen sie dann einer Zahlungsbereitschaft von Einwohnern aus Großbritannien zur Erhaltung von Wildnis in den „Eastern Arc Mountains of Tanzania“ gegenüber - nicht zuletzt auch deshalb, weil die internen Nutzen in Tansania viel schwerer zu erfassen sind, und zudem viel geringer sind als ein potentiell Interesse von Seiten der Industrieländer. Und selbst wenn im Rahmen eines solchen Projektes die internen Nutzenempfänger genauer identifiziert werden, und ihnen die Vorteile eines Schutzes genauer vermittelt werden, so bleiben viele Fragen für die örtliche Bevölkerung offen.

In Industrieländer, wo die Interessen der Bürgerinnen und Bürger, insbesondere in dichter besiedelten Gebieten, vielschichtiger sind und die Wahlmöglichkeiten, sich für unterschiedliche Nutzenansprüche zu entscheiden, viel größer sind, müssten sehr viel komplexere Modelle und Szenarien zur Anwendung kommen, um ein Schutzgebiet ökonomisch zu rechtfertigen. Aber selbst in dem hier dargelegten Beispiel von Fischer et al. lässt sich ein großes Fragezeichen in Bezug auf die Zahlungsbereitschaft in Großbritannien oder Europa machen, denn eine solche spiegelt auch „neokoloniale“ Vorstellungen, die sich unter dem Deckmantel des globalen Naturschutzes verbergen wider (vgl. dazu die aktuelle Diskussion über das so genannte „Green Grabbing“ in Kapitel 8).⁴⁹

49. Fairland James, Leach Melissa, Scoones Ian (2012): Green Grabbing: a new appropriation of nature?, The Journal of Peasant Studies, Vol. 39 No. 2, April 2012, 237-261.

7.1.3 Schlüsselemente in der Bewertung

Insgesamt wurden im Rahmen der TEEB-Studie in Anlehnung an Balmford et al. (2008) folgende Schlüsselemente herausgearbeitet, um dem vorgeschlagenen Rahmen gerecht zu werden⁵⁰:

- ◆ Analyse der Ursachen von Biodiversitätsverlusten: Die wesentlichen Triebkräfte des Verlustes oder der Veränderung der Biodiversität sollten herausgearbeitet werden und dann sollte das Business-as-usual Szenario einem Szenario der nachhaltigen Nutzung oder einem Verzichtsszenario gegenübergestellt werden.
- ◆ Beurteilung alternativer Politikmöglichkeiten: Um ein Positiv-Szenario zu gewinnen, sind eine oder mehrerer Alternativen der Reduzierung eines Biodiversitäts- oder Ökosystemverlustes im Kontext der Politikmöglichkeiten zu entwickeln. Damit sollen politische Entscheidungen rationaler und informierter gestaltet werden.
- ◆ Abschätzung der Kosten und Nutzwerte von Maßnahmen zum Schutz der Biodiversität: Nutzwerte sind differenziert zu erfassen. Welchen Nutzen kann welche Ökosystemleistung erbringen, die mit der Biodiversität verbunden sind? Ähnliches ergibt sich bezüglich der Kosten. Was sind die unterschiedlichen Managementkosten bei welchen Maßnahmen und welche Opportunitätskosten ergeben sich.
- ◆ Das Erkennen von Risiken und Unsicherheiten: Viele Zusammenhänge zwischen Biodiversität und deren Verlust und den möglichen Nutzen für die Menschen sind nicht bekannt bzw. ergeben sich daraus besondere Risiken. Diese Unsicherheiten sollten soweit als möglich benannt und Risiken abgeschätzt werden (z.B. via Worst-Case-Szenarien)
- ◆ Räumliche Konkretisierung: (siehe vorher) Die Nutzen und Kosten sollten sowohl am Ort ihrer Entstehung als am Ort ihrer Verwendung oder Übernahme explizit erfasst und das Beziehungsgefüge abgebildet werden. Dies ermöglicht auch ein besseres Verständnis der Folgen von Schutzmaßnahmen, der Gewinner und Verlierer bzw. zeigt mögliche Kompromissfindungen auf.
- ◆ Berücksichtigung der Verteilung der Folgen (Kosten) des Biodiversitätsverlustes bzw. des Schutzes: Vielfach sind die Nutzer der Ökosystemleistungen nicht dieselben Personen, wie jene, die die Kosten eines möglichen Schutzes tragen. Diesbezüglich sind Instrumente und Ausgleichsmechanismen zu entwickeln, um eine möglichst faire und gerechte Verteilung der Nutzen und Kosten über die räumliche Dimension hinweg, aber auch in Bezug auf die soziale Dimension zu gewährleisten (z.B. mit Hilfe von Zahlungen für Ökosystemleistungen - oder auch um GefahrenerzeugerInnen und SchädigerInnen zu Ersatzleistungen anzuhalten.)

Insgesamt geht dieser konzeptionelle Bewertungsansatz davon aus, dass sich mögliche Nutzer in Ökosystemleistungen einkaufen können oder dass bei Störung und Schädigung mit Möglichkeiten einer Substitution anderswo oder anderer Art freikaufen können.

Kritisch zu vermerken gilt es: In beiden Fälle ist es ein sehr vorteilhaftes System für jene, die durch die bisherige Entwicklung des Industriesystems möglichst viel Tauschwerte generiert haben. Im Extremen

50. Europäische Gemeinschaften (2008): Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität - Ein Zwischenbericht. European Commission, Brussels.

würde ein solches System darauf hinauslaufen, dass sich die ökonomisch Starken die „Regenwälder kaufen“, um ihr bisheriges System einer Ökosystemgefährdung oder -Schädigung nicht in Frage stellen zu müssen. Und ob das jene Menschen und Gesellschaften in den so genannten Entwicklungsländern, die beispielsweise bisher kaum an einer vorteilhaften Industrieentwicklung teilnehmen konnten, solch ein System akzeptieren würden, bleibt mehr als fraglich.

7.2 Erste Ansätze auf OECD-Ebene: Handbuch zur Bewertung der Biodiversität

Ein erster Versuch, die ökonomische Bewertung der Biodiversität im internationalen Maßstab zu systematisieren und wesentliche Grundlagen zu erarbeiten, erfolgten auf OECD-Ebene um die Jahrtausendwende im Rahmen der OECD-Arbeitsgruppe über wirtschaftliche Aspekte der Biodiversität (WGEAB). Das Ergebnis war, dass nach einigen Grundlagenstudien, die von Prof. David Pearce (Economics, University College London), Dr. Dominic Moran (Scottish Agricultural College) und Dr. Dan Biller (OECD-Sekretariat) durchgeführt wurden, eine OECD-Handbuch zur Bewertung der Biodiversität herausgegeben wurde⁵¹. Auch Österreich beteiligte sich mit einer Fallstudie über die Biodiversität im Alpengebiet an diesem Projekt⁵².

Die Bewertungsansätze und Konzepte waren zu dieser Zeit noch nicht so systematisch durchdacht bzw. wurden unterschiedliche Zugänge in vielerlei Hinsicht (ökonomisch, gesellschaftlich, politisch, ethisch) diskutiert, obwohl man bereits davon ausging, dass das Projekt eine hohe internationale Politikrelevanz haben wird. Als Gründe für die Bewertung wurden angeführt:

- ◆ Die Demonstration des Wertes der Biodiversität: Bewusstseinsbildung
- ◆ Entscheidungen über die Verwendung von Land: Für Schutzgebiete oder für andere Verwendung?
- ◆ Prioritätenfindung für die Erhaltung der Biodiversität (bei Budgetknappheit)
- ◆ Begrenzung von biologischen Invasionen
- ◆ Abschätzung der Auswirkung der Biodiversität auf allgemeine Investments
- ◆ Bestimmung des Schadens beim Verlust: Haftungsregime
- ◆ Beschränkung bzw. Verbot vom Handel mit gefährdeten Arten
- ◆ Revision der volkswirtschaftlichen Bilanzen
- ◆ Auswahl von wirtschaftlichen Instrumenten, um die Biodiversität zu erhalten (z.B. Steuern, Förderungen)

Man hatte somit noch nicht ein solch durchgehendes Konzept wie heute, indem die Erhaltung und Nutzung der Biodiversität in Form von Ökosystemleistungen als ein wesentlicher Teil der Steuerung der globalen Naturressourcen inklusive des Klimas gesehen wird. Wesentliche Elemente bei diesen ersten Systematisierungsansätzen waren, dass man versuchte einen Link zwischen Biodiversität und bewertba-

51. OECD (2002): Handbook of Biodiversity Valuation: A Guide for Policymakers, Paris.

52. Blab Astrid, Götz Bettina, Hoppichler Josef, Nowak Horst, Oberleitner Irene, Paar Monika, Schwarzl Bernhard, Zethner Gerhard (2002): Biodiversität im Alpengebiet - Evaluation und Bewertung. Forschungsbericht Nr. 48 Umweltbundesamt / BA für Bergbauernfragen, Wien.

ren Ökosystemfunktionen herzustellen und dass man sich in diesem Zusammenhang mit der Frage der Messung von Biodiversität, mit Biodiversitätsindices für Vielfalt, Veränderung und Gefährdung, sowie mit der ökonomischen Bedeutung des Biodiversitätsverlustes und von Resilienz (Bufferungskapazität von Ökosystemen) auseinandersetze. Schwerpunkte bildeten Bewertungsmethoden.

7.3 Das Problem mit den öffentlichen Gütern - Ist es eine „Tragödie der Allmende“?

Fast zeitgleich mit dem „Handbuch über die Bewertung der Biodiversität“ publizierte die OECD auch ein Handbuch über „das Einspannen von Märkten für Biodiversität“⁵³ („Harnessing“ = Einspannen). Im Rahmen dieses Handbuches gingen die ExpertInnen der OECD intensiv der Frage nach, in wie weit die Definition von Eigentums- und Verfügungsrechten über bestimmte Aspekte und Komponenten der Biodiversität nicht zu verstärkter Marktbildung Anlass geben und so eine effizientere Schutz und nachhaltige Nutzung der Biodiversität gewährleistet oder zumindest unterstützt werden könnte.

In diesem Kontext reflektierte die ökonomische Forschung sehr stark auf die Frage der Eigentums- und Verfügungsrechte (property rights) bzw. die Theorie der öffentlichen Güter. Hauptargument dafür war, dass marktwirtschaftliche Verteilungsmechanismen nicht ohne eine grundlegende Definition von Eigentumsrechten funktionieren und folglich bei „öffentlichen Gütern“, wie sie Biodiversität oder Ökosysteme in vielen Aspekten darstellen, ein „Marktversagen“ diagnostiziert werden müsse. Ein „ideales“ öffentliches Gut ist dadurch charakterisiert, dass weder eine Ausschließbarkeit noch eine Rivalität gegeben ist. Gleichzeitig sind aber nicht alle Entitäten und Funktionen der Biodiversität, insbesondere in wirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten, absolute freie Güter, die keine Ausschließbarkeit bzw. keine Einschränkung der Nutzung durch einen anderen zulassen würden.

Es gibt vielfältige Mechanismen und Möglichkeiten die Komponenten oder Entitäten der Biodiversität mit diversen ökonomischen Einschränkungen zu versehen, sodass unter bestimmten Aspekten Märkte oder marktähnliche Mechanismen angeregt werden könnten - so die Theorie (siehe auch Abb. 15). Wesentlichste Voraussetzung zur Schaffung neuer Märkte sei die Transformation des freien Zugangs zu Ressourcen in einen beschränkten Zugang, wobei für diese Einschränkung so genannte Transaktionskosten anfallen. In Ausnahmefällen, wie z.B. beim Existenzwert von Arten und Ökosystemen könne eine solche Einschränkung nicht erfolgen, sodass man hier auf die Intervention durch die öffentliche Hand angewiesen sei.

Nur in den seltensten Fällen kann ein perfekter Markt, der alle Ursachen eines Marktversagens eliminiert und alle Externalitäten integriert geschaffen werden. Zudem gibt es unter vielen Aspekten die Möglichkeiten von Asymmetrien in der Information der Marktteilnehmer bzw. auch eventueller Neigungen zu Monopolbildungen und Absprachen. Auch kann man sich fragen, wie frei der Zugang und/oder ein möglicher Austritt aus den Märkten für potentielle Marktteilnehmer dann wirklich sind.

Das Schema in Abbildung 15 charakterisiert und fasst die unterschiedlichen Möglichkeiten zur Schaffung von Märkten für biodiversitätsrelevante Aspekte zusammen. Das interessante daran ist, dass dann,

53. OECD (2003), Harnessing Markets for Biodiversity: Towards Conservation and Sustainable Use, Paris.

wenn man die Produktion von verteilbaren Naturgütern mit der Erhaltung und dem Schutz der Biodiversität möglichst direkt verbinden kann - wie z.B. über die Biologische Landwirtschaft, sich relativ leicht und effizient integrale Märkte schaffen lassen. Je allgemeiner aber das Produkt bzw. die Leistung, die im Zusammenhang mit Ökosystemen und deren Vielfalt steht, umso mehr Probleme erzeugt die Marktgenerierung.

Als Folge dieser Analyse wurden von der OECD folgende Bereiche abgegrenzt:

- ◆ Schaffung privater Märkte für Produkte und Leistungen der Biodiversität via
 - ◆ Biologischer Landwirtschaft
 - ◆ Nachhaltige Forstwirtschaft
 - ◆ Natürliche Waldprodukte außer Holz (Non-timber forest products) - wie z.B. auch Waldhonig, Nüsse, Pilze..)
 - ◆ Genetische Ressourcen (unter den Voraussetzungen von allen internationalen Regelungen)
- ◆ Biodiversität als „Klub-Gut“
 - ◆ Ökotourismus - unter den Voraussetzungen einer Beschränkung oder Kapazitätsdefinition
 - ◆ Parke und Reservate – soweit der Zugang „gemanagt“ werden kann
 - ◆ Ökologische Leistungen von definierten Ökosystemen - z.B. Transfers in Wassereinzugsgebiete zur rein ökologischen Bewirtschaftung durch in Flussrichtung liegende Kommunen
- ◆ Biodiversität als eine „frei zugängliches“ und „reines öffentliches“ Gut
 - ◆ Nutzung von Marktinstrumenten über einen beschränkten Zugang und Handel mit Rechten - z.B. individuelle handelbare Fischfangquoten unter Auflagen.

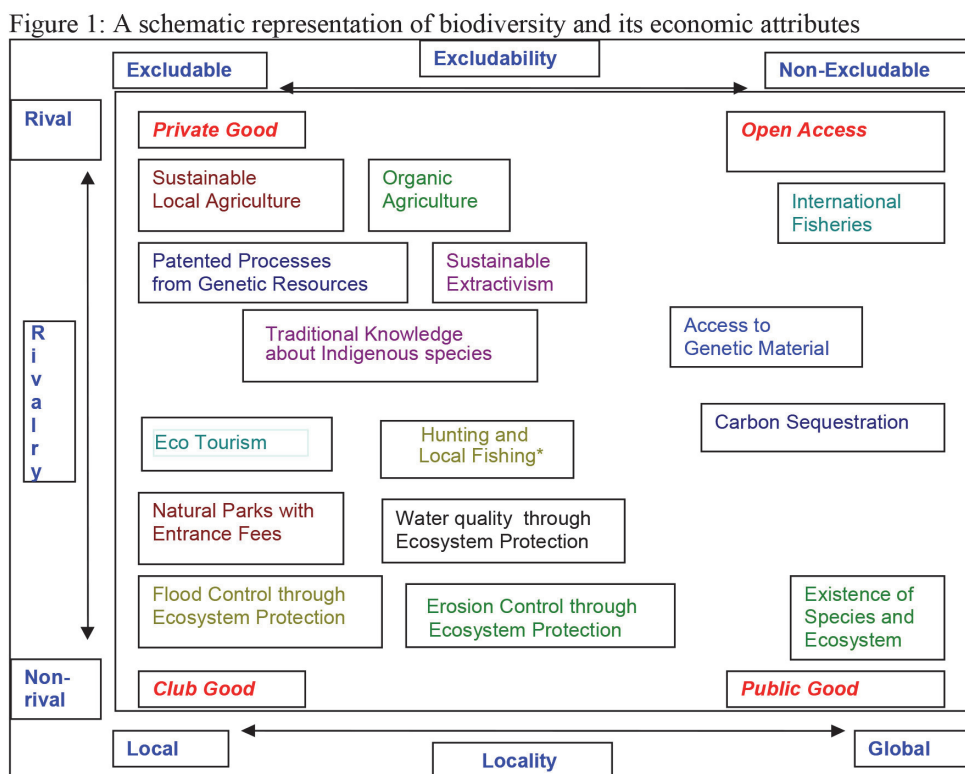
Dabei ergeben die unterschiedlichen Marktmöglichkeiten auch Anreize für den privaten Finanz- und Investitionssektor. Gleichzeitig bleiben auch viele Bereiche mit menschlichen Gemeinschaften oder mit öffentlicher politischer Verantwortung verbunden, sodass auch die Einbeziehung der Betroffenen ein wesentlicher Aspekt ist.

Kritisch im Zusammenhang der absichtlichen Schaffung von Märkten via eine möglichst weitgehende Definition von privaten Eigentums- und Verfügungsrechten gilt es anzumerken, dass die Grundlagentheorie eben mit der These der „Tragik der Allmende“ verbunden ist. Frei zugängliche Güter, für die zwar Rivalität herrsche, deren Zugang aber nur sehr schwer eingeschränkt werden könne - z.B. wie bei sehr vielen Naturressourcen, würden nach individuellem Nutzenkalkül rücksichtslos ausgebeutet (siehe z.B. Fischbestände auf den Weltmeeren, Wildtierbestände und Wälder in vielen Entwicklungsländern, Luft- und Wasserverschmutzung bzw. Luft und Grundwasser als Senken). Die privaten Nutzer würden dabei einfach zu verantwortungslosen „Trittbrettfahrern“ mutieren. Diese Thesen der „Tragik der Allmende“ als soziales Dilemma geht auf den Ökologen Garrett Hardin zurück, der 1968 in der Zeitschrift Science einen Essay unter genau diesem Titel publizierte, und auf den sich in der Folge ein Großteil der neoklassischen Ökonomen berief.⁵⁴

54. Hardin Garrett (1968): The Tragedy of the Commons. Published in Science, December 13, 1968. URL: http://www.garretthardinsociety.org/articles/art_tragedy_of_the_commons.html

Anders sah die „Tragik der Allmende“ noch Karl Marx im 19. Jahrhundert, der auf die Allmende dahingehend reflektierte, dass diese mit dem Aufkommen des Kapitalismus zurückgedrängt bzw. aufgelöst wurde. Vor allem im 18. und 19. Jahrhundert fand in Großbritannien die „Enclosure of the Commons“ statt, indem die Allmende (Gemeinschaftseigentum) eingezäunt und in Privateigentum zur kommerziellen Nutzung übergeführt wurde. Dies habe zur „Expropriation des Landvolks von Grund und Boden“ und damit zur Verarmung der Landbevölkerung geführt⁵⁵. In der neoklassischen Wirtschaftstheorie und so auch von vielen internationalen Institutionen wie UNEP, OECD oder Weltbank wird aber die „Tragik der Allmende“ vorwiegend im Sinne der These von Hardin verstanden. Aber genau dieser Ansatz ist im Rahmen der modernen „Gemeingüter-Diskussion“ sehr umstritten, wobei es vorwiegend die Nobelpreisträgerin Elinor Ostrom war, die eine andere Perspektive in den Diskurs über die Gemeingütern einbrachte.

Abbildung 15: Eine schematische Abbildung von Aspekten und Komponenten der Biodiversität und ihre Einteilung nach den wirtschaftlichen Attributen von Ausschließbarkeit und Rivalität sowie der Räumlichkeit des Angebotes.



Source: OECD 2003

55. Systempunkte (2012): Elinor Ostrom gegen die Tragik der Allmende. In: systempunkte.org - libertäre und anarchistische Positionen. URL: <http://www.systempunkte.org/article/elinor-ostrom-gegen-die-tragik-der-allmende>

7.3.1 Öffentliche Güter jenseits von Staat und Markt - Die Perspektive der Elinor Ostrom

Die gängige neoklassische Theorie geht davon aus, dass dem Dilemma der fehlenden Kontrolle von Gemeineigentum an öffentlichen Gütern dadurch entkommen werden könne, indem durch die Definition von Verfügungsrechten und bei gezielter staatlicher Kontrolle und Regulierung der knappen Ressourcen Quoten und Zertifikate (Erlaubnisse) festgesetzt werden, die einer Handelbarkeit und damit einer effizienten Allokation zugänglich sein sollten.

In neuerer Zeit wurde diese Theorie insofern ergänzt, als durch die Anerkennung der Arbeiten von Elinor Ostrom im Rahmen der Verleihung des Nobelpreises auch das kollektive Handeln und kollektive Verantworten für Naturressourcen in lokaler Gemeinschaftsbildungen Anerkennung fand und findet. So gibt es funktionierende Lösungen für das Allmende-Problem, indem betroffene Individuen in Selbstorganisation im Rahmen von geeigneten Institutionen genossenschaftliche oder sonstige gemeinschaftliche Organisationen bilden. Es gibt somit auch noch einen dritten Weg zwischen rein staatlichem Handeln oder reinem privaten Unternehmertum, das nur durch ein individuelles Gewinnmaximierungskalkül funktioniert, und das ist die sozial eingebundene Institution der Selbstverwaltung durch die Ressourcennutzer. „Selbstverwaltete Allmende-Ressourcen“ würden auch über lange Zeiträume *„wesentlich kostengünstiger und effizienter operieren als externe und hierarchisch verfasste Kontroll- und Sanktionssysteme vom Typ ‚Unternehmen‘ oder ‚Staat‘“* – so die Zusammenfassung von Hans G. Nutzinger (Universität Kassel) zum Hauptwerk von Elinor Ostrom: „Die Verfassung der Allmende - jenseits von Staat und Markt“. ⁵⁶ Demnach hat Elenor Ostrom sieben zentrale Bauprinzipien langlebiger Allmende-Ressourcen identifiziert:

- 1) Die Nutzungsberechtigten wie auch die Grenzen der Allmende-Ressourcen selbst müssen durch **klare Definition** bestimmt sein.
- 2) Aneignungs- und Bereitstellungsregeln sowie lokale Bedingungen müssen aufeinander abgestimmt sein (**Kongruenz zwischen Aneignungs- und Bereitstellungsregeln und lokalen Bedingungen**).
- 3) Die meisten von operativen Regeln betroffenen Personen können im Rahmen des **Arrangements für kollektive Entscheidungen** selbst über die Änderungen dieser Regeln mitbestimmen.
- 4) Die **Überwachung** des Zustands der Allmende-Ressourcen und des Verhaltens der Aneigner erfolgt durch die, Aneignern gegenüber rechenschaftspflichtigen, Überwacher oder durch die Aneigner selbst.
- 5) Aneigner, die operative Regeln verletzen, werden von anderen Aneignern, von deren Bevollmächtigten oder von beiden glaubhaft mit **abgestuften Sanktionen** belegt.

56. Ostrom Elinor (1999): Die Verfassung der Allmende. Jenseits von Staat und Markt. Tübingen: J.C.B. Mohr, 316 S., ISBN 978-3-16-147136-0.

Nutzinger Hans G. (2010): Nobelpreis in Wirtschaftswissenschaften für Elinor Ostrom: Ein Überblick über ihr ökonomisches Hauptwerk. Joint Discussion Paper No. 24-2010 - Series in Economics by the Universities of Aachen, Gießen, Göttingen, Kassel, Marburg, Siegen ISSN 1867-3678

- 6) Die **Konfliktlösung** erfolgt in kostengünstigen lokalen Arenen, die Konflikte zwischen Aneignern oder zwischen Aneignern und ihren Bevollmächtigten schlichten.
- 7) Externe staatliche Behörden akzeptieren das Recht des Aneigners, ihre eigenen Institutionen zu entwickeln (**minimale Anerkennung des Organisationsrechts**).

Wenn man diese Bauprinzipien der Elinor Ostrom mit traditionellen gemeinschaftlichen Organisationsformen in den alpinen Berggebieten, die mit der über viele Generationen gegebenen Naturressourcennutzung im Zusammenhang stehen, vergleicht, dann kann man feststellen, dass hier eine hohe Übereinstimmung herrscht. Komplexe und langdauernde Nutzung von Naturressourcen war unter den schwierigen Umweltbedingungen, wie sie insbesondere in Berggebieten vorherrschen, immer **auch** sozial organisiert. Almgemeinschaften und Alm-Genossenschaften oder die „Bergschaften“ in der Schweiz, Agrar- und Forstgemeinschaften in Österreich, Wassergemeinschaften, Wegegemeinschaften, Bringungsgemeinschaften. Viele dieser gemeinschaftlichen selbstverwalteten Organisationen wurzeln in traditionellen Gemeinschaftsbildungen in, innerhalb und zwischen Kommunen, die in vorindustrieller Zeit angepasst an die natürlichen, sozialen und politischen Bedingungen bereits gegeben waren. Diese selbstverwalteten Organisationsformen haben durch vielerlei Anpassungen auch im Industriezeitalter und in der gegenwärtigen Moderne überlebt, weil sie ihren Mitgliedern über lange Zeiträume einen sicheren Nutzen garantierten.

Damit ist auch festgehalten, dass es bei der Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der Biodiversität, insbesondere in Berggebieten, nicht nur um die Schaffung von privaten Eigentums- und Verfügungsrechten oder um reine normative Staatsintervention gehen kann, sondern dass auch die Selbstorganisationsformen lokaler Gemeinschaften und Kommunen eine wesentliche Aktionskraft bleiben sollen.

Eine der zentralen Fragen dabei ist, in wie weit traditionelle selbstverwaltete Organisationsformen es schaffen sich den aktuellen Anforderungen im Biodiversitätsschutz anzupassen oder ob es einer neuen Gemeinschaftsbildung bedarf, die genau auf aktuelle Problemlagen zugeschnitten ist, oder ob es hier Kombinations- und Ergänzungsmöglichkeiten gibt. Die Allmende ist nicht nur eine „Tragik“ mit dem Potential zum Ressourcenverlust, sondern die Geschichte zeigt uns auch, dass die Allmende eine „Chance“ ist, einen gemeinschaftlichen Nutzen zu erleben. Die Kunst ist nur die Anpassung an die aktuellen Möglichkeiten und Bedürfnisse und herauszufinden, welche Maßnahmen eine Gemeinschaft setzen muss, um beispielsweise in einem hoch industrialisierten Land mit den Anforderungen der Industriegesellschaft kongruent zu bleiben.

Wenn die Gesellschaft darauf verständigt, dass Wohlfahrt nicht nur die simple Maximierung eines Geldertrages ist, sondern dass die gemeinschaftliche Erhaltung von reichhaltigen Naturressourcen einen Wert per se darstellt, dann haben die Thesen von Elinor Ostrom eine Art Vorzüglichkeit.

7.4 Theoretische Grundlagen zu Wertermittlung und Wertzuteilung

Abgesehen von der Frage, welche Dimensionen die Bewertung von Naturressourcen durch den Menschen einschließen oder ob es einen Wertbestand außerhalb der menschlichen Zumessung gebe, hat auch die Extraktion eines Wertes innerhalb der ökonomischen Sphären seine Schwierigkeiten.

7.4.1 Das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes

Eine Naturressource wie die Biodiversität hat eine doppelte Funktion: Sie ist zum Einen notwendige Basis für die Lebensprozesse, auch für unser menschliches Leben und Wirtschaften, und zum Anderen auch ein zusätzliches Mittel, das menschliche Leben qualitativ zu verbessern. Zwar können wir die diversen Güter und Leistungen von Naturressourcen einerseits direkt bewerten, sofern es Märkte dafür gibt, oder andererseits indirekt bewerten, indem wir bei einem Verlust einer Leistung ein Substitut durch andere Maßnahmen definieren und bewerten, das diese Leistung ersetzen kann. Aber hier fängt die Schwierigkeit schon an, denn Naturprozesse lassen sich nur im bestimmten Rahmen ersetzen oder es gibt nur innerhalb eines bestimmten Bereiches eine Kompensation (Turner et al. 2003)⁵⁷. Wenn eine Substitution nicht mehr anwendbar ist, dann erübrigt sich die substituierende alternative Bewertung, weil es keinen realistischen Maßstab gibt. Also ist man gezwungen erweiterte indirekte Methoden anzuwenden, um einer umfassenderen wirtschaftlichen Bewertung gerecht zu werden.

Dies führte dazu, dass die Wirtschaftswissenschaft innerhalb des Rahmens diverser Methoden der Kosten-Nutzen-Analyse das Konzept eines „Ökonomischen Gesamtnutzenwertes“ (Total Economic Value = TEV) insbesondere in Bezug auf Ökosysteme und Biodiversität entwickelte (Pearce 1993⁵⁸). Der TEV einer Naturressource besteht aus dem Nutzwert (=Gebrauchswert=use value) und dem so genannten Nicht-Nutzwert (non-use value). Der Nutzwert wird direkt gewöhnlich über Marktmechanismen für einen Output, der direkt konsumiert werden kann, bestimmt oder eben indirekt über die bewertbaren funktionalen Nutzen von Ökosystemen. Nutzwerte beinhalten somit direkte und indirekte Nutzen, können aber zusätzlich auch so genannte Optionswerte für zukünftigen Nutzen inkludieren. Nicht-Nutzwerte enthalten so genannte Existenzwerte oder altruistische Werte bzw. einen Vermächtniswert für zukünftige Generationen (siehe Tabelle 3 – nach Pearce und Morgan 1994⁵⁹). Ein Beispiel für einen solchen Optionswert wären mögliche, aber heute noch nicht bekannte Resistenzmechanismen gegen mögliche zukünftige Schädlinge oder andere neue biologische Abwehrmechanismen. Darin repräsentiert der Optionswert auch eine Art Versicherungswert bzw. eine kapitalisierte Versicherungsprämie für zukünftige Schadensabwehr (vgl. Baumgärtner / Becker 2008⁶⁰).

-
- 57. Turner R.K., Paavola J., Cooper P., Farber S., Jessamy V., Georgiou S. (2003): Valuing nature: lessons learned and future research directions. *Ecological Economics* 46: 493–510.
 - 58. Pearce D. W. (1993): *Economic values and the natural world*, Earthscan Publications, London
 - 59. Pearce D. W., Morgan D. (1994): *The Economic Value of Biodiversity*. Earthscan Publications; IUCN — The World Conservation Union, London.
 - 60. Baumgärtner Stefan, Becker Christian (2008): *Ökonomische Aspekte der Biodiversität*. aus: D. Lanzerath, J. Muthke, W. Barthlott, S. Baumgärtner, C. Becker und T.M. Spranger (2008), *Biodiversität (Reihe: Ethik in den Biowissenschaften ? Sachstandsberichte des DRZE, Band 5)*, Verlag Karl Alber, Freiburg und München, S. 75-115.

Tabelle 3: Kategorien von ökonomischen Werten für Naturressourcen

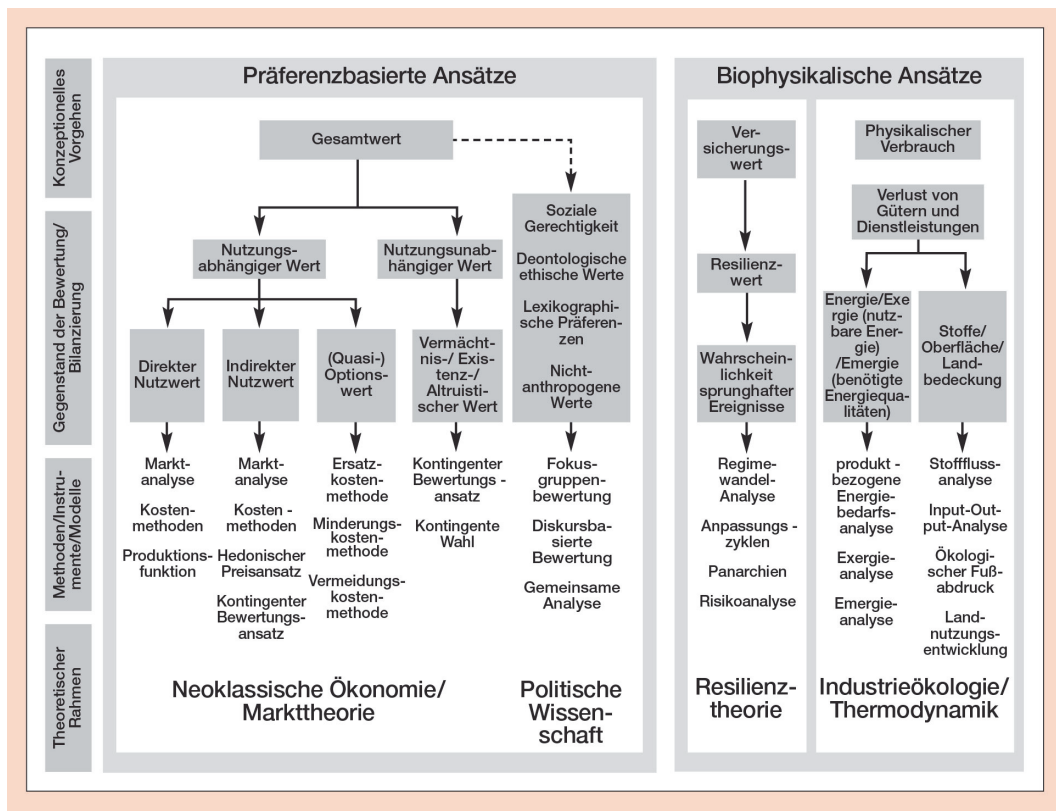
Ökonomischer Gesamtnutzwert TEV				
Nutzwerte - nutzungsabhängig			Nicht-Nutzwerte - nutzungsunabhängig (ZW + EW)	
Direkter Nutzwert (DNW)	Indirekter Nutzwert (INW)	Optionswert (OW)	Vermächtniswert / Altruistischer Wert für Zukunft	Existenzwert / Altruistischer Wert
Output – direkt konsumierbar	Funktionale Nutzen	Zukünftiger direkter und indirekter Nutzen	Nutzenwerte und Nicht-Nutzenwerte für zukünftige Generationen (Umweltlegat)	Der Wert einer erweiterten Existenz - könnte für andere Menschen nützlich sein
Nahrungsmittel, Biomasse, Erholung, Gesundheit	Hochwasser-kontrolle, Abschwächung/ Schutz bei Extremereignisse; Nährstoffkreislauf; Klimaregulierung;	Biodiversität allgemein; Geschützte Habitate	Habitate, natürliche Ökosysteme, Schutz vor irreversiblen Änderungen	Habitate und Arten, Genetische Ressourcen, Ökosysteme von denen kein Nutzen zu erwarten ist

$$TEV = (DNW + INW + OW) + (ZW + EW)$$

Quelle: nach Pearce und Morgan 1994

Auch hier ist ersichtlich, dass allein schon indirekte Nutzwerte oder sogar zukünftige Nutzwerte mit Unsicherheit zu bewerten sind. Nähert man sich aber der Erfassung der Nicht-Nutzwerte bzw. der Existenzwerte, dann können nur mehr sehr indirekte Methoden mit so genannten „kontingenten Bewertungsansätzen“ einen wirtschaftlichen Wert extrahieren. Dabei wird mit Hilfe von standardisierten Befragungen bzw. durch Entscheidungs-Experimente (Choice Experimente) trotz fehlender offensichtlicher Nutzenstiftung versucht, eine Bewertung durchzuführen. Manchmal ist auch das aber nicht möglich, wenn beispielsweise besondere ethische und religiöse Dimensionen angesprochen werden oder wenn die antwortenden Personen in einer Befragung zum Großteil nicht in der Lage sind, den komplexen Rahmen einer Bewertung hinreichend zu verstehen (wie z.B. in Bezug auf klimarelevante Gase), obwohl unter bester methodischer Anleitung gearbeitet wird (vgl. Turner et al. 2003). Der Ansatz eines ökonomischen Gesamtnutzenwertes wurde auch in den aktuellen Grundlagenstudien zu TEEB angesprochen und teilweise verfolgt und auch mit einem entsprechenden Methoden- und Theoriespektrum in Verbindung gebracht. Zusätzlich wurde versucht, den neoklassischen Theorieansatz durch weitere Ansätze und Methoden, wie Analysen in Bezug auf soziale Gerechtigkeit oder biophysikalische Ansätze, wie sie sich beispielsweise im ökologischen Fußabdruck widerspiegeln, zu ergänzen (siehe Abbildung 16).

Abbildung 16: Ansätze zur Abschätzung von Naturwerten im Zusammenhang mit den Ökosystemleistungen der Biodiversität - Wertmaßstäbe, Methoden und Instrumente der Bewertung sowie theoretischer Rahmen



http://www.teebtest.org/wp-content/uploads/Study%20and%20Reports/Reports/Synthesis%20report/Synthesis_German.pdf

Die TEEB-Studie konzentrierte sich aber letztlich nicht auf die Erfassung eines ökonomischen Gesamtwertes der Biodiversität, sondern orientierte sich vielmehr an den Grenznutzen und Grenzkostentheorien. Auch die OECD (2008)⁶¹ merkte zum Ansatz des Total Economic Value (TEV) an,

- ◆ dass er einen Bruttowert darstellt, der nicht die Kosten, um diese Werte im Rahmen von Ökosystemmanagement und Erhaltungsmaßnahmen bereit zu stellen, oder gar einen Verzicht auf Nutzung und die daraus folgenden Kosten beinhaltet. Deshalb müsse man Biodiversitätsstrategien auch darauf hin untersuchen, was die Kosten der Umsetzung sind: Direkte Kosten, indirekte Kosten und Opportunitätskosten.

61. OECD (2008): People and Biodiversity Policies – Impacts, Issues and Strategies for Policy Action, Paris.

- ◆ Es gibt einfach erhebliche praktische Schwierigkeiten mit einer bestimmten Vertrauenssicherheit einen TEV zu bestimmen (siehe die Diskussion über die Biodiversitätsbewertung durch Costanza et al. 1997⁶²), sodass das Konzept in eine empirische Sackgasse führen könnte.

Deshalb wurde auch im TEEB-Ansatz starke auf die Abschätzung marginaler Veränderungen ausgerichtet.

7.4.2 Wertermittlung aus der Perspektive einer Risikokalkulation

Trotz all dieser Strukturierungen, ergeben sich auch in der Wertermittlung große Unsicherheiten. Zudem sind die Kategorien und Strukturen der Ökosystemfunktionen nicht statisch sondern unterliegen laufend dynamischen Prozessen, die wiederum mit unterschiedlichsten Risikofaktoren ausgestattet sind. Diesbezüglich weist in einer rein wirtschaftstheoretischen Betrachtungsweise der Verlust von Biodiversität und Ökosystemfunktionen und die daraus möglichen Folgen für die wirtschaftliche relevanten Ökosystemleistungen, die teilweise oder sogar gänzlich unter bestimmten Wahrscheinlichkeiten ausfallen können, Parallelen zur Risikokalkulation eines Versicherungsfalls oder einer Absicherung über Finanzoptionen auf.

So wurde im Rahmen des TEEB-Zwischenberichtes, der von der Europäischen Kommission herausgegeben wurde, bereits auf das Bewertungsdilemma im Zusammenhang mit dem Risiko eines Ökosystemkollaps hingewiesen, das für sich genommen schon nicht zu beziffern ist. Würde dieser Risikoansatz mit einer finanzwirtschaftlichen Risikokalkulation verglichen, so würden sich gleichsam Risikoaufschläge auf wirtschaftliche Aktivitäten ergeben, welche weitgehend nicht festlegbar sind (Zitat - Europäische Gemeinschaften 2008 – S. 29)⁶³: „Im Falle von Biodiversitäts- und Ökosystemverlusten hängt die Höhe derartiger Aufschläge von verschiedenen Aspekten des fraglichen Ökosystems ab: dem aktuellen Zustand, dem Grenzzustand, ab welchem es keine Ökosystemleistungen bereitstellt, seinem angestrebten Schutzzustand sowie unseren besten Schätzungen von Unsicherheiten (vgl. Tabelle 4). Dies ist eine ausgesprochen komplexe Aufgabe, da für keinen dieser Aspekte irgendwelche Marktwerte vorliegen.“

62. 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: 253–259.

63. Europäische Gemeinschaften (2008): Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität - Ein Zwischenbericht. European Commission, Brussels.

Tabelle 4: Wertermittlung für eine „Biodiversitätsoption“

Maß	Finanzoption	„Biodiversitätsoption“
a) Zeitwert	Spot-Preis	Alle Variablen - aktueller Zustand
b) Schutzzumfang	Strike-Preis	Alle Variablen - künftiger Zustand
c) Dauer des Schutzes	Laufzeit	Schutzhorizont
d) Ungewissheit	Implizierte Volatilität	Modellierte Ungewissheit
e) Abzinsung	Zinssatz	Sozialer Abzinsungssatz
Erläuterung: Diese Analogie zu einer Finanzoption veranschaulicht, wie komplex die Preisermittlung für eine „Biodiversitätsoption“ wäre. Alle fünf Eingangsvariablen a) bis e) weisen für eine Finanzoption einen Marktwert auf, wohingegen für die Biodiversität kein einziger Marktwert vorhanden ist.		

Quelle: nach Europäische Gemeinschaften 2008

Auch daraus wird ersichtlich, dass die Wirtschaftswissenschaften bei der tatsächlichen Wertermittlung von Ökosystemleistungen, insbesondere wenn diese dem Potential einer schnellen Veränderung oder gar eines Schocks unterliegen, mit großen Unsicherheiten konfrontiert sind.

7.4.3 Das Konzept der Integration von Externalitäten als Antwort auf das Marktversagen

Die neoklassische Wirtschaftstheorie geht grundsätzlich davon aus, dass die optimale Allokation der Güter und Leistungen über den Markt erfolgt (pareto-optimal), d.h. dass kein Marktteilnehmer sich mehr besser stellen kann, ohne dass einem anderen seine Stellung verschlechtert wird - unter der Voraussetzung, dass keine anderen Effekte, die nicht im Marktpreis reflektiert werden, damit verbunden sind, und die entweder positiv oder negativ den Nutzen von anderen beeinflussen.

D.h. jeder Markt ist mit Nebeneffekten auf Nutzen und Kosten anderer umgeben und deshalb in Bezug auf seine gesamtwirtschaftlichen und gesamtgesellschaftlichen Auswirkungen nur bedingt wohlfahrts-optimal. Solche Neben- oder indirekten, oftmals nicht zuordenbaren, Nutzeneffekte werden auch als Externalitäten bezeichnet. D.h. es herrscht abseits der Märkte ein zusätzlicher inhärenter Verteilungsmechanismus für Schäden und Nutzen, der keinem rationalen Kalkül aller Betroffenen unterliegt bzw. der Vorteile und Nachteile unabhängig vom unmittelbaren Nutzen anderen dritten Wirtschaftssubjekten zuteilt. Wenn zu viel oder zu intensiv ein Gut erzeugt wird, das anderen einen Schaden verursacht, ohne dass dieser Schaden dem Verursacher angelastet werden kann, dann spricht man von **negativen externen Effekten** (auch als externe oder soziale Kosten bezeichnet). Werden aber Güter und Dienste erzeugt, die für andere Wirtschaftsteilnehmer nutzbar sind, ohne dass der Produzent des ursprünglichen Gutes oder Dienstes dafür ein Entgelt verlangen kann, dann spricht man von **positiven externen Effekten** (auch als externer Nutzen oder soziale Erträge bezeichnet). Jene die, von den positiven Externalitäten profitieren werden häufig auch als „Trittbrettfahrer“ bezeichnet.

Dass Marktpreise nicht die tatsächlichen volkswirtschaftlichen Kosten bzw. Nutzen beinhalten, ist insbesondere in Bezug auf die Umweltgüter die Regel und nicht die Ausnahme, weil einfach der Marktmechanismus nicht vorsorgend für saubere Luft oder sauberes Wasser einen Preis festsetzt. Wenn der

Markt auf Umweltprobleme oder auch andere Externalitäten reagiert, dann nur wenn Umweltleistungen oder sonstige Leistungen aufgebraucht wurden und somit zu einem knappen Produktionsfaktor geworden sind, und die negativen Folgen daraus das normale Marktgeschehen stören würde oder könnte oder dies bereits tun. Doch häufig ist eine solche Reaktion viel zu spät und es ist bereits zu einer irreversiblen oder nicht mehr kompensierbaren Zerstörung gekommen.

Umgekehrt ist bei Umweltgütern zu beobachten, dass jene Wirtschaftsteilnehmer, die sich umweltgerecht verhalten, vielfach ihre Leistung nicht honoriert bekommen oder diese Zusatzleistung nicht am Markt über den Preis realisieren können. Um diesem systematischen **Marktversagen**, das insbesondere auch in Bezug auf den Verlust der Biodiversität zu beobachten ist, eine systematische Korrektur entgegenzusetzen, wurde theoriekonform versucht, die negativen und positiven externen Effekte bzw. die Schäden und Nutzen zu bewerten und in das Preissystem zu integrieren. Ein anderer aber ähnlicher theoriekonformer Ansatz ist neue Marktmechanismen bzw. neue Märkte durch die Definition von Eigentums- bzw. Verfügungsrechten einzuführen und gleichsam Verschmutzungsrechte bzw. Emissionsrechte handelbar zu machen (vgl. CO₂ Emissionshandel).

Die klassische Methode, um diesem Dilemma zu entkommen, ist, dass der Staat durch Ge- und Verbote oder durch Steuern eingreift. Am bekanntesten ist die sogenannte **Pigou-Steuer (Ökosteuer)**, die die externen Kosten direkt auf die internen Kosten dazuschlägt, sodass in einem entsprechenden Ausmaß die schädigenden Aktivitäten reduziert würden. Damit würden die privaten Kosten an die tatsächlich sozialen Kosten angeglichen werden und somit würde man dem Verursacherprinzip gerecht. Doch scheitert in der Praxis die Pigou-Steuer zumeist an der fehlenden Information über die tatsächlichen externen Kosten.

Als klassische Umweltschutzzinstrumente gelten auch Ge- und Verbote. Diese haben neben Umsetzungsproblemen zudem den Nachteil, dass sie vielfach zu suboptimalen Lösungen oder falschen Anreizen führen. Auch haben sehr viele staatliche Eingriffe und Förderungen (wie Steuern, Abgaben, Auflagen und Subventionen) Auswirkungen auf die Umweltnutzung bzw. deren Übernutzung. Politische Rationalität und ökonomische Rationalität fallen vielfach nicht zusammen und führen unter Umständen sogar oftmals zu kontraproduktiven Effekten. Solche als **Staatsversagen** titulierte Fehlleistungen (perverse Anreize) sind auch in der Realität zu beobachten, wie Förderung von Abholzungen in Schwellen- und Entwicklungsländern oder eine langjährige Unterstützung der Hochseefischerei durch die Industrieländern bzw. sogar Verbilligungen von umweltschädlichen Inputs. Zudem fühlen sich Staaten oder Staatengemeinschaften häufig nicht zuständig oder ignorieren absichtlich oder unabsichtlich grenzüberschreitende Probleme.

Dem Marktversagen kann somit unter Umständen nicht durch staatliche Gegenmaßnahmen begegnet werden. Deshalb wurde bereits 1960 von Ronald Coase das später **sogenannte Coase-Theorem** entwickelt, das davon ausgeht, dass Teilnehmer an einem Markt über eine Verhandlungslösung, wenn die Verfügungsrechte über die Externalitäten hinreichend gegeben sind oder diese eindeutig zugerechnet werden können, die Nutzen und Schäden ihrer Externalitäten marktkonform ausgleichen können.

7.4.4 Exkurs 2: Das Coase Theorem und seine Defizite

Im Folgenden wird detaillierter auf das Coase Theorem eingegangen, weil der dargestellte theoretische Hintergrund nach wie vor die Hauptargumente für marktkonforme Lösungsversuche abbildet. Die Aufarbeitung dieses Hintergrundes findet sich in ANHANG 2.

7.4.5 Exkurs 3: Instrumente und Grundprinzipien der Umweltpolitik bzw. des Umweltrechts

Die Umweltpolitik bedient sich ähnlich wie andere Politiken verschiedener Instrumente, die im Allgemeinen auch in der Biodiversitätspolitik Eingang finden. Solche sind Grundvoraussetzungen um den Umgang mit der Naturressource in unserer Industriegesellschaft zu verstehen und diese werden in ANHANG 3 dargestellt.

7.4.6 Exkurs 4: Wirtschaftswachstum und Biodiversitätsverlust

Der traditionelle neoklassische Ansatz:

Als eine der allgemeinen Hauptursachen des Biodiversitätsverlustes wird immer wieder das Wirtschaftswachstum angeführt. Eine real wachsende Wirtschaft, deren nicht-erneuerbaren Ressourcen zunehmend knapp werden, sei darauf angewiesen, immer mehr Naturressourcen in den Wirtschaftskreislauf hereinzunehmen. Der Ressourcenverbrauch war in der ursprünglichen neoklassischen Wirtschaftstheorie gar nicht vorgesehen bzw. wurde der ursprüngliche „natürliche“ Produktionsfaktor „Boden“ sogar in den Faktor „Kapital“ integriert, und so aus dem theoretischen Blickfeld sogar eliminiert (vgl. Binswanger 1991)⁶⁴. Diese Vorstellung von einem einheitlichen Kapital geht hauptsächlich auch auf das Produktionsfunktions-Modell von Solow (1956)⁶⁵ zurück. Wobei einzig und allein die Faktoren Kapital (K) und Arbeit (L) das Sozialprodukt (Y) generieren würden. Solow postulierte dabei eine Produktionsfunktion nach dem Cobb-Douglas-Typ mit einer Substitutionselastizität von 1 (siehe dazu Döring 2007)⁶⁶. ($Y = K^{\alpha} L^{\beta}$; α, β - Produktionselastizitäten mit $\alpha + \beta = 1$).

Die Anpassung des neoklassischen Ansatzes an die Ressourcenknappheit

Der grundlegende Paradigmenwechsel, dass auch die Ressourcen einem Knappheitsanspruch unterliegen, erfolgte erst mit dem Jahre 1972 durch den Bericht des Club of Rome: Die Grenzen des Wachstums (Meadows et al. 1972)⁶⁷. Dies führte auch dazu, dass Solow die Ressourcen in sein Modell anstatt

64. Binswanger Hans Christoph (1991): Geld und Natur - Das wirtschaftliche Wachstum im Spannungsfeld zwischen Ökonomie und Ökologie. Edition Weibrecht; Stuttgart-Wien, 1991, S. 169 ff.

65. Solow, R. M. (1956): A contribution to the theory of economic growth. Quarterly Journal of Economics 70:pp 65-94.

66. Döring Ralph (2007): Wirtschaftswachstum und Biodiversitätsverlust Theorie, Empirie und eine Strategie zur Entkopplung. In: Wachstum, Wachstum über alles? ? Ein ökonomisches Leitbild auf dem Prüfstand von Umwelt und Gerechtigkeit. Hg. Sven Rudolph, Metropolis-Verlag, Marburg 2007.

des begrenzenden Faktors Arbeit integrierte. ($Y = K^\alpha R^\beta$; R – steht für nicht-erneuerbare Ressourcen... α, β - Produktionselastizitäten mit $\alpha + \beta = 1$). Die Ressourcen können dabei gegen Kapital substituiert werden. Ergänzt wurde das Solow-Modell noch durch die Entwicklung der sogenannten Solow-Hartwick-Regel, die besagt, dass die Renten aus der Nutzung der Ressourcen in Kapital-Substitute investiert werden müssen, sodass beim Aufbrauchen der nicht-erneuerbaren Ressourcen entsprechende Alternativen zur Verfügung stehen. Das war zwar ein Fortschritt, doch nicht ausreichend, um auch die regenerativen Ressourcen in die ökonomische Theorie zu integrieren.

Mit Ende der 1980er Jahre wurde der bisherige enge Kapitalbegriff dann aufgegeben und die Produktionsfaktoren durch den Produktionsfaktor „Human- und Wissenskapital“ ergänzt bzw. konnte der daraus abgeleitete technische Fortschritt als Erklärungsvariable herangezogen werden.

$Y = F(R, L, K, T)$ mit T – als technischer Fortschritt.

Damit - so die Überlegungen - hätte man tatsächlich einen Produktionsfaktor zur Verfügung, der nicht dem Gesetz des abnehmenden Ertragszuwachses unterliegt, sondern der jederzeit auch progressiv wachsen kann und gleichzeitig substituierend auf die anderen Faktoren einwirkt. Es könnte gleichsam zu einer materiellen Entkoppelung im Verhältnis zum Wirtschaftswachstum mit Hilfe von Wissenschaft und Forschung bzw. technologischen Fortschritts kommen. Die Praxis hat dies zwar nicht bestätigt, denn Wert ohne Materie ist letztlich auch schwer denkbar bzw. wurden bisher alle Versuche, den Material- und Energiedurchsatz in der Wirtschaft aktiv zu beschränken, weitgehend nicht akzeptiert oder als undurchführbar erklärt (vgl. Schwierigkeiten der Beschränkung in den Treibhausgasemissionen). Unabhängig davon, ob jetzt die Theorie die Praxis oder die Praxis die Theorie beeinflusst, war das Ergebnis dieser theoretischen Erweiterung der Produktionsfunktion durch den technologischen Fortschritt doch, dass in der Folge beispielsweise die „geistigen Eigentumsrechte“ (Patente, Copy-Rights, Markenrechte...) ins Zentrum der Aufmerksamkeit des ökonomischen Diskurses rückten, oder dass Wissenschaft, Forschung und technologische Entwicklung eine besondere Förderungswürdigkeit zugestanden wurde. Doch auch dieser Ansatz hatte wesentliche Defizite, denn nicht einbezogen waren das „Naturkapital“ bzw. der aktuellere Begriff: die „Ökosystemleistungen“.

Die ökologische Ökonomie

Es war der Ökonom Herman Daly, der Mitte der 90er Jahre intensiv darauf hinwies, dass die Nicht-Berücksichtigung der natürlichen Ökosysteme zu einer fehlerhaften Theorie und damit Gesamtsicht wirtschaftlicher Prozesse führt. Ökosysteme sind in Dalys Kontext einerseits materielle Quelle und gleichzeitig Senke für das ökonomische System und andererseits auch ein unmittelbarer Nutzen-Beitrag zur menschlichen Wohlfahrt, wobei man sich aber über die jeweiligen Beitragsanteile diskursiv unterhalten kann (vgl. Daly 1996; siehe Abbildung 17)⁶⁸. Daly geht in seinem Ansatz davon aus, dass ein Wachstum an Produktion und Konsum nur solange Sinn macht, als der Grenznutzen der Güter und

67. Meadows D. H., Meadows D. L., Randers J., Behrens W. W. (1972): The limits to growth. New York: Universe Books.

68. Daly, H. E. (1996): Beyond growth. Boston: Beacon Press bzw.
Daly H. E. (1999): Uneconomic Growth in Theory and in Fact. The First Annual Feasta Lecture, Trinity College, Dublin, 2th April, 1999.

Dienstleistungen (GN... Grenznutzen) größer ist als der Grenzverlust durch „Erschöpfung der Arbeitskraft, Opferung der Freizeit, Ausbeutung, Umweltverschmutzung, Umweltzerstörung, Raubbau“ (GS... Grenzschaen): $GN > GS$. Ab dem Punkt, ab dem die GN kleiner als die GS werden, kann man nur mehr vom „unwirtschaftlichen Wachstum“ (uneconomic Growth) sprechen (siehe Abbildung 18). Damit gilt Herman Daly auch als einer der Begründer der ökologischen Ökonomie. Seine Empfehlungen sind⁶⁹:

- ◆ Wir müssen aufhören die Konsumation von Naturkapital als Einkommen bzw. Wertschöpfung zu zählen - das betrifft die VGR, die Evaluation von Projekten in Bezug auf die Ausbeutung von Naturkapital sowie die internationale Handels- und Zahlungsbilanz
- ◆ Eine Überführung der Steuerbasis von der Mehrwertbesteuerung (auf Arbeit und Kapitaleinkommen) zur Besteuerung des Ressourcendurchsatzes.
- ◆ Kurzfristige Maximierung der Produktivität des Naturkapitals und längerfristiges Investment zur Erhöhung des Angebots.
- ◆ Aufgabe der Ideologie der globalen Integration durch Freihandel, freien Kapitalverkehr und Export gestütztes Wachstum und Hinwendung zu einer nationaleren Orientierung, die die Orientierung zur Entwicklung der inländischen Produktion für die internen Märkte zur ersten Option macht, und die nur dann auf den internationalen Handel zurückgreift, wenn dieser eindeutig mehr effizient ist.
- ◆ Die schlummernden Inkonsistenzen und Widersprüche angehen - Es sei von der Vorstellung abzugehen, dass Menschen und ihre Gesellschaften keinen Zweck verfolgen bzw. dass es Einerlei sei welcher Zweck verfolgt wird. Ökonomen leugnen zwar vielfach nicht die Existenz eines Zwecks, aber sie neigen mehrheitlich dazu, ihn auf individuelle Präferenzen einzuengen. Es komme deshalb lediglich auf den individuellen Geschmack an und es würde keinen objektiven Wert geben. Dies sei nach Daly falsch, unreal und illusorisch, denn erst die Anerkennung von objektiven Notwendigkeiten ermöglicht die Definition von Werten und ermöglicht so zweckbestimmtes Handeln. „Um die Biosphäre zu erhalten, müssten wir zuerst wieder die Zweckbestimmung aus der Dunkelheit holen.“⁷⁰

Herman Daly 1999 setzte sich auch kritisch mit der präferentiellen Bewertungsmethodik, die davon ausgeht, dass die individuellen Präferenzen der ultimative Standard für den Wert sei, in Bezug auf den Verlust der Biologischen Vielfalt auseinander und meinte: *„Witness economists' attempts to value species by asking consumers how much they would be willing to pay to save a threatened species, or how much they would accept in compensation for the species' disappearance. The fact that the two methods of this "contingent valuation" give quite different answers only adds comic relief to the underlying tragedy which is the reduction of value to taste.“*

Es ist somit die „tragische Unverlässlichkeit“ der Beliebigkeit der Marktwerte, die wir auf alles und jedes anwenden, ohne uns der Konsequenzen bewusst zu sein. Auch diese Kritik sollte in den entsprechenden politischen Gremien ernst genommen werden, wenn man beispielsweise von „fixen“ oder

69. Daly H. E. (1999): Five policy recommendations for a sustainable economy. Review 1 of The First Annual Feasta Lecture, Trinity College, Dublin, 1999.

70. Ebenda: Zitat: „To conserve the biosphere we will first have to reclaim purpose from that darkness.“

„wohl begründeten“ Leistungsabgeltungen für die Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der Biodiversität oder sonstiger Umwelt- oder Ökosystemleistungen spricht.

Abbildung 17: Zwei Perspektiven der Makroökonomie unter Einbeziehung des Ökosystems Erde (nach Daly H. 1999)

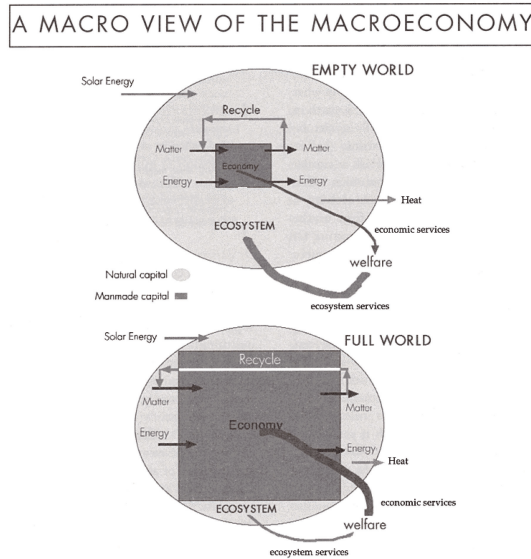
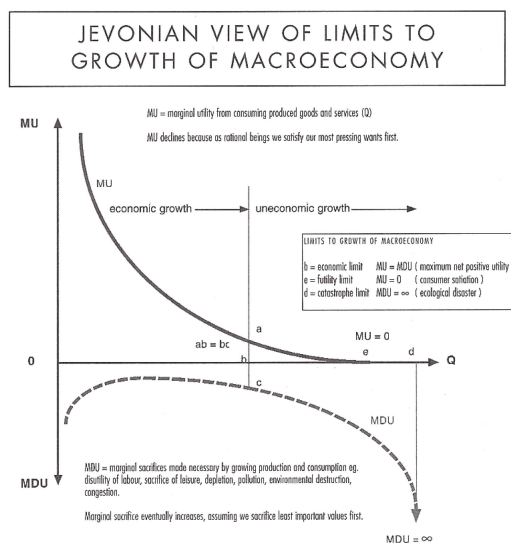


Abbildung 18: Von den Grenzen des Wachstums in der Makroökonomie in Abhängigkeit von den Grenzverlust durch „Erschöpfung der Arbeitskraft, Opferung der Freizeit, Ausbeutung, Umweltverschmutzung, Umweltzerstörung, Raubbau“ (nach Daly H. 1999)



Die Anpassung der Neoklassik an die zunehmende Naturressourcenknappheit (Integration des Wertes von Ökosystemleistungen als eigenständiger Nutzen bzw. Wohlfahrtsbeitrag):

Gibt es eine „Grüne Goldene Regel“ für die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Biodiversität?

Auf eine erweiterte theoretische Darstellung wird hier im Sinne der Lesbarkeit des Berichtes verzichtet. Sie findet sich im ANHANG 4.

Der theoretische Hintergrund ist insofern von Bedeutung, um das argumentative Spektrum für die Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der Biodiversität oder für Zahlungen für Ökosystemleistungen innerhalb der Wirtschaftstheorie in einen logischen Kontext zu stellen.

7.4.7 Die Frage der Diskontierung: Wie bewerten wir den möglichen Nutzen bzw. den möglichen Schaden für zukünftige Generationen?

Die Frage der Bewertung von Ressourcen über längere Zeithorizonte hinweg ist eine sehr zentrale Frage im Zusammenhang mit Naturressourcen, die wir gefährden oder sogar möglicherweise unwiederbringlich zerstören; oder die wir für zukünftige Generationen erhalten und die wir folglich nur „nachhaltig nutzen“ sollten. Schon der Brundtland-Bericht 1997 hat mit seiner Definition der „Nachhaltigkeit“ sichergestellt, dass die wirtschaftliche und politische Perspektive eine generationenübergreifende ist.

Die Diskontierung wird in diesem Zusammenhang somit auch mit ethischer Verantwortung in Zusammenhang gebracht und auch als ein entscheidender Faktor für die Wahlmöglichkeiten gesehen, die Integrität der Ökosysteme zu erhalten. Deshalb hat man im Rahmen des TEEB den wirtschaftswissenschaftlichen Spezialbericht zur Diskontierung auch unter die Überschrift gesetzt: „Diskontierung, Ethik und Optionen zur Erhaltung der Biodiversität und Ökosystemintegrität“.⁷¹

Warum die Diskontierung in wohlfahrtsökonomischen und utilitaristischen Ansätzen? (Dynamische Wohlfahrtsökonomie)

Und warum findet gerade dieser Diskurs über die Diskontierung in Bezug auf Biodiversität statt?

Wesentliche Antworten sind: Weil schon allein bei der Entstehung und beim Aufbau von Ökosystemen und der Artenvielfalt sowie in der Herausbildung vielfältiger genetischer Strukturen lange Zeiträume benötigt werden und weil insbesondere in biologischen Grenzlagen wie Berggebieten diese zeitliche Dimension noch einmal gestreckt ist. Der Verlust bzw. auch andere Veränderungsdynamiken wie z.B. Klimaveränderungen können zwar schnell gehen, aber die Wiedergewinnung von ökologischer Stabilität lässt längere Zeiträume erwarten, sodass die Kosten und Nutzen verschiedener Zeitpunkte verglichen werden müssen. Doch auch Biodiversitätsschäden und Biodiversitätsverluste aufgrund von relativen schnellen Veränderungen sind vielfach nicht rechtzeitig zu erkennen, sondern im Gegenteil die

71. TEEB-Economics (2010c): Discounting, ethics and options for maintaining biodiversity and ecosystem integrity - preliminary draft - chapter 6. URL: <http://www.teebweb.org/EcologicalandEconomicFoundationDraftChapters/tabid/29426/Default.aspx>

Problemstellung und die Problemidentifikation, geschweige denn eine entsprechende Reaktion darauf, kann sich über Generationen hinziehen. Ein weiteres Argument: Allein schon um der menschlichen Einflüsse auf die Biosphäre gewahr zu werden und deren Wirkungen abschätzen zu können, müssen wir relativ weit in die Zukunft blicken bzw. zu blicken versuchen, um rationale Entscheidungen zu treffen (Heal 2005⁷²). Der Beitrag der Biodiversität bzw. der vielfältigen Ökosysteme zur menschlichen Wohlfahrt kann nur über eine lange Periode, die zumindest über Dekaden geht, hinreichend erfasst werden. Wir sind somit für ökonomische Entscheidungen untypischen Zeiträumen konfrontiert.

Dies passt nicht mit der Standardperspektive der Ökonomen zusammen, denn diese akzeptieren im Durchschnitt bei 3% oder 4% Prozent Abwertung, dass 100 Euro nach 100 Jahren nur mehr 5,20 Euro bzw. 1,98 Euro wert sind. Also haben in der traditionellen Ökonomie zeitlich weit entfernte Ereignisse keinen oder kaum einen Einfluss auf Kosten-Nutzenentscheidungen. Anders sollten aber die Verhältnisse bei der Einbeziehung von Naturressourcen wie der Biodiversität liegen, denn diese erbringt ihren Nutzen eben über sehr lange Zeiträume.

Für gewöhnlich werden im Zusammenhang mit Ressourcenverbrauch und auch mit Naturressourcenverbrauch sehr vereinfachte Investitionsmodelle herangezogen. Beispielsweise, wenn in einem simplen Modell ein Wald, der geschlägert und verkauft werden soll, mit der Rendite einer Geldanlage verglichen wird, dann wird - wenn der jährliche Zuwachs des Waldes 5% beträgt und die Rendite der Anlage 6% - der Eigentümer des Waldes sich bei rationalem Verhalten für die Schlägerung entscheiden. Ganz besonders würde er sich dafür entscheiden, wenn zudem der Zuwachs des Waldes nicht gesichert ist (vgl. TEEB-Economics 2010c). Das ist in einer wirtschaftlich ausgerichteten Forstwirtschaft eine klare Sache. Nicht so aber, wenn der Wald als eine Metapher für Biodiversität steht. Dann hat so ein Investitionsmodell erhebliche Mängel - wie z. B.: Irreversibilität des Biodiversitätsverlustes, Unsicherheiten in der Bewertung des Biodiversitätsverlustes, Diskrepanzen zwischen privaten und öffentlichen (sozialen) Entscheidungskalkülen, begrenzte Austauschbarkeit zwischen Naturkapital und traditionell wirtschaftlichem Kapital, Unsicherheiten bei zukünftigen Investitionen in Naturkapital und die Frage nach möglichen andere Nutzenflüsse als allein die Holzproduktion.

Ähnliche Argumente finden sich auch im Zusammenhang mit der wirtschaftlichen Bewertung der Klimaänderung im Rahmen des sogenannten Stern-Reports⁷³: Wirtschaftliche Analysen in Bezug auf langfristige und komplexe Problemlagen wie Klimaänderungen oder den Verlust der Biodiversität können sich nicht einfach an die Standard-Wohlfahrtsanalysen anlehnen, und haben einfach per se ein Problem mit der Abzinsung möglicher zukünftiger Kosten und Nutzen. Irreversibilität, Auswirkungen auf globaler und gleichzeitig lokaler Ebene, große Unsicherheiten in den Folgen, nicht-lineare Änderungspotentiale und vor allem die Frage eines Ausgleichs innerhalb von Gesellschaften (Armut und Reichtum) und besonders auch zwischen Generationen verlangen mehr als eindimensionale Modelle oder ein

72. Heal Geoffrey (2005): Intertemporal Welfare Economics and the Environment. In: Handbook of Environmental Economics, Volume 3. Edited by K.-G.Mäler and J.R. Vincent© 2005 Elsevier B.V. All rights reserved; DOI: 10.1016/S1574-0099(05)03021-4

73. Stern N. (2007): The Economics of Climate Change: The Stern Review. Cambridge, UK: Cambridge University Press; URL: http://www.hm-treasury.gov.uk/stern_review_report.htm

eindimensionales Kalkül mit einem einheitlichen Abzinsungsfaktor. Während die Vertreter der Ökologischen Ökonomie wie Herman Daly⁷⁴ darauf hinwiesen, dass angesichts dieser Problemlagen die Erhaltung der ökologischen Gleichgewichte bzw. der natürlichen Ökosystemleistungen per se systemimmanent sei und folglich dies unsere höchste Aufmerksamkeit erfordere, versuchen die neoklassischen Wohlfahrtsökonominnen mit Hilfe von problemadäquaten Differenzierungen die Diskontierungsfaktoren bzw. ihre Wachstumsmodelle dahingehend anzupassen.

Um die Diskontierung besser verständlich zu machen seien zudem noch folgende beiden Begriffe näher erläutert:

Der Diskontierungsfaktor (f_t): Das sind jene Gewichte, welche Nutzen und Kosten jeweils zu bestimmten Zeitenpunkt in Bezug auf einen Gegenwartswert zugeschrieben werden.

Die Diskontrate (r): Das ist bei einer prozentmäßigen (exponentiellen) Diskontierung jener Prozentsatz, mit dem die Nutzen und Kosten pro Zeiteinheit sich verändern bzw. auf einen Zeitpunkt ab- oder aufgezinst werden. Normalerweise wird eine fixe Diskontrate angenommen.

Beziehung zwischen Diskontierungsfaktor und Diskontrate: $f_t = 1 / (1+r)^t$

Ein einfaches hypothetisches Beispiel einer Diskontierung von Kosten und Nutzen ist Tabelle 5 wiedergegeben:

Tabelle 5: Diskontierung hypothetischer Kosten und Nutzen bei unterschiedlichen Diskonraten (Quelle: OECD 2008)

Kosten		Nutzen		Diskontrate (r)	Diskontierungsfaktor (f_t)	Nettonutzen
Wert	Im Jahre	Wert	Im Jahre	%		Wert
1 Mio.	0	5 Mio.	50	2 %	0,3715	+0,8575 Mio.
1 Mio.	0	5 Mio.	50	5 %	0,0872	-0,564 Mio.

Anhand dieses Beispiels wird ersichtlich wie entscheidend die Diskontierung insbesondere in Bezug auf lange Zeiträume auf den Wert des Nettoergebnisses wirkt. Je geringer die Diskontrate - umso mehr Gewicht wird einem zukünftigen Nutzen in der Gegenwart zugeordnet. Würde ganz auf eine Diskontierung verzichtet werden, so würde man bei einer Gegenwartsentscheidung alle zukünftigen Generationen gleichgewichtig berücksichtigen. In diesem Sinne kann man sich auch eine Nulldiskontierung vorstellen bzw. repräsentiert ein zeitlicher Diskontwert eine ethische Orientierung, die jene mit einbezieht, die nicht am politischen Interessensausgleich teilnehmen können.

Insgesamt erzeugen aber solche Langfristentscheidungen, die zudem mit großen Unsicherheiten behaftet sind, auch Probleme in den Entscheidungskalkülen der neoklassischen Wohlfahrtsökonomie. Zur Veranschaulichung der Probleme sei folgende vereinfachte Wohlfahrtsfunktion gegeben:

74. Daly H. E. (1996): Beyond Growth. Boston: Beacon bzw.
Daly H. E. (1999): Uneconomic Growth in Theory and in Fact. The First Annual Feasta Lecture, Trinity College, Dublin, 2th April, 1999.

$W = \int_0^{\infty} U(C) \cdot e^{-\rho t} dt$ W....Wert, Wohlfahrtsmaß; U...Nutzen; C....Konsum, Verbrauch;
 ρ ... Diskontrate der Nutzen – bzw. repräsentiert ρ eine zeitliche Diskontrate.

Das Konzept geht weiters von einer marginalen Bewertung eines zusätzlichen Konsums zur Zeit t mit einem Diskontierungsfaktor λ aus:

$\Delta W = \int_0^{\infty} \lambda \cdot \Delta C dt$ wobei λ dem Grenznutzen des Konsums zur Zeit t entspricht

$\lambda = U'(C) \cdot e^{-\rho t}$

Unter den Bedingungen einer „isoelastischen“ Nutzenfunktion von $U(C) = C^{1-\eta} / (1-\eta)$ ist $\lambda = C^{-\eta} \cdot e^{-\rho t}$ wobei η der Elastizität des Grenznutzens des Konsums repräsentiert (Anmerkung: definitorisch ist bei $\eta=1$ $U(C) = \log C$).

Nach einigen Ableitungen ergibt sich eine **Diskontrate** $r = \rho + \eta C' / C$ bzw. bei g als Wachstumsrate des Konsums $r = \rho + \eta g$. Dies wird in der Literatur auch als «Ramsey-Gleichung (Ramsey-equation)» bezeichnet.

D.h. unter diesem vereinfachten Fall besteht die Diskontrate r aus einer rein zeitlichen Diskontrate plus einem Produkt aus der Elastizität des Grenznutzens des Konsums mal der Wachstumsrate des Konsums.

Bei $\eta=1$ bedeutet dies, dass 1% des Einkommens genau das gleiche Gewicht hat als 1% des Einkommens zu einem anderen zukünftigen Zeitpunkt- d.h. dass Kosten von 1000 Euro bei einem Einkommen von 10.000 Euro genau so viel wert sind wie Kosten von 10.000 Euro bei einem Einkommen von 100.000 Euro, das jemand in zig Jahren erreicht. Ist aber $\eta > 1$ so muss in der Zukunft mit noch höheren Kosten als 10.000 Euro gerechnet werden. D.h. η ist auch ein Maß für die Risikoaversion. Somit haben wir in der dynamischen Entwicklung eines Systems in Bezug auf die Diskontierung der Nutzen und Kosten drei Parameter die entscheidend sind: Die rein zeitliche Diskontierung bzw. zeitliche Präferenz (ρ), ein Maß für die Risikoaversion (η) und die Wachstumsrate des Konsums (Einkommens) (g). Weitere Ausführungen und Schlussfolgerungen finden sich im Stern-Report (2007)- insbesondere im technischen Anhang zu Kapitel 2 - bzw. in der ökonomischen Spezialliteratur (Kapitel 6) zu TEEB 2010⁷⁵.

Ohne auf die unterschiedlichen Dimensionen, die mit diesem vereinfachten Modell abgebildet werden tiefer einzugehen, sei doch eine tabellarische Zusammenstellung aus der TEEB-Studie angeführt, die tendenziell die Parameter der Diskontraten-Festlegung in der Matrix von Reichtum und Armut gekreuzt mit den Kategorien Ökosystemleistungen und erzeugtes Kapital auf globaler Ebene wiedergibt (Tabelle 6).

75. Stern N. (2007): The Economics of Climate Change: The Stern Review. Cambridge, UK: Cambridge University Press; URL: http://www.hm-treasury.gov.uk/stern_review_report.htm
 (Insbesondere auch der “technical annex to chapter 2)

TEEB-Economics (2010c): Discounting, ethics and options for maintaining biodiversity and ecosystem integrity - preliminary draft - chapter 6. URL: <http://www.teebweb.org/EcologicalandEconomicFoundationDraftChapters/tabid/29426/Default.aspx>

Tabelle 6: Darstellung der Beobachtungen über Lebensumstände und Möglichkeiten der Diskontierung (Quelle TEEB 2010c)

MATRIX zur Wahl unterschiedlicher Diskontraten: $r = \rho + \eta g$	In Bezug auf ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN	In Bezug auf ERZEUGTES KAPITAL
Menschen unter Armutsbedingungen	zeitliche Präferenz: $\rho = \text{tief}$ im Falle von traditionellen Kulturen	zeitliche Präferenz: $\rho = \text{tief}$ denn die Erhaltung des Kapitalstocks für zukünftige Generationen ist wichtig
	zeitliche Präferenz: $\rho = \text{positiv}$ im Falle von Kulturen, die unter Stress stehen	zeitliche Präferenz: $\rho = \text{positiv}$ - Kulturen, die unter Stress stehen, könnten eventuell nicht in der Lage sein, in die Erhaltung des Kapitalstocks ausreichend zu investieren
	Risikoaversion – Elastizität des Grenznutzens des Einkommens: $\eta = \text{wahrscheinlich sehr hoch}$.- selbst kleinste Veränderungen im Konsum tragen zur Wohlfahrt bei	Risikoaversion – Elastizität des Grenznutzens des Einkommens: $\eta = \text{sehr hoch}$.- selbst kleinste Veränderungen im Konsum tragen zur Wohlfahrt bei
	Wachstum des Einkommens/Konsums: $g = \text{für die sehr Armen wahrscheinlich negativ}$ (zukünftige Generationen werden es wahrscheinlich aufgrund von sich verschlechternden Umweltbedingungen noch schwieriger haben ? aber das kann nicht in die wirtschaftlichen Entscheidungen einbezogen werden) Ansonsten kann man annehmen: $g = 1$ ----d.h. $\eta \cdot g = \text{groß}$	
Menschen unter Reichtumsbedingungen	zeitliche Präferenz: $\rho = 0$ (ethische Verantwortung für zukünftige Generationen ist möglich)	zeitliche Präferenz: $\rho = 0$ oder sogar negativ Erhaltung und Vergrößerung des Naturkapitals für die Zukunft ist möglich
	Risikoaversion – Elastizität des Grenznutzens des Einkommens: $\eta = \text{positiv}$ – höhere Einkommen implizieren eine höhere Einkommenselastizität für Umweltgüter	Risikoaversion – Elastizität des Grenznutzens des Einkommens: $\eta = 0$ oder sogar negativ – mehr Kapital bedeutet auch mehr Konsum, der sich aber nicht in Wohlfahrt niederschlägt
	Wachstum des Einkommens/Konsums: $g = \text{negativ für die sehr Reichen}$, denn sie müssen/wollen die vergangene Naturkapitalzerstörung kompensieren – selbst unter der Bedingung von mehr materiellem Reichtum	

Im TEEB-Bericht (2010c) wurde zusätzlich die Frage gestellt, ob dies bedeute, „dass die Menschen zukünftig weniger Biodiversität benötigen werden“ - oder sich insgesamt mit einem Verlust an globaler Biodiversität abfinden werden müssen. So gesehen hat dieser tabellarische Ausblick auch eine pessimistische Dimension, weil hier klar gezeigt wird, dass nur jene Gesellschaften sich den langfristigen Schutz der Biodiversität widmen werden (können), die eine entsprechende materielle Sicherheit vorweisen. Obwohl aus einer globalen Perspektive vor allem die Menschen unter Armutsbedingungen von der Funktionsfähigkeit der natürlichen Ökosysteme stark abhängen, zwingen sie die Lebensumstände vielfach, den potentiellen zukünftigen Nutzen der Ökosysteme gering, aber jenen des erzeugten Kapitals in der Gegenwart hoch zu schätzen. Für die Armen ist es schwer, nicht nur den Kreislauf der sozialen Ausgrenzung sondern auch jenen der Übernutzung von Ökosystemen zu durchbrechen. Für Menschen in Armut - und wenn man bedenkt, dass jene Milliarde Menschen, die laut FAO an Unterernährung leidet, zu über 70% am Land lebt - ist es ganz besonders wichtig, dass die natürlichen Ökosysteme

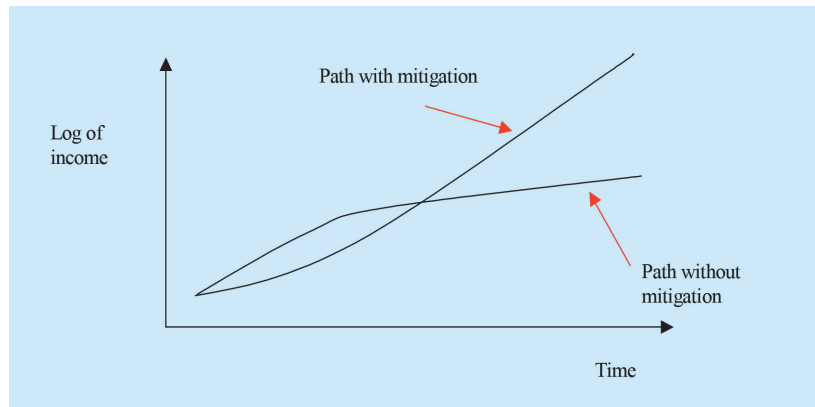
möglichst unmittelbar einen direkten Nutzen zur Lebenserhaltung erbringen. Hier sollten umweltschonende Investitionen, Hilfsprogramme, Schutzmechanismen greifen, um genau jenen Menschen gezielt zu helfen, die unter wirtschaftlichen Stress stehen, und damit jene belasteten Ökosysteme, von denen sie direkt abhängig sind, wiederum längerfristig erhalten werden (können).

Eine andere Perspektive in Bezug auf die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Naturressourcen ergibt sich aus der dynamischen Wohlfahrtsökonomie per se. Es ist demnach in einer Langfristperspektive viel wichtiger, Systemparameter zu beeinflussen als einmal eine absolute Größe aufgrund einer besonderen Einzelanstrengung abzuändern. System- und Verhaltensänderungen sind viel wirksamer als Erfolge aus Einzelprojekten, wenn sich dadurch keine Rückkoppelung auf das System ergibt. Vorteilhaft ist jene Strategie oder jener Pfad der längerfristig den höchsten Nutzen bzw. die höchste Wohlfahrt erbringt.

Ursprünglich wurde die Diskontierung dazu verwendet, um Präferenzen für eine individuelle Entscheidung für oder gegen ein Projekt zu fällen, wobei man der zeitlichen Präferenz einen Vorzug einräumte, da Individuen den gegenwärtigen Nutzen höher schätzen als einen eventuell zukünftigen Nutzen. D.h. in solchen Fällen wurden eher höhere Diskontsätze festgesetzt. Doch in Summe führen höhere Diskontsätze zu einer Überbewertung zeitnaher Nutzen und haben negative Auswirkungen auf die Erfordernisse der Umwelt, die ihren Nutzenbeitrag über lange Zeiträume erbringt. Im Rahmen der TEEB Studie wurden daraus folgende Charakteristika mit Hilfe der gegebenen Standardwohlfahrtsfunktion und der daraus abgeleiteten Ramsey-Gleichung beobachtet:

- ◆ Es gibt einen grundlegenden Unterscheid zwischen einer individuellen Diskontrate, die auf einen Zeitpunkt eines Projektes bezogen ist, und einer sozialen Diskontrate. Beispielsweise setzt ethische Verantwortlichkeit voraus, dass die Diskontrate der zeitlichen Präferenz nahe bei null festgelegt wird, und somit alle Generationen möglichst gleich in ihrem Wohlfahrtsanspruch bewertet werden.
- ◆ Das Einkommenswachstum als Parameter, wie gut es uns in Zukunft geht (oder auch nicht) ist ein zentraler Faktor bezüglich der Entscheidung welchen Wert wir zukünftig Ressourcen bemessen (sollen). Die Frage ist dabei auch was wir längerfristig unter Wachstum verstehen - ob das lediglich materieller Konsum ist oder ob dieses auch einen intangiblen Nutzen der Natur und ihrer Ressourcen mit einschließt? (vgl. Dasgupta / Mähler 2000).
- ◆ Ein anderer kritischer Faktor ist die Umweltzerstörung und der Verlust von Naturkapital und seine Rückkoppelung auf das Einkommens- bzw. Konsumwachstum. Nachdem sehr vieles dafür spricht, dass wir gegenwärtig auf Kosten des Bestandes an Naturkapital unseren übermäßigen Konsum finanzieren und somit zukünftige Naturressourcen unwiederbringlich zerstören, kann man leicht die Annahme konstruieren, dass zukünftig das langfristige Wachstum negativ sein wird und folglich auch negative Diskonraten möglich sind. Es wurde auch schon im Stern-Report2007 in Bezug auf das Klimaproblem darauf hingewiesen, dass bei sinkenden Einkommen auch negative Diskonraten möglich sind, sodass zukünftiger Erhalt der Gleichgewichte (bzw. der Erhalt der Naturressourcen) immer bedeutender wird. (Schematisch wird in Abbildung 19) dieser mögliche negative Wachstumspfad ohne Eingriff im Verhältnis zu einem Wachstumspfad mit schadensminderndem Eingriff gegenübergestellt.)

Abbildung 19: Konzeptioneller Ansatz, um unterschiedliche Wachstumspfade über längere Zeiträume zu vergleichen (Quelle: Stern 2007)



- ◆ Die Diskontrate bestimmt das Absinken des Diskontierungsfaktors. Es gibt keine Voraussetzung, dass diese über die Zeit gleich sein muss, denn es hängt vom Pfad ab, wie sich das Einkommen bzw. mögliche Konsum entwickelt. Es gibt unterschiedliche Diskonraten - unter Einschluss von null und negativen Raten - je nach der zeitlichen Periode, dem Grad an Unsicherheit, der Forderung nach ethischer Verantwortlichkeit gegenüber den in Armut lebenden Menschen oder je nach der Größe des Wirkungsraums des Bewertungsgegenstandes.
- ◆ Zunehmende gesellschaftliche Ungleichheiten, die sich im Lauf der Zeit entwickeln, bedingen ebenfalls tendenziell ein Absenken der Diskonraten. Ähnliches gilt auch bei steigender Unsicherheit bezüglich zukünftiger Ergebnisse, wenn man dies anhand der Standardwohlfunktionsfunktionen beurteilt. Geringe Diskonraten bei geringen Wachstumsraten können aber ebenfalls mit Umweltzerstörung einhergehen.
- ◆ Zusammenfassend: Diskonraten sind in der Bewertung der sozialen Nutzen und Kosten von Naturressourcen über lange Zeiträume entscheidend und wichtig, jedoch können und sollen sie nicht einheitlich festgelegt werden, sondern so, dass sie den ethischen Dimensionen eines intragesellschaftlichen und eines intergenerationellen Ausgleichs gerecht werden. Dabei sollten die Szenarien explizit nachvollziehbar bleiben.

8 Ausgleichszahlungen für Ökosystemleistungen (PES)

Es wurde bereits im Kapitel 4 bzw. 4.1. über die Bewertung von Ökosystemleistungen darüber berichtet, dass ökonomisch folgerichtig am Ende der Bewertungsarbeit bezüglich der Erhaltung und Verbesserung von „Leistungen“ immer auch Zahlungen stehen sollten bzw. dass „Ausgleichszahlungen für Ökosystemleistungen“ (PES = Payments for Ecosystem Services) implizit Teil dieses Systems der ökonomischen Bewertung von Ökosystemen sind. Dabei ist es selbstverständlich eine komplexe ökonomische und letztlich auch politische Frage, wie man irgendwen bezahlt, der eigentlich diese Leistungen per se nicht selbst vollbracht hat, sondern im besten Fall nur dafür gesorgt hat, dass diese Ökosystemleistungen das zufällige Nebenprodukt einer wirtschaftlichen Haupttätigkeit sind, bzw. gewährleistet hat, dass die gegenständlichen Naturressourcen nicht einem zerstörerischen Verwertungsprozess unterzogen wurden. Zudem stellt sich die Frage wie diese Zahlungen dann verteilt werden - zwischen Staaten, gesellschaftlichen Gruppierungen bzw. auch innerhalb von Gesellschaften individuell (engl. Fachausdruck: distributive issues) - und was die Folgen solcher Zahlungen dann sind oder sein könnten.

Diskursive Schwierigkeiten bereitet auch die deutsche Übersetzung vom englischen Begriff „Payments“. Nachdem es die sogenannten „Ausgleichszahlungen“ in der EU im Zusammenhang mit Zahlungen für Agrarumweltmaßnahmen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) schon lange gibt - lange bevor „Ökosystemleistungen“ systematisch zu definieren versucht wurden – findet sich in der deutschen Literatur manchmal der Begriff „Ausgleichszahlungen“ und manchmal die wortwörtliche Übersetzung „Zahlungen“ in Bezug auf den Begriff „Payments on Ecosystem Services“ bzw. PES. Diese klassischen „Ausgleichszahlungen“ der GAP waren definiert als Zahlungen, die Landwirte „für den Einsatz landwirtschaftlicher Arbeitsmethoden erhalten, durch die öffentliche Güter geschaffen werden.“

Nur war und ist der Begriff „Ausgleichszahlungen“ auch immer mit den „Ökosystemleistungen“ (selbst wenn sie nicht erfasst wurden) verbunden – denn es wurde immer implizit vorausgesetzt, dass die Ökosystemleistungen (bzw. der Wert der ‚öffentlichen Güter‘) höher seien als der Mehraufwand durch die Land- und Forstwirte oder sonstige Förderungsnehmer. Durch die aktuellen Definitionsversuche von Ökosystemleistungen erwartet man sich international im umweltökonomischen Diskurs, dass erstmals ein System geschaffen würde, mit dem effiziente „Ausgleichszahlungen“ – d.h. mit den geringsten Kosten die maximalen Ökosystemleistungen zu fördern und zu erhalten - konzipiert werden könnten. Und so gesehen ist die synonyme Verwendung des Begriffes „Ausgleichszahlungen“ mit dem „klassischen“ Begriff der „Ausgleichszahlungen“ im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen durchaus ein unvermeidlicher, weil dadurch auch das klassische System dieser Zahlungen kritik- und verbesserungsfähig bleibt.⁷⁶

Auch in der EU-Kommission werden große Teile der umweltbezogenen Förderungen als PES gesehen (vgl. Vakrou 2010⁷⁷)

Neben einem akademischen Diskurs auf Universitäten, die sich mit der Ökonomie von Naturressourcen beschäftigen, war die OECD eine der ersten globalen Institutionen, die sich intensiv im Rahmen der „OECD Arbeitsgruppe über wirtschaftliche Aspekte der Biodiversität“ (Working Group on Economic Aspects of Biodiversity) auch mit den „Payments for Ecosystem Services (PES)“ auseinandersetzte und 2010 erschien eine spezielle Publikation unter dem Titel „Zahlen für Biodiversität - Verbesserung

der Kosteneffektivität von Zahlungen für Ökosystemleistungen⁷⁸, in der viele Aspekte, die in diesem Kontext international diskutiert werden, zusammengefasst wurden.

Dabei sind PES nach Wunder (2005) so definiert, dass es sich um eine freiwillige, bedingte Übereinkunft zwischen einem „Verkäufer und „Käufer“ über ein hinreichend definierte Umweltleistung – oder eine Landnutzung, die darauf ausgerichtet ist diese Leistung zu erbringen, handelt⁷⁹. Solche Zahlungen sollten Nutzer oder Begünstigte, die von der Funktionsfähigkeit von Ökosystemen profitieren, an Individuen und Gemeinschaften entrichten, welche durch ihre Management-Entscheidungen, die Bereitstellung von Umweltleistungen beeinflussen.

Das bedingt selbstverständlich ein sehr breites Spektrum an potentiellen Austauschbeziehungen. Wie wir in den vorangehenden Kapiteln gesehen haben, würde dies sehr komplexe Regelungsmechanismen umfassen, um bezüglich der umfangreichen Leistungen von Ökosystemen zu halbwegs befriedigenden noch dazu „marktkonformen“ Austauschmechanismen zu kommen. Tatsächlich kann das nur ein ökonomisches Instrument sein, um die Erhaltung und nachhaltige Nutzung von Biodiversität zu gewährleisten (siehe Tabelle 7). Inhaltlich handelt es sich beim Einsatz des Instruments der PES um ein Bündel von Maßnahmen, das sich von Agrar-Umweltprogrammen, über die Erhaltung der natürlichen Reinigungsfähigkeit von ganzen Wassereinzugsgebieten, oder über die Erhaltung und Verbesserung von natürlichen CO₂-Senken (z.B. über die Erhaltung von Regenwäldern) bis hin zur Erhaltung der Ästhetik und kulturellen Einzigartigkeit von besonderen Kultur- und Naturlandschaften reicht. Weltweit werden solche Programme auf einige Milliarden Dollar geschätzt, wobei im Durchschnitt in anglo-amerikanischen Ländern marktnähere Instrumente (Fonds, Zahlungen von Großunternehmen, verbriefte Rechte, Ausschreibungen und Auktionen von gewünschten Leistungen) gewählt werden, während

-
76. Auch die Übersetzung des klassischen Begriffs der „Ausgleichszahlungen“ ins Englische wurde immer mit dem einfachen Begriff der „payments“ synonymisiert. Die englische Erklärung „Farmers may receive payments to compensate them for farming in a manner which generates public goods – for instance, farming in a manner that preserves biodiversity, farming in mountainous areas (thereby maintaining rural society), etc. These payments are known as agri-environmental payments.“ liest sich im Deutschen als “Landwirte können Ausgleichszahlungen für den Einsatz landwirtschaftlicher Arbeitsmethoden erhalten, durch die öffentliche Güter geschaffen werden. Zu diesen Arbeitsmethoden zählen landwirtschaftliche Tätigkeiten, die die Artenvielfalt nicht beeinträchtigen, landwirtschaftliche Tätigkeiten in Gebirgsregionen, wodurch die ländliche Gemeinschaft in diesen Gebieten erhalten bleibt, usw. Die entsprechenden Zahlungen werden als Agrarumweltzahlungen bezeichnet.“ (Quelle: EU-Kommission: „Die Gemeinsame Agrarpolitik - Ein Glossar“ - http://ec.europa.eu/agriculture/glossary/index_de.htm -- und vgl. dazu auch die Definitionsversuche von PES im Deutschen und Englischen Wikipedia)
77. Vakrou Alexandra 2010: Payments for Ecosystem Services (PES): Experiences in the EU. Presentation for the OECD - Expert Workshop on Enhancing the Cost-Effectiveness of Payments for Ecosystem Services, OECD Working Group on Economic Aspects of Biodiversity, Paris, 25th March 2010. (URL: <http://www.oecd.org/environment/resources/workshopenhancingthecost-effectivenessofpaymentsforecosystemservices.htm>)
78. OECD (2010): Paying for Biodiversity - Enhancing the Cost-effectiveness of Payments for Ecosystem Services. OECD-Paris,
79. Wunder S. (2005): Payments for environmental services: Some nuts and bolts. CIFOR Occasional Paper No. 42, Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.

China und Europa vorwiegend über staatliche Programme finanzielle Anreize setzen, um bestimmte Ökosystemleistungen zu erhalten oder zu verbessern.

Tabelle 7: Politikansätze und Instrumente zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung von Biodiversität

REGULATORISCHE-GESETZLICHE ANSÄTZE (z.B. GE-UND VERBOTE, KONTROLLEN)	ÖKONOMISCHE INSTRUMENTE	INFORMATION und ANDERE INSTRUMENTE
Verbote und Begrenzungen über die Nutzung (z.B. Handel mit gefährdeten Arten - CITES)	Preis-basierende Instrumente - Steuern - Gebühren, Abgaben, Strafen - Subventionen von bestimmten Tätigkeiten	ÖKO-Labeling - Kennzeichnung ökologischer Standards oder ökologische Zertifizierungssysteme
Verbote und Begrenzungen für den Zugang (z.B.: Schutzgebiete, gesetzliche Pufferzonen)	Haftungs-basierende Instrumente - Strafen für die Nicht-Umsetzung der Auflagen - Zivil- und strafrechtliche Klagen - Erfüllungsgarantien	Freiwillige-Übereinkunft für bestimmte Handlungen und deren Bekanntmachung
Qualitäts- und Quantitäts-Standards, häufig dazu verwendet, um bestimmte Technologien zu verwenden oder andere einzuschränken (z.B. Spezifikationen für Netze beim kommerziellen Fischfang)	Beseitigung von kontraproduktiven Subventionen (pervers subsidies) - Neuausrichtung des Fördersystems	
	Schaffung neuer Märkte und die Zuschreibung von hinreichend definierten Eigentums- und Verfügungsrechten	
	PES: ZAHLUNGEN für Ökosystemleistungen	

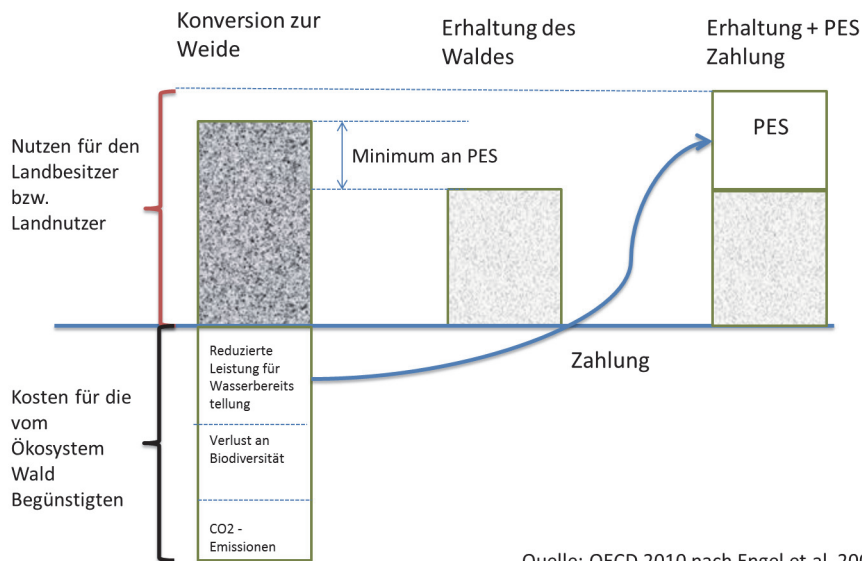
Quelle: OECD (2010)

8.1 Die Konzeption von PES und internationale Kritikansätze

Das klassische Beispiel, wie man die Funktionsweise von PES im wirtschaftlichen Kontext erklärt, ist jenes der Konversion eines funktionsfähigen Waldökosystems in eine Rinderweide, wobei das Ausgangsökosystem Wald durch seine biologische Vielfalt Wasserreinigungsfunktionen für die angrenzende oder flussabwärtsliegende Bevölkerung bereitstellt und das zudem als CO₂-Senke dienen kann. Es repräsentiert den klassischen Konversionspfad von Regenwald in Rinderweiden im Zusammenhang mit der Abholzung von Regenwäldern in Mittel- und Südamerika. Ausgangspunkt der Überlegungen ist: Die Umwandlung in Rinderweiden erbringt mehr Erträge für die Landbesitzer oder Landnutzer als eine nachhaltige forstwirtschaftliche Nutzung und die Nutzung der klassischen Waldprodukte. Dafür verliert aber die Bevölkerung an Reinigungsleistung für die Wassereinzugsgebiete, riskiert Überschwemmungen, verliert die traditionelle Nutzung der Biodiversität, die wiederum ein Bündel an Werten repräsentiert. Und selbstverständlich wird auch die Funktion des Waldes, als CO₂-Senke zu dienen, für den Staat bzw. die globale Bevölkerung verloren gehen. Es erscheint deshalb rational, dass die von den Ökosystemfunktionen des Waldes Begünstigten die örtlichen Landnutzer oder Landbesitzer bzw. jene zahlen, die die Konversionsrechte haben. Die schematische Darstellung dieses Vorgangs findet sich in Abbildung 20.

Abbildung 20: Der PES-Mechanismus nach OECD-Darstellung: Die von einem funktionsfähigen Ökosystem (z.B. Wald) Begünstigten zahlen Landbesitzer oder Landnutzer, die für die Ökosystemleistung sorgen, um die zusätzlichen Kosten der Erhaltung zu kompensieren

Der PES-Mechanismus: Zahlungen für Ökosystemleistungen als Anreizsystem



Quelle: OECD 2010 nach Engel et al. 2008

Anhand dieses Beispiels wird auch offensichtlich, dass das Konzept der PES, so wie es im internationalen und globalen Kontext der führenden Industrieländer diskutiert wird, stark in der Vorstellung einer protestantisch-angloamerikanischen und ideal-kapitalistischen Eigentumsordnung verankert ist. Denn die Voraussetzung dieses Systems ist es, dass es klare Eigentums-, Nutzungs- und Verfügungsrechte (Property Rights) über den Boden und die Naturressourcen gibt, und dass diese nicht einer spezifischen staatlichen Regulierung unterliegen, um eben beispielsweise die Konversion zu unterbinden. Das Privateigentum habe Vorrang vor allgemeinen gesellschaftlichen Bedürfnissen und Nutzungsansprüchen.

Anders liegen ein wenig die ideologischen Zugänge in Europa. Hier wird die Eigentumsordnung stärker von einer Soziallehre, die ethisch und moralisch eine Sozialpflichtigkeit der Besitzenden einfordert, bestimmt bzw. ist dieses auch stärker vom marxistischen Denken beeinflusst, welches davon ausgeht, dass Eigentumsverhältnisse als soziales Konstrukt grundsätzlich einer gesellschaftlichen Steuerung zugänglich sein sollten.

Abgesehen von diesen ideologischen Dimensionen weist das Konzept der PES auch zwei mögliche gesellschaftspolitisch bedenkliche Risiken auf.

- ♦ Zum einen bedingen Zahlungen an Landbesitzer oder Landnutzungsberechtigte die Gefahr, dass Großgrundbesitzer dafür bezahlt werden, dass sie im Eigentlichen nichts oder fast nichts tun, sondern nur die dem Eigentumstitel unterliegenden Ökosysteme im Großen und Ganzen nicht anrühren oder auf ihnen keine wirtschaftliche Aktivitäten entfalten. Damit würden sie über die

PES eine so genannte „Öko-Rente“ erhalten und damit würde eine Umverteilung von „Unten“ nach „Oben“ beschleunigt. Es ist somit sozialpolitisch ganz entscheidend, wie die Eigentumsverhältnisse sich gestalten bzw. wie die Verteilungsverhältnisse im Rahmen von PES-Systemen sind.

- ◆ Zum anderen, wenn beispielsweise traditionelle und lokale Gemeinschaften und Gesellschaften über die Nutzungsrechte verfügen, so läuft das System Gefahr, dass genau diesen Gemeinschaften und Gesellschaften jegliche Entwicklungsoption um „billiges“ Geld abgekauft wird. (Denn die ökonomische Ausrichtung setzt voraus, dass die PES minimiert bzw. Effekt und Zahlung optimiert werden.) Gleichzeitig werden traditionelle Gemeinschaften und Gesellschaften durch die Zahlungen in einen Lebensstil übergeführt, der sie sehr anfällig macht, sich am Konsum westlicher Zivilisation zu orientieren. Die Folge ist eine verstärkte Abwanderung in Städte und wirtschaftliche Zentralräume - also genau das, was sie oft ursprüngliche vorgaben, verhindern zu wollen.

Diese beiden „Fallgruben“ sind somit im Auge zu behalten, wenn die Politik systematisch versucht, marktnahe PES-Systeme zu installieren. Beide Aspekte lassen sich in allen möglichen gesellschaftlichen Varianten modellhaft durchspielen: Der „reiche“ Norden zahlt an den „armen“, aber dafür biodiversitätsreichen Süden. Oder die arme Bevölkerung in den städtischen Metropolen zahlt via Wasserpreise an die Wasser bereitstellende Gruppe von Großgrundbesitzern - aber es ist auch vorstellbar, dass die nach allgemeinen Gesichtspunkten relativ „reiche“ Bevölkerung in den Städte die „verarmte“ Bevölkerung und kleinen Landbesitzer im Umland zahlt, damit diese sich an bestimmte Regeln halten.

Grundsätzlich wird aber mit dem „Anreizsystem Geld“ gesteuert, und am leichtesten lässt sich dies bei den „Armen“ bewerkstelligen. Folglich wurde und wird dieser Ansatz im Rahmen eines globalen kapitalistischen Zugriffs auf Ressourcen und Naturressourcen auch bereits unter dem Begriff von „Green Grabbing“ kritisch diskutiert.

Erst kürzlich (April 2012) ist im international renommierten „Journal of Peasant Studies“ eine Artikelserie zum „Green Grabbing“ – d.h. die Aneignung von Naturressourcen unter dem Deckmantel von Natur- und Umweltschutz – erschienen. Dabei wurde im Leitartikel u.a. festgehalten (Fairland James et al. 2012)⁸⁰: *„In anderen Fällen (neben Land-Grabbing für Rohnahrungsmittel und Biotreibstoff) sind grüne Umweltagenden Kernelemente und Ziele der Aneignung; egal ob mit der Erhaltung der Biodiversität, biologischen Kohlenstoff-Speicherung, Biotreibstoffen, Ökosystemleistungen, Öko-tourismus verbunden oder als Ersatzmaßnahme (offsets), die damit einzeln oder in Summe zusammenhängt, definiert. Manchmal beinhaltet dies die gesamte Wegnahme von Land und manchmal die Restrukturierung der Regeln und der Rechte für Zugang, Nutzung und Verwaltung der Ressourcen, die grundlegende übereignende Wirkungen haben können. ... Auch beinhaltet dies neue Formen der Bewertung, Kommodifikation und Schaffung von Märkten für Teile und Aspekte der Natur und bringt eine außerordentliche neue Liste an Akteuren und Allianzen mit sich - wie Pensionsfonds und Risikokapitalgeber, globale Warenhändler und Berater, GIS-Dienst-Provider und geschäftliche Entrepreneure, Öko-Tourismus-Gesellschaften und Militärinteressen, „grüne“ Aktivisten, edle Umweltschützer und furchtsame Konsumenten u.a., die früher äußerst unwahrscheinlich gemeinsame Interessen hatten...“.* Wenn etwas bei dieser Liste vergessen wurde,

80. Fairland James, Leach Melissa, Scoones Ian (2012): Green Grabbing: a new appropriation of nature?, The Journal of Peasant Studies, Vol. 39 No. 2, April 2012, 237-261.

dann könnte man noch Wissenschaftler und Investmentbanker hinzufügen. Auch das „Financing“ von neuen Ansätzen zur Erhaltung der Biodiversität scheint dazuzugehören, wenn Ressourcen wie die Biodiversität monetär in Wert gesetzt werden, bzw. haben auch diesbezüglich viele internationale Institutionen wie Weltbank oder UNEP in der Vergangenheit bereits aktiv Konzepte entwickelt.

Im Jahr 2009 veranstaltete die OECD ein spezifisches Workshop für diese Thematik, insbesondere um „Finanzierungen durch den Privatsektor für die Erhaltung und nachhaltige Nutzung“ anzuregen. Beispielsweise wurde dabei auch über eine 10 Millionen-Dollar-Partnerschaft zwischen dem Transnationalen Chemiekonzern DOW und „The Nature Conservancy“ berichtet, was unter anderem aufzeigt, in welcher zweifelhaften Richtung die Finanzierung von Biodiversitätsprojekten geht. Es scheint, wenn man es etwas überspritzt formuliert, dass nicht nur durch den kapitalistischen Zugriff auf die Naturressource „biologische Vielfalt“ eine Trennung zwischen „Schmutz- und Schutzgebieten“ entsteht, sondern dass auch zunehmend der Ansatz „Schmutz zahlt Schutz“ zu einer realistischen Option im „Global Governance“ wird. Auch das ist konzeptiv mitgedacht, denn zu den neuen „marktwirtschaftlichen“ Ausgleichsmaßnahmen zählen

- ◆ nicht nur die Ausgleichsmaßnahmen nach dem PES-Konzept,
- ◆ sondern auch so genannte „Biodiversity-Offsets“ und das „Habitat-Banking“ – gemeint sind kompensierende Ausgleichsmaßnahmen von Akteuren, die durch Projekte „residuelle, nicht vermeidbare Schäden“ an der Biodiversität verursachen, welche sicherstellen, dass es zu keinem Nettoverlust an Biodiversität kommt⁸¹. Wenn Ausgleichsflächen und Ausgleichsökosysteme durch Dritte bereitgestellt werden, dann spricht man in diesem Kontext von „Habitat Banking“ (siehe weiter unten).
- ◆ Des Weiteren gibt es, wie in Anlehnung an den „Clean Development Mechanism“ (CDM) als Begleitmaßnahme zum CO₂-Zertifikatenhandel, auch Vorschläge zur Entwicklung eines sogenannten „Green Development Mechanism“ (GDM), der einen groß angelegten Ausgleich für Biodiversitätsbelastungen im globalen Maßstab ermöglichen soll (siehe auch weiter unten)

Es besteht somit ein realer Bedarf von großen Industrien, sich durch standardisierte Teilnahmen an ökologischen Ausgleichsmaßnahmen von umweltbelastenden Aktivitäten „freizukaufen“ zu versuchen, und genau das wird im Rahmen eines „Ökosystem-Marktplatzes“ (engl.: ecosystem marketplace) auch systematisch versucht, indem beispielsweise Weltbank, UNEP, Bloomberg, GEF, USAID, US Forestry Services, Nature Conservancy und andere z.B. über die Homepage <http://www.ecosystemmarketplace.com/> darangingen, eine Austauschplattform für solche Ausgleichsprojekte zur Verfügung zu stellen. Die Idee dahinter ist, dass ähnlich wie die CO₂-Rechte und Zertifikate einer marktwirtschaftlichen Steuerung und einem standardisierten Ausgleich zugeführt wurden, dies auch für Biodiversität umzusetzen sein müsste. Die „Verschmutzer“, „Belaster“ und „Biodiversitätszerstörer“ zahlen gleichsam die „Bereitsteller“, „Erhalter“ und „Manager“ der Ökosystemleistungen? und dies gleich auf einer globalen Ausgleichsebene dem „Ökosystem-Marktplatz“. Das erklärt auch das so vielfältige Bündel an Akteuren

81. Levitt Tom (2010): What is biodiversity offsetting and how would it work? – The Ecologist 9th June, 2010.
– Siehe auch: Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) – URL: <http://bbop.forest-trends.org/>

und Allianzen mit oft gegensätzlichen Interessen, wie es bei Fairland et al. (2012) direkt beschrieben wird, und die sich jetzt so verhalten, als hätten sie gerade eine „Goldmine“ entdeckt.

Ob ein solches globales Projekt und System längerfristig funktionieren kann?: Diesbezüglich ist hinzu-zufügen, dass an der ursprünglichen Entwicklung solcher „Banking-Systeme“ nicht nur Ökonomen mitgearbeitet haben, sondern auch Investmentbanker. (Vgl. in diesem Zusammenhang die Projektleitung der globalen TEEB-Studie durch den Londoner Deutsche Bank-Manager Pavan Sukhdev.) Diese Idee des Investmentbanking, man könne alle möglichen Aspekte einer Sache - und seien sie auch noch so komplex - durch Standardisierung, Verbriefung und eindeutige Zuordnung an einen Eigentümer über Märkte handelbar und sie so einer marktwirtschaftlichen Steuerung zugänglich machen und „wohlstandsoptimierend“ verteilen, war Ausdruck einer umfassenden neoliberalen Ideologisierung in den 1990er Jahren und kam mit der globalen Finanz- und Wirtschaftskrise der Jahre 2007/08 merklich unter Druck. Es stellte sich nämlich heraus, dass das moderne Finanzwesen nicht einmal fähig war, seine eigenen Produkte, die im Eigentlichen „nur aus simplen Geldforderungen“ bestanden, abzusichern. Wie sollten sie dann so komplexe Entitäten wie die Biodiversität und die damit zusammenhängenden Ökosysteme und die daraus folgenden Wohlstandsgewinne oder –verluste steuern können? Auch das wird in Zukunft im Zusammenhang mit der Anwendung der neo-klassischen Ökonomietheorie in Bezug auf den Schutz der Biodiversität zu diskutieren sein.

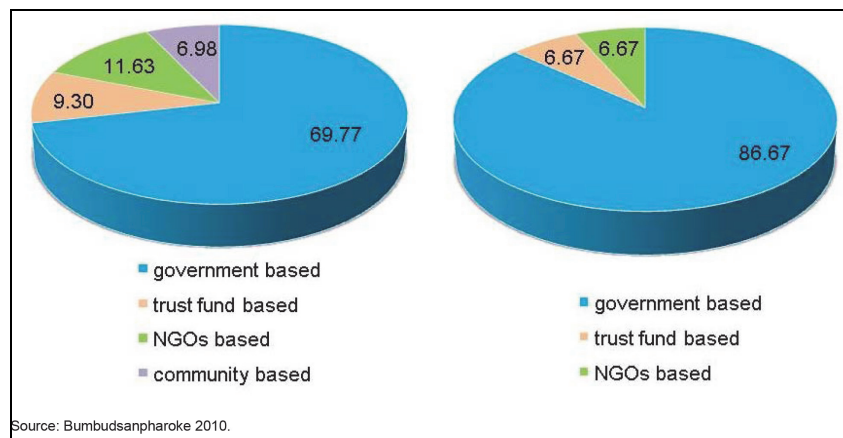
Um eine andere Organisation, die im Geschäft der Finanzierung von globalen Naturschutzausgleichen tätig ist, zu nennen, sei auch der GEF (Global Environmental Facility) und sein Engagement für PES kurz vorgestellt. Es handelt sich dabei um den UN-Ausgleichsfond für Umwelt im Rahmen der CBD, der Klima-Rahmenkonvention, der Stockholm-Konvention für persistente Umweltchemikalien u.a. Dieser entfaltet umfangreiche Aktivitäten zur Unterstützung der Erhaltung der Biodiversität auf globaler Ebene⁸². Bis 2009 wurden ca. 2,3 Milliarden Dollar durch den GEF für Biodiversität bereitgestellt. In der aktuellen strategischen Planungsperiode von GEF 5 (2010-2014) sind weitere 1,2 Milliarden Dollar vorgesehen, davon ca. 700 Millionen für die Verbesserung der Nachhaltigkeit in Schutzgebieten und weitere 250 Millionen für die „Ausrichtung der Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Biodiversität im Rahmen der Produktion für Land- und Seegebiete sowie Wirtschaftssektoren“. Letzteres inkludiert auch Ausgleichszahlungen für Ökosystemleistungen. Diese Maßnahmen im Rahmen des GEF würden mehr als 100 Mio. Hektar Land- und Seegebiete betreffen. Dabei würden sich ca. 30 Projekte am PES-Ansatz-orientieren bzw. wurden Investitionen in die Entwicklung von PES-Systemen auf nationaler Ebene gemacht – so die Darstellung bei der OECD. Zusätzlich gab es regionale und lokale Programme, die auch durch private Investitionen bzw. durch Private-Public –Partnership getragen waren⁸³. PES-Programme sind mittlerweile insbesondere im Rahmen der so genannten REDD+ Programme in umfangreiches globales Steuerungsinstrument. REDD+ bedeutet die reduzierte CO₂-Emission durch die Nicht-Abholzung von Wäldern, wobei die Erhaltung von Wäldern als CO₂-Senken

82. OECD (2011): Summary Record of the Expert Workshop on Mobilizing Private Sector Finance for Biodiversity Conservation and Sustainable Use. OECD Working Party on Biodiversity, Water and Ecosystems (WPBWE), Paris, März 2011.

83. Fonseca Gustavo 2009: Trends in Financing the Stewardship of Global Biodiversity OECD Workshop on Innovative International Financing for Biodiversity Conservation and Sustainable Use, Paris, July 2, 2009

und damit Schutzgut unter Naturschutzaufgaben steht. Ausgleichszahlungen für REDD+-Wälder sind ein wesentlicher Teil der gegenwärtigen globalen Schutzstrategien zur Erhaltung der Biodiversität, indem gleichzeitig eine synergistische Verbindung zur Klimapolitik geschlagen wird (s. Kapitel 8.3.2.).

Abbildung 21: Wer zahlt für intermediäre Transfers für Biodiversität in Entwicklungsländern (links) und in entwickelten Ländern (rechts) - Aufteilung in % (Quelle: nach OECD 2012)⁸⁴



8.2 Zusätzliche Aspekte und Voraussetzungen für marktorientierte PES

8.2.1 Räumliche Flexibilität

Gleich wie der gegenständliche Inhalt sind auch die notwendigen Anpassungsschritte für PES äußerst komplex und vielfältig bzw. verlangt nach variablen Herangehensweisen. So sind an Anlehnung an Wunscher et al. (2006)⁸⁵ (zit. nach OECD 2010) vor allem in räumlicher Hinsicht folgende Elemente äußerst unterschiedlich:

- ◆ Der Nutzen von Ökosystemleistungen - denn er hängt nicht nur von deren Variabilität sondern auch von der Gesellschaft, für die er erbracht wird, ab
- ◆ Das Risiko des Verlustes der Biodiversität und der Ökosystemleistungen - denn auch hier sind neben den natürlichen Voraussetzungen auch die unterschiedlichsten wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Bedingungen vorzufinden
- ◆ Die Opportunitätskosten für die Bereitstellung der Ökosystemleistungen

Obwohl die in den vorhergehenden Kapiteln dargestellten Bewertungsmethoden Näherungswerte für die ersten beiden Punkte bereitstellen können, sind die Ergebnisse immer nur bedingt für eine spezifische Situation zutreffend. Damit wird es schwierig, Preise festzusetzen, wenn man bei geringen Bud-

84. OECD (2012): Green Growth and Biodiversity (final draft). Working Party on Biodiversity, Water and Ecosystems; Dokument ENV/EPOC/WPBWE(2011)1/REV2, Paris, Mai 2012.

85. Wunscher T., Engel S., Wunder S. (2006): Payments for environmental services in Costa Rica: increasing efficiency through spatial differentiation, Quarterly Journal of International Agriculture, Vol. 45, No. 4.

gets optimale Wirkungen erzielen möchte, sofern Programme nicht schon von vornherein an der Komplexität der Anforderungen scheitern.

Schwieriger noch gestaltet sich die Erfassung von Opportunitätskosten, denn es ist schwer abzuschätzen, ab welchen Zahlungen die Zielsubjekte ihre ökonomischen Aktivitäten zu ändern bereit sind. Eine Methode, die vorwiegend in Australien entwickelt wurde, war, durch so genannte „inverse Auktionen“ jene Quantität an zu schützenden Flächen herauszukaufen, die die geringste Zahlung verursacht. Aufgrund einer Ausschreibung mit bestimmten Vorgaben, konnten dabei Grundbesitzer ein Angebot für ihre potentiellen „Naturschutzflächen“ mit dem minimalsten Ersatzkosten abgeben, ab denen sie bereit sind, ihre Flächen in ein Programm einzubringen. Damit können jene Flächen aus der Produktion herausgenommen werden, die den geringsten Nutzen für eine andere ökonomische Verwertung haben bzw. werden die günstigsten Anbieter für Naturschutzmaßnahmen ermittelt.

Obwohl in Mitteleuropa solche Vorgangsweisen unüblich sind, wurde ein Modellprojekt in Deutschland im Kreis Nordheim (Niedersachsen) im Rahmen einer ergebnisorientierten Honorierung ökologischer Leistungen von LandwirtInnen in Kombination mit einer Versteigerung versucht. Teilnehmende Landwirte bieten den Erhalt bestimmter ökologischer Güter auf ihren Flächen zu betriebspezifischen Kosten an. Im Rahmen einer Auktion werden dann die kostengünstigsten Angebote ausgewählt (Groth 2005 und 2008, Bräuer et al. 2006)⁸⁶.

8.2.2 Weitere Voraussetzungen

Klar definierte Eigentums bzw. Verfügungsrechte (Property Rights)

Eine wesentliche Voraussetzung ist, dass jene, die den Erhalt oder die Verbesserung der Ökosystemleistung garantieren, mit Sicherheit auch über die Fläche bzw. die Nutzungen vor Ort verfügen können, und dass sie Dritte von der Nutzung ausschließen können. Dies war und ist beispielsweise in vielen Entwicklungsländern nicht der Fall, denn einerseits Verfügen solche Länder manchmal nicht über ein mit den Industrieländern vergleichbares Eigentumsregime und andererseits sind in Ländern, die unter Armutsdruck stehen, illegale Handlungen wie z.B. illegales Abholzen häufig.

Kommen noch weitere Unsicherheiten dazu, wie sie beispielsweise für Brasilien in Form von ungerechtfertigten Landaneignungen, unsicheren Pachtverhältnissen, überlappende Ansprüche, fehlende Informationen über Privatpachten und über die Möglichkeiten der Rechtsdurchsetzung beschrieben

86. Groth Markus (2005): Ausschreibungen in einem Konzept zur ergebnisorientierten Honorierung ökologischer Leistungen - Eine transaktionskostenökonomische Analyse. Georg-August-Universität Göttingen - Institut für Agrarökonomie - Arbeitsbereich Umwelt- und Ressourcenökonomik. Vortrag anlässlich der 45. Jahrestagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus an der Georg-August-Universität Göttingen. Oktober 2005.

Groth Markus (2008): osteneffizienter und effektiver Biodiversitätsschutz durch Ausschreibungen und eine ergebnisorientierte Honorierung: Das Modellprojekt „Blühendes Steinburg“. University of Lüneburg - Working Paper Series in Economics No. 105, November 2008.

Bräuer I.; Müssner R.; Marsden, K.; Oosterhuis F.; Rayment M.; Miller C. & Dodoková A. (2006): The use of market incentives to preserve biodiversity. Ecologic-Project Report.

wurden, dann ist es schwer, ein System mit verlässlichen Ausgleichszahlungen einzurichten. Die Folge ist, dass im internationalen Diskurs

- ◆ zum einen regelmäßig der Ruf nach einer stringenteren Einführung von „Property Rights“ laut wird – was wiederum weitere gesellschaftspolitische Probleme bedingt -
- ◆ und zum anderen immer wieder darauf verwiesen wird, dass in Ländern mit indigenen und traditionellen Gesellschaften eine Vielzahl traditioneller und gemeinschaftlicher Rechte bestehen, die beachtet und in Ausgleichssysteme einzubeziehen seien.
- ◆ Dazu kommen häufig noch weitere Gefahren der Diskriminierung, wie z.B. die Nicht-Einbeziehung von Frauen in die Entscheidungsprozesse oder die systematische Ausgrenzung von Minderheiten und sozialen Randgruppen.

Wenn man all diese Faktoren beachtet, dann müssen insbesondere in Bezug auf Entwicklungsländer oftmals große Fragezeichen in der Anwendung von PES-Systemen gemacht werden.

Klare Zielsetzungen für das Ausgleichssystem

Ohne klare Zielsetzungen, insbesondere wenn eine Vielzahl von unterschiedlichen Interessen involviert sind, lassen sich PES-Programme kaum umsetzen. Und je klarer die Definitionen und die Vorgaben umso geringer sind die Transaktionskosten.

Monitoring und Berichterstattung

Die Vorgaben für eine klar definierte Erhaltung einer Ökosystemleistung oder ein klar gesetztes Biodiversitätsziel mit Maßnahmen setzt voraus, dass alle Elemente dieses Programms auch regelmäßig beobachtet und möglichst quantitativ erfasst werden können (Monitoring). Zusätzlich braucht man auch einen Rahmen für regelmäßige und objektive Berichterstattung. Das Monitoring sollte dabei auf verschiedenen Ebenen stattfinden (nach OECD 2010):

- ◆ Auf der Umsetzungsebene, damit sichergestellt wird, dass die Landnutzer auch das Programm umfassend umsetzen
- ◆ Auf der Ökosystemebene, um sicherzustellen dass die Maßnahmen auch zur Verbesserung der Bereitstellung der Ökosystemleistung beitragen
- ◆ Auf der Ebene der Beteiligten, um einen Überblick zu bekommen, was die sozioökonomischen Wirkungen sind, und ob sich die Wohlfahrt der Beteiligten verbessert bzw. was die Verteilungswirkungen sind.

Grundsätzlich sollte das Monitoring möglichst spezifisch auf die Ökosystemfunktionen und Leistungen abgestimmt sein. Doch ist es manchmal schwer angepasste Parameter zu finden, sodass häufig lediglich ein Hektarbezug oder sonstige Näherungswerte gesucht werden. Vielfach ist auch zwischen Kosten der Erfassung und Zielgenauigkeit abzuwägen.

Hinreichende Beschreibung der Ausgangssituation/Basiszenarios und Sicherstellung einer zusätzlichen Verbesserung (Additionalität)

Die wichtigsten Elemente der Ausgangssituation bzw. des Basiszenarios (ohne die Intervention von PES) müssen erfasst werden können, um die Wirkung und Wirksamkeit der Maßnahme nach einiger Zeit oder am Ende abschätzen zu können. Dabei muss die Ausgangssituation keine Konstante sein, sondern kann ebenfalls verschiedenen Trends bezüglich der Ökosystementwicklung unterliegen zw. kann ein Basiszenario sogar davon ausgehen, das unter ceteris paribus Bedingungen eine Verschlechterung oder ein Verlust von Ökosystemen und Biodiversität wahrscheinlich ist. Jedenfalls sollte Klarheit darüber bestehen, was die Basisparameter sind, wenn keine PES stattfinden, und was die zusätzlichen Verbesserungen gegenüber dem Basiszenario sein könnten, wenn die mit PES gestützten Maßnahmen gesetzt werden.

Selbst, wenn Ausgangssituation und Zielsituation noch so gut beschreibbar sind, ergeben sich trotzdem vielfältige Probleme. Denn wenn Programme effizient gestaltet werden, dann werden nur jene bezahlt, die vorher durch Belastung der Ökosysteme eine nicht zielkonforme Situation geschaffen haben, und die folglich eine Ausgleichszahlung für Verbesserungen erhalten sollten, während jene, die sich immer zielkonform verhalten haben, nicht auszugleichen seien. Andererseits könnten jene, die sich bis jetzt umweltgerecht verhalten haben, dazu übergehen, ebenfalls nicht konforme Maßnahmen anzudrohen, um dann in den Genuss der Ausgleichszahlungen zu kommen (Erpressungsverhalten). Also wird man für ein bestimmtes Ziel eine allgemeine Zahlung oder zumindest bestimmte Basiszahlungen machen müssen. Eine andere Möglichkeit ergibt sich darin bestimmte stringente Einstiegskriterien zu definieren, um überhaupt in ein Programm einsteigen zu können, was wiederum jene diskriminiert, die es eventuell am notwendigsten hätten. Diese Problematik spiegelt sich beispielsweise in den verschiedenartigsten Problemen bei der Festlegung des so genannten Cross-Compliance in den EU-Mitgliedsländern wider. Je höher die Auflagen im Rahmen des Cross Compliance umso schwieriger ist es, das Teilnahmeverhalten und die Effekte spezifischer zusätzlicher Umweltprogramme abzuschätzen.

Verhinderung von Umgehungsmaßnahmen (Leakage)

Es kann durchaus sein, dass die Auflagen und vorgeschriebenen Maßnahmen angenommen und als rentabel erkannt werden, nur weil die Möglichkeit besteht die umweltbelastende Produktion an einen anderen Ort zu verlegen. Das kann im Großen, ja sogar globalen Maßstab stattfinden, wenn z.B. jemand seinen Großforst oder ganze Waldgebiete, über die er verfügen kann, gegebenenfalls am Rande von Regenwäldern unter Schutz stellen lässt und dafür PES kassiert, gleichzeitig aber seine wirtschaftlichen Aktivitäten in ein anderes Gebiet oder Land verlegt, wo er viel leichter mit weniger Widerständen systematische Abholzungen durchführen kann, und dabei genauso viel Wälder abholzt, als er vorher im alten Gebiet beabsichtigt hatte. Das kann aber auch im Kleinen passieren, wenn ein Landwirt innerbetrieblich für bestimmte Flächen an einem Schutzprogramm teilnimmt, und gleichzeitig einen Teil der Gelder dazu verwendet, um auf anderen Flächen zu intensivieren, und so insgesamt den gleichen Verlust an Biodiversität verursacht, als vorher ohne PES verursacht hätte.

Wirksame Mittel dagegen sind, indem entsprechende Auflagen definiert und festgelegt werden und indem das Monitoring geographisch auf das ganze potentielle Aktivitätsgebiet der Akteure ausgedehnt wird. Manchmal ist es auch notwendig zusätzliche Ge- und Verbote auszusprechen, sodass das Projekt-

ziel gleichsam mit „Zuckerbrot und Peitsche“ angestrebt wird. Die nicht Beachtung der Möglichkeit von Umgehung durch die Begünstigten reduziert die Effizienz und Wirksamkeit von PES-Programmen erheblich.

Die Notwendigkeit von Permanenz

Ein ganz wesentliches Kriterium für wirksame PES ist die Permanenz, der durch die Ausgleichszahlungen angeregten Schutzmaßnahmen. Die Zentralfrage ist: Wie kann sichergestellt werden, dass die Ökosystemleistung über lange Zeiträume erbracht wird. Im Durchschnitt erhält man in einem PES-System ein längerfristiges Ergebnis nur durch längerfristige Zahlungen. Denn es stellt sich gleichzeitig bei jedem Anreizsystem die Frage, was passiert, wenn die Zahlungen ausbleiben. Dies beinhaltet einige Dimensionen, wie gesicherte Budgets, oder das Risiko eines Begünstigten, der über einige Jahre sich an den Ausgleich gewöhnt hat, sollte er aber ausbleiben, mit der Unsicherheit konfrontiert ist, ob er zu einem zukünftigen Zeitpunkt noch ökonomisch interessante Alternativen haben könnte. Entscheidungen unter Unsicherheiten führen vielfach zu Risikoauflagen.

Auf der anderen Seite sind langfristige Ansätze anfällig für geänderte Verhältnisse. Wenn sich beispielsweise die Preise alternativer Nutzung verändern, sollte auch die PES flexibel angepasst werden. Ist das nicht der Fall, kommt es entweder bei rentabler Alternative zu massenhaften Ausstiegen aus dem Programm oder bei unrentabler werdenden Alternativen zu einer Überzahlung der Begünstigten. Beides ist in ökonomischer Hinsicht ineffizient. Also steht die Frage im Raum, wie man ein langfristig flexibles PES-System einrichtet - oder ob man ähnlich wie die EU bei ihren Agrarumweltprogrammen in einer Art „Fünfjahres-Planungsperiode“ denkt und handelt.

Ergebnisorientierte Zahlung und Umsetzung

Der Idealansatz im neoklassischen Sinne wäre jener, wenn es gelingen würde, die Zahlungen für Ökosystemleistungen an der tatsächlich sich veränderten Quantität und Qualität der Ökosysteme bzw. der Schlüsselarten auszurichten. Nur ist es in den seltensten Fällen möglich, die Schlüsselarten und ihre Populationsänderungen unter Berücksichtigung der normalen Umweltschwankungen zu erfassen und zu monitoren. Die durchgehende Regel ist, dass zumeist nur schutzwürdige Ökosysteme, Flächen bestimmter Qualität oder bestimmte umweltschonend Methoden festgelegt werden können, und dass in der Folge auch nur diese wenigen Parameter wieder quantitativ erfasst werden.

Dazu kommen „Verschlechterungsverbote“ wie z.B. in Natura-2000-Gebieten bzw. bestimmte Maßnahmen, die möglichst sicher, zu einer Verbesserung führen sollten. Gelingt es dann im Rahmen eines Monitoring trotz vielfacher statistischer Unsicherheiten eine Zustandsverbesserung in Biodiversitätsparametern zu diagnostizieren, so ist das auf alle Fälle ein äußerst positives Ereignis. In den meisten Fällen - beim gegenwärtigen allgemeinen Trend eines Verlustes an Biodiversität durch Landnutzungsänderungen und Intensivierung der Kulturen - ist die Erreichung von Programmzielen einer Nicht-Verschlechterung schon der wichtigste Erfolg.

Weitere Ausrichtung auf einen effizienten Mitteleinsatz

Ergänzend zielt die ökonomische Effizienzvorgabe auf folgende zusätzliche Punkte ab:

- ◆ **Ausrichtung auf wertvolle Ökosysteme mit dem höchsten Nutzenwert:**
Es ist mit einigen Schwierigkeiten verbunden, Ökosysteme gegeneinander abzuwägen. Wofür sollte man sich entscheiden, wenn man nicht so wertvolle aber schützenswerte Ökosysteme in größeren Flächen mit wertvollen Ökosystemen, die geringere Flächen aufweisen, vergleichen soll. Letztlich landet die Analyse bei einer Art Nutzwertmethode, sodass man beispielsweise in einem Australischen Ausschreibungs-Programm (Victorian Bush Tender Programme) auch Parameter bildete wie „Biodiversitäts-Nutzen-Index“ (Biodiversity Benefits Index BBI) oder ein so genannter „Habitat-Hektar“ gebildet wurden. Dabei ergibt sich der BBI als ein Produkt aus dem Wert für die „Einzigartigkeit“ (Biodiversity Significance Score) mal dem Wert für die „Habitat-Leistung“ (Habitat Service Score) mal einem bestimmten geldwerten Angebot pro Hektar von Seiten eines privaten Flächenbereitstellers. Und der BBI mal Hektar ergibt dann den sogenannten „Habitat Hektar“. Ob solche Methoden mit den naturschutzfachlichen und biologischen Anforderungen kompatibel sind, mag dahingestellt bleiben. Andere Entscheidungsfindungen könnten durch räumliche Planungswerkzeuge (GIS-Planungen) unterstützt werden, indem ein besserer Überblick über Angebot und Nachfrage gewonnen wird.
- ◆ **Bevorzugung von Ökosystemleistungen mit hohem Risiko eines Verlustes oder Degradation:**
Es ist selbstverständlich, dass man „bedrohte“ Ökosysteme bzw. Ökosysteme mit besonderen prioritären Leistungen mit einer höheren Priorität versieht als häufigere Ökosysteme. Vielfach werden Ökosysteme in der Nähe von Städten und Agglomerationen höher bewertet als solche mit sehr schlechter Erreichbarkeit. Das kann zum einen im Erholungswert liegen, oder auch im Zusammenhang damit, dass die seltenen und bereits knappen Leistungen wie beispielsweise Luftreinhaltung, Wasserfilterung, Abkühlung in Zeiten von Hitzeperioden, Erhaltung eines Minimalmosaiks an Lebensräumen u.a. einfach per se einen höheren Nutzwert ergeben.
- ◆ **Selektion der Flächen mit den geringsten Opportunitätskosten:**
Es ist in der ökonomischen Optimierung inhärent, dass man jene Flächen wählt, deren beste Alternativen, den geringsten Ertrag erbringen oder auf deren Verzicht die geringsten „Kosten“ anfallen. Aber das bedeutet auch, dass vorwiegend jene Flächen beispielsweise dem Naturschutz zur Verfügung stehen oder gestellt werden, die vorher schon relativ extensiv waren, oder die im Eigentlichen kaum einer anderen Nutzung zugeführt werden können. Das bedingt zum Teil auch, dass z.B. agrarische Naturschutzflächen sich in Extensivgebieten ausbreiten, während sie in Intensivgebieten eher selten zu finden sind, bzw. dort schon in Intensivflächen umgewandelt wurden. Dies bedingte auch das Schlagwort von der Differenzierung in „Schmutz- und Schutzgebiete“. Dabei wären vom naturschutzfachlichen Standpunkt, so wird es von vielen ExpertInnen vertreten, manchmal in Intensivgebieten mehr Schutzflächen erforderlich, wobei diese aber mit hohen Prämien dann „herausgekauft“ werden müssen.

8.3 Andere marktorientierte Instrumente

Wie bereits in der einleitenden kritischen Reflexion hingewiesen, werden im internationalen Diskurs zu marktorientierten Ansätzen zum Schutz der Biodiversität vor allem auch die so genannten „Biodiversity-Offsets“ sowie das „Habitat-Banking“ diskutiert.

8.3.1 „Biodiversity-Offsets“ und „Habitat Banking“

Unter „Biodiversity Offsets“ werden Maßnahmen von Akteuren, die durch ihre vorwiegenden Wirtschaftsaktivitäten „residuelle, nicht vermeidbare Schäden“ für die Biodiversität verursachen, verstanden, die sicher stellen, dass der Biodiversitätsverlust kompensiert wird und es folglich zu keinem Nettoverlust an Biodiversität kommt⁸⁷. Manchmal ist auch von „Öko-Kompensation“ die Rede. Wenn Ausgleichsflächen und Ausgleichsökosysteme durch Dritte bereitgestellt werden, und diese gleichsam wie in einer Bank solche Flächen ansammeln, dann spricht man in diesem Kontext von „Habitat Banking“, wobei solche Flächen von diversen Firmen angekauft oder angemietet werden können.

Solche Offsets hängen gleich wie die PES stark mit der standardisierenden Bewertung von Biodiversität zusammen und es kommt nicht von ungefähr, dass gerade in der Folge der TEEB- Studien⁸⁸ solche kompensatorischen Ausgleiche wieder vermehrt im globalen Maßstab umzusetzen versucht werden.

Bezüglich dieser Konzepte wurde international das sogenannte „US wetland banking scheme“ am bekanntesten. Dabei können unvermeidbare Schäden an Wasserressourcen direkt durch eine so genannte „Mitigation Bank“ kompensiert werden. Diese wird durch einen Vertrag, den Regierungsbehörden, Gesellschaften, NGOs oder andere mit einer Regulierungsagentur abschließen, eingerichtet und dies beinhaltet folgende Komponenten:

- ◆ Ein Gebiet für die „Bank“, das eine bestimmte Fläche beinhaltet und das, wiederhergestellt, errichtet, verbessert oder besonders unter Schutz gestellt wird
- ◆ Das „Bank“-Instrument: Ein formelles Übereinkommen zwischen Bankbesitzern und Regulierungsbehörde betreffend Haftungen, Umsetzungsstandards, Management und Monitoring Auflagen und Bedingungen unter denen „Bank-Credits“ angenommen werden.
- ◆ Das „Interagency Review Team (IRT)“: mit einer Art laufenden Monitoring, Controlling sowie Berichterstattung
- ◆ Das Dienstleistungsgebiet (service area): Jenes geografische Gebiet, in dem eine bestimmte Belastung zugelassen wird, die durch die gegebene Bank kompensiert wird.

Der Vorteil besteht in diesem Fall primär darin, dass Dritte für die Kompensation garantieren und dass sich die Ausgleichsnehmer nicht mit der Standardisierung und Überprüfung beschäftigen müssen. Die Nachteile bestehen vor allem in einer letztlich behördlich erlaubten Belastung bzw. Verschmutzung der Umwelt.

87. Levitt Tom (2010): What is biodiversity offsetting and how would it work? – The Ecologist 9th June, 2010. Siehe auch: Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) – URL: <http://bbop.forest-trends.org/>

88. TEEB= The Economics of Ecosystems and Biodiversity- siehe <http://www.teebweb.org/>

Wie in der realen globalisierten Welt unter standardisierten Bedingungen ein solches „Offsetting“-Programm aussieht, kann in Form einer global agierenden „Private-Public-Partnership“ Firma wie dem „Business and Biodiversity Offsets Programme“ (BBOP) nachverfolgt werden. Hier haben sich in einer Kooperation über 75 verschiedene „umweltbelastende“ Unternehmen (z.B. Minengesellschaften), Finanzinstitute (z.B. Citi-Bank oder die Europäische Bank für Wiederaufbau und Entwicklung), Regierungsagenturen (Ministerien, Naturschutzbehörden), NGOs und zivilgesellschaftliche Gruppen (Bird-Life International oder WWF-UK) und Dienstleistungsunternehmen mit speziellem Know how im globalen und regionalen Natur- und Biodiversitätsschutz zusammengefunden (siehe ANHANG 5). Diese setzen über VertreterInnen eines „Exekutiv-Committee“ die vorgegeben Standardrichtlinien für eine Kompensation für die Belastung und Schädigung von Biodiversität bzw. Ökosystemen und die dafür ausgleichende Kompensation um. Hauptsächlich handelt es sich dabei von der Nachfrageseite noch um Bergwerksgesellschaften, aber auch Palmölgesellschaften oder auch Immobilienentwickler sind schon als Interessenten dabei bzw. wird mit einem wachsenden globalen Markt gerechnet. Die folgende Abbildung 22 soll diesen globalen Kompensationsmechanismus verdeutlichen⁸⁹.

Abbildung 22: Die Standardbildung für das „Business and Biodiversity Offsets Programme“ (BBOP) für die Kompensation von Belastungen und Schädigungen von Biodiversität bzw. ähnlicher Ressource

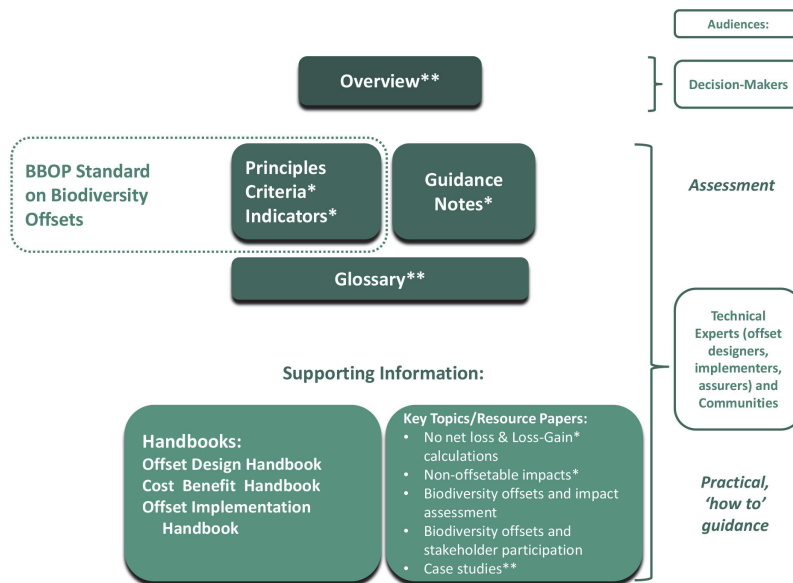


Figure 1: BBOP Standard on Biodiversity Offsets and Associated Material

*Note: Documents published in 2009, unless marked as follows: * First prepared in 2012; ** Updated 2012*

89. BBOP - Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) (2012): Guidance Notes to the Standard on Biodiversity Offsets. BBOP, Washington, D.C.

- ◆ Des Weiteren gibt es in Anlehnung an den „Clean Development Mechanism“ (CDM) als Begleitmaßnahme zum CO₂-Zertifikantenhandel, auch Vorschläge zur Entwicklung eines sogenannten „Green Development Mechanism“ (GDM), der einen groß angelegten Ausgleich für Biodiversitätsbelastungen im globalen Maßstab ermöglichen soll (siehe auch weiter unten)

8.3.2 REDD: Verminderung von Emissionen aus Entwaldung und zerstörerische Waldnutzung

REDD oder „Reducing Emissions from Deforestation and forest Degradation“ ist ein spezifischer Mechanismus, der im Rahmen der globalen Klimaschutzpolitik entwickelt wurde und dessen Grundidee darin besteht, Entwicklungsländern oder Schwellenländern Ausgleiche dafür zu zahlen, dass sie die Entwaldung und Zerstörung von Wäldern nachweislich reduzieren oder hintanhalten. Die Kosten oder Kompensation für die nachweisliche Reduktion sollen die Industrieländer übernehmen.⁹⁰ Durch solche Zahlungen wird auch eine mögliche Konversion von Wäldern in landwirtschaftliche Flächen oder eine sonstige nicht nachhaltige Nutzung durch wirtschaftliche Aktivitäten ausgeglichen. REDD+ beinhaltet zusätzlich die nachweisliche Erhaltung und Erhöhung der Kohlenstoffbestände in Wäldern gegenüber einem Referenzwert sowie die nachweisliche nachhaltige Bewirtschaftung der Wälder. Damit wird die Funktion der Wälder als wirksamer Kohlenstoffspeicher anerkannt, indem u.a. im Rahmen von REDD+ die CO₂-Emissionen aus der Entwaldung gemessen und bewertet werden und indem längerfristig über diese Bewertung Klimaschutz und Biodiversitätsschutz in Wäldern miteinander verbunden werden sollen.

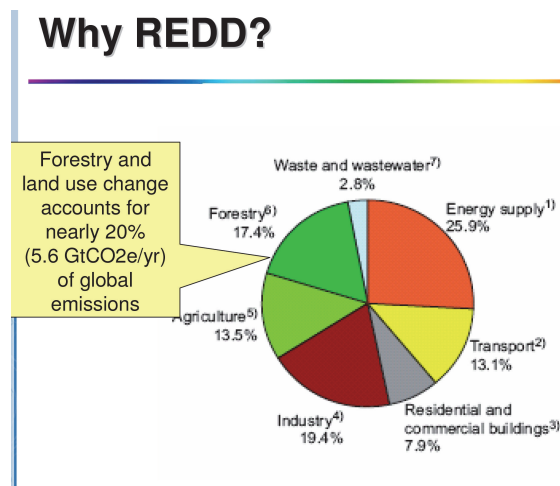
REDD wurde erstmals im Rahmen des Weltklimagipfels 2005 zur Klimarahmenkonvention in Montreal thematisch behandelt und zwei Jahre später in der so genannten „Roadmap of Bali“ wurden die Grundlagen für REDD+ gelegt. 2010 bei der Vertragsstaatenkonferenz in Cancun erfolgte eine Integration von REDD+ in ein umfangreicheres Maßnahmenpaket zum Schutz der Regenwälder in Entwicklungsländern. Dabei sieht das in Cancun formulierte Ziel des REDD+ Mechanismus vor, dass unter der Prämisse von adäquaten und hinreichenden Unterstützungen von Seiten der Industrieländer die Entwaldungsrate und der damit verbundene Verlust von Kohlenstoffvorräten in Wäldern zuerst verlangsamt wird und dann letztlich sogar umgekehrt werden soll. Zusätzlich gab es in der Vereinbarung von Cancun ein Maßnahmenpaket mit Mindeststandards für den Biodiversitätsschutz sowie die Berücksichtigung der Rechte indigener Völker und waldabhängiger Gemeinschaften.

Gerade die Einschränkung bis hin zum Verlust der Rechte der traditionellen Gemeinschaften in Wäldern sowie der damit verbundene Verlust an traditionellem Wissen in Bezug auf die Wälder (Traditional Forest-Related Knowledge - TFRK) im Rahmen der Globalisierungsprozesse ist international eine viel diskutierte Thematik, die von Jesus und Juan García Latorre (2012) wissenschaftlich umfangreich aufgearbeitet und kritisch im Kontext aktueller internationaler Entwicklungen analysiert wurde⁹¹.

90. CSC – Climate-Service-Center Germany (2012): REDD (+) und seine Bedeutung für den internationalen Wald- und Klimaschutz. Homepage des dt. Climate-Service-Centers; URL: http://www.climate-service-center.de/012359/index_0012359.html

Dem in Cancun definierten Ziel fehlte allerdings ein umsetzbarer Kriterienkatalog, anhand dessen nationale REDD+-Standards entwickelt und implementiert hätten werden können. Auch gab es keinen klar definierten zeitlichen Rahmen für die Umsetzung⁹². Trotz dieser fehlenden verbindlichen Standards haben REDD+ Programme mittlerweile im globalen Maßstab einen erheblichen Umfang erreicht - nicht zuletzt aufgrund von Zusagen der EU aber auch aufgrund eines besonderen Engagement Norwegens, das als führendes Erdöl produzierendes und Erdöl konsumierendes Industrieland, frühzeitig seinen Beitrag zur Klimaerwärmung kompensieren möchte (siehe später BOX 8.1).

Abbildung 23: Beitrag der Land- und Forstwirtschaft zum globalen Treibhausproblem ⁹³⁾



Quelle: IPCC 2008

Als typische Projekte, die unter REDD+ fallen können und die zur Zielerreichung beitragen, wird unterschieden zwischen

- ◆ Aufforstungsprojekten (inkludiert auch Wiederaufforstungsprojekte): Betroffen sind Restflächen, landwirtschaftliche Grenzertragsflächen und bodendegradierte Flächen - aber auch Aufforstungen durch schnellwachsende Baumarten (wie z.B. Eukalyptusplantagen)

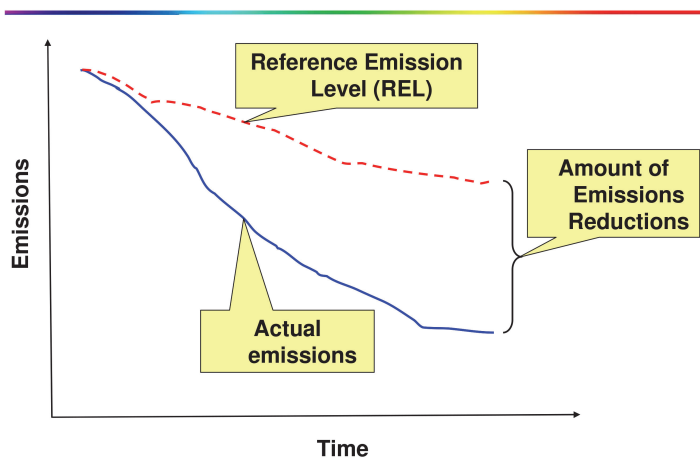
91. García Latorre Jesus, García Latorre Juan (2012): Globalization, Local Communities, and Traditional Forest-Related Knowledge. In: J.A. Parrotta and R.L. Trosper (eds.), Traditional Forest-Related Knowledge: Sustaining Communities, Ecosystems and Biocultural Diversity, World Forests 12, DOI 10.1007/978-94-007-2144-9_12, (Anmerkung: Jesus García Latorre ist Mitarbeiter des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW), Wien.
92. Brunsmeier Annette, Groth Markus (2011): REDD+: Ausgestaltung, Bewertung, Zertifizierung und offene Fragen – Hintergrundpapier. CSC – Climate Service Center Germany; URL: http://www.climate-service-center.de/imperia/md/content/csc/REDD_-CSC-Hintergrundpapier-2011_11_30.pdf
93. Srivastava Nalin (2008): IPCC Guidelines and REDD Monitoring and Verification - IPCC National Greenhouse Gas Inventories Program - Expert Consultation on National Forest Monitoring and Assessment (NFMA): Meeting Evolving Needs. Rome 2008.

- ♦ Vermeidung der Entwaldung: 17% bis 20% der globalen Treibhausgase sind auf Entwaldung zurückzuführen (siehe Abbildung 23) - Gegenmaßnahme: Rechtliche Ausweisung von Wäldern als Schutzgebiete über längere Zeiträume. REDD+ beinhaltet auch die Versorgungssicherheit der lokalen Bevölkerung.
- ♦ Nachhaltiges Waldmanagement: Alle Maßnahmen, die zur Verbesserung der Bewirtschaftung bestehender Wälder beitragen.

Im Entscheidungstext von Cancun wird insbesondere auf einen nationalen Ansatz, wenn auch ohne Kriterienkatalog, eingegangen, wobei die Definition von nationalen Referenzgrößen im Zentrum steht. Genau das ist aber eine der großen Schwierigkeiten von REDD+. REDD+ verlangt die Abschätzung der aktuellen Emissionsreduktionen im Verhältnis zu einem Basisreferenzwert (oder „Referenzlevel“ - reference level). Manchmal wird das auch als „Business-As-Usual-Szenario“ bezeichnet, was auf unterschiedliche Methoden der Referenzwertermittlung hinweist (vgl. Abbildung 24). In diesem Zusammenhang erläutert beispielsweise das CSC - Climate Service Center - Germany die grundlegende Problemlage folgendermaßen (Zitat): „Eine einfache Möglichkeit für ein solches Referenzlevel wäre z.B. die Entwaldungsrate der vergangenen Jahrzehnte (historische Rate). Man geht hierbei davon aus, dass diese Rate auch in Zukunft gleich bleiben wird. Man könnte aber auch eine zukünftige Rate modellieren, welche dann als Referenzlevel verwendet werden würde. Dazu müsste man möglichst alle Entwaldungsursachen mit einbeziehen, wie z.B. das Populationswachstum und der damit einhergehende Anstieg des Flächenbedarfes. Ein weiterer Ansatz ist die Anwendung eines so genannten „Entwicklungs-Anpassungs-Faktors“ auf die historische Entwaldungsrate. Dieser berücksichtigt auch landesspezifische Umstände der Abholzung.“ Letztlich bleiben aber ein Großteil der Ansätze und Vorgaben zur Referenzwertermittlung im Konjunktiv.

Abbildung 24: Schematische Darstellung der REDD-Konzeption als eine Differenzrechnung zwischen Basis-Referenz-Wert und tatsächlicher Emissionseinsparung durch Nichtabholzung bzw. die Verhinderung von Waldschäden⁹⁴⁾

The concept of REDD



Quelle: IPCC 2008

Abbildung 25: Die REDD+ - Risiken und ihre potentiellen Effekte auf die Biodiversität - Ursachen und Gegenmaßnahmen (Schmidt et al. 2011)⁹⁵

Verlagerung von land- und forstwirtschaftlichen Aktivitäten von kohlenstoffreicheren in kohlenstoffärmere Waldökosysteme und andere Nicht-Wald-Ökosysteme	
Potentieller Effekt auf die Biodiversität	Erhöhte Degradierung/Zerstörung kohlenstoffärmerer Waldökosysteme (z.B. Trockenwälder) und anderer Nicht-Wald-Ökosysteme mit u.U. hoher bzw. einzigartiger Biodiversität und entsprechend hohem Schutzwert
Ursache des Problems	(1) Global gleichbleibende bzw. steigende Nachfrage nach land- und forstwirtschaftlichen Produkten und Flächen (2) Beschränkung des finanziellen Anreizes auf Wald-Kohlenstoff. Dadurch wären kohlenstoffärmere Waldökosysteme bei gleich hohem Nutzungsdruck monetär vergleichsweise weniger wert (und werden für Naturschutzmaßnahmen ggf. weniger priorisiert als zuvor) (3) Umfang des REDDplus-Mechanismus beschränkt sich auf Emissionsreduktionen im Waldbereich. Dadurch sind andere relevante Ökosysteme (Moore, Savannen u.a.) monetär vergleichsweise weniger wert
Mögliche (Gegen-) Maßnahmen	Zu (1) Keine direkte Einflussnahme möglich. Allenfalls Steuerung der Produktion durch konsequente Anwendung nachhaltiger Zertifizierungsstandards und entsprechende Import-Beschränkungen Zu (2) Erweiterung der finanziellen Anreize um Aspekte des Biodiversitätsschutzes (Ausbau/Verbesserung des Schutzgebietssystems, Zertifizierung u.a.) Zu (3) Schrittweise Weiterentwicklung des REDDplus-Mechanismus hin zu einem umfassenden AFOLU ⁹⁴ -Mechanismus Allgemein: Pro-aktive Interventionen zum Schutz wertvoller Nicht-Wald-Flächen, die durch Verlagerungseffekte betroffen sein könnten
„Cherry Picking“: lediglich optionale Rechenschaftspflicht für Walddegradierung	
Potentieller Effekt auf die Biodiversität	Ausbeutung der Wälder bis zur Definitionsgrenze, z.B. 10% Kronenbedeckung
Ursache des Problems	(1) Optionalität bei der Rechenschaftspflicht Zu (2) Walddefinition mit niedriger Kronenbedeckung (siehe z.B. Sasaki und Putz 2009)
Mögliche (Gegen-) Maßnahmen	Zu (1) Rechenschaftspflicht sowohl für Entwaldung als auch für Walddegradierung Zu (2) Walddefinition mit höherer Mindestkronenbedeckung (hat ggf. auch Nachteile, da über Flächen, die per Definition kein Wald sind, nicht Rechenschaft abgelegt werden müsste)
Walddefinition – Integration von Baumplantagen in die Walddefinition bzw. keine Differenzierung	
Potentieller Effekt auf die Biodiversität	Aufforstungen in Form von schnell wachsenden Monokulturen statt Mischwäldern/naturnahen Wäldern
Ursache des Problems	Keine Differenzierung zwischen Naturwäldern/Wäldern mit hohem Schutzwert und Plantagen in der Wald-Definition
Mögliche (Gegen-) Maßnahmen	Differenzierung zwischen Naturwäldern/Wäldern mit hohem Schutzwert und Plantagen in der Wald-Definition

(Anmerkung: AFOLU = Agriculture, Forestry and Other Land Use)

Dabei ist noch gar nicht klar, ob tatsächlich eine nationaler Ansatz oder doch projektbezogene subnationale Ansätze zum Tragen kommen sollen. Auf subnationaler Ebene beispielsweise würde sich die Verhinderung des „Leakage“ - die Auslagerung der Entwaldung, nachdem man sich auf ein REDD+ Projekt

94. Srivastava Nalin (2008): IPCC Guidelines and REDD Monitoring and Verification - IPCC National Greenhouse Gas Inventories Program - Expert Consultation on National Forest Monitoring and Assessment (NFMA): Meeting Evolving Needs. Rome 2008.

95. Schmidt, L., K. Gerber und P.L. Ibsch (2011): Ein Rahmen für effektive Waldklimaschutzvorhaben, Diskussionspapier, Bonn;

verständnis hat, auf andere Waldgebiete – sowie das Monitoring und die Überwachung leichter organisieren lassen, während das System auf nationaler und übernationaler Ebene mit einer Vielzahl von Problemen behaftet ist. Die meisten dieser Probleme wurden auch bereits unter den „Voraussetzungen für marktorientierte PES“ in Kapitel 8.2. behandelt, wie die Frage nach Permanenz und Laufzeit, Zusätzlichkeit (Additionalität), Wirksamkeit der Kriterien, Monitoring und Kontrolle, Kosten der Umsetzung. In Summe ergeben diese Problemlagen aber auch ein Spektrum an Risiken für den globalen Schutz an Biodiversität (siehe Abbildung 25).

Was aber im Bereich der REDD+ eine besondere Dimension entfaltet, ist angesichts der dargestellten Größenordnungen der Umfang des globalen Finanzbedarfs und die daraus entwickelten Lösungsversuche.

Globale Finanzierungsansätze von REDD+:

Dabei werden folgende Ansätze verfolgt (vgl. Brunsmeier / Groth 2011)⁹⁶:

- ◆ Der gegenwärtig praktizierte und damit häufigste **Ansatz** ist, dass **dies über das „freiwillige“ Bereitstellen von Mitteln** von Ländern, Städten, Unternehmen oder von einzelnen Sponsoren oder gar NGOs erfolgt, und diese REDD+-ähnliche Projekte finanzieren. Es können so aber kaum ausreichend Mittel für einen globalen Schutz generiert werden.
- ◆ Deshalb wird derzeit schon - nicht zuletzt aufgrund einer massiven Intervention von international agierenden Investmentbanken (siehe unten) - ein **marktbasierter Ansatz für REDD+-Zertifikate** verfolgt, wobei über genau definierte Standards die Menge an CO₂-Einsparungen sowie ein Standard an Biodiversitätsschutz festgelegt werden soll, und solche Zertifikate, dann weltweit gehandelt werden. Befürchtet wird dabei aber eine Flutung der globalen Märkte für CO₂-Rechte mit REDD+-Zertifikaten.
- ◆ Ein **fondbasierter Ansatz**, wobei Industrieländer, Unternehmen des Privatsektors und NGOs in einen Fonds einzahlen und dieser dann die REDD+-Projekte entsprechend einem festgelegten Standard finanziert. Dabei könnten auch begleitende Maßnahmen wie Kapazitätsaufbau (capacity building) oder Know-How-Transfer mitfinanziert oder die Rechtsansprüche der indigenen Bevölkerung mit berücksichtigt werden.
- ◆ Ein **Hybridansatz**, der fondbasierenden und marktbasierenden Ansatz verbindet. Hier würde nach offiziellen Angaben eine Verbindung der Vorteile beider Ansätze angestrebt. De facto dürfte es sich aber um eine öffentlich subventionierte Marktgenerierung handeln. Es sollen in einem angedachten Modell über eine zeitliche Phasenbildung zuerst in Phase 1 über Fonds die Kapazitäten in Entwicklungsländern aufgebaut werden, dann in Phase 2 nochmals mit Hilfe von einer Fondfinanzierung die notwendigen Politiken der Umsetzung und die Umweltstandards ausgebaut und optimiert werden und dann in Phase 3 der marktbasierte Handel mit REDD+-Zertifikaten einsetzen. In der Folge könnten sich die Fonds dann über den erstmaligen Zertifikate-Verkauf refinanzieren.

96. Brunsmeier Annette, Groth Markus (2011): REDD+: Ausgestaltung, Bewertung, Zertifizierung und offene Fragen – Hintergrundpapier. CSC – Climate Service Center Germany; URL: http://www.climate-service-center.de/imperia/md/content/csc/REDD_-CSC-Hintergrundpapier-2011_11_30.pdf

Grundidee dabei ist zumeist: All diese Maßnahmen zur nachweislichen Reduktion von Treibhausgasen im Rahmen von REDD+-Projekten ließen sich in eine Art forstliche Emissionszertifikate umwandeln bzw. als solche zertifizieren.

Doch wegen der angesprochenen umfangreichen Probleme sind diese Zertifikate derzeit nicht im Rahmen des IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) akzeptiert bzw. werden auch nicht im Rahmen des EU-Systems anerkannt. Dadurch können diese nur in Form freiwilliger Maßnahmen Verwendung finden bzw. lassen sich in private Emissionszertifikate umwandeln und als solche handeln. Verhandlungen mit dem IPCC bzw. der UNFCCC finden aber laufend statt. Es können bzw. sollten - so die internationale Sprachenregelung - die IPCC-Methoden für die Abschätzung der Emissionen von Landnutzung und Landnutzungsänderungen im Rahmen der Definition von REDD+ verwendet werden. Dadurch habe man einen internationalen Standard mit verlässlichen Referenzgrößen.

In diesem Zusammenhang werden REDD+-Einsparungen als Teile sogenannter „Carbon Offsets“ (CO) am Markt bereits angeboten und zum Teil auch gehandelt, indem sich Firmen, die sich als CO₂-neutral definieren möchten, solche zertifizierten Offsets kaufen: Innerhalb solcher „Carbon Offsets“ können auch die nachhaltige Bewirtschaftung von Wäldern oder Aufforstungsprogramme oder Waldschutzprogramme dazuzählen bzw. werden von speziellen Firmen angeboten. Bisher können solche Produkte aber nur außerbörslich gehandelt werden. Um die Märkte für „REDD Carbon Credits“ aufzubauen und diese weiter zu standardisieren gibt es bereits hinreichend Marktstudien (siehe z.B. Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions 2011⁹⁷). Beispielsweise hat sich in diesem Zusammenhang sogar die New York Stock Exchange Euronext-Gruppe (NYSE Euronext) seit ca. 3 Jahren im Ankauf solcher Offsets für ihr eigenes Firmengeflecht engagiert und erklärte im August 2012, dass sie den CO₂-neutralen Status erreicht habe. Dies sei durch den Ankauf von RECs (Renewable Energy Certificates) und COs (Carbon Offsets), welche auch den Naturschutz in Wäldungen bestimmter Größe und Qualität inkludiert im Ausmaß von 79.250 Tonnen CO₂ erreicht worden⁹⁸. Die REDD-Zertifikate sind somit Teil der freiwilligen Emissionsreduzierungen (Voluntary Emission Reductions – VERs), die im Gegensatz zu den „offiziellen“ Emissionszertifikaten (Certified Emission Reductions – CERs – z.B. wie die EU ETS) ein kommerzielles Eigenleben führen. Deren Wirksamkeit zur CO₂ Reduktion oder zum Schutz der Wälder bzw. für den Biodiversitätsschutz, wofür sie geschaffen wurden, wird aber in Bezug auf die Verlässlichkeit der Akteure als auch die Schutzziele zunehmend hinterfragt.

Große Investmentbanken (BNP Paribas, JP Morgan, Merrill Lynch usw.) haben sich in diese Märkte bereits eingekauft. Nicht zuletzt deshalb wird international der Ruf nach einer umfassenden Regulierung immer lauter (World Finance 2012), denn deren Geschäftsmodell verlangt nach einer globalen Standardisierung⁹⁹. Dass sich die großen Investmentbanken für die Finanzierung von Waldschutz- und Biodiversitäts-Offsets als neues lukratives Geschäftsfeld interessieren, wurde erstmals 2008 in grös-

97. Schneck Joshua D., Murray Brian C., Galik Christopher S., Jenkins W. Aaron (2011): Demand for REDD Carbon Credits A Primer on Buyers, Markets, and Factors Impacting Prices. Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions - Working Paper; NI WP 11-01, February 2011.

98. NYSE Euronext (2012): NYSE Euronext Marks Second Year as Only Carbon-Neutral Global Exchange Operator - Energy-Efficiency Initiatives Drive NYSE Euronext. NYSE Euronext news release Aug. 21, 2012; URL: <http://www.nyse.com/press/1345544761576.html>

rem Maßstab bekannt, indem Merrill Lynch bereits vor dem Bali-Klimagipfel verkündete, dass sie ein Anfangs-Kapitalinvestment von 9 Millionen Dollar auf vier Jahre für 100 Mio. Tonnen CO₂-Einsparung durch die vertragliche Erhaltung von über 750.000 Hektar Wald in der Provinz Aceh - Indonesien plane bzw. umsetze¹⁰⁰. Dadurch wurde die gesamte Finanzwelt und die gesamte globale „Klimaschutz- und Naturschutzszene“ hellhörig und es begann ein intensiver Diskurs über die globalen Finanzierungsmöglichkeiten von Biodiversitätsschutz in Kombination mit dem Klimaschutz. Plötzlich wurde nicht mehr über Millionen von Dollar, sondern Milliarden von Dollar gesprochen, die im Rahmen eines Engagements privater Finanzmärkte investiert werden könnten. Zeitgleich mit der Ankündigungen von privaten Investmentfirmen, hat beispielsweise auch die Regierung von Norwegen bekannt gegeben, dass sie bis zu 2,6 Milliarden Dollar in den Klimaschutz durch die Verhinderung der Abholzung in Regenwäldern investieren werden, da dies auch eines der effektivsten und schnell wirksamsten Maßnahmen für den Klimaschutz sei (siehe BOX 8.1). Im Rahmen der Klimarahmenkonvention der UNO (UNFCCC) wurden 2008 das Einsparungspotential bis 2030 über den Forstsektor und damit über REDD+ auf einen Betrag von 12,5 Gigatonnen CO₂-Äquivalente pro Jahr geschätzt. Dies wären fast 40% des gesamten globalen Einsparungspotentials (siehe Tabelle 8)¹⁰¹

Tabelle 8: Globales Treibhausgas-Emissionsreduktionspotential - realisierbar bis 2030 - in Gigatonnen CO₂-Äquivalenten pro Jahr (Quelle: Brennan et al. 2011¹⁰²)

GHG Emissions Potential by Sector

GHG Emission Reduction Potential Per Year, 2030 (Gigatons CO ₂ e)			
Sector	Annex I ¹²	Non-Annex I	Global
Power Generation	4.4	5.0	9.4
Forestry (Includes REDD)	0.1	12.4	12.5
All Other	5.5	4.3	9.8
Total	10.0	21.7	31.7

99. World Finance (2012): Carbon trading in need of regulator attention. Online-Edition, 9. August, 2012; URL: <http://www.worldfinance.com/markets/equities/a-lost-opportunity>

100. Mattioli Dana (2008): Merrill Lynch: Turning Trees into Money. The Wallstreet Journal, März 2008; URL: http://blogs.wsj.com/environmentalcapital/2008/03/11/merrill-lynch-turning-trees-into-money/?mod=hpp_europe_blogs
Zwick Steve (2008): Painting the Town REDD: Merrill Lynch Inks Massive Voluntary Forest Deal. URL: http://www.ecosystemmarketplace.com/pages/dynamic/article.page.php?page_id=5584§ion=home&eod=1

101. UNFCCC - United Nations Framework Convention on Climate Change (2008): Investment and financial flows to address climate change: an update. URL: <http://unfccc.int/resource/docs/2008/tp/07.pdf>

102. Brennan Kevin, Durschinger Leslie, Vogt Terry (2012): The Emerging Market for Forest and Land-Use Carbon A new asset class with early - stage investment opportunities that generate extensive environmental and social benefits. Terra global Capital, 3rd Edition, May 2012; by Terra Global Investment Management, LLC; URL: <http://terraglobalcapital.com/press/Terra%20Global%20-%20Emerging%20Forest%20Carbon%20Market.pdf>

BOX: 8.1: Beispiele für die Größenordnungen von öffentlichen REDDplus-Finanzierungen

DEUTSCHLAND: „Übersicht der deutschen Klimafinanzierung für REDDplus-Maßnahmen

Eines der zentralen Ergebnisse des UN-Klimagipfels in Kopenhagen 2009 war die Zusage der Industrieländer, den armen und besonders von den Klimaveränderungen betroffenen Ländern sofortige finanzielle Unterstützung zukommen zu lassen. Im Copenhagen Accord wurde vereinbart, den Entwicklungsländern zwischen 2010 und 2012 insgesamt 30 Mrd. US Dollar zur Emissionsminderung und Anpassung an den Klimawandel zur Verfügung zu stellen. Der Anteil der Europäischen Union beträgt 2,4 Mrd. Euro jährlich, der deutsche Beitrag beläuft sich auf insgesamt 1,26 Mrd. Euro. Jährlich sind das durchschnittlich 420 Millionen Euro, die Deutschland zusätzlich zu den Mitteln der konventionellen Entwicklungszusammenarbeit (wie etwa: Armutsbekämpfung, Gesundheit, u.a.) zugesagt hat. Für den Waldschutz (REDDplus) sieht die Bundesregierung mindestens 350 Millionen Euro von ihrer gesamten Zusage zur Schnellstart-Finanzierung vor. Um einen Beitrag zum Abbremsen oder Anhalten des Verlusts biologischer Vielfalt zu leisten, sagte Deutschland 2008 (CBD COP9) zu, bis 2012 500 Millionen Euro für den internationalen Wald- und Biodiversitätsschutz bereitzustellen. Dieses Versprechen wird nun zum Teil auf die Zusage zur Unterstützung von REDDplus angerechnet. Auch der Beteiligungsvertrag Deutschlands zur Unterstützung der FCPF wird nunmehr zur Erfüllung der Klimazusagen herangezogen. Deutschland unterstützt allerdings auch REDD-relevante Aktivitäten, die über die Zusage bei der Klimarahmenkonvention hinausgehen. Von besonderer Bedeutung sind dabei Programme wie die IKI, im Auftrag des BMU die seit 2008 auch einige Projekte im REDD-Bereich unterstützt, sowie die Beiträge für die FCPF. Insgesamt hat Deutschland seit 2008 bereits 230 Millionen Euro für REDD-relevante Aktivitäten ausgegeben bzw. zugesagt.“

Zitiert nach Schmidt L., Gerber K. und Ibisch P.L. (2011)

GEF:

Im Bereich des GEF-Fonds (Global environmental Facility) und seiner Projekte zur Abschwächung des Klimawandels wurden im Rahmen des GEF-5 (Finanzjahr 2011 und 2012 in Summe) folgende Mittel für Land-Use, Land-Use Change, Forestry und Sustainable Forest Management zusammen mit REDD+ bereitgestellt (nach GEF 2012):

Anzahl der Projekte	16
GEF – Mittel (in Mio. Dollar)	198,8
Kofinanzierungen (in Mio. Dollar) durch Entwicklungsländer, Privatwirtschaft, GEF-multi- und bilaterale Agenturen, NGOs	820,7

NORWEGEN:

„Im Jahr 2007, während der Klimaverhandlungen von Bali, sagte Norwegen 2,6 Milliarden Dollar für die Bemühungen zu, Treibhausgas-Emissionen, die durch die Abholzung von Wäldern oder durch die Zerstörung von Wäldern entstehen, zu verhindern. Die Regierung von Norwegen richtete deshalb 2008 eine Internationale Klima- und Forstinitiative ein, um diese Zusage umzusetzen.“ Zitiert nach CIFOR 2012.

In einem Investment-Bericht der Terra global Capital (Brennan et al. 2012¹⁰³) wird zudem angeführt, dass man weltweit zwischen 17 und 28 Milliarden Dollar benötigen würde, um die Abholzung von Wäldern zu halbieren, wobei aber die öffentlichen Finanzausgaben gegenwärtig nur 4,5 Milliarden Dollar für 2010-12 beinhalten würden. Dabei würden REDD+-Projekte eine zunehmende Rolle spielen, denn obwohl die Schlussfolgerungen in der Integration von REDD+ in die UNFCCC-Verhandlungen für die Phase nach 2012 weiterhin unsicher sind, nehmen die Zahlen der nationalen und sub-nationalen Programme, die den REDD-Ansatz inkludieren, erheblich zu. Gleichzeitig ist aber dieses System einer privaten Mitfinanzierung mit Hilfe der globalen Finanzmärkte seit 2007/08 in einer Krise, sodass die Lippenbekenntnisse der Zusagen vielfach um viele Dimensionen größer sind, als der Umfang der Umsetzungen.¹⁰⁴

Auch die politischen Dimensionen einer Umsetzung von REDD oder REDD+ sind kritisch zu sehen. So könnte in der Theorie durchaus die Vorstellung entwickelt werden, dass beispielsweise Österreich die Schutzwaldsanierung - Schutzwälder machen immerhin 21% der Waldfläche Österreichs aus - in ein REDD+-Projekt einbringt. Viele Schutzwald-Maßnahmen würden sich unter REDD-Vorgaben definieren lassen, und gleichzeitig könnte man auf die Idee kommen, die Schutzwälder als CO₂-Zertifikat „auf den Markt zu bringen.“ Doch würden die Probleme spätestens dann zu Tage treten, wenn Bauern ihre traditionelle Forstnutzung in Schutzwäldern nur mehr durch „international zertifizierte und akkordierte“ Vorgaben durchführen dürften oder wenn besondere regional angepasste Maßnahmen in Bezug auf Schutzwälder notwendig würden, dies aber nicht mehr lokal oder regional gelöst werden könne. Spätestens dann, wenn die Beteiligten und Betroffenen realisieren würden, dass sie nicht mehr souverän über „ihre Schutzwälder“ entscheiden dürfen, wäre ein schwerwiegender politischer Konflikt vorprogrammiert. Gleiches gilt selbstverständlich auch für die Entwicklungsländer und ihre Nutzungsansprüche an die Wälder. In diesem Kontext hat beispielsweise Evo Morales, der Präsident Boliviens, bereits 2010 bei einem Treffen mit NGOs in New York in Bezug auf den REDD-Ansatz angekündigt: „Natur, Wälder und Indigene sind nicht zu verkaufen!“. Er brachte seine tiefe Sorge diesbezüglich zum Ausdruck und lehnte den Mechanismus von REDD bzw. REDD+ entschieden ab, indem er darin den Versuch des Nordens sieht, seine Verpflichtungen den CO₂-Ausstoß zu reduzieren, über die globalen Finanzmärkte wiederum dem Süden aufzubürden: *„It is inadmissible that by using the needs communities have and the ambitions of some leaders and indigenous “experts”, indigenous peoples are expected to be involved with the commoditization of nature....We cannot accept that, with our consent, a mechanism is created where one voluntarily sells Mother Earth while others look crossed handed.“*¹⁰⁵

103. Ebenda.

104. GEF (2012): Report of the Global Environment Facility to the Eighteenth Session of the Conference of the Parties to the United Nations Framework Convention On Climate Change. Annex FCCC/CP/2012/6, Juli 2012.
CIFOR (2012): Analysing REDD+: Challenges and choices. Edited by Angelsen, A., Brockhaus, M., Sunderlin, W.D. and Verchot, L.V. (eds) (2012); CIFOR, Bogor, Indonesia.; URL: http://www.cifor.org/publications/pdf_files/Books/BAngelsen1201.pdf

105. Evo Morales (2010): Nature, forests and indigenous peoples are not for sale. Bericht von Chris Lang vom 30. September 2010; URL: <http://www.redd-monitor.org/2010/09/30/evo-morales-nature-forests-and-indigenous-peoples-are-not-for-sale/>

9 Das Konzept der Ökosystemleistungen und die Chancen für die BergbäuerInnen bzw. die Landnutzung in Berggebieten

Die vorangehenden Kapitel beschäftigen sich intensiv mit der theoretischen Fundierung und sachlichen Herleitung von Ökosystemleistungen unter besonderer Berücksichtigung der Biodiversität. Wesentlich ist auch, dass es sich bei der Definition von Leistungen immer um eine besondere Kategorisierung von Nutzen, der von den Menschen als wirtschaftlich erkannt wird, handelt, und dass immer Austausch- und Verteilungsmechanismen mit diesem Nutzen verbunden sind.

Ökosystemleistungen implizieren somit neben der naturwissenschaftlichen Fundierung der Leistungszusammenhänge immer eine gesellschaftliche und wirtschaftliche Inwertsetzung. Deshalb wurden die Nutzen-Kategorisierungen von Ökosystemleistungen auch im Verhältnis zum neoklassischen Ökonomiekonzept dargestellt, weil es sich hier zweifellos um die gegenwärtig vorherrschende wirtschaftswissenschaftliche Theorie in den westlichen Industrieländern handelt. Nachdem aber, nicht zuletzt aufgrund der gegenwärtigen Finanz- und Wirtschaftskrisen, dieses neoklassische Theoriegebilde in seinem Anspruch auf umfassende Erklärung zunehmend brüchig zu werden beginnt, wurde auch zusätzlich auf alternative Ansätze wie die „Ökologische Ökonomie“ nach Herman Daly¹⁰⁶ oder auf die Ansätze der Nobelpreisträgerin Elinor Ostrom¹⁰⁷ von „selbstverwalteten Gemeinschaftsgütern an Naturressourcen“ reflektiert. In diesem Zusammenhang hatte Gerhard Hovorka bereits im Jahr 2000 darauf verwiesen, dass der Ansatz der „Ökologischen Ökonomie“ für die Berglandwirtschaft eine geeignete Wirtschaftstheorie im Rahmen marktwirtschaftlicher Systeme darstellt, da dieser Ansatz den Produktionsbedingungen und gesellschaftlichen Anforderungen und Aufgaben der Berglandwirtschaft besser gerecht wird als neoklassische Erklärungsmuster (Hovorka G. 2000¹⁰⁸).

So wie es sich aus der gegenwärtigen wissenschaftlichen Literatur zusammenfassend ableiten lässt, sind Ökosystemleistungen unverzichtbare Vorleistungen für die Unterstützung und Erhaltung der übrigen wirtschaftlichen Aktivitäten. Diese Leistungen müssen deshalb als solche geschützt und erhalten werden oder sollten nur unter nachhaltigen Bedingungen beansprucht werden. Durch menschliche Aktivitäten in Form von Schutz- und Erhaltungsarbeit oder durch den Verzicht auf „erlaubte“ Aktivitäten werden diese Vorleistungen der Ökosysteme in gesellschaftliche Dienstleistungen transferiert, indem jene, die über die Naturressourcen als Grundlage für die Ökosystemleistungen verfügen, für ihre Schutz- und Erhaltungsleistung ausgleichend entlohnt werden oder indem diese einen monetären Ausgleich für

-
- 106. Daly H. E. (1996): *Beyond Growth*. Boston: Beacon Press (August 14, 1997) bzw. Daly H. E. (1999): *Uneconomic Growth in Theory and in Fact*. The First Annual Feasta Lecture, Trinity College, Dublin, 2th April, 1999.
 - 107. Ostrom Elinor (1999): *Die Verfassung der Allmende. Jenseits von Staat und Markt*. Tübingen: J.C.B. Mohr, 316 S., ISBN 978-3-16-147136-0.
 - 108. Hovorka, Gerhard (2000): *Die Theorie der Ökologischen Ökonomie und die Berglandwirtschaft*. In: Hovorka, Gerhard (Hrsg.) (2000): *Zukunft mit Aussicht, Beiträge zur Agrar-, Regional-, Umwelt- und Sozialforschung im ländlichen Raum*, Forschungsbericht Nr. 45 der Bundesanstalt für Bergbauernfragen. Wien. 143-157.

die Opportunitätskosten erhalten, die bei nachhaltiger Nutzung im Verhältnis zu einer „normalen“ Nutzung entstehen würden. Diese Ausgleiche werden dann als sogenannte „Zahlungen für Ökosystemleistungen“ (engl. Payments for Ecosystem Services - PES) bezeichnet.

Der Zweck dieser theoretischen Auseinandersetzung im wirtschaftswissenschaftlichen Kontext war es, zu beweisen, dass es sich in einer Gesamtschau und vor allem aus der Perspektive der Langfristigkeit lohnt, eine Naturressource wie Biodiversität in Kombination mit natürlichen Ökosystemen über ein vordergründiges „nachhaltiges“ Ausmaß hinaus zu erhalten, denn die Begrenzung unserer wirtschaftlichen Tätigkeiten innerhalb der Ökosysteme erzeugt zunehmend eine Wertgenerierung durch knapper werdende Naturressourcen. Dieser Knappheit gilt es vorzubeugen, denn sie impliziert bereits ein besonderes Risiko des Nicht-mehr- oder Kaum-mehr-Funktionierens. Deshalb ist es vernünftig und vor allem auch volkswirtschaftlich vertretbar bzw. vorteilhaft, die Ökosysteme und ihre Vielfalt möglichst weitgehend zu erhalten und nur unter starken Nachhaltigkeitsbedingungen¹⁰⁹ zu nützen.

Diese Konzeptualisierung beinhaltet für die Berglandwirtschaft, aber auch für die Forstwirtschaft in Berglagen oder andere wirtschaftliche Aktivitäten in den Berggebieten eine besondere Chance, weil die Berggebiete bzw. die integrativen Tätigkeiten ihrer Bewohner viele Ökosystemleistungen bereitstellen, die nicht nur für sie selbst, sondern auch für die Bevölkerung in angrenzenden Tallagen und Tieflandgebieten von großer Bedeutung sind.

Beispielsweise wurden in Bezug auf Bergökosysteme im Rahmen des MEA in einem abschließenden Situationsbericht über Zustand und Trends der globalen Biodiversität folgende Ökosystemleistungen für die Berggebiete kategorisiert¹¹⁰:

- ◆ **Versorgungsleistungen** - extrahierte Ressourcen, die vor allem für die Tal- und Tieflandbevölkerung von Bedeutung sind (wie Trinkwasser und Bewässerung; Holz und Nicht-Holzprodukte) sowie die primäre Produktion der Ökosysteme (landwirtschaftliche Produktion für die lokale Subsistenz und Versorgung, für Export, sowie pharmazeutische und medizinische Produkte)
- ◆ **Regulierungs- und Unterstützungsleistungen** - zum Beispiel durch die System- und Stabilisierungsfunktion der Biodiversität, Schutz vor Muren, Überschwemmungen und Naturgefahren, Klimaregulierung, Wasserreinigung und Wasserabflussregulierung durch das Speichervermögen der Böden, Unterstützung bzw. Begrenzung biologischer Wanderbewegungen (Grenzfunktion), Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit
- ◆ **Kulturelle Leistungen** - die spirituelle Rolle der Berge, Existenzwert der Biodiversität, Erholung, Wert der kulturellen und ethnischen Diversität.

109. „Starke Nachhaltigkeit“ ist eine Form der Nachhaltigkeit. Die Erhaltung der natürlichen Ressourcen steht im Vordergrund, da davon ausgegangen wird, dass Naturkapital durch kein anderes Kapital ersetzt werden kann. Im Gegensatz dazu wird in der „schwachen Nachhaltigkeit“ davon ausgegangen, dass Naturkapital durch andere Kapitalformen substituiert werden kann.

110. MEA - Millennium Ecosystem Assessment (2005b): Chapter 24: Mountain Systems - Ecosystems and human well-being : current state and trends : findings of the Condition and Trends Working Group / edited by Rashid Hassan, Robert Scholes, Neville Ash. URL: <http://www.maweb.org/documents/document.766.aspx.pdf>

Das besondere an Berggebieten ist dabei, dass vorwiegend auf das Wasserspeicherungs- und Wasserreinigungsvermögen der Bergökosysteme sowie auf die Schutzfunktion der Wälder bzw. der Bergökosysteme allgemein Bezug genommen wird. Bereitstellung und Erhaltung der Wasserressourcen (engl. „Watershed Management“) sowie im Rahmen der nachhaltigen Nutzung der Bergökosysteme die Erhaltung der Schutzfunktion vor Naturgefahren (engl. „Prevention of Natural Hazards and Risks“) sind somit wesentliche Leistungen, die von der Bergbevölkerung bzw. der Politik erwartet werden (vgl. Kohler et al. 2012)¹¹¹. Dabei spielen die BergbäuerInnen und ihre land- und forstwirtschaftlichen Aktivitäten sicherlich eine zentrale Rolle. Aber nicht nur, denn auch alle anderen wirtschaftlich Verantwortlichen, die sich mit der Naturressourcennutzung im Berggebiet beschäftigen, sind diesbezüglich angesprochen: Forstwirtschaft, Jagd und Fischerei, Bergbau, Verkehrswesen und Tourismus, aber auch vereinzelte industrielle und andere gewerbliche Nutzer in Berggebieten.

Berggebiete haben innerhalb dieser Konzeptualisierung von Ökosystemleistungen in Bezug auf Schutz und Erhaltung von Biodiversität folgende Vorteile und damit Chancen, die auch als eine Art Alleinstellungsmerkmal (USP) gesehen werden können. Im Kontext dieser Vorteile und Chancen sei ein umfassendes und möglichst alle Wirtschaftssektoren integrierendes Ökologisierungskonzept als tragende Zukunftsperspektive für das Berggebiet vorgestellt:

- ◆ **Berggebiete sind durch einen hohen Anteil an biologischer Vielfalt charakterisiert.** Deshalb haben sie per se einen hohen Schutzwert.
- ◆ **Die bergbäuerliche Landwirtschaft** ist zum ganz großen Teil keine Landwirtschaft, die mit umweltbelastenden Betriebsmitteln arbeitet. Beispielsweise sind in Österreich bereits über 24% der BergbäuerInnen Biobetriebe, wobei dieser Anteil mit steigender Erschwernis eher zunimmt (BHK-Gruppe 1 bis 4: 19%, 25%, 28%, 23% - INVEKOS 2011). Der Großteil der Berglandwirtschaft **besteht aus extensiven Grünlandflächen (Almen, Bergmähder, ein- und zweischnittige Wiesen)** – und dort, wo intensiviert wurde und über hohe Viehbestände Umweltbelastungen bestehen, könnte man relativ kostengünstig gegensteuern, weil die Opportunitätskosten der Intensivierung oft sehr gering sind. **Damit können sich die BergbäuerInnen, wenn sie bezüglich einer allgemeinen Extensivierung und Ökologisierung gezielt unterstützt werden, zusätzlich zu ihrer nachhaltigen Produktionsfunktion, speziell auch auf das zusätzliche Management für besondere Ökosystemleistungen** einstellen. Beispielsweise wird in der Schweiz in diesem Zusammenhang bereits von „**Ökologischen Leistungen als Betriebszweig**“ gesprochen - wobei man hier die effiziente und mechanisierte Naturschutzflächenbearbeitung meint¹¹². Dies mag zwar nicht im Sinne dieser hier vorgestellten Gesamtkonzeption einer umfassenden Ökologisierung und Ausrichtung der Berggebiete auf den Biodiversitätsschutz sein, aber es zeigt, dass hier eine besondere gesellschaftspolitisch relevante Nachfrage besteht und folglich auch Angebote von Seiten der Berglandwirtschaft entwickelt werden sollten. **Grundsätzlich sollte aber - als mittelfristiges Ziel - die Umstellung der Berglandwirtschaft auf Biolandbau auf**

111. Kohler T; Pratt J; Debarbieux B; Balsiger J; Rudaz G; Maselli D; (eds) (2012): Sustainable Mountain Development, Green Economy and Institutions. From Rio 1992 to Rio 2012 and beyond. Final Draft for Rio 2012. - Prepared with an international team of experts.

höhere Prozentsätze (über 50%) erfolgen und dabei insbesondere die Kombination mit besonderen Schutz- und Erhaltungsleistungen für Biodiversität und Ökosystemfunktionen angestrebt werden.

- ◆ Ähnliches gilt für die Forstwirtschaft: **Ein großer Teil der Wälder im Berggebiet haben eine Schutzfunktion**, sind Mischwälder oder sind insgesamt nachhaltig genutzt. 21% der Waldflächen Österreichs sind Schutzwald, der sich zum Großteil im Berggebiet befindet. Vielfach lassen die naturräumlichen Gegebenheiten keine Übernutzung der Wälder zu. Dort wo vereinzelt eine relativ intensivierte Forstwirtschaft eingesetzt hat, könnte über die Forstverwaltung in Kooperation mit dem Naturschutz angepasste Managementpläne erarbeitet werden, die in ein umfassendes Ökologisierungskonzept für Berggebiete integriert sind.
- ◆ **Bergökosysteme sind außerordentlich fragil:** Sie sind wichtig zur Bereitstellung von sauberem Trinkwasser und ihre ökologische Integrität ist ein Kernelement der Sicherheit für Siedlungen und Transportwege. Hinzu kommt eine besondere Bedeutung für den Schutz vor Überschwemmungen. Global sind Bergökosysteme mit ca. einem Viertel der Land-Biodiversität direkt verbunden und beinahe die Hälfte der globalen Biodiversitäts-Hot-Spots befinden sich im Berggebieten (MEA 2005). D.h. **die nachhaltige Bewirtschaftung der Berggebiete und der Bergressourcen in sämtlichen Wirtschafts- und Nutzungsbereichen erbringt eine hohe Erhaltungsleistung für Biodiversität, Wasserressourcen sowie eine hohe Schutzleistung vor Überschwemmungen. Dies ist volkswirtschaftlich von Bedeutung und unterstreicht die „Effizienz“ der Berggebiete diesbezüglich, weil diese Schutzleistungen weit über das Berggebiet hinaus wirksam sind.**
- ◆ **Berggebiete und ihre naturräumlichen Gegebenheiten haben eine hervorragende Eignung in der Nutzung als Tourismusregionen** oder als Areal für vielfältige Sportarten alpiner und allgemeiner Art. Nicht zuletzt deshalb gehört das österreichische und Schweizer Alpengebiet zu den intensivsten Tourismusregionen der Welt. Hier gilt es einen Ausgleich zwischen intensiver touristischer Nutzung und einer umfassenden Erhaltung der Bergökosysteme zu finden. **Auch der Bergtourismus hat längerfristig nur Chancen, wenn er den Schutzanspruch für die Bergökosysteme umfassend mittragen kann.**
- ◆ **Das Berggebiet - und für Österreich insbesondere das Alpengebiet - ist reich an kulturhistorischen Leistungen** - die wesentlichste besteht darin, unter ungünstigen natürlichen und naturräumlichen Bedingungen angepasste Nutzungssysteme entwickelt zu haben. Almwirtschaft, Stufenwirtschaft bis hin zur Transhumanz, Bergmähder und vielfältige Landnutzungsformen sind die augenfälligsten Ergebnisse. **Diese besonderen Kulturleistungen in Kombination mit dem noch vorhandenen traditionellen Wissen gilt es ebenfalls zu erhalten und in einen neuen Kontext einer sinnhaften Nutzung zu stellen.**

112. Götz Michael (2012): Kulturflächen in erschwerten Lagen erhalten. In: Zeit-Fragen - Wochenzeitung für freie Meinungsbildung, Ethik und Verantwortung für die Bekräftigung und Einhaltung des Völkerrechts, der Menschenrechte und des Humanitären Völkerrechts, 15. Oktober 2012; URL: <http://www.zeit-fragen.ch/index.php?id=1086>

Zaugg Urs (2011): Landwirtschaft und Biodiversität. Vortrag im Rahmen des SCNAT-Informationsanlass vom 16.11.2011 an der Universität Bern. Amt für Landwirtschaft und Natur des Kanton Bern; URL: <http://www.biodiversity.ch/downloads/07Zaugg.pdf>

- ◆ **Ein anderer kritischer Aspekt beinhaltet die kulturelle und ethnische Diversität in Berggebieten**, welche das MEA in einer globalen Perspektive behandelt bzw. auch die TEEB-Studie explizit anführt (vgl. Kapitel 6.2). **Hier ist eine sensiblere Herangehensweise notwendig.** Kulturelle und ethnische Diversität oder das Brauchtum bis hin zu spirituellen und religiösen Zugängen oder besondere kulturelle Ausdrucksformen **haben für die Bevölkerung selbst einen „Eigen-Wert“ und damit einen „Eigen-Sinn“.** Ihre Verwendung in externen ökonomischen Analysen kann nur darin bestehen diesen Eigenwert anzuerkennen, **denn alles andere wie z.B. die Nutzung als Ressource für den Tourismus, welches vielfach in solchen Analysen im Hintergrund mitschwingt, würde genau diesen „Eigen-Wert“ und „Eigen-Sinn“ zerstören.** Auch auf die „herrschaftliche und wohlwollende Belehrung“ von außen in Bezug auf diese Werte können die Bergbewohner mit Bestimmtheit verzichten. Jeder Versuch hier auch nur in Ansätzen, in Richtung einer monetären Bewertung, sich zu bewegen, ist aus ethischen Gründen entschieden abzulehnen.

In Summe: Es bestehen gute Zukunftsaussichten für die Berglandwirtschaft und damit für die BergbäuerInnen, wenn sie sich als das zu definieren verstehen, was sie in Wirklichkeit schon lange sind: erfahrene ManagerInnen für Bergökosysteme.

10 Hauptursachen des Biodiversitätsverlustes

Die naturräumliche Vielfalt der österreichischen Berggebiete, inklusive der Vielfalt an Vegetation und Lebensräumen, wurde und wird nicht nur von den Rahmenbedingungen subalpiner und alpiner Klima- und Vegetationsstufen geprägt, sondern im Laufe ihrer langen Entwicklung als alpine Kulturlandschaft auch durch die Praxis der bergbäuerliche Bewirtschaftung sowie durch die sonstigen wirtschaftlichen Aktivitäten im Berggebiet wie Forstwirtschaft und Bergbau wesentlich mitgestaltet. Hand in Hand mit den gesellschaftlichen und wirtschaftlichen Entwicklungen und Brüchen veränderte sich auch die Nutzung des Bergraumes sowie die Struktur der Berglandwirtschaft. Dies hat wiederum Auswirkungen auf die ökologisch wertvollen alpinen und subalpinen Landschaften und Lebensräume (Groier / Hovorka 2007)¹¹³.

In gegenwärtigen Zeiten haben andere wirtschaftliche Aktivität wie Energiewirtschaft und Tourismus sowie das Verkehrswesen und die Kommunikationsindustrie das Naturraum verändernde Potential der Land- und Forstwirtschaft ergänzt und wurden zu einem wesentlichen Mitgestaltungsfaktor der Kulturlandschaft in den Berggebieten. Die Ökosysteme der Alpen und damit auch die naturräumlichen Elemente der Berggebiete stehen unter einem steigenden Nutzungsdruck aller Wirtschaftszweige. Damit unterliegen die Berggebiete nicht nur den Anforderungen und Rahmenbedingungen der Land- und Forstwirtschaft und folglich der Agrarpolitik, sondern bedürfen eines umfassenden Naturraummanagements, das wieder viele andere Politikfelder in sich integriert: Neben der Land- und Forstwirtschaft bzw. dem traditionellen Bergbau und Verkehrswesen konkurrieren gegenwärtig auch der Naturschutz, das moderne Verkehrswesen mit transnationalen Infrastrukturnetzen, Tourismus- und Freizeitwirtschaft, Energiewirtschaft und ihre Einrichtungen, Gewerbe und Industrie sowie qualitätvolle Wohngebiete oder gar Ansprüche eines Kulturerbes um die knappe Ressource Boden bzw. allgemein um den Raum.

Der Naturschutz und damit die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Biodiversität steht in seinen Raumansprüchen bzw. in seiner wirksamen Umsetzung in einer starken Konkurrenz zu allen diesen wirtschaftlichen Aktivitäten. Gleichzeitig kann aber auch die Land- und Forstwirtschaft als primärer Gestalter des Naturraums nicht mehr isoliert betrachtet werden, denn alle wesentlichen Probleme dieser wie: Betriebseinstellungen, die Auflassung von extensiven, arbeitsintensiven Grenzertragsflächen (Bergmähder, Almen, Hutweiden), die Intensivierung ertragreicher Grünlandflächen, Grundstückszusammenlegungen, die Verwaltungstendenzen und die damit verbundenen ökologischen Veränderungen, die sich in einer Abnahme der biologischen Vielfalt niederschlagen, der Verlust vielfältiger Elemente in der Kulturlandschaft usw. stehen mit dem sich intensivierenden Netzwerk wirtschaftlicher Aktivitäten im Berggebiet im Zusammenhang. Nicht eingegangen wird in diesem Bericht auf die Klimaerwärmung und ihre vielfältigen potentiellen Auswirkungen insbesondere auch auf die Biodiversität in Berggebieten. In diesem Zusammenhang wird auf den aktuellen Forschungsbericht der Bundesanstalt für Bergbauernfragen verwiesen: *Tamme Oliver (2012): Klimawandel im österreichischen Berggebiet. Forschungsbericht Nr. 65, Bundesanstalt für Bergbauernfragen, Wien*

113. Groier M., Hovorka G. (2007): Innovativ bergauf oder traditionell bergab? - Politik für das österreichische Berggebiet am Beginn des 21. Jahrhunderts. Forschungsbericht Nr. 59 der Bundesanstalt für Bergbauernfragen, Wien, 2007.

10.1 Bevölkerungsentwicklung und Siedlungstätigkeit - Wirkung von Wirtschaft und Verkehr

Im Alpengebiet Österreichs leben ca. 39% der Bevölkerung. Hat die gesamte Alpenbevölkerung zwischen 1870 und 1990 insgesamt um ca. 60% zugenommen, so beträgt diese Rate für den österreichischen Anteil 96%. Dies entspricht fast einer Verdoppelung der Alpenbevölkerung in Österreich innerhalb der letzten 120 Jahre.

Bezogen auf die Gesamtfläche (Katasterfläche) wäre das Alpengebiet sehr dünn besiedelt (58 Einwohner/km²). Werden aber die Einwohner in Relation zum Dauersiedlungsraum gesetzt (Flächen ohne Ödland, Gewässer, Wälder und Almen), was einer Reduktion des Raumes auf die offenen Tal- und Hangflächen gleichkommt, so übertrifft die Bevölkerungsdichte in den alpinen Berggebieten mit 261 Personen/km² den Durchschnitt Österreichs (240 Personen/km²). In den beiden westlichen Bundesländern Tirol und Vorarlberg liegt dieser Wert sogar bei 340 bzw. 482 Personen/km². Damit können diese beiden Länder zu den dichtest besiedelten Regionen Europas gerechnet werden.

Noch viel augenscheinlicher wird diese Nutzungsintensität des Dauersiedlungsraumes in Westösterreich, wenn man nach Höhenlage der Gemeinden differenziert und zur normalen Wohnbevölkerung die Touristen des übernachtungsstärksten Monats hinzuzählt (Indikator: Maximale Bevölkerungsdichte im Dauersiedlungsraum). Es zeigt sich, dass in den Gemeinden über 1000 Meter Seehöhe - zumindest in der Winterhauptsaison - mit 450 Personen pro km² fast der Wert in Tallagen erreicht wird (580 Personen/km²) und dass die Einwohnerdichte durch die touristische Nutzung in dieser Gemeindekategorie mehr als verdoppelt wird (Schindegger et al., 1997).¹¹⁴ Aktuellere Daten zur Belastung des Dauersiedlungsraumes durch Tourismus finden sich bei Krajasits et al. 2008 in Bezug auf die Selektion von Tourismusgemeinden in Österreich¹¹⁵ (siehe Tabelle 9). Dabei zeigt sich, dass jene alpinen Gemeinden, die eine starke Tourismusaktivität entfaltet haben, zwar eine durchschnittliche Einwohnerdichte in Bezug auf den Dauersiedlungsraum aufweisen (ca. 223-240 EW pro km² DSR), wenn man aber ihre Bettenkapazität dazuzählt, so verdreifacht sich bei starken zweiseisaisonalem Sommer- und Wintertourismus die Bevölkerungsdichte (600-650 EW pro km² DSR). In jenen 12 selektierten Gemeinden mit intensivstem Wintertourismus würde die Einwohnerdichte bei Vollbelegung sogar auf 1.450 Personen pro km² Dauersiedlungsraum anwachsen. Anhand dieser Kennzahlen zeigt sich, dass innerhalb von Tourismusregionen der Druck auf die Ökosysteme - insbesondere im Dauersiedlungsraum - enorm ist.

Die starke Bevölkerungszunahme in den Bergen hatte eine intensive Bautätigkeit zur Folge und ist mit einer gesteigerten Wirtschaftsdynamik verbunden. Für den Zeitraum von 1971 bis 1991 wird die Zunahme des bebauten Nettobaulands im gesamten Alpengebiet Österreichs auf 35% geschätzt, während sie im Nicht-Alpengebiet lediglich 26% betrug (Schindegger et al., 1997).

Innerhalb des letzten Jahrzehnts hat der Verlust an landwirtschaftlichen Flächen bzw. die Versiegelung innerhalb des Siedlungsraumes weiter zugenommen. Zwischen 2001 und 2011 wurden weitere 477

114. Schindegger, F., Zanetti, G., Deussner, R., Doubek, C. (1997): Regionalentwicklung im Alpenraum. Schriften zur Regionalpolitik und Raumordnung Nr. 31, Wien.

115. Krajasits Cornelia, Andel Adolf, Wach Iris (2008): Stellenwert der Gemeinden für den österreichischen Tourismus. Österreichisches Institut für Raumplanung (ÖIR) 2008.

km² Verkehrs- und Bauflächen (inklusive begrüntes Bauland von ca. 37%) in den Siedlungs- und Verkehrsraum übernommen. Das entspricht einer täglichen Zunahme der Bau- und Verkehrsflächen von ca. 14,5 ha pro Tag. Diese Kennziffer betrug in den ersten 5 Jahren des 21. Jahrhunderts sogar ca. 17 ha pro Tag und wird derzeit auf ca. 8 ha täglich geschätzt, sodass sich gegenwärtig der Druck von Seiten der Bauwirtschaft verringert haben dürfte (Tabelle 10 - UBA 2012). Bereits in den 80er Jahren wurde festgestellt, dass in den extrem verkehrsbelasteten alpinen Regionen - Inntal, Arlberggebiet, Brenner, Klagenfurter Becken - die Verkehrsflächen bezogen auf den Dauersiedlungsraum Dichten aufweisen, die großen außeralpinen urbanen Wirtschaftszentren gleichen (Bittermann 1990)¹¹⁶.

Betrachtet man die landwirtschaftliche Nutzfläche für sich und analysiert man sie anhand der Veränderung der landwirtschaftlichen Nutzfläche so reduzierte sich anhand der Digitalen Kataster Mappe (DKM) die landwirtschaftliche Nutzfläche zwischen 2008 und Oktober 2011 von 25.683,35 km² auf 25.367,33 km² - das sind ca. 28 ha pro Tag (Mitteilung von Gmeiner Ph. 2012)¹¹⁷. D.h. wenn in den letzten 3 Jahren ca. 11 ha täglich in Bau- und Verkehrsflächen direkt oder indirekt von der Landwirtschaft in Richtung „Bau und Verkehr“ umgewandelt wurden, und weitere 7 bis 8 ha in "sonstige - nicht näher unterschiedene" Flächen (Flughafen, Hafen, Ver- und Entsorgungsanlagen, Lagerplätze, Werksgebiete, Friedhöfe) übergingen, dass innerhalb der letzten 4 Jahre ca. 9 ha täglich (netto) von den landwirtschaftlichen Nutzflächen in Wald bzw. in andere Naturflächenkategorien transformiert worden sein müssten. Zum Großteil handelt es sich dabei um ökologisch wertvolle Grenzertrags- und Extensivflächen.

Würde sich aber der gegenwärtige Trend des Verlustes von landwirtschaftlicher Nutzfläche von 28 ha pro Tag linear fortsetzen, so würde sich Österreichs Landwirtschaft in ca. 250 Jahren in Wald und sonstigen Naturraumflächen oder in Verkehrs- und Bauflächen und sonstigen Siedlungsflächen aufgelöst haben. Diese Linearität der Entwicklungen ist für sich genommen zwar kaum realistisch, doch dass wir einen Großteil der ökologisch wertvollen Extensiv- und Grenzertragsflächen verlieren, wäre ein durchaus realistisches Szenario für die nächsten 50 oder 100 Jahre. Hand in Hand damit ginge ein enormer Biodiversitätsverlust. Dies würde aufgrund der Flächenverteilungen vorwiegend das Berggebiet bzw. auch die bergbäuerliche Bewirtschaftung treffen.

Weitere wesentliche Trends, die im Alpen- und Berggebiet parallel stattfinden, sind:

- ◆ Die Verstädterung in den österreichischen Berggebieten nimmt - insbesondere in begünstigten Tallagen mit guter Verkehrsanbindung an die wirtschaftlichen Zentralräume - stark zu.
- ◆ Besonders im westösterreichischen Alpenraum treffen starke Bevölkerungs- und Wirtschaftsdynamik und geringes Siedlungsflächenpotential aufeinander.
- ◆ Tourismusregionen sind aufgrund der hohen Lebensqualität und der Arbeitsmöglichkeiten attraktive Zuwanderungsregionen. Dazu kommen die Zweitwohnsitze. (In den westösterreichi-

116. Bittermann, W. (1990): Naturvorratsrechnung: Boden - Grundlagen für die Erfassung der Landschaft und ihrer Nutzung im Rahmen der Naturvorratsrechnung. Statistische Nachrichten, 45. Jahrgang 1990, Heft 8, Wien.

117. Gmeiner Ph. (2012): Vergleich LN Fläche DKM 2008 und 2011. Bundesanstalt für Bergbauernfragen - in Anlehnung an Auswertung durch das LFRZ (land- und forstwirtschaftliches Rechenzentrum - Wien); mündliche und schriftliche Mitteilung; BA für Bergbauernfragen, Wien.

schen (Tourismus-)Bezirken hat sich die Zuwanderung aus dem Ausland in den vergangenen Jahren sowohl in Bezug auf Arbeitsmigration als auch in Bezug auf das Zweitwohnungswesen verstärkt.)¹¹⁸

- ◆ Der Nutzungsdruck ist in den Tallagen am stärksten. Bauland und Verkehrsflächen in Gemeinden unter 700 m Seehöhe bedecken bereits mehr als 20% des Dauersiedlungsraumes.
- ◆ Die größere Bevölkerungsdynamik in den oberen Höhenstufen (über 1000 m Seehöhe) schlägt sich in extrem hohen Haushalts- und Wohnungszuwächsen nieder.
- ◆ Der Flächenverbrauch im westlichen Alpengebiet stößt bereits an seine Grenzen.¹¹⁹
 - ◆ Infolge der Zersiedelung finden sich bereits Erschwernisse für neue Betriebsansiedlungen.
 - ◆ Das Wohnungsangebot ist knapp und stark verteuert.
 - ◆ Wenn sich der Trend zum flächenintensiven Tourismus insbesondere in den höher gelegenen Alpengebieten ungebrochen fortsetzt, dann sollte zur Erhaltung der Landschaft und Umwelt intensiv gegengesteuert werden

Tabelle 9: Tourismus und allgemeine Strukturindikatoren nach Gemeindetypen

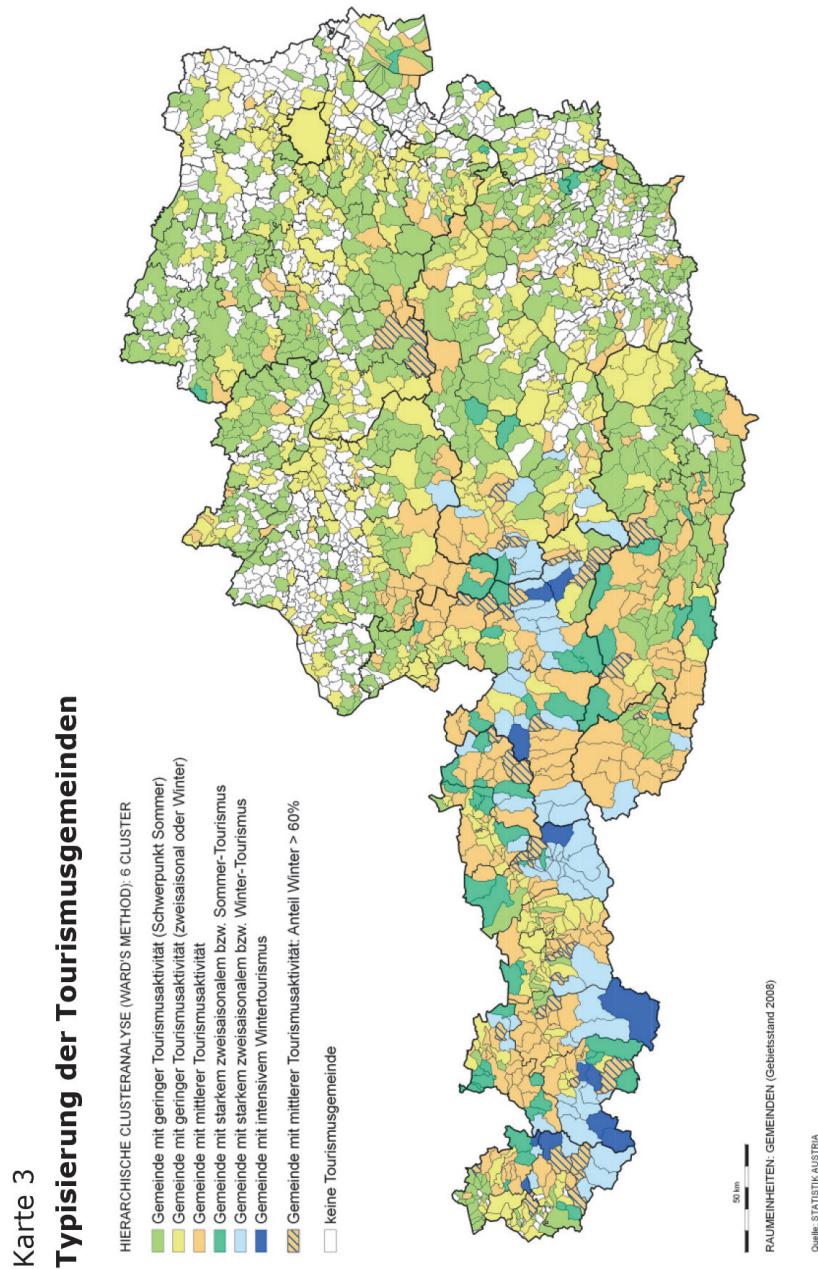
Gemeinden mit: (Anzahl)	Wohnbevölkerung 2006		potenziell Wohnbevölkerung 2006 (EW und Betten)	EW/km ² Dauersiedlungsraum (DSR)	Potenzielle EW/km ² DSR	EW/km ² Katasterfläche
	absolut	Anteil in %				
Typ 1: geringe Tourismusaktivität (Schwerpunkt Sommer) (618)	1.728.197	20,9	1.885.216	175	191	73
Typ 2: geringe Tourismusaktivität (zweisisonal oder Winter) (458)	4.455.572	53,9	4.642.594	611	637	173
Typ 3: mittlere Tourismusaktivität (340)	659.449	8,0	1.051.098	228	363	40
Typ 4: starker zweisaisonaler bzw. Sommer-Tourismus (67)	127.373	1,5	363.684	227	648	31
Typ 5: starker zweisaisonaler bzw. Winter-Tourismus (72)	109.511	1,3	311.451	211	600	19
Typ 6: Intensiver Winter-Tourismus (12)	15.683	0,2	93.135	244	1.451	12
Keine Tourismusgemeinde (789)	1.170.140	14,2	1.170.140	113	113	74
Österreich	8.265.925	100,0	9.517.318	262	302	99

Quelle: ÖIR, Krajasits et al. 2008

118. Krajasits Cornelia, Wach Iris 2010: Sozio-demografische und räumliche Aspekte der Wanderungsbewegungen in Österreich 2002-2008 - Endbericht - ÖIR-Projekthaus, Wien 2010.

119. Schindegger, F., Zanetti, G., Deussner, R., Doubek, C. (1997): Regionalentwicklung im Alpenraum. Schriften zur Regionalpolitik und Raumordnung Nr. 31, Wien.

Abbildung 26: Kartografische Darstellung der Typisierung von Tourismusgemeinden¹²⁰



Quelle: ÖIR, Krajasits et al. 2008

120. Krajasits Cornelia, Andel Adolf, Wach Iris (2008): Stellenwert der Gemeinden für den österreichischen Tourismus. Österreichisches Institut für Raumplanung (ÖIR) 2008

Tabelle 10: Die Entwicklung der Bau- und Verkehrsflächen

Bau- und Verkehrsfläche [km2]								Zunahme 2001-2011		Zunahme pro Tag [ha/d]	
Bundesland	2001	2006	2007	2008	2009	2010	2011	abs km2	Relat. in % von 2001	Trend 2001-2010	Jahr 2009-2010
Burgenland	264	282	289	301	312	315	317	51,2	19%	1,6	0,5
Kärnten	361	383	386	390	393	397	399	35,6	10%	1,1	0,6
Niederösterreich	1.147	1261	1269	1279	1.291	1.304	1.309	156,5	14%	4,8	1,5
Oberösterreich	711	761	768	778	789	797	806	85,8	12%	2,6	2,6
Salzburg	216	228	229	229	229	229	230	12,6	6%	0,4	0,5
Steiermark	694	766	772	777	788	792	794	97,7	14%	3,0	0,7
Tirol	270	288	290	294	297	299	302	29,2	11%	0,9	0,7
Vorarlberg	117	119	120	120	121	122	126	5,1	4%	0,2	1,1
Wien	191	197	198	198	196	194	194	3,1	2%	0,1	-0,1
Österreich	3.972	4283,9	4320,6	4364,7	4.416	4.448	4.478	477	12%	14,5	8,1
Zunahmen Ö in km2		312	37	44	51	32	30				
Zunahme ha/d		17,1	10,1	12,1	14,1	8,8	8,2			Trend 4 Jahre	
Davon: begrünte Bauflächen			1569,4	1613,8	1.638,3	1.654,6	1.671,9			3,98	
Versiegelungsgrad			32,4%	32,3	32,2%	32,0%	31,9%				
Erholungsflächen			169,9	182,4	192,4	200,7	207,6			1,38	
Abbauflächen			113,4	116,2	116,7	116,4	118,7			0,17	
sonstige Flächen				365,7	405,4	450,6	487,8			8,36	
Flächen-Inanspruchnahme			4567,1	5029	5.130,2	5.216,0	5.291,9			18,0	
Anteil am DSR			14,5%	16,0%	16,3%	16,6%	16,9%				

Quelle: UBA Flächeninanspruchnahme diverse Jahrgänge – www.umweltbundesamt.at

10.2 Landwirtschaft und Ursachen des Biodiversitätsverlustes

10.2.1 Die landwirtschaftliche Struktur und Agrarbiobiodiversität

Die landwirtschaftliche Biodiversität manifestiert sich auf zwei Ebenen:

- ♦ Die landwirtschaftliche Begleitflora und -fauna, die durch die Interaktion zwischen Landwirtschaft und Naturraum entsteht und durch die menschliche Kulturtätigkeit erhalten wird.
- ♦ Die Kulturartenvielfalt sowie die Vielfalt der pflanzen- und tiergenetischen Ressourcen.

Ad landwirtschaftliche Begleitflora und –fauna:

Die biologische Vielfalt wird ganz wesentlich durch eine kleinteilige und in möglichst verschiedenen Nutzungsarten aktiven Landwirtschaft unterstützt und gefördert. Die Abwechslung zwischen Grünland und Ackerland, die Struktur von Viehwirtschaft und Ackerbau in verbundener Produktion, die

Verbindungslinien von Feld- und Ackerrandstreifen, die Landschaftselemente und Feldgehölze, die Kulturland- und Waldränder, die Zäune, Hecken und Reste von Trockensteinmauern, Ufer- und Bachgehölze, Feucht- und Trockenwiesen, die Abwechslung zwischen intensiveren und extensiveren Elementen, all das, was die Landschaft im landwirtschaftlichen Kulturreaum strukturiert und, vereinfacht ausgedrückt, all das, was nicht großflächig einförmig und monoton ist, kreiert und unterstützt die biologische Vielfalt. Zudem erzeugen vielfältige Nutzungsaktivitäten, die angepasst an die Vegetationsrhythmen regelmäßig die Pflanzendecke verändern, sodass es immer wieder zu neuen Situationen in den Agrarökosystemen und ihren Rändern kommt, ein dynamisches Netzwerk von biologischen Anpassungsschritten, sodass dadurch auf eine weitgehende Funktionsfähigkeit der Selbstregulationsmechanismen von Ökosystemen geschlossen werden kann. Damit ist biologische Vielfalt sowohl Erzeugnis als auch Betriebsmittel einer nachhaltig wirtschaftenden Landwirtschaft. Alles, was aber diese Vielfältigkeit und Kleinteiligkeit verringert und auflöst, und die Struktur entflieht und vereinfacht, Felder trocken und zusammenlegt, Ränder begradigt, Flächen gleichförmig intensiviert oder endgültig stilllegt, Landschaftselemente ausräumt, Gräben und Mulden zuschüttet, Feldraine einebnet, auf ganzen Feldern großflächig die Flora und Kleinfafa chemisch abspritzt und beseitigt und ganze Landschaften großflächig maschinenfähig macht, auf Viehhaltung verzichtet oder eine solche intensiv und spezialisiert auf eine Tierart konzentriert, all das bewirkt vielfach systematisch einen Verlust an Biodiversität im landwirtschaftlichen Kulturreaum. Darin sieht man, dass Vieles, was mit Modernisierung und Intensivierung der Landwirtschaft verbunden ist, letztlich einen enormen Druck auf die begleitende Flora und Fauna ausübt.

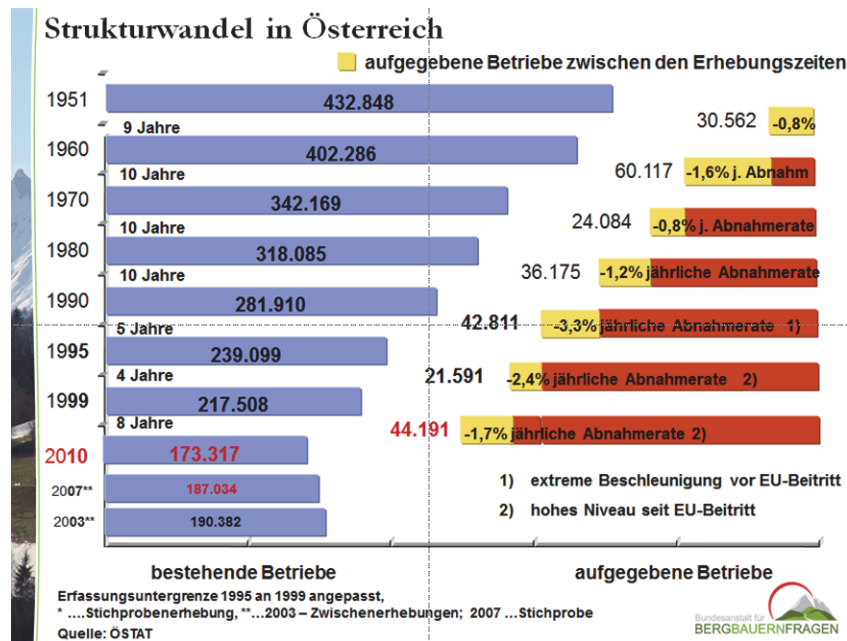
Die Agrarstruktur ist somit, unabhängig davon, ob es sich um Gunst- oder Ungunstlagen handelt, unmittelbar mit der Erhaltung und Entwicklung der Biodiversität verbunden. Gleichzeitig ist die agrarische Biodiversität aber genau dort, wo bevorzugt modernisiert und intensiviert werden kann – das sind in der Regel die Flach- und Hügelgebiete mit begünstigten Boden- und Klimaverhältnissen – gefährdet bzw. durch Strukturwandel bereits stark reduziert. Überall dort, wo die Modernisierung und Intensivierung aber an ihre Grenzen stößt, was vorwiegend im Berggebiet und strukturschwachen benachteiligten Regionen der Fall ist, wurde die Vielfalt an landwirtschaftlicher Begleitflora und –fauna in der Regel stärker erhalten bzw. hat ein reduzierter landwirtschaftlicher Strukturwandel einen nicht ganz so großen Verlust erzeugt. Deshalb wird die bergbäuerliche Landwirtschaft, aber auch die kleinstrukturierte Landwirtschaft in benachteiligten „strukturschwachen“ Gebieten als wichtiger Träger der Erhaltung der Biodiversität gesehen. Darin liegt auch der Grund, warum beispielsweise die Entwicklung der Anzahl der BergbäuerInnenbetriebe als Biodiversitätsindikator in Österreich für das Alpengebiet und hier wiederum für die Berglandwirtschaft festgelegt wurde. Das heißt aber nicht, dass das per se so sein muss, sondern dass unter Umständen auch eine kleinstrukturierte Landwirtschaft in Gunstlagen, die es vereinzelt noch gibt, eine wichtige Erhaltungsfunktion erfüllt.

Tabelle 11: Elemente der Landwirtschaft, die Biodiversität fördern und die Biodiversität gefährden (aufzählend - kein Anspruch auf Vollständigkeit)

Biodiversität fördernd	Biodiversität gefährdend
kleinbetriebliche Struktur	großbetriebliche Struktur
viele kleine Schläge	wenige große Schläge
kupiertes Gelände	eingeebnetes Gelände
viele Nutzungsarten	wenige Kultur- und Nutzungsarten
Erhaltung unterschiedlicher Extensivierungsniveaus	gleichförmig intensiviert oder großflächig still legen
Belassung eines unterschiedlichen natürlichen Wasserhaushalts	gleichmäßig trocken gelegt, Wasserhaushalt an das Ertragsmaximum angepasst
angepasste Mechanisierung – vorwiegend Kleinmaschinen	großflächige Anpassung der Feldstücke an „schlagkräftigste“ Großmechanisierung
verbundene Produktion	viehlose Betriebe bzw. einseitige Massentierhaltung
vielfältige Fruchtfolge	geringe Fruchtfolge
geringe Schnitthäufigkeit im Grünlandbereich, Wechselweiden	hohe Schnitthäufigkeit, Umtriebsweiden
Einbindung und Kontrolle der Begleitflora- und -fauna durch Kulturmaßnahmen	großflächige chemische Beseitigung der Begleitflora und -fauna
Kulturarten und genetische Vielfalt	wenige Kulturarten mit möglichst uniformer „Hochertragsgenetik“
viele Feldrand und Ackerrandstreifen	keine oder ganz wenige Feldränder
Erhaltung der Zäune, Hecken, Steinmauern, kleinen Feldwege, Steige, Viehtriebe	Beseitigung und Auflassung von traditionellen Kulturelementen in der Agrarlandschaft
Landschaftselemente	ausgeräumte Landschaften
auch vorderhand „Nutzloses“ bleibt bestehen. Nur Teile der Agrarlandschaft sind betriebswirtschaftlich optimiert.	„Nutzloses“ wird beseitigt, möglichst die ganze Fläche ist betriebswirtschaftlich optimiert

Nach den Ergebnissen der Agrarstrukturerhebung 1951 wurden in Österreich insgesamt noch 432.838 land- und forstwirtschaftliche Betriebe bewirtschaftet. 60 Jahre später sind es nur mehr 173.317 wirtschaftliche Einheiten. Dazwischen liegt ein enormer Strukturwandel, der vorwiegend durch eine breite Anwendung industrieller Prinzipien in der Landwirtschaft wie Mechanisierung, Intensivierung, Spezialisierung und allgemeine Rationalisierung bedingt war. Das Verschwinden von 60% der Bauernhöfe und parallel dazu die Kommasierungen, Bodenverbesserungen und Arrondierungen bedingten eine Vereinfachung der Schlagstrukturen und damit einen enormen Verlust an Acker- und Feldrainen, Hecken, Steinmauern, Wald- und Gebüschgruppen, oder kleinen Bächen und anderer Landschaftselemente, die alle zusammen die Biodiversität in der Agrarlandschaft prägten.

Abbildung 27: Strukturwandel in Österreich - langfristige Entwicklung



Nach der Agrarstrukturhebung 2010 sind 38,4% der Betriebe BergbäuerInnenbetriebe, die durch schwierige natürliche Ertragsbedingungen wie schlechte klimatische Verhältnisse, wenig ertragreiche Böden, starke Hangneigung und zum Teil schlechte Verkehrsverhältnisse gekennzeichnet sind. In dem (nach EU-Richtlinie 950/97) abgegrenzten Berggebiet befinden sich 56% aller Betriebe und 52% der landwirtschaftlichen Nutzfläche, so dass Österreich innerhalb der EU einen der höchsten Anteile an Berggebiet aufweist. Der Strukturwandel im Berggebiet bzw. bei den BergbäuerInnen war in der Vergangenheit aufgrund der begrenzten Möglichkeiten in der Mechanisierung und Intensivierung etwas geringer, und erreichte nicht ganz die Dynamik der Betriebe in Gunstlagen. Aber auch im Berggebiet gibt es starke Verschiebungen in der Landnutzung (siehe unten).

Die Verschiebungen in der Betriebsstruktur und in den Betriebsformen im Berggebiet - vom Haupterwerb zum Nebenerwerb, von der Milchviehhaltung zur Mutterkuhhaltung - führten auch zu Veränderungen der Almwirtschaft: z.B. Galtviehalmen statt Milchviehalmen, Aufgabe der Milchverarbeitung, Bewirtschaftung der Alm vom Heimbetrieb aus (Poschacher 1998)¹²¹. Dieser Trend zur Betriebsvereinfachung setzte sich auch nach der Jahrtausendwende fort, wobei insbesondere die starke Spezialisierung in der Milchviehhaltung mit steigenden Milchleistungen auffällig war. Gab es 1994 vor dem Beitritt zur EU noch 81.900 Milchlieferanten, wobei Null Prozent (0%) über 100.000 kg Milchkontingent und nur 21% ein solches über 40.000 kg aufwiesen, so sind es 2011/12 nur mehr 37.800 MilchbäuerInnen, die Milch abliefern. Dabei haben aktuell 25% der MilchbäuerInnen eine Milchquote von mehr als 100.000 kg bzw. 60% von mehr als 40.000kg. Im gleichen Zeitraum hat sich die durchschnittliche

121. Poschacher, G. (1998): Perspektiven für die österreichischen Bergbauern. Der Förderungsdienst, Heft 10, S. 347ff.

Milchleistung pro Kuh und Jahr von 4.500kg auf 6.230 kg erhöht. Dies gelang vorwiegend durch eine Intensivierung im Grünlandbereich mit Hilfe eines häufigeren Schnitts oder durch Zukaufsfuttermittel.

Das sind wiederum beides Maßnahmen, die die Kulturpflanzenvielfalt im Grünlandbereich verringern, indem der häufige Schnitt ein Abblühen und Ausreifen der Pflanzen verhindert und indem die erhöhte Intensität zu einer Nährstoffanreicherung via Düngung führt, was wiederum eine eindimensionale Stickstoffflora fördert – gemeint ist, dass eine sehr starke Nährstoffzufuhr das sehr empfindliche chemisch-physikalische und damit biologische Gleichgewicht in naturnahen Böden stört, „sodass stickstoffliebende Pflanzen in einem Maße gefördert werden, dass eine große Zahl anderer Arten dem Konkurrenzdruck weichen muss.“¹²² Auf der anderen Seite haben aber jene Betriebe, die aus der Milchviehhaltung ausschieden, zum Großteil auf eine extensive Mutterkuhhaltung mit Weidenutzung umgestellt bzw. wurde im Zuge dieser Umstellungen auch extensiveres oder betriebsferneres Grünland aufgelassen. Diese starken Verschiebungen in der Nutzungsintensität des Grünlandes, nachdem fast drei Viertel der MilchlieferantInnen BergbäuerInnen sind, betreffen vor allem die Berggebiete und hier wiederum schwerpunktmäßig die Gunstlagen.

10.2.2 Landnutzungsänderungen

Gleichzeitig mit dem Strukturwandel und der Intensivierung und betrieblichen Spezialisierung in der Landwirtschaft erfolgte in Österreich in den vergangenen Jahrzehnten auch eine regionale Spezialisierung, die durch wesentliche Veränderungen in der Landnutzung charakterisiert ist (vgl. Tabelle 12).

Die Abnahme der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) hat vorwiegend das Alpen- und Berggebiet betroffen. So hat in den Bundesländer Kärnten, Salzburg, Tirol in Summe als Beispiel für das Berggebiet die LF um minus 17% bis zum EU-Beitritt und dann nochmals minus 5% (ohne Berücksichtigung der Almen) abgenommen. In agrarischen Gunstlagen war eine geringere Dynamik zu verzeichnen. Als Beispiel sei das führende Agrarlandes Niederösterreich angeführt mit minus 6% bis 7% bei Ackerland seit 1960 bzw. bei landwirtschaftlicher Fläche minus 11% bis 1995 und seitdem nochmals minus 4 bis 5%. Die Interpretation der Werte im Alpengebiet insbesondere betreffend des extensiven Grünlandes sind vor allem deshalb mit Vorsicht zu handhaben, da zwischen 2009 und 2010 durch die neue Agrarstrukturerhebung die Almflächen auf die Almfutterflächen reduziert wurden, sodass ca. 365.000 ha Almflächen aus der Statistik im Vergleich zum Jahr 1999 herausgenommen wurden. Zusammen mit anderen Verschiebungen bei anderem Grünland wurde das Dauergrünland in der Statistik sogar um ca. 475.000 ha gegenüber 1999 reduziert. Gleichzeitig nahmen statistisch die Sonstigen (unproduktiven) Flächen um ca. 193.000 ha zu bzw. wurden forstliche Flächen um 145.000 ha ausgedehnt und der Rest führte zu einer Korrektur der erfassten Gesamtfläche. Dadurch ist ein direkter Zeitreihenvergleich nicht möglich¹²³. Trotzdem zeigt sich unter Beachtung der einzelnen Kulturarten und Nutzungsfor-

122. Vgl. beispielsweise dazu das BODENSCHUTZKONZEPT VORARLBERG zu „Problem durch Düngung und Biozide“ http://www.vorarlberg.at/vorarlberg/bauen_wohnen/bauen/raumplanungund-baurecht/weitereinformationen/konzepte_publicationen/bodenschutzkonzeptvorarlb.htm

123. STATISTIK AUSTRIA (2012): Agrarstrukturerhebung 2010 – Ergebnisse der Vollerhebung. Wien, Mai 2012

men, dass vor allem auch im extensiven Grünlandbereich eine starke Abnahmedynamik im letzten Jahrzehnt bestand.

Das wesentlichste Charakteristikum der langfristigen Landnutzungsänderungen in Österreich ist, dass die landwirtschaftliche Nutzfläche abnimmt und die forstwirtschaftliche Fläche zunimmt (siehe Abbildung 28). (Dabei wurde durch die Erfassungsuntergrenze der Agrarstrukturerhebung von 3 Hektar nicht alle Forstflächen entsprechend der Waldinventur erfasst (Grüner Bericht 2012)). Die Abnahme der Agrarfläche seit 1960 betrifft vor allem das für die Agrar-Biodiversität wichtige extensive Grünland, während das Wirtschaftsgrünland leicht zugenommen hat oder stagnierte. Das Ackerland verzeichnet eine leichte, fast kontinuierliche Abnahme. Die sonstigen Wirtschaftsflächen bzw. unproduktiven Flächen stagnieren mehr oder weniger oder weisen seit 1990 wieder eine Zunahme auf, sodass sich die land- und forstwirtschaftliche Gesamtfläche insgesamt über die letzten Jahrzehnte vorwiegend auf Kosten der Bau- und Verkehrsflächen verringert hat bzw. zum Teil in unproduktives Land wieder rückgeführt wurde. (siehe auch Kapitel 6.1)

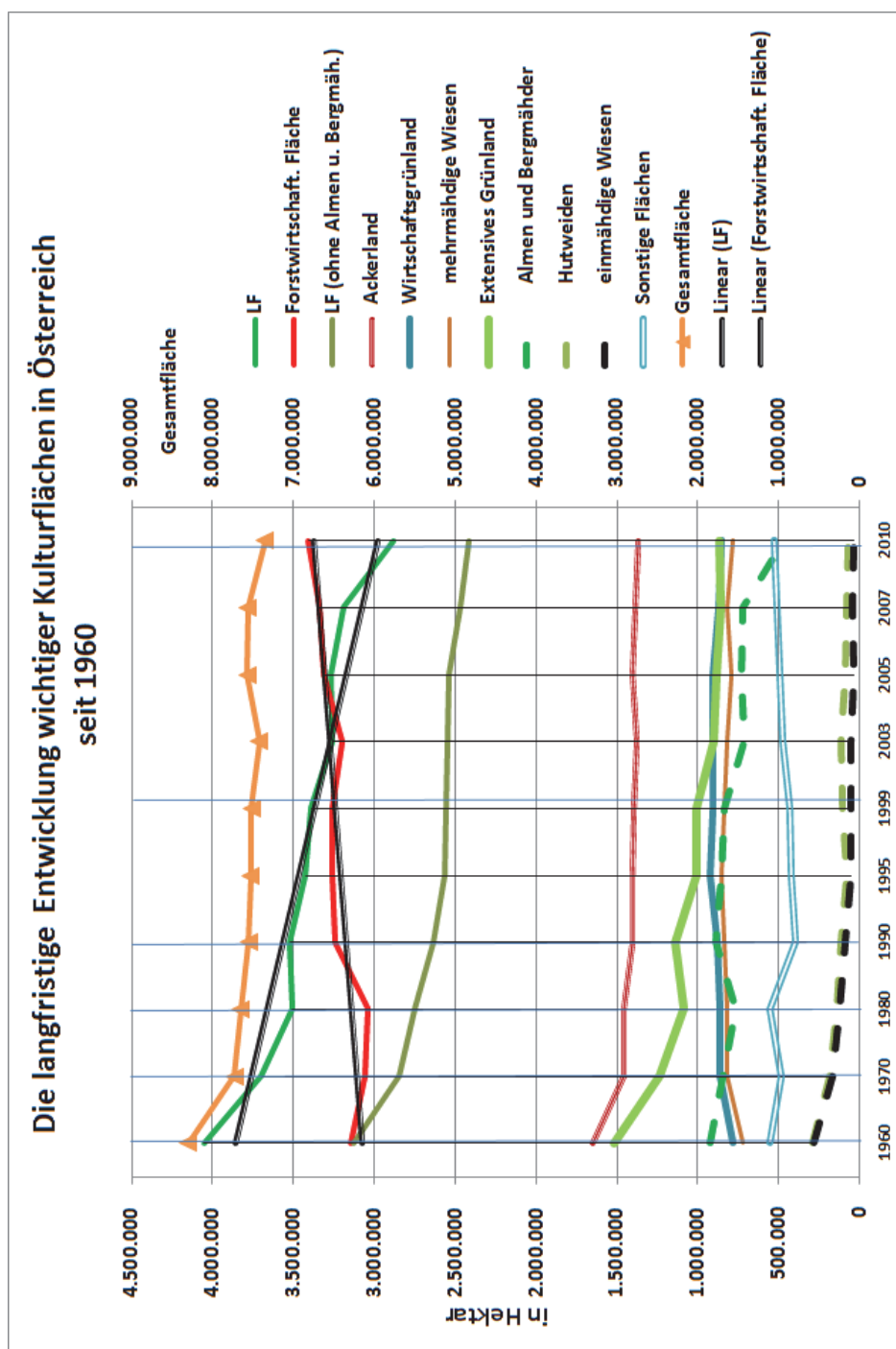
Tabelle 12: Die langfristige Veränderung der Landnutzung in Österreich von 1960-1995 und von 1997-2010 relativ; mit einer Gegenüberstellung von Niederösterreich (als ein Beispiel für ackerbauliche Gunstlage) und die Summe der Bundesländer Kärnten, Salzburg, Tirol (als ein Beispiel für alpines Berggebiet)

	NÖ 1960- 1995 relativ	NÖ 1997- 2010 relativ	K, Slzb, T 1960 - 1995 relativ	K, Slzb, T 1997- 2010 relativ	Österreich 1960-1995 relativ	Österreich 1997 -2010 relativ
Ackerland	-6%	-1%	-48%	-9%	-15%	-2%
Grünland (Wiesen, Weiden)	-24%	-14%	-13%	-32%	-21%	-26%
Wirtschaftsgrünland		-10%		-3%		-9%
davon mehrmähdig		-46%		-4%		-10%
Extensives Grünland		-42%		-42%		-41%
davon einmähdig		-40%		-43%		-38%
davon Almen und Bergmähder		-40%*		-46%*		-45%*
Landwirtschaftlich genutzte Fläche	-11%	-5%	-17%	-30%	-15%	-16%
LF (ohne Almen)		-4%		-5%		-6%
Forstwirtschaftlich genutzte Fläche	-2%	4%	6%	10%	5%	4%
Landwirtschaftliche Betriebe	-46%	-33%	-26%	-21%	-35%	-31%

*) Zwischen 2009 und 2010 wurden ca. 360.000 ha Almflächen aus der Statistik herausgenommen

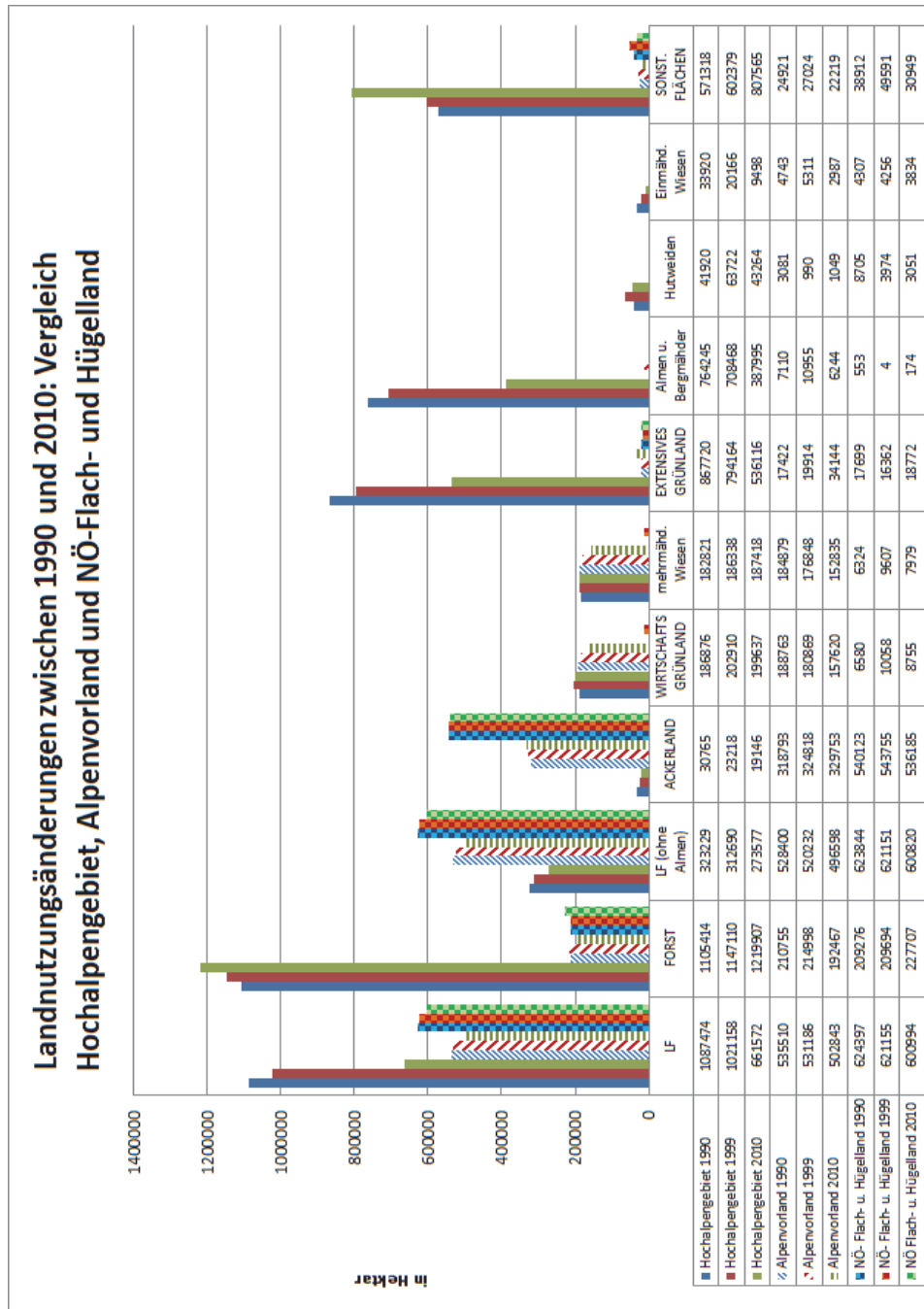
Quelle: Bodennutzungserhebungen/Agrarstrukturerhebungen der STATISTIK AUSTRIA, Grüner Bericht)

Abbildung 28: Die langfristige Entwicklung wichtiger Kulturflächen in Österreich seit 1960



Quelle: Agrarstrukturerhebungen, Grüner Bericht

Abbildung 29: Landnutzungsänderungen im Hochalpengebiet, Alpenvorland und Nord-östlichem Flach- und Hügelland seit 1990



Quelle: Agrarstrukturerhebungen der STATISTIK AUSTRIA

Wird zwischen Hochalpengebiet, dem intensiven Alpenvorland und der ackerbaulichen Gunstlage Nordöstliches Flach- und Hügelland anhand der Zehnjahresreihen der Agrarstrukturerhebungen seit 1990 unterschieden, so zeigen sich die vorher aufgezeigten Trends wieder: Der allgemeine Verlust der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Hochalpengebiet, die allgemeine Zunahme der Forstflächen, das fast endgültige Verschwinden von Äckern in den Gebirgsgegenden aber auch der allgemeine Rückgang von landwirtschaftlichen Extensivflächen in den Alpen zugunsten von Forst- und unproduktiven Flächen.

Damit liegt Österreich aber im allgemeinen Europäischen Trend, denn europaweit sind die so genannten extensiven „High-Nature-Value-Farmland“ (HNVF) im starken Rückgang begriffen. Deshalb wurde auch in der Weiterentwicklung der Österreichischen Biodiversitätsstrategie¹²⁴ festgehalten, dass „durch kulturtechnische Maßnahmen (drainieren, roden, planieren) die Feldflur „bereinigt“ und auch Grenzertragsböden, etwa Hutweiden, Hohlwege und Böschungen sowie gewässerbegleitende Nasswiesen in bewirtschaftbare Produktionsstandorte umgewandelt wurden. Dies hatte zur Folge, dass heute viele dieser Sonderlebensräume gefährdet sind und in die Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen aufgenommen werden mussten.“

10.2.3 Gefährdung der pflanzengenetischen Ressourcen

Pflanzengenetische Ressourcen beinhalten das Arten- und Sortenspektrum für: Landwirtschaftliche Nahrungspflanzen (Gemüse, Getreide, Knollenfrüchte); Futterpflanzen (z.B. Gräser, Klee); Obst-, Beerenpflanzen, Wein; Aroma- bzw. Gewürzpflanzen; Medizinal- und Heilpflanzen; Rohstoffpflanzen (z.B. Ölpflanzen, Stärkepflanzen, Faserpflanzen); Pflanzen zur Bodenverbesserung (Zwischenfrüchte) oder für ingenieurbologische Maßnahmen (Pflanzen für den Erosionsschutz); artverwandte Wildpflanzen, die für die Pflanzenzüchtung von Bedeutung sind bzw. sein können (z.B. Gräser, Klee, Kohlgewächse etc.); nutzbare Wildpflanzen (z.B. Beeren, Heilkräuter) (Freudenthaler 2009)¹²⁵.

Keine der „wichtigen“ Kulturpflanzen hat ihren Ursprung in den Alpen oder Berggebieten Europas. Der Alpenraum wird als sekundäres Genzentrum beschrieben, d.h. von außen eingebrachte Pflanzen haben unter den extremen Standortbedingungen und unter dem Einfluss des Menschen eigenständige neue Kombinationen ergeben. Bekanntestes Beispiel sind die vielen unterschiedlichen Getreide-Landsorten aus dem Alpenraum. Kulturpflanzen im Alpenraum müssen an die kurze Vegetationsdauer unter intensiver Sonneneinstrahlung adaptiert sein, sowie große, lang dauernde Frost- und Schneebedeckung und/oder Spät- bzw. Herbstfröste ertragen. Angepasste Bewirtschaftungsmethoden sind im Berggebiet von noch größerer Wichtigkeit, als in Tallagen. Eine große Anzahl unterschiedlicher menschlicher Kulturen im Alpenraum, die seit Jahrhunderten in intensivem Austausch mit den benachbarten Regionen standen, trug dazu bei, dass bei den Kulturpflanzen eine große Diversität entstand (Pro Specie Rara 1995)¹²⁶. Trotzdem gingen in den letzten Jahrzehnten ein Großteil der Ackerflächen und damit auch

124. UBA (2005): Weiterentwickelte Österreichische Strategie zur Umsetzung des Übereinkommens über die Biologische Vielfalt. Wien, Oktober 2005; URL: <http://www.biologischevielfalt.at/>

125. Freudenthaler Paul (2009): Österreichs Pflanzengenetische Ressourcen für Ernährung und Landwirtschaft - ein Überblick; Informationsveranstaltung zum International Treaty; AGES Wien, 19.3.2009; 2009

ein Teil der angepassten Kulturpflanzenvielfalt in den Alpen verloren, sodass öffentlich geförderten Programmen zur Erhaltung der Kulturpflanzenvielfalt heute eine immer größere Bedeutung zukommt.

In situ Erhaltung:

Die Kultivierung und damit Erhaltung von regionalen und lokalen Sorten landwirtschaftlicher Kulturpflanzen in-situ (on farm) wurde in der Vergangenheit aufgrund der fehlenden Konkurrenzfähigkeit mit Hochzuchtsorten betreffend Werteigenschaften im herkömmlichen Sinn meist nur kleinflächig in Betrieben mit spezieller Wirtschaftsweise durchgeführt (BMLF 1996)¹²⁷. Darin hat sich fast ein Jahrzehnt, abgesehen von manchen Pilotprojekten, nur wenig verändert.

Doch in den letzten Jahren - seit ca. 2006 - haben einige landwirtschaftliche und gärtnerische Betriebe wieder verstärkt mit dem Anbau traditioneller Kulturpflanzenarten und -sorten begonnen, weil es privaten Vereinen wie z.B. der Arche Noah in Österreich (Gesellschaft für die Erhaltung der Kulturpflanzenvielfalt und ihre Entwicklung) gelungen ist, über BäuerInnenmärkte, „Vielfaltsmärkte“, Naturkostfachhandel und auch über den Lebensmitteleinzelhandel sowie über den Internetversand Produkte aus pflanzengenetischen Ressourcen in einem breiteren Ausmaß auf den Markt zu bringen. Zusätzlich wird die Qualität der Vielfalt in den Kultursorten insgesamt durch verschiedenste Aktivität beworben und den InteressentInnen nahe gebracht (siehe z.B. das ProduzentInnen-Netzwerk der Arche Noah <http://www.arche-noah.at/>).

Eine anderer Grund, warum pflanzengenetische Ressourcen wieder vermehrt angebaut werden, ist in der besonderen Förderung der „Erhaltung der Streuobstbeständen“ (ES) bzw. von streuobstrelevanten Auflagen im Rahmen der „Erhaltung naturschutzfachlich wertvoller Flächen“ (WF) und dem Anbau „seltener landwirtschaftlicher Kulturpflanzen“ (SLK) zu finden. So haben aktuell Suske/Huber 2012 eine tiefgehende Analyse bezüglich dieser speziellen Fördermaßnahmen angestellt.¹²⁸ Die Förderflächen für die Streuobsterhaltung (ES) und streuobstrelevante Maßnahmen auf wertvollen Flächen (WF) können für 2010 auf ca. 17.000 ha bzw. ca. 4.600 ha beziffert. Dabei wurden Förderungen von ca. € 1,2 Mio. bzw. € 2,7 Mio. ausbezahlt. Durch diese Förderungen wurden 27% der gesamten Streuobstfläche bzw. 45% der gesamten landwirtschaftlichen Streuobstfläche abgedeckt (siehe folgende Tabellenabbildung).

Die reifen Streuobstbestände von regionalen Sorten und Formen von Obstbaumarten sind im Alpenraum ein wichtiges Genreservoir, wie auch laufende Sortenerhebungen ergeben (Nowak / Schramayer 2000). Zudem sind alte Obstbäume „Dokumente“ der Züchtungsgeschichte. Alte Obstsorten, wie z.B. die Stanzer Zwetschke, sind den lokalen ökologischen Gegebenheiten in ihrer Menge und Vielfalt angepasst und haben einen gewissen Eigenversorgungs- und Marktwert. Sie können durch Neuzüchtungen,

126. Pro Specie Rara (1995): Landwirtschaftliche Genressourcen der Alpen. Bristol-Schriftenreihe Band 4, Stiftung BRISTOL, Zürich (Hrsg.).

127. BMLF (1996): Ökonomische und Ökologische Evaluierung des Umweltprogrammes (ÖPUL). Band 1 und 2. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (BMLF), Wien.

128. Suske W., Huber Johanna (2012): Erarbeitung von Auswertungen, Schlussfolgerungen und konkreten Maßnahmenvorschlägen zu „SLK“ und „Streuobst“ für das Programm Ländliche Entwicklung 2014+. Projektbericht von SUSKE Consulting für den Verein Arche Noah; Wien, Juni 2012.

die standortökologisch nicht angepasst sind, nicht ersetzt werden. Die Biodiversität des Obstes in Form der alten Sorten wäre bei großflächiger Rodung, z.B. infolge Feuerbrandgefahr unwiederbringlich verloren. Eine Vernichtung der Obstsorten würde einen unwiederbringlichen Verlust für die Biodiversität des Alpenraumes und eine Verarmung der Landschaftsausstattung bewirken (OECD-Fallstudie 2002).¹²⁹

Im Rahmen des ÖPUL (Österreichisches Umweltprogramm der Landwirtschaft) wird auch der Anbau seltener landwirtschaftlicher Kulturpflanzen (SLK) gefördert, was ebenfalls ein Anreiz für manche LandwirtInnen ist, sich mit pflanzengenetischen Ressourcen wieder intensiver zu beschäftigen. Auch diese Fördermaßnahme wurde von Suske/Huber 2012 einer genauen Analyse für das Jahr 2010 unterzogen. Dabei waren 3.323 Betriebe mit ca. 12.000 ha beteiligt und wurden mit insgesamt € 1,57 Mio. unterstützt. 2007 war die Zahl der Teilnehmer noch 2.744 mit ca. 10.200 ha.

Auf der ÖPUL-Sortenliste bei den SLK stehen 113 Sorten, die gefördert werden. Davon sind 47 Sorten Getreide, Mais und Hirsen, 4 Sorten Leguminosen und Hülsenfrüchte, 6 Sorten Erdäpfel und Beta-Rüben, 12 Sorten Öl-, Faser- und Handelspflanzen und 44 Sorten Gemüse (Evaluationsbericht 2010).

So wurden 2009 rund 1.200 ha Emmer und Einkorn („Steinzeitweizen“, eine der ersten primären Kulturpflanzen) gefördert, im Jahr 2002 waren es noch deutlich unter 100 ha. 2010 war die häufigste geförderte Kulturpflanzenart Winterdinkel (ca. 7.300 ha), Mohn (ca. 2000 ha) und Buchweizen (ca. 1.400 ha). Des Weiteren wurden Roggen, Rotklee und Zwiebelsorten noch relativ häufig angebaut.

Getragen wird der Anbau der SLK vorwiegenden von größeren Betrieben (40 bis 100 ha) bzw. weisen die über 100 ha-Betriebe sogar den höchsten Teilnahme-Anteil aus. Getragen wird die Maßnahme vorwiegend von den Bio-Betrieben. 21% der Bio-Betriebe nehmen an der SLK-Maßnahme teil.

Trotzdem wurde von Suske/Huber 2012 festgestellt, dass *„hinsichtlich der tatsächlichen Verwendung der Sorten am Acker, das Ziel, die Sortenvielfalt zu verbessern, mit dieser Maßnahme kaum erreicht werden konnte.“*

Von den 30 aufgelisteten Kulturpflanzenarten wurden 10 Kulturpflanzenarten bzw. deren förderbare Sorten überhaupt nicht kultiviert. Also hat auch die Förderung der SLK bestimmte ökonomisch bedingte Einseitigkeiten zu verzeichnen.

129. Blab Astrid, Götz Bettina, Hoppichler Josef, Nowak Horst, Oberleitner Irene, Paar, Monika, Schwarzl Bernhard, Zethner Gerhard (2002): Biodiversität im Alpengebiet Evaluation und Bewertung - OECD-Fallstudie. Forschungsbericht Nr. 48 der BA für Bergbauernfragen, Wien, 2002.

Abbildung 30: Originaltabellen bezüglich Förderung des Streuobstanbaus und der seltenen landwirtschaftlichen Kulturpflanzen (SLK) im Rahmen des ÖPUL

Tabelle 10: Anzahl der geförderten Betriebe und Fläche sowie ausbezahlte Prämien im Jahr 2010 in den ÖPUL-Maßnahmen ES und WF nach Bundesländern (Quelle: INVEKOS-Daten 2010) geschätzte Streuobstfläche gesamt und in der Landwirtschaft (Quelle: Statistik Austria (2012))

BL	ES			WF (Streuobst)			ES+WF		Gesamte Streuobst-fläche	Anteil ES+WF an gesamter Streuobst-fläche	Streu-obst-fläche i. d. LW	Anteil ES + WF an Streu-obstfläche i. d. LW
	Betriebe	ha	Mio. €	Betriebe	ha	Mio. €	ha	ha			ha	%
B	13	8	0,001	696	532	0,309	540	2.900	19		900	60
K	1.530	930	0,111	1.022	1.034	0,483	1.964	5.900	33		3.900	50
NÖ	1.759	1.135	0,136	893	1.081	0,625	2.216	12.900	17		8.500	26
OÖ	8.025	4.760	0,569	14	25	0,013	4.785	14.100	34		9.300	51
S	229	77	0,009	432	115	0,098	192	1.200	16		900	21
STMK	4.230	2.474	0,295	1.585	1.673	1,181	4.147	10.600	39		7.000	59
T	444	140	0,017	0	0	0,000	140	3.500	4		900	16
V	674	582	0,069	0	0	0,000	582	2.500	23		830	70
W	0	0	0,000	0	0	0,000	0	200	0		0	0
AT	16.904	10.106	1,207	4.642	4.460	2,710	14.566	53.800	27		32.230	45

Tabelle 14: ÖPUL-Maßnahme „SLK“ – Geförderte Flächen, Betriebe und ausbezahlte Prämien im Jahr 2010 nach Bundesländern (L008_ÖPUL)

Bundesland	Betriebe	Anteil an gesamt	Fläche in ha	Anteil an gesamt	Prämie in €	Anteil an gesamt
B	495	14,9 %	2.262	18,7 %	279.340	17,8 %
K	76	2,3 %	300	2,5 %	35.169	2,2 %
NÖ	1.754	52,8 %	7.012	58,0 %	941.003	59,9 %
OÖ	793	23,9 %	2.041	16,9 %	258.855	16,5 %
S	1	0,0 %	4	0,0 %	498	0,0 %
STMK	162	4,9 %	389	3,2 %	47.348	3,0 %
T	16	0,5 %	20	0,2 %	2.340	0,1 %
V	13	0,4 %	31	0,3 %	3.490	0,2 %
W	13	0,4 %	29	0,2 %	3.744	0,2 %
Österreich	3.323	100,0 %	12.090	100,0 %	1.571.786	100,0 %

Quelle: Suske/Huber 2012

Ex-situ Erhaltung:

Um einen genetischen Verlust von landwirtschaftlichem Zucht- und Sortenmaterial zu verhindern, wird genetisches Material (neuere und ältere Zuchtsorten, Landsorten, Zuchtstämme) der landwirtschaftlichen Kulturarten Österreichs in einem flächendeckenden Netz von öffentlichen Genbanken ex-situ erhalten (AGES 2012 - www.ages.at bzw. www.genbank.at). Dieses Netz wird wiederum von verschiedenen vernetzten Datenbanken unterstützt bzw. ist eingebunden in den europäischen Verbund der Suchkataloge für pflanzengenetische Ressourcen EURISCO. Die wachsende Bedeutung von Ex-situ-

Genbanken und ihre Erweiterung ist ein Spiegelbild der Gefährdungslage von genetischen Ressourcen in der praktischen Landwirtschaft sowohl national als auch international.

Bäuerliches Erfahrungswissen und Erhaltung traditioneller Kulturarten und Sorten:

Eine andere Dimension der Erhaltung pflanzengenetischer Ressourcen ergibt sich aus der Dokumentation des Erfahrungswissens von Bäuerinnen und Bauern, das diese informell über Generationen durch die Beschäftigung mit Lokalsorten traditioneller Kulturarten im Rahmen der Fortsetzung von Subsistenztätigkeiten erworben haben. So beschreiben Vogl-Lukasser et al. (2007)¹³⁰ in einer relativ aktuellen Studie für die Region Ost- und Nordtirol umfangreich und inklusive der vielfältigen kulturhistorischen Aspekte, welche lokalen Gemüse- und Getreidesorten in diesem Gebirgsbundesland noch nachgebaut werden und welches lokale Erfahrungswissen mit den traditionellen Kulturarten und ihren Landsorten verknüpft ist. Im Verhältnis zu früher – gemeint ist vor der Nachkriegs-Industrialisierung – werden zwar heute in den Hausgärten mehr und vielfältigere Kulturarten und Sorten angebaut, sodass von „neuen“ Kulturarten und Sorten, die über den Saatgutmarkt an die NutzerInnen herangetragen werden, gesprochen werden kann, gleichzeitig sind aber die „alten“ traditionellen lokalen Arten und Landsorten fast vollkommen ausgestorben. Selbst wenn einzelne Arten und Sorten kurzfristig eigenständig und unabhängig von kommerzieller Saatzüchtung etwas häufiger vermehrt werden, so hat das zumeist wenig mit der Erhaltung traditioneller Landsorten zu tun.

Nur noch wenige Bäuerinnen und Bauern in Ost- und Nordtirol beschäftigen sich mit dem Nachbau und der Erhaltung traditioneller Landsorten, haben ein Bewusstsein über landeskulturelle und agronomische Bedeutung des Nachbaus und führen gezielte Selektionen von lokalen Gemüse- und Getreidesorten durch. Einige traditionelle Kulturarten wie Weißkraut, Lein, Hanf, Buchweizen, Hafer wurden in Tirol nicht mehr als verwendete Kulturarten, die angepasst und weiterentwickelt werden, angetroffen. „Die Tradition der Saatgutgewinnung und des Tausches von Saatgut innerhalb der Region ist im Verschwinden begriffen“, viele Getreide-Lokalsorten sind ausgestorben oder extrem vom Aussterben bedroht und nur ganz wenige lokale Feldgemüsesorten für wenige Kulturarten (Ackerbohne, Herbsttrübe) werden angebaut und erhalten.

In einer älteren Studie von Vogl-Lukasser aus den 90er Jahren wurde die Situation bäuerlicher Hausgärten in Osttirol zum Thema gemacht und die in den Hausgärten genutzten Arten bzw. Sorten erfasst. Die Bedeutung des Kulturgutes „Hausgarten“ in der bäuerlichen Struktur im alpinen Raum für die Erhaltung der Kulturlandschaft sowie für den Schutz alter Sorten wurde damit herausgestellt, und die besondere Rolle und Leistung der Bäuerinnen und Landfrauen bei der Erhaltung der Kulturpflanzenvielfalt gewürdigt. Insgesamt 587 Kulturenpflanzenarten und 132 Beikrautarten konnten in 196 Betrieben bestimmt werden. Es besteht die Gefahr, dass im Zuge des Strukturwandels in der Landwirtschaft auch die Bewirtschaftung der Hausgärten aufgegeben wird. Die Zukunft der Hausgärten, alter Techni-

130. Vogl-Lukasser Brigitte, Falschlunger Gabriele, Blauensteiner Peter, Vogl Christian (2007): Erfahrungswissen über Lokalsorten traditioneller Kulturarten in Ost- und Nordtirol. Projekt durchgeführt im Rahmen des INTERREG IIIA Tirol - Südtirol zur Sicherung pflanzlicher Genressourcen in den Alpen (Gene-Save) und des Projektes 1272, GZ 21.210/41-III/03 (Teil 2) gefördert vom Land Tirol und dem Lebensministerium (BM:LFUW)

ken der Bewirtschaftung traditioneller Arten und alter Sorten ist eng mit dem Bestehen der kleinbäuerlichen Landwirtschaft und mit der Bereitschaft der NachfolgerInnen zur Hofübernahme verknüpft (Vogl-Lukasser 1999)¹³¹.

10.2.4 Gefährdung der tiergenetischen Ressourcen

Insbesondere im Berg- und Alpengebiet mit seinen sehr vielfältigen Landschaftsstruktur und seinen in mancher Hinsicht erschwerten Produktionsbedingungen entwickelte sich eine große Vielfalt an Rassen von Nutztierarten und anderen Nutztierarten, die als besonders anspruchslos und robust bezeichnet werden können und die an hochalpines Gelände, große Sonneneinstrahlung und kurze Vegetationszeiten angepasst sind. Unter den Rindern beispielsweise konnte im Alpenraum durch die Abgeschlossenheit vieler Täler eine große Vielfalt an alten Robustrassen entstehen, die auch mit Futtermitteln geringerer Qualität zurechtkommen, sowie besser an steile Lagen und harte Witterung adaptiert sind, als die modernen Hochleistungsrassen (Pro Specie Rara, 1995).

Gründe für die Erhaltung dieser alten bodenständigen Rassen sind u.a.:

- ◆ die Erhaltung der genetischen Vielfalt (auch bei Leistungsmerkmalen wie z.B. Milch mit hohem Eiweiß- und Fettgehalt oder Rindfleisch von guter Qualität),
- ◆ die für die Artenvielfalt und Landschaftspflege im Berggebiet positiven Eigenschaften, wie:
 - ◆ Widerstandskraft gegenüber Kälte und Feuchtigkeit,
 - ◆ Trittsicherheit in schwierigem Gelände,
 - ◆ Aufnahmefähigkeit von grobem Rauhfutter,
 - ◆ Leichtkalbigkeit,
 - ◆ Fruchtbarkeit, sowie
- ◆ die Erhaltung eines lebenden Kulturgutes.

Nach dem zweiten Weltkrieg waren viele kleinrahmige regionale Rinderrassen und „Schläge“ extrem im Abnehmen begriffen bzw. verschwanden fast von selbst aus der modernen Bauernhofrealität, denn der Strukturwandel, die Produktivitätsanforderungen mit neuen Zuchttechniken und Leistungskontrollen sowie Anforderungen der Tierseuchenbekämpfung verlangten eine Ausrichtung auf wenige leistungsfähige Großpopulationen mit zunehmender Anbindung an den internationalen Zuchtfortschritt. Erst in den 80er Jahren wurde das Aussterben alter Nutztierassen zu einem agrarpolitischen Thema. 1982 wurden erste Erhebungen durchgeführt und Erhaltungsmaßnahmen gesetzt. Bei den seltenen Rinderrassen konnten damals oft nur mehr wenige Tiere gefunden werden, die geeignet waren, Zuchtpopulationen aufzubauen (Fischerleitner 2011)¹³². Seit 1986 wurden für die Haltung von Kühen bedrohter Rassen vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft erstmals Förderungsmittel bereitgestellt, seit 1995 werden vom Aussterben bedrohte Rassen gemäß EU-Verordnung 2078/92 im Rahmen des ÖPUL (Österreichisches Umweltprogramm der Landwirtschaft) gefördert. Zusätzlich zu

131. Vogl-Lukasser B. (1999): Studien zur funktionalen Bedeutung bäuerlicher Hausgärten in Osttirol basierend auf Artenzusammensetzung und ethnobotanischen Analysen. Studie im Auftrag des BMLF, BMWV und des Landes Tirol.

diesem Schwerpunkt der Erhaltung in-situ wurde am Institut für biologische Landwirtschaft und Biodiversität des LFZ Raumberg-Gumpenstein eine Genbank aufgebaut, um in Zukunft auch den Bereich der ex-situ-Konservierung von tierischen Genressourcen abdecken zu können. Dazu kommen gezielte Zuchtprogramme um durch Inzuchtminimierung die seltenen Genvarianten zu erhalten.

1997 wurden im Rahmen des ÖPUL 20 spezielle traditionelle Nutztierassen mit ca. 14.670 Tieren gefördert (Fördersumme € 1,5 Mio.). Zwölf Jahre später – also 2009 – erstreckte sich der Förderumfang auf ca. 30.470 Tiere von 31 unterschiedlichen Rassen mit einer Fördersumme von € 4,28 Mio. Euro (Fischerleitner 2011). Ca. die Hälfte der geförderten Nutztiere sind Rinder bzw. stehen heute ca. 15.000 Rinder seltener Rassen unter der Erhaltungszucht (siehe Tabelle 13).

Tabelle 13: Zuchttierbestand der seltenen Rinderrassen 1983 und 2009

Jahr	Zuchttierbestand der Rinderrassen 1983 und 2009								
	Pinzgauer Rind	Grauvieh	Original Braunvieh	Murboder	Kärntner Blondvieh	Waldviertler Blondvieh	Tuxer-Zillertaler	Ennstaler Bergschekken	Pustertaler Sprinzen
1983	ca. 4000	ca. 4000	ca. 1000	ca. 500	ca. 100	ca. 40	ca. 30	ca. 20	-
2009	5027	531	4118	2880	822	857	858	118	227

Quelle: Fischerleitner 2011

10.2.5 Naturschutzfachlich und gewässerschutzfachlich bedeutsame Flächen (WF) und Agrarflächen in Natura2000 Gebieten

Österreichs Landwirtschaft weist auch umfangreiche spezifische Agrarflächen auf, die naturschutzfachlich äußerst wertvoll bzw. die auch gewässerschutzfachlich bedeutend sind. Nach den ÖPUL-Teilnahmen an Naturschutzprojekten beträgt diese Fläche ca. 85.000 ha. Vorwiegend handelt es sich dabei um sogenannte „Rotflächen“ (ca. 82.000 ha), die vor der Programmteilnahme begangen und kartiert werden und für die spezifische naturschutzfachliche Ziele und damit verbundene Auflagen festgelegt werden (siehe Tabelle 14).

Diese naturschutzfachlich wertvollen Flächen sind zu ca. 53% im Berggebiet anzutreffen, 13% befinden sich im „sonstigen benachteiligten Gebiet“, 8% im „Kleinen Gebiet“ und ca. ein Viertel (25%) im Nicht-benachteiligten Gebiet.

Darüber hinaus befinden sich laut INVEKOS-Daten ca. 387.000 ha der landwirtschaftlichen Flächen – das sind ca. 14% der Agrarflächen insgesamt – in Natura 2000 Gebieten. Davon sind ca. die Hälfte (190.000 ha) Almflächen und ca. 31% Ackerflächen (120.000 ha). Damit spiegelt sich die regional

132. Fischerleitner F. (2011): Die Erhaltung der seltenen Nutztierassen – eine Stärke der Biobauern – Aktuelle Erhaltungsstrategien und Blick in die Zukunft. Vortrag anlässlich der Bio Austria Bauerntage 2011 – Tagungsband; 2011;
URL: [http://www.raumberg-gumpenstein.at/c/index.php?option=com_fodok&task=detail&filter_publnr\[\]=8904](http://www.raumberg-gumpenstein.at/c/index.php?option=com_fodok&task=detail&filter_publnr[]=8904)

unterschiedliche Verteilung der das Natur 2000 Gebiete wieder, die in den westlichen und südlichen Bundesländern stark das Hochgebirge repräsentieren, während die Natura 2000 Gebiete in den östlichen Bundesländern sehr viele Ackerbaulagen beinhalten. Insgesamt können ca. 32% der Natura 2000 Flächen als Agrarflächen identifiziert werden, sodass sich daraus zwangsläufig besondere Anforderungen an die Landwirtschaftspraktik zur Unterstützung der erhaltungsrelevanten Zielsetzungen ergeben.

Tabelle 14: Flächen und Betriebe der ÖPUL-Naturschutzmaßnahmen 2011 sowie Flächen in landwirtschaftliche Flächen in Natura 2000 Gebieten in Österreich

	Bgld.	Kärnten	NÖ	OÖ	Sbg.	Stmk	Tirol	Vbg	W	Ö
Flächen (in ha)										
Gelbflächen 1)			9		2	18	25			54
Blauf Flächen 2)	11		69	466		13	176	1		736
Rotflächen 3)	12.755	12.302	25.154	4.929	4.741	9.107	5.970	6.964	315	82.237
Stilllegung 5)	91	144	2.195	92		467				2.989
Naturschutz- flächen 4)	12.377	12.446	27.419	5.487	4.743	9.605	6.171	6.965	315	85.539
Betriebe	2.867	2.949	7.257	2.572	1.831	3.534	1.949	2.363	15	25.337
Landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) in Natura 2000 Gebieten im Jahr 2009										
Ackerland	24.071	293	78.534	1.661	33	14.997	212	98	453	120.353
Grünland	5.269	457	36.925	3.413	544	11.619	799	1.638	231	60.894
Weingärten	4.218		6.198			435			116	10.966
Obstanlagen	114		353	5		326	6			805
Teichflächen	53	41	762	5		35				891
Almen		21.754	2.689	6.397	24.500	61.010	69.715	4.315		190.379
Weiden	838	62	328		563		1.109	24		2.925
Sonstige Flä.	35		201	14		36				286
LF in Natura 2000	34.599	22.607	125.990	11.490	25.640	88.457	71.841	6.077	799	387.499
Anteil der LF in Natu.2000	32%	41%	28%	16%	24%	38%	39%	29%	15%	32%

- 1) Gelbflächen (WFG): Hier wird im Rahmen der Begutachtung für naturkundefachlich wertvolle Vertragsflächen eine jährliche Mindestbewirtschaftungsfläche festgelegt. Diese Mindestfläche kann jährlich innerhalb der kartierten Gelbflächen variieren. Gelbflächen werden ausschließlich im Rahmen eines betriebsbezogenen Naturschutzplans vergeben
- 2) Blauf Flächen (WFB): Flächen, die in einem definierten Blauflächengebiet (Projektnummer) liegen, können ohne vorhergehende Kartierung beantragt werden. Die speziellen Bewirtschaftungsauflagen liegen auf den jeweiligen Landwirtschaftskammern zur Einsicht auf und folgen einer übergeordneten regionalen Planungsgrundlage
- 3) Rotflächen (WFR): Diese Flächen werden einzeln im Jahr vor der ersten Beantragung besichtigt und im Rahmen der Kartierung werden spezifische Ziele und die sich dadurch ergebenden Auflagen festgelegt
- 4) 20-jährige Stilllegung (K20).

Quelle: Invekos

Exkurs: Wie biologische Vielfalt bei uns entstand

Die Bauern haben Häuser und Gebäude an möglichst sicheren Orten angelegt und sie haben Wege mit dem Gelände gebaut - wie hätten sie diese sonst ohne moderne Baumaschinen auch befestigen können. Bis ins 20. Jahrhundert herein waren die meisten Bauernhöfe autarke wirtschaftliche Einheiten und nur beschränkt an die Märkte angebunden – also vorwiegend Subsistenzwirtschaften, sodass Fahrwege nicht von großer Bedeutung waren. Das Normale waren Steige und einfache Karrenwege, denn Vieh hat man getrieben, vieles einfach getragen und seltene schwierige Transporte wurden zumeist gemeinschaftlich durchgeführt.

Die Bauern haben Bäche zwar händisch geräumt, aber Bachgehölze blieben stehen, weil sie zusammen mit den Steinen die Uferböschungen befestigten. An eine Begradigung der Fließgewässer war nicht oder kaum zu denken, denn - abgesehen vom Aufwand - spätestens bei der nächsten Biegung hätte die „Bescherung“ eingesetzt. Obwohl man auch versucht hat Feuchtwiesen trocken zu legen, war man mit den vorhandenen technischen Möglichkeiten wenig erfolgreich und im Übrigen hat man ja auch die Streunutzung geschätzt.

Äcker wurden in Handarbeit von Steinen geräumt und der Ackerrandstreifen diente als Ablageplatz, und bei sehr steinigem Acker und Feldern ergaben sich die heute so nützlich und „wunderschön“ empfundenen Trockensteinmauern. Feldgehölze blieben manchmal stehen, sei es zur Befestigung oder als Schattenspender für Zugtiere und Menschen, und manchmal pflanzte jemand sogar Obstbäume, damit sich die Frauen, Männer und Kinder während der anstrengenden Feldarbeit bedienen konnten (z.B. Weingartenpfirsiche).

Was heute als unökonomisch und für den Ertrag nicht sinnvoll erkannt wird, war damals im Gesamtzusammenhang eben rational und sinnvoll.

Was somit das vielfältige Ineinander von natürlichen Gegebenheiten und bäuerlicher Kulturleistungen, von natürlichen Ökosystemen und Kulturökosystemen ausmacht, so wie wir es heute manchmal und immer seltener noch sehen – in intensiven Agrargegenden verschwindet oder ist diese Vielfalt bereits verschwunden – ist nicht das Ergebnis eines großen Planungsprozesses, sondern das Ergebnis von vielen kleinen Anpassungsschritten, um die Ökosysteme zu nützen. Die dadurch geförderte biologische Vielfalt war im Eigentlichen mehr Zufall als Notwendigkeit - betrachtet natürlich aus unserer retrospektiven Sicht von außen, denn für die Bauern damals waren ihre Handlungen ja notwendig und sogar vielfach ökonomisch nützlich.

Gleichzeitig sollten wir uns aber auch vor Augen halten, dass das Nützliche in der bäuerlichen Geschichte nicht die Maximierung eines Geldertrages pro Produktionseinheit war, sondern dass es um die Erhaltung eines weitgehend autarken Bauernhofes ging, was insgesamt mit vielfältigen Anbauformen und Feldfrüchten, Tierhaltungen und Tierhaltungsformen und vielfältigen bäuerlichen Tätigkeiten verbunden war.

133

-
133. 1) Aus Ramoser, M., Roilo, Ch., Steixner, H., Hölzl, S., Moser, H. (1994): Höfegeschichte - Museum Tiroler Bauernhöfe, Kramsach-Innsbruck.
2) Vogl-Lukasser, B. (1999): Studien zur funktionalen Bedeutung bäuerlicher Hausgärten in Osttirol basierend auf Artenzusammensetzung und ethnobotanischen Analysen. Studie im Auftrag des BMLF, BMV und des Landes Tirol.
3) Machatschek, M. (1999): Nahrhafte Landschaft. Böhlau, Wien 1999.

Die Vielfalt am Bauernhof:

So weiß man aus den Abgabevorschriften des Spätmittelalters, aber auch aus späteren Kauf-, Übergabe- und Erbschaftsverträgen, dass beispielsweise Tiroler BergbauerInnen nicht nur Rinder, Schafe und Ziegen hielten und Käse, manchmal sogar Schweine und Hühner (Kapaunen) abzuliefern hatten, sondern auch Roggen, Gerste, Hafer, Buchweizen erzeugten, später auch vermehrt Weizen anbauten bzw. Erbsen und Linsen sowie Lein (Flachs) zur Selbstversorgung beitrugen. Steuerlich wurden Haus- und Krautgärten und vor allem Obstgärten besonders hoch eingeschätzt.¹ Erst ab dem 18. Jh. kamen die hochartragreichen Arten Kartoffel und Mais hinzu bzw. wurden auch die Bohnen heimisch. (Wir Europäer sollten eine hohe Achtung vor den indigenen Kulturen Südamerikas haben und ihnen großen Respekt zollen. Ohne sie wäre vielleicht die Industrialisierung Europas und Nordamerikas gar nicht möglich gewesen.)

Um ein Beispiel für die Vielfalt von Hausgärten zu geben: Vogl-Lukasser (1999) untersuchten in einer außerordentlichen Studie die aktuelle Situation bäuerlicher Hausgärten in Osttirol sowie die genutzten Arten bzw. Sorten². Insgesamt 587 Kulturenpflanzenarten und 132 Beikrautarten wurden in 196 Betrieben bestimmt (siehe Kapitel vorher 10.2.3.). Dazu kommt die Nutzung von Beeren, Wildkräutern und Wildgemüsen. Aber auch auf das höchst interessante Buch von Michael Machatschek (1999 – Böhlau Verlag) „Nahrhafte Landschaft“ sei verwiesen, wobei bereits der Untertitel vieles aussagt: „Ampfer, Kümmel, Wildspargel, Speiselaub und andere wiederentdeckte Nutz- und Heilpflanzen“³. Wir haben also noch viel mehr zur Verfügung als wir landläufig wissen.

Diese ursprüngliche Vielfalt an bäuerlichen Kulturpflanzen und Nutzungsformen spiegelt sich somit in der Vielfalt zwischen Natur- und Kulturzusammenhang wider und vice versa. Mit der vielfältigen traditionellen Subsistenzwirtschaft war auch eine weitgehende Autarkie von Kleinregionen verbunden, sodass auch die Züchtung, Entwicklung und Erhaltung der genetischen Grundlagen der Landwirtschaft entweder auf den Höfen direkt oder im kleinregionalen Zusammenhang und Austausch stattfand.

Zusammenfassend kann gesagt werden: Traditionelle kleinbäuerliche Nutzungsformen, insbesondere in ihrer ursprünglichen Subsistenzform, brachten eine Vielfalt an Kulturökosystemen hervor, ihr Nutzungsziel basierte vorwiegend auf einer Vielfalt an Kulturpflanzenarten und Nutztierarten, und aufgrund der unterschiedlichen Ansprüche erzeugten sie auch eine hohe genetische Variabilität innerhalb dieser Arten. Dass dies mit der Definition von biologischer Vielfalt weitgehend übereinstimmt, ist mehr ein zufälliger Prozess bzw. das Ergebnis einer Summe von sehr vernünftigen Anpassungsschritten an die natürliche Umwelt bei begrenzten technologischen Eingriffsmöglichkeiten. Die Anpassung erfolgte nicht aus einer übergeordneten ökologischen Theorie heraus, sondern auf Grundlage einer vernünftigen Praxis.

10.3 Die Intensivierung der Landwirtschaft und die Folgen für die Biodiversität

10.3.1 Industrielle Prinzipien und ihre Auswirkungen

Der heutige Verlust der Biodiversität ist ein „verspätetes“ Erbe der industriellen Revolution. Obwohl diese bereits im 18./19. Jahrhundert erfolgte, blieben die bäuerlichen Ökonomien trotz Liberalismus und dem daraus folgenden sogenannten Bauernlegen und trotz Verschuldenskrisen in der Zwischenkriegszeit relativ konstant bestehen. Bauernbefreiung, vielgliedrige Fruchtwechselwirtschaften,

erste einfache Mechanisierungsschritte und erste produktivitätssteigernde Maßnahmen (verbessertes Saatgut, verbesserte Wirtschaftsdüngeranwendung) erbrachten zwar Produktivitätssteigerungen und erste Überschüsse bereits in der Zwischenkriegszeit, letztlich blieben aber die Bauernhöfe in ihrem vielfältigen Subsistenzcharakter bestehen. Auch erzeugten die kriegswirtschaftlichen Ausrichtungen rund um den ersten und zweiten Weltkrieg einige „Fortschrittsversuche“ bzw. erfolgte eine Art Zwangsmarktanbindung, doch gleichzeitig verhinderte das folgende Kriegschaos wieder eine mögliche radikale Veränderung. Und so kommt es nicht von ungefähr, dass auch heute noch die Landwirtschaft mit so manchen Traditionen verbunden gedacht wird, obwohl es diese schon längst nicht mehr gibt.

Die tatsächliche Industrialisierung der Landwirtschaft in Mitteleuropa, abgesehen von manchen Gutsbetrieben, erfolgte im Eigentlichen erst ab ca. 1950. (Amerika und England viel früher – teilweise bereits im 19. Jahrhundert, Nord- und Ostdeutsche Großbetriebe ebenfalls etwas früher). Heute kann diagnostiziert werden: Die internen Hauptursachen, warum die Landwirtschaft – und das zunehmend auch in benachteiligten Gebieten oder in und um naturschutzfachlich wertvollen Flächen - zum Biodiversitätsverlust beiträgt bzw. oft nur punktuell und nicht großflächig zum Erhalt beitragen kann, sind in der allgemeinen Industrialisierung der Landwirtschaft zu finden. Dabei ist gemeint, dass in der Landwirtschaft vorwiegend industrielle Prinzipien zum Tragen kommen, die primär durch folgende Aspekte charakterisiert sind:

- ◆ **Mechanisierung** und externer (fossiler) Energieeinsatz
- ◆ **Intensivierung**
 - ◆ durch externe mineralische Düngemittel,
 - ◆ chemische Pflanzenschutzmittel
 - ◆ und in der Tierhaltung durch Zukaufsfuttermittel und Tierarzneimittel
- ◆ **Spezialisierung** auf einen oder ganz wenige Betriebszeige, um die Fixkosten pro Produktionseinheit so gering wie möglich zu halten und die Arbeitsorganisation arbeitsteilig zu optimieren.
- ◆ **Rationalisierung** – d.h. die Ausrichtung der Produktion fast ausschließlich am betriebswirtschaftlichen Kalkül - und das Ausblenden von betriebswirtschaftlich nicht relevanten Nebenefekten. (Ökologische Wirkungen und Umweltbelastungen gehen nicht in die betriebswirtschaftliche Kalkulation ein, sondern diese Kosten werden implizit sozialisiert.)

Dies alles zusammen bedingt

- ◆ zum einen eine **betriebliche Konzentration**, sodass innerhalb der Betriebe vorwiegend nur mechanisierungs- und intensivierungsfähige Flächen genutzt werden. Extensive und ungünstige Flächen werden nur mehr „nebenher“ oder gar nicht mehr bewirtschaftet. Dies verursachte beispielsweise einen allgemeinen starken Rückgang an extensiver Grünlandnutzung, obwohl gleichzeitig das Produktionsvolumen gesteigert wurde. Dies ist auch in Berggebieten und Gebieten mit ungünstiger Struktur augenfällig zu beobachten.
- ◆ zum anderen eine **regionale Konzentration**, weil die natürlichen Voraussetzungen es mit sich bringen, dass beispielsweise in Gebieten von ackerbaulichen Gunstlagen mit genügend Niederschlägen Veredelungswirtschaft (Schweine- und Geflügelhaltung, Rindermast) ideal betrieben werden kann oder in ackerbaulichen Lagen mit weniger Niederschlägen viehloser Markt-

fruchtbaubetrieb vorzüglich funktioniert, oder auf ebenen Talböden der Berggebiete bzw. in Hügel- und Randlagen vorzügliche Voraussetzungen für eine Intensivierung des Grünlandes und damit die spezialisierte Milchviehhaltung gegeben sind.

All diese Aspekte erzeugten eine starke Veränderung der Struktur (siehe Kapitel 10.2.1.) und der Landnutzung (siehe Kapitel 10.2.2)

Die Konsequenzen in Bezug auf das Ineinander von vielfältiger Kulturlandschaft und natürlichen Ökosystemen und insbesondere in Bezug auf die Umweltwirkung allgemein waren und sind enorm:

- ◆ Das übermäßige Verschwinden von Bauernhöfen zeigt schon an, in welchem Ausmaß hier Feldraine und Ackerrandstreifen verschwunden sind. Dazu kommen die diversen „agrарischen Operationen“ mit Grundzusammenlegungen und Entwässerungen, wobei in manchen Intensivgebieten in der Vergangenheit bereits vier solcher großflächigen Operationen stattfanden. Im Rahmen der Flurbereinigung kam es auch zur Entfernung von Kleingewässern (Laichgewässern), Flurgehölzen, Steinhäufen und Einzelbäumen. Letztere dienen als Unterschlupf für Reptilien und sind Schutz und Bruträume für Kleinsäuger und Vögel. Das Ergebnis war: Veränderung, Zerstörung und Verlust an Lebensraumvielfalt.
- ◆ Geänderte Bewirtschaftungsmethoden der Land- und Forstwirtschaft (Intensivbewirtschaftung; Entwässerung; Flurbereinigung):
Die extensive Bewirtschaftung, insbesondere der ein- bis zweimähdigen Wiesen, Almen und Waldweiden, war über Jahrtausende ein durchaus positiver Faktor für die Artenvielfalt. Innerhalb weniger Jahrzehnte wurde die Zahl der jährlichen Mahden wesentlich erhöht und durch neues Saatgut Wiesen mit nur wenigen Grasarten geschaffen. Diese neue Intensivnutzung kann der überwiegende Teil typischer Wiesenbewohner nicht überleben. Während sich die Artenzahl der konventionell genutzten Wiesen und Weiden zwischen 30 und 60 Pflanzenarten bewegt, sind es im nivellierten Grünland oft nicht mehr als fünf (Gepp 1994, Ellmauer 1993)¹³⁴.
- ◆ Folgen der Technisierung - landwirtschaftlicher Geräteeinsatz:
Die „Ausräumung“ der Landschaft (Entfernen von bewirtschaftungsstörenden Bäumen oder Sträuchern, Felsen- und Steinsprengungen) erfolgt vor allem, um einen leichteren Geräteeinsatz zu ermöglichen. Je größer die Maschinen, umso größer ist der Bedarf nach einem effizienten Einsatz und nach neuerlichem Ausräumen der Landschaft und Zusammenlegung der Feldstücke. Alles was dem entgegensteht, ist arbeitstechnisch störend und betriebswirtschaftlich nicht rentabel. Durch landwirtschaftliche Fahrzeuge (z. B. Mähdrescher) werden nicht nur Pflanzensamen entfernt, sondern auch verschiedenen Tieren (Insekten, Amphibien, Reptilien, Bodenbrütern und diversen Säugern) nur geringe Überlebenschancen gelassen. Erntegeräte, insbesondere Mähbalken, dezimieren das Jungwild, und durch Silage- oder Ballenverwertung von Grünfutter werden große Insektenmengen getötet. Durch Glätten der Wiesenoberflächen werden Ameisenbauten eingeebnet. Auch die im Boden lebenden Organismen werden vom

134. Gepp, J. (1994): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Wien, 2, 355 pp.[List of endangered animal species in Austria]
Ellmauer, T. (1993): Erster Überblick zur Biodiversität Österreichs, WWF Österreich, 97 pp.

Geräteinsatz betroffen - durch tiefreichende Erdbewegungen (Pflügen) werden beispielsweise Erdhummelnester zerstört und die Regenwurmfauna empfindlich dezimiert.

- ◆ Düngung und großflächige Nährstoffanreicherung:
Ein beachtlicher Teil der freilebenden Pflanzen ist insbesondere gegenüber Stickstoffdünger-Anwendung empfindlich und fehlt in Wiesen mit stickstoffreichen Böden. Auch die Faunenkomplexe in ungedüngten Gebieten unterscheiden sich auffällig gegenüber intensiv gedüngten Bereichen.
- ◆ Chemische Belastungen - Pestizideinsatz in land- und forstwirtschaftlichen Bereichen:
Chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel können unbeabsichtigte Folgen auf indifferente Arten und Nützlinge haben. Indirekt führen diese durch Reduktion der Beutetiere zu zeitweisen Nahrungslücken bei Beutegreifern (z.B. räuberische Insekten, Greifvögel und Fledermäusen). Im Falle der Herbizide kommt es zu einer radikalen Verarmung der Nahrungspflanzenvielfalt für Blütenbesucher und Pflanzenfresser. Persistente Insektizide drängen - abgesehen von häufiger Schädigung der Bienen und anderer Bestäubungsinsekten - die Insektenpopulationen zurück, was wiederum vielen wiesenbrütenden Vogelarten die Nahrungsgrundlage entzieht. Diese laufende Schädigung der natürlichen Nahrungskette durch Pestizide bedingt auch ein Sterben unter Amphibien und Reptilien und hat Auswirkungen auf viele Gattungen und Arten, die freie unbewaldete Flächen bevorzugen.
- ◆ Ausdehnung der Monokulturen von Land- und Forstwirtschaft:
Mais, Getreide und Zuckerrüben haben ca. 20 traditionell häufig angebaute Feldfrüchte ersetzt, deren wechselnder Anbau kulturfolgende Arten begünstigte. Nicht nur die Vereinfachung der Fluren durch Grundstückszusammenlegungen und das Verschwinden von Ruderalstreifen sind damit verbunden, sondern die monokulturelle Ausrichtung erzeugt auch eine Monokultur in der Ackerbegleitflora d.h. in den sogenannten „Unkräutern“ sowie einen eindimensionalen Druck von Seiten von „Pflanzenkrankheiten“ und „Schädlingen“. Dies bedingt wiederum eine systematische Beseitigung dieser „unerwünschten“ biologischen Erscheinungen mit Hilfe von Chemikalien, die wiederum in vielfältiger Weise „Nicht-Zielorganismen“ schädigen und Ökosysteme und Umweltmedien belasten. Die Intensivierung der Landwirtschaft, die damit verbundene monokulturelle Ausrichtung und die daran anschließende „chemische Tretmühle“ oder „Pestizid-Tretmühle“ zur Symptombekämpfung wurde bereits häufig in der Literatur beschrieben.¹³⁵

135. The “Pesticide Treadmill” wurde erstmals von Rachel Carson 1962 in ihrem weltweit bekannt gewordenem Buch “Silent Spring“ („Stummer Frühling“) beschrieben. Weiters:
Benbrook Charles M. et al. (1996): Pest Management at the Crossroads (Yonkers, N.Y.: Consumer's Union, 1996).
Montague Peter (1997): The Pesticide Treadmill. Environmental Research Foundation - R.

10.3.2 Die Folgen der Überdüngung mit Stickstoff bzw. der zunehmenden Intensivierung der Tierhaltung

Nach Umweltbundesamt-Deutschland ist davon auszugehen, dass global jährlich ca. 150 Mio. Tonnen reaktiver Stickstoff in die Atmosphäre gelangt¹³⁶. Dieser kann aus folgenden chemischen Komponenten bestehen, wobei diese Formen sehr mobil sind, ineinander übergehen können und in einem Kreislauf zwischen Luft, Wasser, Boden und Organismen und organischer Substanz eingebunden sind:

- ◆ die Gase Ammoniak (NH_3), Stickstoffmonoxid (NO), Stickstoffdioxid (NO_2) und Lachgas (N_2O) sowie
- ◆ Ammonium (NH_4^+) und Nitrat (NO_3^-), die gelöst und in Luft-Feinstäuben auftreten.

Abgesehen von den atmosphärischen und geosphärischen Kreisläufen stammt dieser reaktive Stickstoff entweder aus mineralischen Stickstoffdüngung (Haber-Bosch Verfahren) oder aus den N-fixierenden Stickstoffbakterien oder aus fossilen Energieträgern. Global betrachtet beträgt der jährliche Eintrag via dem Haber-Boschverfahren ca. 100 Tg Stickstoff (oder 100 Megatonnen), während die Verbrennung von fossilen Treibstoffen ca. 25 Tg N in die Atmosphäre bringt. Anthropogenen Ursprungs sind somit ca. 125 Tg Stickstoff, die jährlich den natürlichen Kreisläufen zugefügt werden. Über die natürliche N-Fixierung kommen nochmals ca. 35 Tg N an Input für die Land-Ökosysteme dazu (Gruber / Galloway 2008)¹³⁷. Auf nationaler Ebene betrachtet sind auch die N-Gehalte der Futtermittelimporte, die im Durchschnitt für Europäische Länder beträchtlich sein können, dazuzuzählen und diese erhöhen den Import in den regionalen N-Kreislauf für Landwirtschaft und andere terrestrische Ökosysteme.

Für Deutschland - wobei die Österreichischen Kennziffern nicht viel niedriger liegen dürften - gehen ca. 24% des Importes an Stickstoff in Landwirtschaft und Ökosysteme (anthropogenen Ursprung plus N-Fixierung) wieder in die Atmosphäre bzw. repräsentieren ca. 45% des Stickstoffüberschusses. Der N-Import in Deutschland setzt sich primär zusammen aus: 15% Importfuttermittel, ca. 70% Mineral- und Wirtschaftsdünger der nationalen Landwirtschaft sowie ca. 11% Stickstofffixierung. Dazu kommt noch, dass der atmosphärische Eintrag von reaktivem N in die Ökosysteme um ca. 30% größer ist als die Emissionen. Es wird also der Stickstoff-Pool der Agrar- und Land-Ökosysteme laufend erhöht, was wiederum neue (Un-)Gleichgewichte in den N-Kreisläufen erzeugt.

Durch die übermäßige Freisetzung reaktiver Stickstoffverbindungen (Stickoxide, Lachgas, Ammoniak) werden natürliche Stoffkreisläufe und Ökosysteme empfindlich gestört. Erhebliche nachteilige Wirkungen beinhalten (nach UBA-Deutschland):

- ◆ Nährstoffübersättigung (Eutrophierung) und Versauerung von Ökosystemen mit einer allgemeinen Überdüngung nicht nur der agrarischen Ökosysteme sondern auch der Wälder und anderer natürlicher Ökosysteme - auch das impliziert einen Verlust an biologischer Vielfalt.
- ◆ Auswaschung von Nitrat und weitere allgemeine Belastung der Gewässer

136. UBA-Deutschland (2011): Stickstoff - zuviel des Guten? - Umweltbundesamt Dessau-Roßlau.

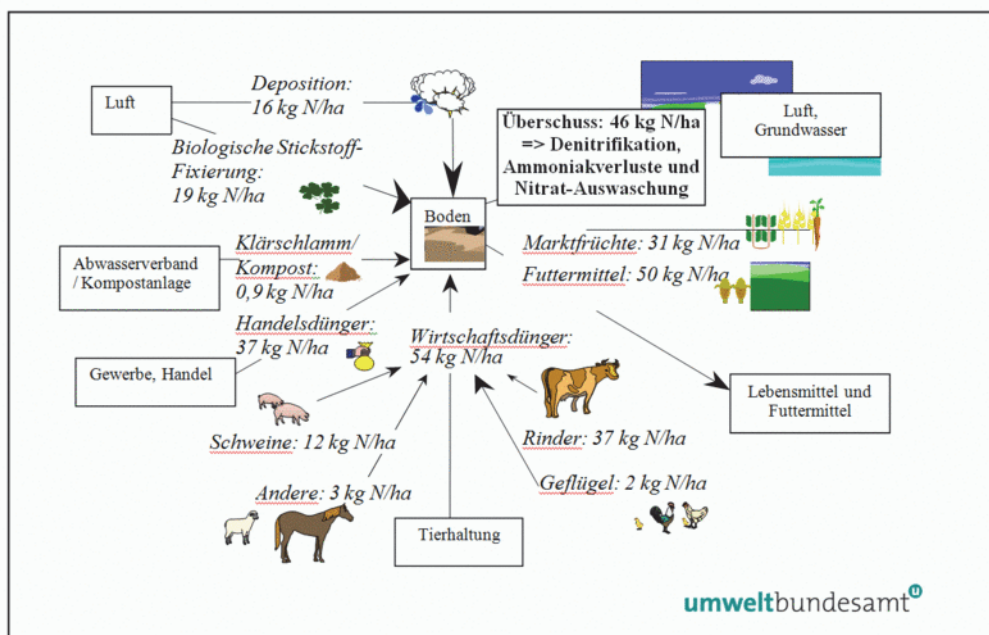
137. Gruber Nicolas, Galloway James N. (2008): An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. Nature 451, 293-296 (17 January 2008) | doi:10.1038/nature06592; Published online 16 January 2008.

- ◆ Zusätzliche Emissionen von Lachgas und damit eine zusätzliche Verschärfung des Klimawandels.
- ◆ Gasförmige Stickstoffverbindungen sind Vorläuferstoffe von bodennahem Ozon und sekundären Feinstäuben und damit ein Risiko für die menschliche Gesundheit. Auch Stickstoffdioxid schädigt die Atemwege zusätzlich.
- ◆ Erhöhte Ammoniak- und Ozonkonzentrationen in der Atmosphäre führen in Europa zu weiträumigen Schädigungen empfindlicher Pflanzen.

Für Österreich ergibt sich im Verhältnis zu Deutschland eine etwas andere N-Bilanz: Hier stammen von den 127 kg/ha Stickstoffimport in den Boden ca. 15% aus der N-fixierung, 13% aus dem atmosphärischen Eintrag, 29% aus dem Handelsdünger und 43% aus dem Wirtschaftsdünger der die Importfuttermittel inkludiert (Umweltbundesamt 2007 - siehe Abbildung 31).

Für 2007 ergab sich ein Stickstoffüberschuss von rund 44 kg/ha landwirtschaftlicher Fläche. Diese gehen entweder als Nitratauswaschungen in die flüssige Bodenphase bzw. in Grund- und Fließgewässer über bzw. entweicht ein nicht unwesentlicher Teil als reaktiver Stickstoff in die Luft. Der Eintrag von Stickstoff aus der Luft in den Boden wurde dabei anhand der langjährigen Flächenbilanzen auf ca. 16 kg N/ha geschätzt.

Abbildung 31: Die nationale Stickstoff-Flächenbilanz im Durchschnitt der Jahre 1985-2007



Quelle: Umweltbundesamt

ww2.umweltbundesamt.at/umweltsituation/landwirtschaft/duenger/stickstoffbilanz

Dies ist durchaus eine enorme „atmosphärische“ Düngung. Beispielsweise haben Forschungen in der Schweiz ergeben, dass die Größenordnungen dieser Einträge merkliche Veränderungen in der Flora verursachen und auf die Biodiversität negativ wirken¹³⁸. Demnach reagieren nach internationaler Expertenmeinung am empfindlichsten Hochmoore, Tundren und nährstoffarme Stillgewässer. Sie ertragen längerfristig höchstens 5 bis 10 kg/ha und Jahr, wobei der durchschnittliche Eintrag in Mitteleuropa fast doppelt so hoch liegt. Zitat: „Für alpine und subalpine artenreiche Naturwiesen liegen die Critical Loads im Bereich von 10 bis 15 kg, im Fall der Wälder sind es 10 bis 20 kg und bei Flachmooren 15 bis 35 kg.“ Das hat beispielsweise merklichen Einfluss für Wälder, die in der Folge an Versauerung leiden bzw. von Nährstoffauswaschungen betroffen sind. Obwohl in den letzten beiden Jahrzehnten sich die Stickoxid-Immissionen wesentlich verringert haben, wird von den Schweizer Forschern weiterhin diagnostiziert, dass die Immissionen „deutlich über der ökologischen Schmerzgrenze“ liegen. „Dies betrifft insbesondere Wälder, artenreiche Naturwiesen und Trockenrasen, alpine Heiden sowie Hoch- und Flachmoore. Viele Arten, die nährstoffarmen Lebensräumen angepasst sind, stehen nicht zuletzt deshalb auf der Roten Liste. Als Folge der übermäßigen Schadstoffbelastung versauern zudem alpine Bergseen und Waldböden.“

Abgesehen von der Gefahr von Stickstoffeinträgen und Stickstoffauswaschungen in Oberflächengewässern, bedingt eine zu intensive Düngung, die durch zu hohe Tierbestände je Hektar und daraus folgende Überdüngung mit Gülle und Jauche verursacht wird, eine Veränderung der Gründecke im Grünland. Mehr Gräseranteile auf Kosten der Kräuter- und Kleeanteile sind die Folge. Leguminosen gehen zurück und das „Unkraut“ Ampfer breitet sich aus, da dieses sogar besser den Stickstoff verwerten kann als die Gräser. Insgesamt, nachdem viele Blumen und Kräuter unter den stickstoffreichen Bedingungen nicht konkurrenzfähig sind, sind viele der noch vor 50 Jahren weitverbreiteten Wiesenblumen heute im starken Rückzug begriffen bzw. vom Aussterben bedroht. Auch in Gebirgsgegenden wird immer mehr intensiviert und hofnahe Flächen werden immer häufigeren Schnitten unterzogen, wobei Extensivflächen zunehmend aufgelassen werden. Damit verliert man auch an Kompensationsflächen. Durch den Wegfall von artenreichen und vor allem blumenreichen Wiesen und Weiden wird vielen Bestäubungsinsekten die Lebensgrundlage entzogen. Zusammen mit dem übermäßigen Einsatz systemischer Insektizide und dem daraus folgenden verstärkten Krankheitsdruck ist das auch eine der Ursachen für das Bienensterben bzw. für den weltweiten Rückgang der Bestäubungsinsekten in agrarischen Kulturökosystemen.

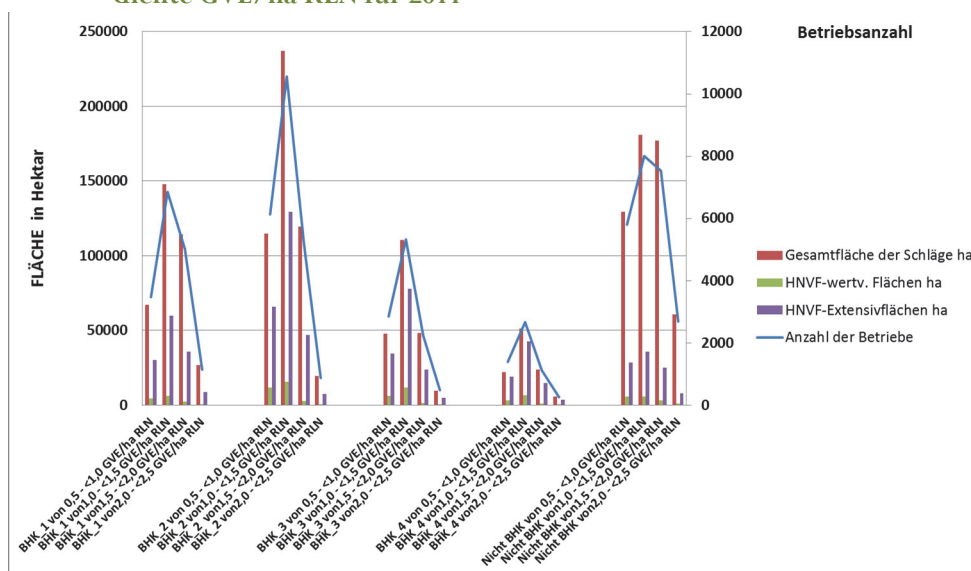
Das deutsche Bundesamt für Naturschutz diagnostizierte bereits 2004 eine Gefährdung von 404 Arten der Farn- und Blütenpflanzen aufgrund von Stoffeinträgen und damit verbundenen Standortveränderungen. Bestimmte Moose und Flechten gehören zu den gegenüber Stickstoff besonders empfindlichen Pflanzenarten. Auch eine große Zahl von Biotoptypen gilt als gefährdet und findet sich inzwischen in Roten Listen. Die hohen Nährstoffeinträge stellen auch hier eine der wichtigsten Ursachen dar¹³⁹.

138. Baumgartner Hansjakob (2007): Verarmung der Flora durch Stickstoff aus der Luft. Umwelt 4/07 - Dossier Saubere Luft. BUWAL 2005: Stickstoffhaltige Luftschadstoffe in der Schweiz. Status-Bericht der Eidgenössischen Kommission für Lufthygiene, BUWAL, 2005. URL: www2.bafu.admin.ch/ekl/de

139. UBA-Deutschland (2011): Stickstoff - zuviel des Guten? - Umweltbundesamt Dessau-Roßlau. BfN (2004): Daten zur Natur 2004, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

Wie intensiv, beurteilt an der GVE-Dichte pro Hektar, auch bereits bei den BergbäuerInnen Landwirtschaft in Österreich betrieben wird, geht aus der folgenden Grafik mit anschließender Tabelle hervor (Abbildung 32).

Abbildung 32: Gesamtfläche, wertvolle HNPF-Fläche, HNPF-Extensivfläche nach Bergbauern und Nichtbergbauern sowie in Abhängigkeit von der Viehbestandesdichte GVE/ha RLN für 2011



HNPF: High Nature Value Farmland; **HNPF-wertv. FL:** Naturschutzfachlich wertvolle Agrarflächen; **HNPF-Extensivflächen:** Naturschutzfachlich wertvolle Agrarflächen und Almflächen plus andere Extensivflächen wie extensive Almflächen

Definitionen und Festlegungen siehe dazu:

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Hg. (2011): Weiterentwicklung des Agrarumweltindicators "High Nature Value Farmland" für Österreich. Bearb. Andreas Bartel, Elisabeth Süßenbacher, Katrin Sedy (Umweltbundesamt), Wien, 2011.

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Hg.: "High Nature Value Farmland" in Österreich 2007, 2009 und 2010. Bearb. Andreas Bartel, Elisabeth Süßenbacher (Umweltbundesamt). Wien, 2013.

Quelle: INVEKOS

Der Anteil an Intensivbetrieben - dh. Betriebe, die über 1,5 GVE/ha RLN halten - ist bei den BergbäuerInnen der BHK-Gruppe 1 am höchsten. Nach den INVEKOS Daten 2011 halten ca. 32% der BergbäuerInnen mit geringer Erschweris mehr als 1,5 GVE je Hektar reduzierter landwirtschaftlicher Nutzfläche. Dabei wurde die reduzierte Almfläche nicht den AlmbäuerInnen sondern bereits den Almvieh-AuftreiberInnen zugeordnet, sodass durch die Alpfung möglichst geringe Verzerrungen in der Viehbestandesdichte auftreten können. Würde man nur die Tierhalter berücksichtigen, so wären zwar die Nicht-Bergbauern ganz knapp mit einem 36% Anteil und 37% Flächenanteil relativ gesehen die Gruppe mit dem höchsten Intensivanteil - aber auch hier erreichen die Bergbauern der BHK-Gruppe 1 fast die gleichen Werte (35% und 38%). Nachdem bei den BergbäuerInnen ab BHK-Gruppe 2 die viehlosen Betriebe eine geringe Bedeutung haben, braucht hier nicht genauer unterschieden zu werden. Aber auch bei den Bergbauern mit mittlerer Erschweris halten ca. 25%-28% der Betriebe über 1,5 GVE/ha RLN bzw. befindet sich 27% bis 29% der landwirtschaftlichen Fläche in solchen Betrieben.

Tabelle 15: Betriebsanzahl, Gesamtfläche, wertvolle HN VF-Fläche, HN VF-Extensivfläche nach BergbäuerInnen -BHK-Gruppen und Nicht- BergbäuerInnen sowie in Abhängigkeit von der Viehbestandesdichte GVE/ha (Quelle: INVEKOS)

	Anzahl der Betriebe	Gesamtfläche ha	HN VF-wertv. Fl. ha	HN VF-Extensivflächen ha	GVE/ha RLN
BERGBAUERN BHK-Gruppe 1	20565	411817	16672	152485	1,29
BHK_1 von 0,5 - <1,0 GVE/ha RLN	3476	67039	4393	30307	0,78
BHK_1 von 1,0 - <1,5 GVE/ha RLN	6850	147682	5954	59596	1,26
BHK_1 von 1,5 - <2,0 GVE/ha RLN	5016	114474	2034	35879	1,71
BHK_1 von 2,0 - <2,5 GVE/ha RLN	1135	26720	342	8488	2,17
BHK_1 OHNE GVE oder flächenlos	2106	24615	2049	7157	
INTENSIV-ANTEIL der >1,5 GVE/ha %	32 %	36 %	15 %	30 %	
BERGBAUERN BHK-Gruppe 2	26633	533935	36033	266099	
BHK_2 von 0,5 - <1,0 GVE/ha RLN	6129	114892	11830	65999	0,80
BHK_2 von 1,0 - <1,5 GVE/ha RLN	10551	237134	15421	129384	1,24
BHK_2 von 1,5 - <2,0 GVE/ha RLN	5151	119537	2837	46934	1,70
BHK_2 von 2,0 - <2,5 GVE/ha RLN	875	19537	339	7261	2,17
BHK_2 OHNE GVE oder flächenlos	2142	16609	3155	4801	
INTENSIV-ANTEIL der >1,5 GVE/ha %	24 %	27 %	9 %	21 %	
BERGBAUERN BHK-Gruppe 3	12142	225961	20947	145393	1,57
BHK_3 von 0,5 - <1,0 GVE/ha RLN	2842	47713	6215	34583	0,81
BHK_3 von 1,0 - <1,5 GVE/ha RLN	5312	110435	11562	77669	1,23
BHK_3 von 1,5 - <2,0 GVE/ha RLN	2237	48361	1315	23629	1,69
BHK_3 von 2,0 - <2,5 GVE/ha RLN	483	9675	212	4665	2,17
BHK_3 OHNE GVE oder flächenlos	755	3854	1000	1239	
INTENSIV-ANTEIL der >1,5 GVE/ha %	24 %	27 %	8 %	21 %	
BERGBAUERN BHK-Gruppe 4	5998	106499	11198	82261	1,43
BHK_4 von 0,5 - <1,0 GVE/ha RLN	1387	22050	3037	19130	0,82
BHK_4 von 1,0 - <1,5 GVE/ha RLN	2671	51052	6415	42598	1,23
BHK_4 von 1,5 - <2,0 GVE/ha RLN	1110	23791	951	14890	1,69
BHK_4 von 2,0 - <2,5 GVE/ha RLN	262	5511	185	3503	2,19
BHK_4 OHNE GVE oder flächenlos	358	1537	374	543	
INTENSIV-ANTEIL der >1,5 GVE/ha %	24 %	29 %	11 %	23 %	
NICHT-BERGBAUERNBETRIEBE	60178	1379449	39117	211532	1,27
Nicht BHK von 0,5 - <1,0 GVE/ha RLN	5798	129450	5670	28526	0,76
Nicht BHK von 1,0 - <1,5 GVE/ha RLN	8000	181014	5803	35749	1,26
Nicht BHK von 1,5 - <2,0 GVE/ha RLN	7532	177081	3048	25069	1,73
Nicht BHK von 2,0 - <2,5 GVE/ha RLN	2677	60708	998	7788	2,20
Nicht BHK - OHNE GVE o.flächenlos	25550	613979	16747	81739	
INTENSIV-ANTEIL der >1,5 GVE/ha %	21 %	20 %	12 %	18 %	
INTENSIV-ANTEIL bei Tierhalten %	36 %	37 %	21 %	29 %	

BHK: Berghöfekataster; BHK-1: Gruppe der Bergbauern „geringer Erschwernis“; BHK-2: Gruppe der Bergbauern „mittlerer Erschwernis“; BHK-3: Gruppe der Bergbauern „hoher Erschwernis“; BHK-4: Gruppe der Bergbauern „höchster Erschwernis“

Anhand der Abbildung 32 fällt auf, dass sehr viele Betriebe und Agrarflächen sich im Bereich einer Intensität von 1,0 bis 1,5 GVE/ha RLN befinden. Intensivbetriebe über 1,5 GVE/ha haben zwar einen relativ geringen Anteil an naturschutzfachlich wertvollen HNVF Flächen im engeren Sinne (zwischen 8 und 15%) aber gleichzeitig auch einen ansehnlichen Anteil von allgemeinem extensivem HNV-Farmland (30% BHK-Gruppe 1; 21% BHK-Gruppe 2 und 3; 23% BHK-Gruppe 4 und 18% bei Nicht- BergbäuerInnen). D.h. Intensive Tierhaltung und Flächenbewirtschaftung und die gleichzeitige Bewirtschaftung wertvoller Extensivflächen geht vielfach parallel - sowohl in Berggebieten als auch in Gunstlagen.

Viehlose Betriebsführung ist eine Domäne der Nicht- BergbäuerInnen, wobei hier ca. 25.500 Betriebe eine Agrarfläche von ca. 614.000 Hektar bewirtschaften. Bei den BergbäuerInnen insgesamt sind es lediglich 5.361 viehlose Betriebe mit ca. 46.600 Hektar. Die Nicht-TierhalterInnen in Summe bewirtschaften fast 95.000 Hektar an extensivem HNV-Farmland, was immerhin ca. 11% dieser Flächenkategorie beinhaltet.

Insgesamt zeigt sich, dass die biodiversitätsreichen und naturschutzfachlich wertvollen Agrarflächen durch die zunehmende Intensivierung der Tierhaltung sowie durch externe Inputs von industriellen Betriebsmitteln unter Druck sind, und dass die verstärkte parallele Herausnahme von extensiven und „wenig rentablen“ Flächen aus der Produktion einen zusätzlichen Faktor darstellen, der die landwirtschaftlich bedingte Biodiversität zurückdrängt. Intensivierung, Landnutzungsänderungen und die Herausnahme von extensiven Grünlandflächen sind konsekutive Folgen des Strukturwandels. So gesehen ist Strukturwandel und das Verschwinden von Blumenwiesen sowie von naturschutzfachlich wertvollen Agrarflächen ein und dasselbe Phänomen.

10.3.3 Die Folgen des systematischen chemischen Pflanzenschutzes

Im September 2012 war der 50. Jahrestag, an dem die weltweit bekannte US-amerikanische Umweltschützerin Rachel Louise Carson ihr Buch „Silent spring“ („Der stumme Frühling“) herausbrachte. Sie beschreibt eine „fiktive“ amerikanische Kleinstadt, deren ehemals reiche Tier- und Pflanzenwelt nach dem Einsatz von Pestiziden nach und nach ausstirbt und wo in der Folge auch die Menschen erkranken. Das potentielle Verstummen der Vögel wurde zum motivierenden Leitgedanken einer ganzen Generation umweltbewegter Menschen in Industrieländern. Das Buch löste in den USA eine heftige politische Debatte aus und führte letztendlich zum späteren DDT-Verbot. Unter anderem stellte Rachel Carson fest: *„Es ist nicht meine Behauptung, dass chemische insektizide niemals eingesetzt werden dürfen. Ich behaupte, dass wir giftige und biologisch hochwirksame Chemikalien unbesehen in die Hände von Personen gegeben haben, die größtenteils oder vollständig ignorant sind gegenüber deren gefährlichen Potentialen. Wir haben eine enorme Anzahl von Menschen mit diesen Giften in Kontakt gebracht, ohne ihre Zustimmung und oft ohne ihr Wissen.“*¹⁴⁰

140. Carson Rachel (1962): Stummer Frühling. Dt. Fassung Verlag C.H. Beck 2. Auflage März, 2007. (ISBN-10: 3406049443). (Silent spring book summary <http://www.enotes.com/silent-spring>) - online Google book: Das Zitat weist zusätzlich auf die rechtliche und grundrechtliche Problematik der systematischen Schädigung und Belastung durch Pestizide hin: „We have subjected enormous numbers of people to contact with these poisons, without their consent and often without their knowledge.“

Das Erschreckende an dieser Geschichte ist, dass wir ein halbes Jahrhundert später dieser Fiktion in der Realität näher sind, als viele Menschen zu denken wagen. Denn 2010 hatte der Niederländische Toxikologe und ehemalige Berater der Chemie- und Pharmazieindustrie Henk Tennekes ein Buch mit ähnlichem Titel herausgebracht, das aber auf den ganz realen Einsatz von einer neuen Klasse von systemischen Insektiziden, den so genannten Neonikotinoiden, reflektierte: „The Systemic Insecticides: a Disaster in the Making“ (2010)¹⁴¹. In der Folge wurde dieses Buch vom BUND (Freunde der Erde Deutschland) auch in deutscher Sprache unter dem Titel: „Das Ende der Artenvielfalt: Neuartige Pestizide töten Insekten und Vögel“ herausgebracht. Es handelt sich um eine für den Laien verständliche „Übersetzung“ wissenschaftlicher Artikel zum toxischen Wirkungsverhalten von neonikotinoiden Insektiziden¹⁴². Dabei wurden umfangreiche Quellen ausgewertet, die sich auf die Anwendung, Verbreitung und Wirkung der neonikotinoiden Pflanzenschutzmittel in mehreren europäischen Ländern beziehen. Diese Insektizide - die Hauptwirkstoffe sind Imidacloprid, Thiamethoxam oder Clothianidin - wirken auf das zentrale Nervensystem von Wirbellosen und blockieren dort wichtige Funktionen, sodass nicht nur Vögel, sondern auch alle anderen von Insekten in der Nahrungskette abhängige Tiergattungen wie Fische, Amphibien, Reptilien und kleine Wirbeltiere betroffen sind.

Die zentrale Schlussfolgerung von „Disaster in the Making“ ist, dass die umfassende Belastung der Grund- und Oberflächengewässer *„mit langlebigen, schwer abbaubaren Insektiziden, die unumkehrbare und sich summierende Schäden an wasser- und landlebenden Nicht-Ziel-Insekten hervorrufen, unausweichlich zu riesigen Umweltschäden führt.“* (Zitat: Tennekes Henk 2010). Von vielen Wissenschaftlern vor allem aber von vielen Bienenforschern werden Neonikotinoide als auslösender Hauptfaktor des massenweisen Bienensterbens gesehen.¹⁴³

Hintergrund für diesen globalen Hilferuf in Form eines „realen Stummen Frühlings“ eines international anerkannten Toxikologen war, dass innerhalb weniger Jahre systemische Insektizide der Stoffklasse Neonikotinoide in immer größerer Vielfalt zugelassen worden waren und in der Folge auch in immer größeren Mengen die Hauptwirkstoffe Imidacloprid, Thiamethoxam und Clothianidin vor allem in Form von Beizmitteln zum Einsatz kamen (siehe Tabelle 16).

141. Tennekes Henk (2010): The systemic insecticides: a disaster in the making. In dt. Übersetzung: Das Ende der Artenvielfalt: Neuartige Pestizide töten Insekten und Vögel; Experimental Toxicology Services (TS) Nederland BV; URL: <http://www.disasterinthemaking.com/>

142. Tennekes Henk (2012): The significance of the Druckrey-Küpfmüller equation for risk assessment—The toxicity of neonicotinoid insecticide to arthropods is reinforced by exposure time. *Toxicology* – 2010; doi:10.1016/j.tox.2010.07.005.

Tennekes H A, Sánchez-Bayo F. (2012) Time-dependent toxicity of neonicotinoids and other toxicants: Implications for a new approach to risk assessment. *J. Environ. Anal. Toxicol.* S4: 001 (in press)

143. Z.B. haben in Österreich im Winter 2011/12 nach einer aktuellen Befragungsstudie der Universität Graz von 32.296 Völkern, die von 1521 Imkereien gemeldet wurden, 26% den Winter nicht überlebt. Das war der höchste Verlust in den letzten 5 Jahren.

Brodschneider Robert, Crailsheim Karl (2012): Erhebung der Winterverluste von Bienenvölkern in Österreich 2011/2012. Rohfassung, 20.7.2012; Institut für Zoologie, Karl-Franzens-Universität Graz, Universitätsplatz 2, 8010 Graz.

Da diese neonicotinoiden Wirkstoffe wasserlöslich sind, durchdringen sie ab dem Beginn des Wachstums die gesamte Pflanze sowie alle ihre Teile bis hin zum Pollen. Sie werden daher auch als systemische Insektizide bezeichnet. Sie sind relativ persistent, reichern sich im Boden an und können durch Pflanzen und Tiere wieder aufgenommen werden. Dadurch richten sie Schäden in der gesamten Nahrungskette an. Diese Stoffe sind für Insekten zumeist im Nanogrammbereich hoch toxisch und treffen deshalb auch viele so genannte Nicht Zielorganismen wie Bienen oder andere Nutzinsekten.

Tabelle 16: Weltweite Umsätze von wichtigen Neonicotinoid-Insektiziden (Mio. Dollar)

Neonicotinoid-Wirkstoff	2003	2005	2007	Jährl. Zuwachs
Imidacloprid (Bayer Crop Science)	665	830	840	9,6 %
Clothianidin (Sumitake – Bayer CropScience)	< 30	162	365	135,9 %
Thiacloprid (Bayer CropScience)	< 30	55	80	29,0 %
Thiamethoxam (Syngenta)	215	359	455	26,4 %

Quelle: BUND-FOE-Deutschland -nach Agchem Business Consulting (2010): Neonicotinoid Insecticides Insight¹⁴⁴

Nach Henk Tennekes werden Bienen oder Schmetterlinge, die Pollen oder Nektar von einer behandelten Pflanze fressen, vergiftet bzw. derart durch die neurotoxische Wirkung in ihrem Verhalten gestört, dass sie sich nicht mehr hinreichend ernähren und regenerieren können. Zudem sind diese Wirkstoffe durch folgende Eigenschaften charakterisiert.

- ◆ Neonicotinoide sind neurotoxisch wirkende Pestizide, deren Wirkungsweise auf einer so gut wie unumkehrbaren Blockade der postsynaptischen nikotinischen Acetylcholin-Rezeptoren beruht (vgl. auch Abbink 1991)¹⁴⁵. Neonicotinoide maskieren sich gleichsam als „falsche Neurotransmitter“, die auch ohne Acetylcholin eingeschaltet werden.
- ◆ Die Sterblichkeit der Honigbiene aber auch anderer Lebewesen wie Muschelkrebse ist bei niedrigeren Dosen sogar höher als bei hohen Dosen, sodass sich bei niedrigen Konzentrationen, wie sie bei gegebener agronomischer Praxis häufig auftreten, die Wirkung in Bezug auf Bienen, Insekten und Klein-Wassertiere potenzieren kann. D.h. die benötigte Gesamtdosis für einen tödlichen Effekt verringert sich mit abnehmender Giftkonzentration. Damit haben Neonicotinoide ein ähnliches Dosis-Wirkungsverhalten wie krebserregende Stoffe. Es lassen sich deshalb keine unbedenklichen Mindestmengen festsetzen¹⁴⁶.
- ◆ Persistenzen von neonicotinoiden Wirkstoffen wie Clothianidin und Imidacloprid weisen in Wasser, Wassersedimenten und im Boden Halbwertszeiten auf, die über einem halben Jahr liegen, bzw. können diese Substanzen unter ungünstigen Bedingungen über einige Jahre im Boden

144. BUND (2012): Pestizide töten Vögel - 50. Jahrestag von Rachel Carsons „Silent Spring“: Pestizideinsatz weiterhin zu hoch. BUND - Hintergrundpapier, September 2012.

145. Abbink, J. (1991): Zur Biochemie von Imidacloprid, Pflanzenschutz-Nachrichten Bayer 44(2), S. 183-194., Serial ID-ISSN 0340-1723

146. F Sánchez-Bayo (2009): From simple toxicological models to prediction of toxic effects in time. Ecotoxicology 18: 3. 343-354.

Tennekes H A, Sánchez-Bayo F. (2012) Time-dependent toxicity of neonicotinoids and other toxicants: Implications for a new approach to risk assessment J. Environ. Anal. Toxicol. S4: 001 (in press)

stabil und wirksam bleiben (vgl. Tabelle 17). Zusätzlich ist Clothianidin auch ein Metabolit von Thiamethoxam. Unter diesen Bedingungen hätten diese Stoffe gar nicht zugelassen werden dürfen.

- ◆ Bereits geringe Konzentrationen von Neonikotinoiden in der Umwelt, die unterhalb der als "akut toxisch" geltenden Konzentration liegen, können über einen längeren Zeitraum schädlich für zahlreiche im Wasser und auf dem Land lebende Wirbellose sein, und dürften so auch zur Hauptursache des Fische-, Amphibien-, Reptilien- und Vögelsterbens geworden sein.¹⁴⁷

Tabelle 17: Persistenzen (Halbwertszeiten) von neonikotinoiden Wirkstoffen in Wasser, Wassersedimenten und Boden in Halbwertszeiten (in Tagen)

Table 1. Persistence of neonicotinoid insecticides as expressed by their half-lives (days) in environmental matrices (Source: Footprint Database⁹³)

Compound	Water		Water-sediment	Soil**
	Photolysis	Hydrolysis*		
Acetamiprid	34	420	NA	3 (2-20)
Clothianidin	0.1	14	56	545 (13-1386)
Dinotefuran	0.2	stable	NA	82 (50-100)
Imidacloprid	0.2	~ 365	129	191 (104-228)
Nitenpyram	NA	2.9	NA	8
Thiacloprid	stable	stable	28	16 (9-27)
Thiamethoxam	2.7	11.5	40	50 (7-72)

NA = not available;
 * median degradation time (DT50) in alkaline media (pH 9);
 ** typical value (range) for aerobic degradation.

Quelle: Tennekes H.A., Sánchez-Bayo F. 2012. J. Environment. Analytic Toxicol. S4- 001 nach: Footprint Database

Deshalb sind auch in den letzten Jahren immer mehr naturwissenschaftliche Artikel in renommierten Journals wie ‚Science‘ und ‚Nature‘ erschienen, die einen eindeutigen Bezug zwischen dem Einsatz von Neonikotinoiden in der Landwirtschaft und dem global zu beobachtenden Bienensterben – in Amerika wird es auch als Collony Collaps Disorder (CCD) bezeichnet - herstellen. Die bekanntesten und aktuellsten Publikationen allein aus dem Jahr 2012 sind:

- ◆ Henry Mickaël, Béguin Maxime, Requier Fabrice, Rollin Orianne, Odoux Jean-François, Aupinel Pierrick, Aptel Jean, Tchamitchian Sylvie, Decourtye Axel (2012): A Common Pesticide Decreases Foraging Success and Survival in Honey Bees. *Science* 20 April 2012: 348-350. Published online 29 March 2012
- ◆ Whitehorn Penelope R., O'Connor Stephanie, Wackers Felix L., Goulson Dave (2012): Neonicotinoid Pesticide Reduces Bumble Bee Colony Growth and Queen Production. *Science* 20 April 2012: 351-352. Published online 29 March 2012
- ◆ Stokstad Erik (2012): Field Research on Bees Raises Concern About Low-Dose Pesticides. *SCIENCE* VOL 335 30 MARCH 2012.

Aber auch eine Japanische Studie aus 2012 zur Wirkung zweier neonikotinoider Wirkstoffe auf die Bienen erhielt globale Beachtung:

147. Mason R., Tennekes H. A., Sánchez-Bayo F., Epsen P.U. (2012): Immune suppression by neonicotinoid insecticides at the root of global wildlife declines J Environ Immunol Toxicol 1: (in press)

- ◆ Yamada Toshiro; Yamada Kazuko; Wada Naoki (2012): Influence of dinotefuran and clothianidin on a bee colony. Jpn. J. Clin. Ecol. (Vol.21 No.1 2012)

Eine Studie der „School of Biological Sciences, Royal Holloway, University of London“, ist im naturwissenschaftlichen Journal „Nature“ im Herbst 2012 erschienen. Sie zeigte neuerlich, dass Imidacloprid, das weltweit häufigste Neonikotinoid, zusammen mit anderen Insektiziden einen „Gift-Cocktail“ bilden kann, der Bienen und andere natürliche Bestäubungs-Insekten systematisch vernichtet:

- ◆ Gill Richard J., Ramos-Rodriguez Oscar, Raine Nigel E. (2012): Combined pesticide exposure severely affects individual- and colony-level traits in bees. Nature: doi:10.1038/nature11585

Ohne auf die Problematik der Neonikotinoide noch tiefer einzugehen - beispielsweise wies das US-Umweltamt EPA schon 2003 in Bezug auf den Wirkstoff Clothianidin auf Immunschädigungen bei wachsenden Ratten hin¹⁴⁸ – zeigen immer mehr Studien, dass die Massenanwendung von Pestiziden nicht nur zu schwerwiegenden Umweltschäden, sondern auch Gesundheitsschäden für die Menschen führen können. In diesem Zusammenhang hat 2012 eine nordamerikanische NGO (Pesticide Action Network North America, PANNA) einen Bericht zur möglichen Schädigung von Kleinkindern in Bezug auf die Intelligenzentwicklung und Gesundheit veröffentlicht.

- ◆ "A Generation in Jeopardy: How pesticides are undermining our children's health & intelligence" - <http://www.panna.org/sites/default/files/KidsHealthReportOct2012.pdf>

Zur Erfassung weiterer Biodiversitätsschäden durch Pflanzenschutzmittel:

Nach Angaben des deutschen Ornithologendachverbandes gehen die Vogelarten, die auf Äckern, Wiesen und Weiden brüten, wegen der hohen Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung immer weiter im Bestand zurück. Hinzu kommt, dass durch Agrarpolitikänderungen wie durch den Wegfall der ehemals obligatorischen EU-Flächenstilllegungen, welche vorwiegend zugunsten eines intensiven Energiepflanzenanbaus aufgegeben wurde, der Druck auf die natürlichen Tier-Populationen im Agrarland wieder deutlich zugenommen hat.¹⁴⁹ Für Mitteleuropa gilt: Es gibt erheblich weniger Grünland bzw. sind in Österreich die extensiven Agrarflächen stark zurückgegangen (siehe vorher Kapitel 10.2), die Ackernutzung ist fast überall intensiviert und der Anbau von Intensivfrüchten verstärkt worden. Dazu kommt das Verschwinden von Hecken und Feldrainen.

Dies erzeugt zusammen mit den „Insektizid-Cocktails“ schwindende Chancen zum Überleben vieler Tierarten, welche mit den Agrarökosystemen verbunden sind, indem die Insekten als Nahrungsgrundlage vernichtet werden, sowie durch die immer stärkere und breitere Anwendung von Herbiziden sowohl direkt die pflanzliche Biodiversität dezimiert wird als auch indirekt die Lebensräume der Klein-

148. US-EPA (2003): Pesticide Fact Sheet: Clothianidin – conditional registration: May 30, 2000; URL: <http://www.moraybeedinosaurus.co.uk/neonicotinoid/clothianidin.pdf>;

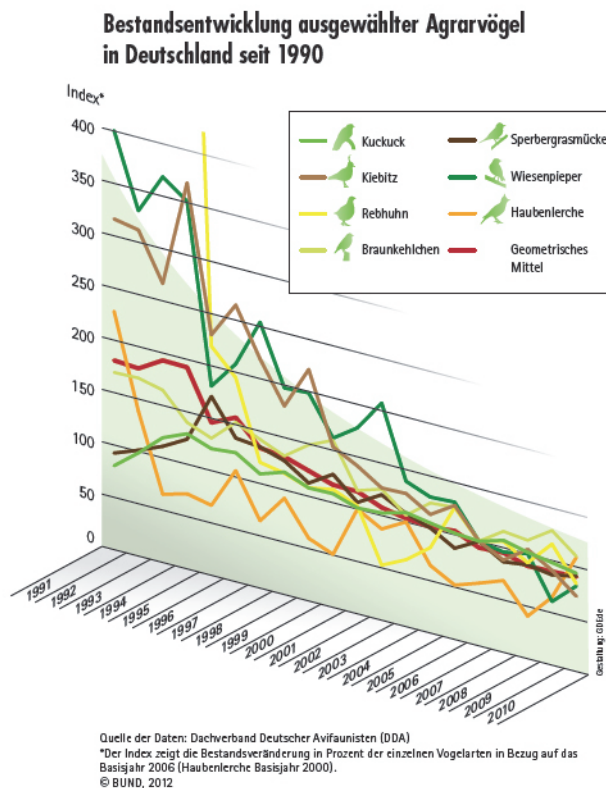
Übersetzung des Zitats zur Immunwirkung bei Ratten: „Auf Grund von Beweisen für Wirkungen auf das Immunsystem von Ratten und da diese in der Jugendentwicklung eine erhöhte Anfälligkeit dafür haben? - ist eine 10x höhere Sicherheit für die Nahrungsmittelexposition notwendig.“

149. BUND (2012): Pestizide töten Vögel - 50. Jahrestag von Rachel Carsons „Silent Spring“: Pestizideinsatz weiterhin zu hoch. BUND ? Hintergrundpapier, September 2012.

Lebewesen einengt werden. Am augenfälligsten und zudem durch das Verstummen am besten „hörbar“ ist dieses Verschwinden bei den Vögeln, und hier wiederum bei insektenfressenden Arten (vgl. Abbildung 33 - dies betrifft vorwiegend insektenfressende Agrarvögel). So werden deutliche Einbrüche bei bekannten Feldvogelarten in ganz Europa diagnostiziert. Als anderes Beispiel wird der europaweite Bestandseinbruch beim Rebhuhn mit über 90 Prozent in den letzten drei Jahrzehnten angeführt. Auch gelten Vögel als zuverlässige Indikatoren für den Zustand der biologischen Vielfalt.¹⁵⁰

Darüber hinaus trifft es aber auch die Wasserlebewesen inklusive der Fische, die Amphibien und Reptilien, und dann noch viele kleinen Säugetiere. Die Fledermäuse sind davon als „Problemfälle“ die bekanntesten.

Abbildung 33:



Quelle: <http://www.farmlandbirds.net/>

Ähnliches berichtet eine europaweite Studie aus 2010: In acht West- und Ost-Europäischen Ländern wurden weitgehende, negative Effekte der landwirtschaftlichen Intensivierung auf Pflanzen, Laufkäfer, bodenbrütende Ackervögel und die biologische Schädlingsbekämpfung - die Anzahl durch natürliche

150. Science –ORF (2012): Vögel verschwinden von Feldern und Wiesen. Science-ORF.at 24.7.2012; URL: <http://science.orf.at/stories/1702117/>

Feinde gefressener Blattläuse - gefunden. Von den dreizehn Faktoren der landwirtschaftlichen Intensivierung, die gemessen worden waren, „*hatte der Gebrauch von Insektiziden und Fungiziden konsequent negative Effekte auf die Biodiversität*“. Insektizide reduzierten ebenfalls die biologische Schädlingsbekämpfung bzw. deren Potential als Nützlinge zu dienen.¹⁵¹

Weitere Umwelt- und Biodiversitätsschäden durch Pflanzenschutzmittel sind in vielfältiger wissenschaftlicher Literatur dokumentiert:

- ◆ Kontamination von Böden durch persistente Wirkstoffe wie z.B. Organochlor-Verbindungen (welche mittlerweile verboten sind) aber auch mit anderen bioziden Stoffen (vgl. UBA 2008)¹⁵²,
- ◆ Die zunehmende Kontamination von Ober- und Grundwässern (vgl. dazu UBA 2011)¹⁵³,
- ◆ Aus diesen Kontaminationen erfolgt wiederum eine allgemeine Belastung der Organismenwelt und ihrer Klein-Ökosysteme, sodass das Boden- und Wasserleben sich verändert.
- ◆ Viele Bodenpilze werden durch Fungizide geschädigt (siehe Liebich et al. 2003)¹⁵⁴ Es erfolgt eine Schädigung bzw. ein neuer evolutionärer Stress innerhalb der natürlichen Mikroflora auf dem Agrarland sowie in den Stallungen der Nutztiere und sogar in den Tieren selbst.

Nach Roland Pechlaner 2012, Professor für Limnologie an der Universität Innsbruck, hat z.B. die Anwendung des weltweit und auch in Österreich am häufigsten eingesetzten Herbizids Glyphosat erhebliche Beeinträchtigungen der Mikroflora in Böden und Gewässern zur Folge.¹⁵⁵ Diese Beeinträchtigung pflanzt sich dann über die anderen Bodenlebewesen (Regenwürmer)

-
151. Geiger Flavia, Jan Bengtsson, Frank Berendse, Wolfgang W. Weisser, Mark Emmerson, Manuel B. Morales, Piotr Ceryngier, Jaan Liira, Teja Tscharnatke, Camilla Winqvist, Sönke Eggers, Riccardo Bommarco, Tomas Pärt, Vincent Bretagnolle, Manuel Plantegenest, Lars W. Clement, Christopher Dennis, Catherine Palmer, Juan J. Oriate, Irene Guerrero, et al. (2010): Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology* 11 (2010) 97–105; Erratum to “Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland” [*Basic Appl. Ecol.* 11 (2010) 97–105]
152. Freudenschuss A., Obersteiner E., Uhl M. (2008): Organische Schadstoffe In Grünlandböden. Umweltbundesamt (UBA) - Report: REP-0158, Wien 2008; Zitat: „*Die Ergebnisse der vorliegenden Studie bestätigen, dass auch in extensiv genutzten Grünlandböden persistente organische Schadstoffe, vereinzelt in nicht unbeträchtlichen Konzentrationen (z. B. PCDD/F), nachgewiesen werden können. Das betrifft sowohl Substanzen, die bereits seit einigen Jahren bzw. Jahrzehnten in ihrer Anwendung und Produktion in vielen Ländern verboten sind (z. B. einzelne Pestizide), als auch so genannte ‚upcoming pollutants‘ (z. B. Flammenschutzmittel, Phthalate, Chlorphenole), deren Umweltrelevanz international zunehmend an Bedeutung gewinnt.*“
153. Loishandl-Weisz Harald (2011): GZÜV-Sondermessprogramm Pestizide und Metaboliten 2010. Umweltbundesamt (UBA)/ BMLFUW, Wien 2011; herausgegeben vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft/ Sektion VII/Nationale Wasserwirtschaft in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt;
154. Liebich Jost, Schäffer Andreas, Burauel Peter (2003): Structural and functional approach to studying pesticide side-effects on specific soil functions. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22(4), pp 784-790.
155. Pechlaner Roland (2012): Roudup®-Wirkstoff Glyphosat bedroht die Mikroflora. Manuskript von Dr. Roland Pechlaner (Innsbruck) vom 14.9.2012 für die Redaktion von „multikosmos“ (Medieninhaber: Multikraft Produktions- und HandelsgmbH)

fort bzw. schädigt auch die Mikroflora der Tiere und hier wiederum vor allem jene der Wiederkäuer. Roland Pechlaner war einer der ersten Wissenschaftler weltweit, der diese Problematik einer „**ökologischen Kettenreaktion von Pestiziden**“ aufzeigte. Dies birgt erhebliche Risiken für Nutztiere und Menschen. In diesem Zusammenhang hat beispielsweise Prof. Monika Krüger von der veterinärmedizinischen Universität Leipzig in einer aktuellen Forschung zum Botulismus bei Hochleistungstieren (2012) herausgefunden, dass der Wirkstoff Glyphosat möglicherweise an der Entstehung des kronischen Botulismus (Krankheitsbild: Festliegen von Milchkühen) beteiligt ist, indem über Glyphosat Clostridien und Enterokokken unterschiedlich selektiert werden.¹⁵⁶

- ◆ Würde beispielsweise die Wirkstoffanwendung von Glyphosat in Österreich von ca. 400 Tonnen bei 1,8 kg pro Hektar hypothetisch auf die Ackerfläche umgelegt, so würden dadurch jährlich 233.000 Hektar Ackerland - immerhin sind das 17% der österreichischen Ackerfläche insgesamt - seiner Pflanzendecke „chemisch“ beraubt bzw. auf dieser Fläche jährlich alle Neben- und Folgewirkungen in Kauf genommen. Das zeigt, welche enormen Auswirkungen eine Massenanwendung von Herbiziden nicht nur auf die Pflanzenwelt, sondern auch auf das Boden- und Wasserleben haben kann. Zudem werden diese Mittel häufig in Kombination mit hoch spezifischen Tensiden, die die biologischen Eigenschaften des Bodenwassers verändern, angewandt.
- ◆ Aber auch zur Schädigung von Bodenlebewesen und hier wiederum von Insekten und Invertebraten durch Pestizide gibt es umfangreiche wissenschaftliche Literatur. So ist beispielsweise das Neonikotinoid Imidacloprid nicht nur hoch toxisch für Bienen, sondern greift auch die Vitalität von Regenwürmern an und schädigt Gliederfüßer. Eine sehr aktuelle Studie aus 2011 zur Regenwurmschädigung durch Imidacloprid wurde von der Universität Tübingen publiziert. Dabei wurde im Vergleich der zwei Regenwurmartens *Aporrectodea caliginosa* und *Lumbricus terrestris* für Erstere eine 10-fach höhere Sensitivität in Bezug auf die „Wühl-Ganglänge nach 24h“ als auch die „Wühl-Gangtiefe nach 24h“ festgestellt (Dittbrenner et al. 2011)¹⁵⁷. Für beide Arten ergab sich in der 3D-Rekonstruktion eine signifikante lineare Reduktion im Wühlvolumen mit steigenden Imidacloprid-Konzentrationen. „Da viele der beobachteten Effekte bei Imidacloprid-Konzentrationen unter denen in der „Natur gegebenen“ Bedingungen auftraten und eine reduzierte Aktivität von Regenwürmern eine sehr entscheidende Wirkung im Boden auf Ökosystemebene hat“, wurde gefolgert, dass die Ergebnisse für die Umwelt sehr bedenklich sind. Dies sind sie mit Bestimmtheit, denn wenn die Regenwürmer ihre Arbeit verringern oder gar einstellen würden, dann ist ein Globalschaden für die Agrarökosysteme längst eingetreten.

156. Schriftliche E-mail Mitteilung (2012): siehe auch „Chronic and visceral botulism may impact birds, cattle and humans.“ Tue, 2012-02-07 13:02 URL: <http://www.ourfood-news.com/2011/02/07>

Monika M Krüger, Anke A Große-Herrenthey, Wieland W Schrödl, Achim A Gerlach and Arne A Rodloff, 2012: Visceral botulism at dairy farms in Schleswig Holstein, Germany - Prevalence of *Clostridium botulinum* in feces of cows, in animal feeds, in feces of the farmers, and in house dust. *Anaerobe* 18(2):221-3 (2012) PMID 22200452

157. Dittbrenner Nils, Mosera Isabelle, Triebkorna Rita, Capowiez Yvan 2010: Assessment of short and long-term effects of imidacloprid on the burrowing behaviour of two earthworm species (*Aporrectodea caliginosa* and *Lumbricus terrestris*) by using 2D and 3D post-exposure techniques. *Chemosphere*, Volume 84, Issue 10, September 2011, Pages 1349–1355.

Eine weitere Ausführung und Spezifizierung dieser Inhalte würde den Kontext dieses Berichtes sprengen, und erscheint auch nicht notwendig. Doch zeigt sich insgesamt, dass die gängigen Praktiken der modernen Intensivlandwirtschaft die Biodiversität, die mit den Agrarökosystemen direkt und indirekt verbunden ist, extrem belasten und vielfach enorm schädigen. Viele dieser Schäden werden erst in längeren Zeiträumen sichtbar. Die Gründe, warum diese Thematik von „Schäden durch Überdüngung“ oder „Schäden durch Pestizide“ im Rahmen dieses Berichtes so intensiv aufgearbeitet wurde, hängen auch damit zusammen, dass das Gesamtsystem der (ökonomischen) Bewertung von Biodiversität unter Anerkennung von Ökosystemleistungen nur dann zu einem Gleichgewicht kommen kann, wenn wir auch die Schäden der modernen Agrartechniken anerkennen. Zudem wird in der gängigen Literatur zu Ökosystemleistungen im Rahmen der landwirtschaftlicher Tätigkeiten zumeist vergessen, dass die Landwirtschaft nicht nur bedeutendste Gestalterin der Agrarökosysteme ist, sondern auch bedeutendste Schädigerin der Agrarökosysteme ist. Warum dieses „Thema der Schädigung“ so häufig ausgeblendet wird, ist zwar pragmatisch und interessenspolitisch verständlich - denn „der Mensch sucht den Nutzen und flieht den Schaden“, doch wissenschaftlich nicht akzeptabel. Hinzuweisen gilt es auch, dass in der theoretischen Erstkonzeption der Ökosystemleistungen durch Banzhaf et al. (2006) bzw. Boyd / Banzhaf (2007)¹⁵⁸, um einen „Ecosystem Service Index“ (ESI) zu bilden, sehr wohl der „Abbau (Raubbau, Wertminderung)“ dezidiert berücksichtigt wurde (siehe ANHANG 1):

$\text{NetESI}^t = S^t - K^t$ - wobei S für „services“ (Leistungen) steht und K für „degradation“ (Abbau) - und t für „time“ (Zeit) steht.

„Ökosystemleistungen“ und „Ökosystemschrden“ sind untrennbar die zwei Seiten ein und derselben Medaille: Die Anerkennung des ökonomischen Wertes der Biodiversität bzw. der Ökosysteme.

Es gibt keine ökonomische Effizienz in Bezug auf die Erhaltung und Nutzung von Biodiversität bzw. in Bezug auf die Anerkennung der Ökosystemleistungen, wenn das Schadenpotential der modernen Agrartechniken - und selbstverständlich auch die Schadenpotentiale der nicht umweltgerechten Techniken in allen anderen Wirtschaftssektoren - ausgeblendet wird. Das heißt: Zu maximieren gilt es die Differenz aus dem Wert der erhaltenen Ökosystemleistungen (Service flows) und den Kosten (Wertminderungen) der vorwiegend vom Menschen verursachten Ökosystemschrden (Minderung der Ökosystemgesundheit). Es wäre und ist ökonomisch kontraproduktiv Ausgleiche für Ökosystemleistungen (Payments for Ecosystem Services, PES) zu zahlen, wenn nicht gewährleistet wird, dass innerhalb des Managements von Ökosystemleistungen schädigende Techniken nicht ausgeschlossen sind bzw. ihre Folgen nicht negativ bewertet werden.

158. Banzhaf Spencer, Boyd James (2005): The Architecture and Measurement of an Ecosystem Services Index. Discussion Paper 05-22. Washington DC: Resources for the Future.
 Boyd James, Banzhaf Spencer (2006): What Are Ecosystem Services? The Need for Standardized Environmental Accounting Units. Resources for the Future, Discussion Paper No. RFF DP 06-02; Publ. 2007: Ecological Economics 63(2-3): 616–626.

Dies kann - beispielsweise mit Blickrichtung „moderne Agrartechniken“ - auch näher exemplifiziert werden:

So haben bereits Banzaf / Boyd 2005 im Allgemeinen bei der Grundkonzeption festgestellt – dabei reflektierten sie nicht auf die Ökosystems Schäden oder die Beeinträchtigung der Ökosystemgesundheit in einem speziellen Wirtschaftssektor: *„Thus, our goal is to measure both indicators of service flows and indicators of ecosystem health that will signal the future of those flows.“* (Übersetzung: So ist es unsere Ziel beide Indikatoren zu messen – jene des Leistungsflusses und jene der Ökosystemgesundheit, die den zukünftigen Leistungsfluss signalisieren werden.) Des Weiteren wurde von Banzaf / Boyd 2005 postuliert: *„Note the close connection between the concept of net GDP and what we referred to earlier as the need for depletion adjustments. The clear importance of ecological depletion to social well-being argues for similar depreciation adjustments in an ESI. Instead of capital depreciation, an ESI should account for ecological depletion associated with either human activity (e.g., harvest) or external shocks to the quality of ecological assets.“* (Übersetzung: Beachte die nahe Verbindung zwischen dem Konzept des Netto-Nationalprodukts und - worauf wir uns vorher bezogen – dem Bedarf für die Anpassungen an die Wertminderung (von Kapital). Die eindeutige Bedeutung der ökologischen Wertminderung (Raubbau) für das soziale Wohlergehen begründet ähnliche Anpassungen für die Abschreibungen im ESI. Anstatt Kapitalabschreibungen sollte ein ESI die ökologische Wertminderung (Raubbau) beinhalten, die sowohl mit den menschlichen Aktivitäten (z.B. Ernte) als auch mit externen Schocks für die Qualität des ökologischen Vermögens verbunden sind.)

Auch die aktuelle umweltökonomische Aufgabe des „The Economics of Ecosystems and Biodiversity“ (TEEB), einen Rahmen für die Bewertung von Ökosystemleistungen zu schaffen, inkludierte in hohem Ausmaß, die Dimensionen der Ökosystems Schäden mitzudenken. Orientierungspunkt war dabei der so genannte STERN-Report, der vorzugsweise die Ökosystems Schäden im Zusammenhang mit der Klimaerwärmung erfasste. (siehe z.B. in diesem Zusammenhang DER SPIEGEL ONLINE vom 10.10.2008 zu TEEB: „Geld und Biosphäre: Jährliche Ökosystem-Schäden übersteigen Ausmaß der Finanzkrise“.)

Wenn das System der Ökosystemleistungen auf einen Wirtschaftssektor wie die Landwirtschaft angewandt wird, kann die Frage der Ökosystems Schäden durch das Handeln der Menschen in und außerhalb dieses Wirtschaftssektors nicht ignoriert werden.

Die Orientierung am Ansatz der Ökosystemleistungen in Zusammenhang mit einem System von „Zahlungen für Ökosystemleistungen“ (PES) hätte weitreichende Konsequenzen für die Umweltförderungen in der Landwirtschaft für die gesamte EU und selbstverständlich auch für Österreich. Dass in der EU die Agrarumweltmaßnahmen zunehmend auch als PES gesehen werden, ist innerhalb der EU-Kommission eine durchaus gängige aktuelle Sichtweise. So sprach beispielsweise Alexandra Vakrou (DG Umwelt) die Programmatik der PES in der EU im Rahmen eines OECD-Workshops folgendermaßen an: *„Die EU unterstützt die PES-Direktzahlungen von Mitgliedsstaaten bereits vorwiegend durch die GAP in Form von*

- ◆ *Spezifischen und zielgerichteten Agrarumweltmaßnahmen*
- ◆ *Forst-Umwelt-Zahlungen*
- ◆ *Unterstützung für nicht-produktive Investments in Landwirtschaft und auf Forstflächen.*
- ◆ *Zahlungen zur Unterstützung des Management von land- und forstwirtschaftlichen Natura 2000 Gebieten (ein Netzwerk von Naturschutzflächen auf 18% des EU Gebietes).“¹⁵⁹*

Wenn aber im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen die Grundprinzipien der Definition von Ökosystemleistungen verletzt werden und nur einseitig die Indikatoren des Leistungsflusses, ohne auf die Dimensionen der Ökosystems Schäden bzw. die ökologische Wertminderung zu reflektieren, herangezogen würden, so kann dadurch kein effizientes Ergebnis erwartet werden - d.h. man würde nicht mit den geringsten Kosten ein Maximum an Umweltschutz erzeugen, sondern würde Geld ungerechtfertigt und zum Teil sogar kontraproduktiv verteilen.

Das heißt anhand eines konkreten Beispiels: Wenn die Anwendung von Totalherbiziden (z.B.: Glyphosat-Mittel) zum Abspritzen der Grünflächen im Ackerbau, die vorher durch das Umweltprogramm gefördert wurden, erlaubt ist, so sind die Ökologiefolgen dieser chemischen Spritzmittelanwendung mit einzuberechnen. Wenn die Folgekosten höher sind, dann ist die Maßnahme anders zu konzipieren bzw. für sich genommen ineffizient und vielleicht sogar kontraproduktiv.

Eine andere Voraussetzung für die systematische Konzeption von PES wäre, die Verhinderung von Umgehungsmaßnahmen (Leakage). D.h. sowohl innerhalb eines Programmes, als auch zwischen und innerhalb der getroffenen Maßnahmen von ProgrammteilnehmerInnen muss hinreichend darauf geachtet werden, dass die Erhaltung von Ökosystemleistungen nicht an anderer Stelle durch nicht-umweltgerechtes Verhalten wieder zunichte gemacht wird.

Es wird zwar nicht bei allen Agrarumweltmaßnahmen möglich sein, die Verbindung zwischen der Erhaltung der Ökosystemleistungen und der möglichen Ökosystems Schäden durch (moderne) Agrartechniken herzuleiten, doch wäre insgesamt eine Agrar-Umwelt-Programmatik daran auszurichten, dass die Differenz zwischen Erhaltung der Ökosystemleistungen und der Verhinderung der Ökosystems Schäden ein Maximum wird.

Die systematische Anwendung des Konzeptes der Definition von „Ökosystemleistungen“ und daraus abgeleitete „Zahlungen für Ökosystemleistungen“ hätten somit in Bezug auf die Konzeption von Agrarumweltprogrammen wesentlichen Umgestaltungsbedarf und hier vor allem in Bezug auf die Anwendung modernen Agrartechniken zur Folge.

-
159. Vakrou Alexandra 2010: Payments for Ecosystem Services (PES): Experiences in the EU. Presentation for the OECD - Expert Workshop on Enhancing the Cost-Effectiveness of Payments for Ecosystem Services, OECD Working Group on Economic Aspects of Biodiversity; Paris, 25th March 2010. (URL: <http://www.oecd.org/environment/resources/workshoponenhancingthecost-effectivenessofpaymentsforecosystemservices.htm>)

Original: „EU supports PES schemes from the Member States already through mainly CAP

- Specific and targeted Agri-environmental measures
- Forest-environment payments
- Support for non-productive investments in agriculture and forestlands
- Payments to support the management of agriculture and forest Natura 2000 sites (a network of nature protected sites at 18% of EU territory)“

Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Die ersten acht Kapitel dieses Berichtes beschäftigen sich intensiv mit der theoretischen Fundierung und sachlichen Herleitung von Ökosystemleistungen unter besonderer Berücksichtigung der Biodiversität.

SCHWERPUNKT 1:

Die Bewertung von Biodiversität und Ökosystemleistungen - Chancen für Berggebiete

Das so genannte „Millennium Ecosystem Assessment“ (MEA), eine weltweite Studie über die den Zustand von Ökosystemen, vertiefte die Kategorisierung von Ökosystemen und definierte 2003 vier Kategorien von Ökosystemleistungen, die das menschliche Wohlergehen ganz wesentlich mitbestimmen¹⁶⁰:

- ◆ Versorgungsleistungen - beispielsweise Wildnahrungsquellen, Nutzpflanzen, Süßwasser und pflanzliche Arzneimittel;
- ◆ Regulierungsleistungen - zum Beispiel Schadstofffilterung durch Feuchtgebiete, Klimaregulierung durch Kohlenstoffspeicherung und Wasserkreislauf, Bestäubung und Schutz vor Naturkatastrophen;
- ◆ Kulturelle Leistungen - beispielsweise Erholungswert, spirituelle und ästhetische Werte, Bildungswert;
- ◆ unterstützende Leistungen - wie Bodenbildung, Photosynthese und Nährstoffkreislauf. Diese sollen sämtliche Prozesse, welche die notwendigen Bedingungen für die Existenz aller Ökosysteme sicherstellen (z.B. Nährstoffkreisläufe), beinhalten.

Soweit Ökosystemeigenschaften mit Ökosystemleistungen in Verbindung gebracht werden konnten, zeigten sich positive Effekte der Biodiversität sowohl für die Regulierungs- als auch unterstützende Leistungen. Trotzdem ist es bei derzeitigem Wissensstand schwierig, diese Verbindungen im kleinregionalen Zusammenhang bzw. auf Landschaftsebene als relevant oder sogar als quantifizierbar darzustellen.

Es gibt letztlich beim gegenwärtigen Stand von Wissenschaft und Forschung nur wenige Bereiche, wo eine nachweisbare möglichst direkte positive Wirkungsbeziehung von Biodiversität hin zur Ökosystemleistung - abgesehen von der direkten Versorgungsleistung - gegeben ist:

- ◆ Am eindeutigsten ist jene Beziehung, die zwischen genetischer Vielfalt und der Leistungsfähigkeit von Agrarökosystemen hergestellt werden kann.
- ◆ Einen weiteren sehr direkten Zusammenhang gibt es zwischen der Vielfalt und Leistungsfähigkeit von Bestäubungsinsekten und der Ertragsfähigkeit von fremd- bzw. insektenbestäubenden Kulturpflanzen.

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

- ◆ Sehr viele kulturspezifische Leistungen, die mit der Biodiversität in Zusammenhang gebracht werden, hängen mit der Seltenheit bestimmter „gut sichtbarer“ Arten aus dem Pflanzen- und Tierreich zusammen.
- ◆ Es gibt einen relativ direkten Zusammenhang zwischen vielfältigen natürlichen Ökosystemen mit möglichst wenig menschlichem Stoffeintrag und der Bereitstellung von reinem Frischwasser, indem diese Ökosysteme eine Filter-, Reinigungs- und Speicherfunktion erfüllen und so möglichst unbelastetes Wasser bis hin zu qualitativ hochwertigem Trinkwasser bereitstellen.

Wesentlich ist auch, dass es sich bei der Definition von Leistungen um eine besondere Kategorisierung von Nutzen, der von den Menschen als wirtschaftlich erkannt wird, handelt, und dass immer Austausch- und Verteilungsmechanismen mit diesem Nutzen verbunden sind.

D.h. Ökosystemleistungen implizieren neben der naturwissenschaftlichen Fundierung der Leistungszusammenhänge immer eine gesellschaftliche und wirtschaftliche Inwertsetzung. Deshalb wurden die Nutzen-Kategorisierungen von Ökosystemleistungen auch im Verhältnis zum neoklassischen Ökonomiekonzept dargestellt, weil es sich hier zweifellos um die gegenwärtig vorherrschende wirtschaftswissenschaftliche Theorie in den westlichen Industrieländern handelt.

Nachdem aber, nicht zuletzt aufgrund der gegenwärtigen Finanz- und Wirtschaftskrisen, dieses neoklassische Theoriegebilde in seinem Anspruch auf umfassende Erklärung zunehmend brüchig zu werden beginnt, wurde auch zusätzlich auf alternative Ansätze wie die „Ökologische Ökonomie“ nach Herman Daly¹⁶¹ oder auf die Ansätze der Nobelpreisträgerin Elenor Ostrom¹⁶² von „selbstverwalteten Gemeinschaftsgütern an Naturressourcen“ reflektiert.

So wie es sich aus der gegenwärtigen wissenschaftlichen Literatur zusammenfassend ableiten lässt, sind Ökosystemleistungen unverzichtbare Vorleistungen für die Unterstützung und Erhaltung der übrigen wirtschaftlichen Aktivitäten. Diese Leistungen müssen deshalb als solche geschützt und erhalten werden oder sollten nur unter nachhaltigen Bedingungen beansprucht werden. Durch menschliche Aktivitäten in Form von Schutz- und Erhaltungsarbeit oder durch den Verzicht auf „erlaubte“ Aktivitäten werden diese Vorleistungen der Ökosysteme in gesellschaftliche Dienstleistungen übergeführt, indem jene, die über die Naturressourcen als Grundlage für die Ökosystemleistungen verfügen, für ihre Schutz- und Erhaltungsleistung ausgleichend entlohnt werden oder indem diese einen monetären Ausgleich für die Opportunitätskosten erhalten, die bei nachhaltiger Nutzung im Verhältnis zu einer „normalen“ Nutzung entstehen würden. Diese Ausgleiche werden dann als sogenannte „Zahlungen für Ökosystemleistungen“ (engl. Payments for Ecosystem Services - PES) bezeichnet.

Der Zweck dieser theoretischen Auseinandersetzung im wirtschaftswissenschaftlichen Kontext war es, zu beweisen, dass es sich in einer Gesamtschau und vor allem aus der Perspektive der Langfristigkeit lohnt, eine Naturressource wie Biodiversität in Kombination mit natürlichen Ökosystemen über ein

161. Daly H. E. (1996): Beyond Growth. Boston: Beacon Press (August 14, 1997) bzw. Daly H. E. (1999): Uneconomic Growth in Theory and in Fact. The First Annual Feasta Lecture, Trinity College, Dublin, 2th April, 1999.

162. Ostrom Elinor (1999): Die Verfassung der Allmende. Jenseits von Staat und Markt. Tübingen: J.C.B. Mohr, 316 S., ISBN 978-3-16-147136-0.

vordergründiges „nachhaltiges“ Ausmaß hinaus zu erhalten, denn die Begrenzung unserer wirtschaftlichen Tätigkeiten innerhalb der Ökosysteme erzeugt eine zunehmende Wertgenerierung durch knapper werdende Naturressourcen. Dieser Knappheit gilt es vorzubeugen, denn sie impliziert bereits ein besonderes Risiko des Nicht-mehr- oder Kaum-mehr-Funktionierens. Deshalb ist es vernünftig und vor allem auch volkswirtschaftlich vertretbar bzw. vorteilhaft, die Ökosysteme und ihre Vielfalt möglichst weitgehend zu erhalten und nur unter starken Nachhaltigkeitsbedingungen zu nützen.

Diese Konzeptualisierung beinhaltet für die Berglandwirtschaft, aber auch für die Forstwirtschaft in Berglagen oder andere wirtschaftliche Aktivitäten in den Berggebieten eine besondere Chance, weil die Berggebiete bzw. die integrativen Tätigkeiten ihrer Bewohner viele Ökosystemleistungen bereitstellen, die nicht nur für sie selbst, sondern auch für die Bevölkerung in angrenzenden Tallagen und Tieflandgebieten von großer Bedeutung sind.

Beispielsweise wurden in Bezug auf Bergökosysteme im Rahmen des MEA in einem abschließenden Situationsbericht über Zustand und Trends der globalen Biodiversität folgende Ökosystemleistungen für die Berggebiete kategorisiert:

- ◆ **Versorgungsleistungen** - extrahierte Ressourcen, die vor allem für die Tal- und Tieflandbevölkerung von Bedeutung sind (wie Trinkwasser und Bewässerung; Holz und Nicht-Holzprodukte) sowie die primäre Produktion der Ökosysteme (landwirtschaftliche Produktion für die lokale Subsistenz und Versorgung, für Export, sowie pharmazeutische und medizinische Produkte)
- ◆ **Regulierungs- und Unterstützungsleistungen** - zum Beispiel durch die System- und Stabilisierungsfunktion der Biodiversität, Schutz vor Muren, Überschwemmungen und Naturgefahren, Klimaregulierung, Wasserreinigung und Wasserabflussregulierung durch das Speichervermögen der Böden, Unterstützung bzw. Begrenzung biologischer Wanderbewegungen (Grenzfunktion), Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit
- ◆ **Kulturelle Leistungen** - die spirituelle Rolle der Berge, Existenzwert der Biodiversität, Erholung, Wert der kulturellen und ethnischen Diversität.

Das besondere an Berggebieten ist dabei, dass vorwiegend auf das Wasserspeicherungs- und Wasserreinigungsvermögen der Bergökosysteme sowie auf die Schutzfunktion der Wälder bzw. der Bergökosysteme allgemein Bezug genommen wird. Bereitstellung und Erhaltung der Wasserressourcen (engl. „Watershed Management“) sowie im Rahmen der nachhaltigen Nutzung der Bergökosysteme die Erhaltung der Schutzfunktion vor Naturgefahren (engl. „Prevention of Natural Hazards and Risks“) sind somit wesentliche Leistungen, die von der Bergbevölkerung bzw. der Politik erwartet werden (vgl. Kohler et al. 2012)¹⁶³. Dabei spielen die BergbäuerInnen und ihre land- und forstwirtschaftlichen Aktivitäten eine zentrale Rolle. Aber nicht nur, denn auch alle anderen wirtschaftlich Verantwortlichen, die sich mit der Naturressourcennutzung im Berggebiet beschäftigen, sind diesbezüglich ebenso angesprochen: Forstwirtschaft, Jagd und Fischerei, Bergbau, Verkehrswesen und Tourismus, aber auch vereinzelte industrielle und andere gewerbliche Nutzer in Berggebieten.

163. Kohler T; Pratt J; Debarbieux B; Balsiger J; Rudaz G; Maselli D; (eds) (2012): Sustainable Mountain Development, Green Economy and Institutions. From Rio 1992 to Rio 2012 and beyond. Final Draft for Rio 2012. - Prepared with an international team of experts.

Berggebiete haben innerhalb dieser Konzeptualisierung von Ökosystemleistungen in Bezug auf Schutz und Erhaltung von Biodiversität folgende Vorteile und damit Chancen, die auch als eine Art Alleinstellungsmerkmal (USP) gesehen werden können:

- ◆ **Berggebiete sind durch einen hohen Anteil an biologischer Vielfalt charakterisiert.** Deshalb haben sie per se einen hohen Schutzwert.
- ◆ **Die bergbäuerliche Landwirtschaft** ist zum ganz großen Teil keine Landwirtschaft, die mit umweltbelastenden Betriebsmitteln arbeitet. Der Großteil der Berglandwirtschaft **besteht aus extensiven Grünlandflächen (Almen, Bergmähder, ein- und zweischnittige Wiesen)** - und dort, wo intensiviert wurde und über hohe Viehbestände Umweltbelastungen bestehen, könnte man relativ kostengünstig gegensteuern, weil die Opportunitätskosten der Intensivierung oft sehr gering sind.
- ◆ **Damit können sich die BergbäuerInnen, wenn sie bezüglich einer allgemeinen Extensivierung und Ökologisierung gezielt unterstützt werden, zusätzlich zu ihrer nachhaltigen Produktionsfunktion, speziell auch auf das zusätzliche Management für besondere Ökosystemleistungen einstellen.**
- ◆ **Grundsätzlich sollte - als mittelfristiges Ziel - die Umstellung der Berglandwirtschaft auf Biolandbau auf höhere Prozentsätze (über 50%) erfolgen und dabei die Kombination mit besonderen Schutz- und Erhaltungsleistungen für Biodiversität und Ökosystemfunktionen angestrebt werden.**
- ◆ Ähnliches gilt für die Forstwirtschaft: **Ein großer Teil der Wälder im Berggebiet haben eine Schutzfunktion,** sind Mischwälder oder sind insgesamt nachhaltig genutzt. Deshalb sollte die Forstwirtschaft in ein umfassendes Ökologisierungskonzept für Berggebiete integriert werden.
- ◆ **Bergökosysteme sind außerordentlich fragil:** Sie sind wichtig zur Bereitstellung von sauberem Trinkwasser und ihre ökologische Integrität ist ein Kernelement der Sicherheit für Siedlungen und Transportwege. Hinzu kommt eine besondere Bedeutung für den Schutz vor Überschwemmungen.
- ◆ **Die nachhaltige Bewirtschaftung der Berggebiete und der Bergressourcen in sämtlichen Wirtschafts- und Nutzungsbereichen erbringt eine hohe Erhaltungsleistung für Biodiversität, Wasserressourcen sowie eine hohe Schutzleistung vor Überschwemmungen. Dies ist volkswirtschaftlich von Bedeutung und unterstreicht die „Effizienz“ der Berggebiete diesbezüglich, weil diese Schutzleistungen weit über das Berggebiet hinaus wirksam sind.**
- ◆ **Berggebiete und ihre naturräumlichen Gegebenheiten haben eine hervorragende Eignung in der Nutzung als Tourismusregionen** oder als Areal für vielfältige Sportarten alpiner und allgemeiner Art. **Auch der Bergtourismus hat längerfristig nur Chancen, wenn er den Schutzanspruch für die Bergökosysteme umfassend mittragen kann.**
- ◆ **Das Berggebiet - und für Österreich insbesondere das Alpengebiet – ist reich an kulturhistorischen Leistungen –** die wesentlichste besteht darin, unter ungünstigen natürlichen und naturräumlichen Bedingungen angepasste Nutzungssysteme entwickelt zu haben. Almwirtschaft, Stufenwirtschaft bis hin zur Transhumanz, Bergmähder und vielfältige Landnut-

zungsformen sind die augenfälligsten Ergebnisse. **Diese besonderen Kulturleistungen in Kombination mit dem noch vorhandenen traditionellen Wissen gilt es ebenfalls zu erhalten und in einen neuen Kontext einer sinnhaften Nutzung zu stellen.**

- ◆ **Ein anderer kritischer Aspekt beinhaltet die kulturelle und ethnische Diversität in Berggebieten. Hier ist eine sensiblere Herangehensweise als in den gängigen internationalen Studien notwendig.** Kulturelle und ethnische Diversität oder das Brauchtum bis hin zu spirituellen und religiösen Zugängen oder besondere kulturelle Ausdrucksformen **haben für die Bevölkerung selbst einen „Eigen-Wert“ und damit einen „Eigen-Sinn“.** Ihre Verwendung in externen ökonomischen Analysen kann nur darin bestehen diesen Eigenwert anzuerkennen, **denn alles andere wie z.B. die Nutzung als Ressource für den Tourismus, welches vielfach in solchen Analysen im Hintergrund mitschwingt, würde genau diesen „Eigen-Wert“ und „Eigen-Sinn“ zerstören.**

In Summe: Es bestehen gute Zukunftsaussichten für die Berglandwirtschaft und damit für die BergbäuerInnen, wenn sie sich als zu definieren verstehen, was sie in Wirklichkeit schon lange sind: erfahrene ManagerInnen für Bergökosysteme.

SCHWERPUNKT 2:

Ursachen des Biodiversitätsverlustes

Kapitel 10 beschäftigt sich eingehend mit den Hauptursachen des Biodiversitätsverlustes. Neben dem landwirtschaftlichen Strukturwandel und den Landnutzungsänderungen bis hin zur Übermäßigen Umwidmung in Bauland werden beispielsweise relativ intensiv die Thematiken „Schäden durch Überdüngung“ und „Schäden durch Pestizide“ aufgearbeitet. Dies hängt auch damit zusammen, dass das Gesamtsystem der (ökonomischen) Bewertung von Biodiversität unter Anerkennung von Ökosystemleistungen nur dann zu einem Gleichgewicht kommen kann, wenn wir auch die Schäden der modernen Agrartechniken anerkennen. Zudem wird in der gängigen Literatur zu Ökosystemleistungen im Rahmen der landwirtschaftlichen Tätigkeiten zumeist vergessen, dass die Landwirtschaft nicht nur bedeutendste Gestalterin der Agrarökosysteme ist, sondern auch bedeutendste Schädigerin der Agrarökosysteme ist. Warum dieses „Thema der Schädigung“ so häufig ausgeblendet wird, ist zwar pragmatisch und interessenspolitisch verständlich - denn „der Mensch sucht den Nutzen und flieht den Schaden“, doch wissenschaftlich nicht akzeptabel. Hinzuweisen gilt es auch, dass in der theoretischen Erstkonzeption der Ökosystemleistungen sehr wohl der „Abbau (Raubbau, Wertminderung)“ dezidiert berücksichtigt wurde - denn der „Netto-Ökosystem-Leistungs-Index“ (Net-Ecosystem Service Index - ESI) setzt sich folgendermaßen zusammen:

$\text{NetESI}^t = S^t - K^t$ - wobei S für „services“ (Leistungen) steht und K für „degradation“ (Abbau) - und t für „time“ (Zeit) steht.

„Ökosystemleistungen“ und „Ökosystemschräden“ sind untrennbar die zwei Seiten ein und derselben Medaille: Die Anerkennung des ökonomischen Wertes der Biodiversität bzw. der Ökosysteme.

Es gibt keine ökonomische Effizienz in Bezug auf die Erhaltung und Nutzung von Biodiversität bzw. in Bezug auf die Anerkennung der Ökosystemleistungen, wenn das Schadenpotential der modernen Agrartechniken - und selbstverständlich auch die Schadenpotentiale der nicht umweltgerechten Techniken in allen anderen Wirtschaftssektoren - ausgeblendet wird. Das heißt: Zu maximieren gilt es die Differenz aus dem Wert der erhaltenen Ökosystemleistungen (Service flows) und den Kosten (Wertminderungen) der vorwiegend vom Menschen verursachten Ökosystemschräden (Minderung der Ökosystemgesundheit). Es wäre und ist ökonomisch kontraproduktiv Ausgleiche für Ökosystemleistungen (Payments for Ecosystem Services, PES) zu zahlen, wenn nicht gewährleistet wird, dass innerhalb des Managements von Ökosystemleistungen schädigende Techniken nicht ausgeschlossen sind bzw. ihre Folgen nicht negativ bewertet werden.

Die systematische Anwendung des Konzeptes der Definition von „Ökosystemleistungen“ und daraus abgeleitete „Zahlungen für Ökosystemleistungen“ hätten somit in Bezug auf die Konzeption von Agrarumweltprogrammen wesentlichen Umgestaltungsbedarf und hier vor allem in Bezug auf die Anwendung modernen Agrartechniken zur Folge.

ANHANG 1

Exkurs:

Theoretische Grundlagen zur Klassifikation und Quantifizierung von Ökosystemleistungen

Die vorliegenden Definitionen von einem fixen Inventar an Ökosystemleistungen, die einen unmittelbaren Nutzen für die Wirtschaft darstellen, erscheinen zwar irgendwie pragmatisch, doch ist der theoretische Hintergrund, wie er von Boyd /Banzaf (2006) bzw. von Banzaf /Boyd (2005) entwickelt wurde¹⁶⁴, viel komplexer.

So handelt es sich beim Brutto- oder Netto-Sozialprodukt von Marktgütern immer auch um einen Index, der aus einer Mengenkomponekte und einer Wertkomponente (reale Preise) besteht. Gleiches ist von einem Ökosystemleistungsindex (ESI - siehe vorher Abbildung 10 - Kapitel 6) zu verlangen, um zu einem „Green GDP“ zu kommen. So leiten Banzaf /Boyd (2005) in ihrem Artikel über die „Architektur und die Messung eines Ecosystem Service Index (ESI)“ diesen als das Summenergebnis S^t aus allen Leistungen q_i^t (zur Zeit t) mal einem konstanten Wert P^t zur Gewichtung der einzelnen Services her: $S^t = \sum_i q_i^t p_i$.

Das würde dem ESI entsprechen und würde eine Art Ökosystem-Bruttosozialprodukt zu konstanten Preisen darstellen. Parallel dazu kann ein Wertindex konstruiert werden – genauso wie bei Bruttosozialprodukt der Preisindex: $P^t = \sum_i q_i p_i^t$.

Das ist zwar theoretisch einfach zu konzipieren, in der Praxis aber mit großen Schwierigkeiten verbunden. In diesem Zusammenhang seien nur drei wesentliche Fragen herausgegriffen:

Was ist mit der Degradation von Ökosystemen?

Beispielsweise wurde selbstverständlich auch dem Abbau (Raubbau, Wertminderung) bzw. der Qualitätsänderung von Ökosystemen durch menschlichen Einfluss nachgegangen. Banzaf /Boyd (2005) schlugen in diesem Zusammenhang vor, eine Art eigenständigen Index für die „Ökosystem-Gesundheit“ (stand-alone index of ecosystem health) einzuführen:

$$K^t = \sum_{i,t} ((\partial F_i^t(Q) / \partial Q_j^0) dQ_j^0 p_i^t) \Sigma^t$$

Dabei repräsentiert der Ausdruck $\partial F_i^t(Q) / \partial Q_j^0$ die Veränderung des Niveaus einer Ökosystemleistung i zur Zeit t als Ergebnis eines Schocks im Ökosystem j zur Zeit 0. Σ^t ist ein Diskontfaktor, der die relative Qualität eines gegenwärtigen Schocks in Bezug auf die Möglichkeiten einer zukünftigen Bereitstellung (Fluss) von Ökosystemleistungen wiedergibt.

Ein Netto-ESI würde sich dann als Differenz zwischen S^t und K^t ergeben: $NetESI^t = S^t - K^t$

164. Banzhaf, Spencer, and James Boyd. 2005. The Architecture and Measurement of an Ecosystem Services Index. Discussion Paper 05-22. Washington DC: Resources for the Future.

Boyd James und Banzhaf Spencer (2007): What Are Ecosystem Services? The Need for Standardized Environmental Accounting Units. Ecological Economics 63(2-3): 616–626.

Wie wird die Menge von einer Ökosystemleistung q_i erfasst?

Diesbezüglich stellen Banzaf / Boyd (2005) fest, dass sich „die Umweltökonomie überraschend unklar“ darüber, was als Mengenmaßstab heranzuziehen sei, äußert. Die Menge einer „Finalen Ökosystemleistung“ als Flussgröße lässt sich nicht einheitlich definieren, sondern kann nur spezifisch für einen Nutzen definiert werden, und würde voraussetzen, dass wir die genauen Produktionsfunktionen bzw. auch den relativen Beitrag einer Ökosystemleistung an einem definierten Nutzen kennen.

Normalerweise würde man die Veränderung der Finalen Ökosystemleistung als Inputfaktor für ein Marktgut erfassen z.B. dN (N für Nicht-Marktleistung, N wird in der englischsprachigen Literatur manchmal auch gleich als Platzhalter von „Nature“ verwendet) z.B. in Form der Veränderung eines Bienenbestandes für die Bestäubung (B) von Äpfeln (A) in einem bestimmten Gebiet. Solange Substitution mit anderen marktmäßigen Produktionsfaktoren möglich ist, kann dabei ein Wert (Preis) über das Marktgut bestimmt werden (siehe nächste Frage).

Ist das aber nicht möglich - z.B. wenn Äpfel ohne Bienen nicht erzeugt werden könnten und folglich der Produktivitätsbeitrag 100% wäre bzw. keine weitere Produktionsfunktion bekannt wäre, dann gibt es keinen Sinn die Veränderung des Bienenbestandes allein zu messen, sondern man wird den absoluten Bienenbestand mit der Apfelernte in Verbindung bzw. seinen linearen Beitrag zur Apfelernte annehmen - also nicht dN sondern N als Bestandesgröße für die Quantität einer Ökosystemleistung heranziehen. Allein die Frage des Maßes für die Quantität einer Ökosystemleistung zeigt, mit welcher Schwierigkeit der Gegenstand der Quantifizierung wir es zu tun haben. Boyd / Banzaf (2007) weisen auch darauf hin, dass innerhalb der normalen VGR für Dienstleistungen nicht die tatsächlichen Dienste und ihre Qualitäten erfasst werden, sondern lediglich die Umsätze von Dienstleistungsfirmen und dass es sich hier um „Stellvertreterwerte“ handelt. Doch ist auch anzumerken, dass es sich in der VGR weitgehend um reale Zahlungsströme handelt, während Ökosystemleistungen von „plausibler“ Art und Menge eben virtuell bewertet werden.

Woher die Wertkomponente (Preise) für eine Ökosystemleistung nehmen?

Eine dritte Frage wäre, woher die Wertkomponente (Preise) für Ökosystemleistungen kommen soll. Wenn die Produktionsfunktion bekannt ist, dann kann man einen Schattenpreis p_N bestimmen - entweder über das Endprodukt oder über die Substitution anderer Inputfaktoren und deren Marktpreise (z.B. durch Ersatzkostenanalysen oder Vermeidungskostenanalysen). Wenn wir bei unserem Beispiel von Äpfeln (A) und der Bestäubungsleistung der Bienen (B) und dem klassischen Produktionsfaktor Arbeit (L) bleiben, so bedeutet dies, dass der Preis der Bestäubung sich entweder aus dem Appelpreis und der Produktivität der Bestäubung ergibt ($A \dots$ Äpfel; $B \dots$ Bestäubungsleistung der Bienen; $L \dots$ Arbeit (Labour); $P_{A,B,L} \dots$ Preis für A oder B oder L):

$P_B = (\partial A / \partial B) P_A$, oder aus dem Preis des zweiten markt-fähigen Produktionsfaktors und dem Verhältnis der Produktivitäten der beiden Produktionsfaktoren (Schattenpreise):

$P_B = (\partial A / \partial B) / (\partial A / \partial L) P_L$ (Banzaf / Boyd 2005).

Anders verhält es sich, wenn die Produktionsfunktionen nicht bekannt sind, bzw. die Substituierbarkeit in Frage steht. (Z.B. können bekanntlich die Bienen und schon gar nicht andere Bestäubungsinsekten

nicht so flexibel eingesetzt werden, wie z.B. Kapital oder die menschliche Arbeitskraft.) In diesem Fall bedient man sich vorwiegend sogenannter Zahlungsbereitschaftsanalysen (Willingness-to-pay-studies - WTP) bei der Bewertung des Beitrages (Flusses) nicht-marktfähiger Güter und Leistungen (dN). Diese beziehen sich aber zumeist auf abgegrenzte lokale Einzelleistungen von Ökosystemen, sodass das Summen-Ergebnis immer eine Art „Fleckerlteppich“ ergibt. Ein anderer Ansatz ergibt sich durch so genannte „Kontingente Methoden“, wo beispielsweise die Aufwendungen zur Erlangung des Nutzens wie z.B. Reisekostenanalysen als Substitut für den Preis einer Ökosystemleistung herangezogen werden. (siehe dazu später Bewertungsmethoden bzw. auch Kapitel 7.4.)

Was ist der Wert bei vollkommener Zerstörung oder Degradation eines Ökosystems oder wie werden irreversibel Verluste beurteilt?

Hier kann die bisherige Theorie der klassischen Umweltökonomie keine plausiblen Wertmaßstäbe mehr ermitteln. Somit wird einerseits versucht, das Phänomen so weit als möglich zu ignorieren, und andererseits mit Hilfe von Risikoanalysen bzw. versicherungsmathematischen Kalkulationen dem Problem näher zu kommen. Auf dieses Defizit reagierte beispielsweise die ökologische Ökonomie, indem man sich an das naturgesetzliche Entropieverhalten bzw. an den zweiten Hauptsatz der Thermodynamik anschloss. Dabei komme es nicht darauf an, *„den gegenwärtigen Zustand des ökologischen Systems unverändert zu erhalten, sondern das Entwicklungstempo des ökonomischen Systems mit dem des ökologischen Systems in Übereinstimmung zu bringen“* und sie als ko-evolutionäre Systeme zu sehen ¹⁶⁵. Nach Beckenbach / Diefenbacher 1994 gelten dabei in der ökologischen Ökonomie folgende allgemeinen Aspekte:

- ◆ Alle entropieerzeugenden Prozesse sind grundsätzlich irreversibel
- ◆ Strukturbildende Wirtschaftsprozesse haben entgegengesetzte Auswirkungen auf die Umwelt
- ◆ Ökologische und ökonomische Evolutionsprozesse sind als ko-evolutionäre zu verstehen
- ◆ Die Anpassung der Wirtschaftskreisläufe an die ökologischen Prozesse kann nur durch Senkung der spezifischen Entropieerzeugung pro Ressourceneinheit erfolgreich erzielt werden
- ◆ Spezifische Senkung des Ressourcenverbrauchs ist nicht ausreichend, es kommt auch auf den absoluten Ressourcenverbrauch an, da das globale Ökosystem nicht mehr wachsen kann.

Aber genau letzte Forderung würde beispielsweise der Marginalitätsanforderung der bisherigen Ökosystemleistungsbewertungen widersprechen, denn gemessen werden sollen demnach ja nur die Veränderungen. D.h. in Differenzierung der Lehrmeinungen: Auch der absolute Bestand an Ökosystemleistungen und ihrer Komponenten wäre nach der ökologischen Ökonomie (im Gegensatz zum neoklassischen Ansatz der Umweltökonomie) somit zu beachten.

165. Beckenbach Frank, Diefenbacher Hans (1994): Zwischen Entropie und Selbstorganisation - Perspektiven einer ökologischen Ökonomie, Metropolisverlag Marburg 1994.

ANHANG 2

Exkurs 2:

Das Coase Theorem und seine Defizite

Im Folgenden wird detaillierter auf das Coase Theorem eingegangen, weil der dargestellte theoretische Hintergrund nach wie vor die Hauptargumente für marktkonforme Lösungsversuche abbildet.

Die Voraussetzungen zur Theoriebildung für das Coase-Theorem sind:

- ◆ Es gibt zwei Unternehmen, wobei eines über Produktion der Schädiger von Umweltmedien ist, und der andere durch den Konsum der Geschädigte ist.
- ◆ Es besteht Haftpflicht oder Nicht-Haftpflicht für den Schaden, der eindeutig zugeordnet werden kann.
- ◆ Es bestehen eindeutige Eigentums- und Verfügungsrechte über die Umweltgüter.
- ◆ Es besteht vollkommene Information des einen über den anderen. Beiden sind die Kosten des Schadens bzw. die Vermeidungskosten bekannt.
- ◆ Es gibt folglich auch keine Transaktionskosten des Austauschs.

Sind diese Voraussetzungen gegeben, so gibt es zwei Fälle (siehe Abbildung 46, Rahmeyer 1998):

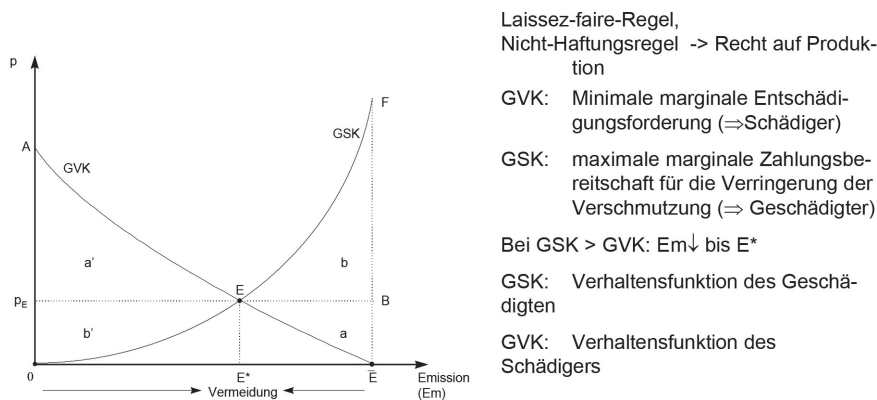
- 1) **Die Nicht-Haftungsregel (laissez-fair Regel) - oder das „Recht auf umweltschädigende Produktion“:** Im Fall eines Rechtes auf Produktion bzw. Schädigung des Umweltmediums wird der Geschädigte sich an den Schädiger wenden und mit diesem so handelseins werden, dass die Grenzkosten des Schadens gleich den Vermeidungskosten durch eine Einschränkung der Produktion sind. Dabei gewinnt der Geschädigte durch Absenken der Schadenskosten, solange sie höher als eine zu zahlende Kompensationszahlung sind, und der produzierende Schädiger gewinnt durch die Abgeltung der Vermeidungskosten, solange sie niedriger als die zu erhaltende Kompensationszahlung sind (Fläche $a + b$).
- 2) **Die Haftungsregel – das „Recht auf ein nicht-belastetes Umweltmedium“** (z.B. sauberes Wasser): Der Produzent, der schädigende Handlungen setzt, wird sich an den Geschädigten wenden und ihm sein Recht auf ein „sauberes Wasser“ abzukaufen versuchen. Er wird dies solange durch einen angebotenen Preis tun bis ebenfalls der Grenznutzen der Schadenvermeidung den Grenzkosten des Schadens entspricht. Dabei gewinnt der Geschädigte solange, als die Grenzkosten des Schadens niedriger liegen als die Kompensation, und der Schädiger gewinnt solange, als der Grenzkosten der Vermeidung höher liegen als die Kompensation (Flächen $b' + a'$).

Das Ergebnis ist, dass

- ◆ Beide Ansätze zu einem identischen Ergebnis der Allokation einer Schädigung eines Umweltmediums führen (Innvarianzthese) und somit beide ein Pareto-Optimum erzeugen (Effizienzthese). Das Coase Theorem besagt somit, dass unter der Bedingung von einem System vollständiger einklagbarer Eigentumsrechten, die Marktteilnehmer durch direkte Verhandlung eine effiziente Internalisierung der externen Effekte erzielen können.

- ◆ Das Allokationsergebnis, d.h. wie viel Schaden akzeptiert wird, ist aber nicht ident mit dem gesamten wirtschaftlichen Verteilungsergebnis. Denn unter der Bedingung der Haftungsregel muss der Schädiger den Geschädigten zahlen, damit dieser den Schaden zulässt, während unter der Laissez-fair-Regel der Geschädigte den Schädiger zahlt, damit dieser weniger Schaden anrichtet. Das originäre Recht, was welcher Marktteilnehmer tun darf, stellt somit einen eigenständigen wirtschaftlichen Wert dar.

Abbildung 34: Die Darstellung des Coase-Theorems: Die Internalisierung von externen Effekten nach der Laissez-fair-Regel und nach der Haftungsregel (nach Rahmeyer 1998)¹⁶⁶



Haftungsregel (= Recht auf sauberes Wasser)

Fall der Haftungsregelung: Recht auf sauberes Wasser

GVK: Maximale Zahlungsbereitschaft für zusätzliche Emissionen (= Nachfragefunktion des Schädigers)

GSK: Minimale Entschädigungsforderung für zusätzliche Emissionen (= Angebotsfunktion des Geschädigten)

Bei $GSK < GVK$: $Em \uparrow$ bis E^* (Pareto-Optimum).

Neben den positiven Seiten dieses Theorieansatzes, dass die Ineffizienzen des Staates ausgeschaltet werden könnten und multiple flexible Lösungen gefunden werden könnten, hat die Theorie auch einige schwerwiegende negative Dimensionen, die einer erweiterten praktischen Umsetzung entgegenstehen (vgl. Schubert et al. 2005¹⁶⁷).

So ist die Annahme einer umfassenden Information nicht realisierbar, weil von beiden Seiten kein Interesse an Transparenz besteht. Und es fallen de facto bei der Informationsbesorgung, Organisation und

166. Rahmeyer F. (1998): Theoretische Grundlagen der Umweltökonomie. Vorlesungsunterlagen. URL: <http://www.waellisch.de/home/Coase.pdf>

167. Schubert U., Schuh B., Behrens A., Wächter P. (2005): Grundlagen der Umweltökonomik und -politik. Vorlesungsunterlage für Regional- und Umweltwirtschaft, Wirtschaftsuniversität Wien; URL: <http://www.wu.ac.at/vw4/ruw/downloads/vorlesungsunterlagen>

Kontrolle erhebliche Transaktionskosten an, die vielfach sogar den Nutzen einer Verhandlungslösung übersteigen können. Auch kann nicht von einer Gleichgewichtigkeit der VerhandlungspartnerInnen ausgegangen werden. Im Gegenteil, vielfach sind die Geschädigten oder potentiell Geschädigten mit Monopolen oder Oligopolen konfrontiert, welche oftmals auch ein starkes politisches Durchsetzungspotential aufweisen. Das ist auch der Grund für die allgemeine globale Beobachtung, dass wirtschaftliche Aktivitäten mit starkem umweltschädlichen Folgen vorwiegend dorthin verlegt werden, wo die potentiell Geschädigten am wenigsten Schutzrechte, Informationszugänge und politische Durchsetzungsmacht haben. Zudem wird das grundlegende Problem einer ökologischen Schädigung bzw. deren Langzeitfolgen nicht beseitigt und der Grundsatz des Verursacherprinzips, dass der Schädiger den Geschädigten bezahlen muss, wird weitgehend ausgehebelt¹⁶⁸. Eine andere kritische Dimension des Coase-Theorems besteht darin, dass im „laissez-fair Fall“ - d.h. wenn Verschmutzungsrechte des Verursachers bestehen - die Betroffenen bzw. die gesamte Gesellschaft für „Erpressungsversuche“ anfällig sind, sodass die Rechteinhaber dazu neigen, ein „strategisches Verhalten der Verschmutzung“ an den Tag zu legen, um ein Maximum an Ausgleichszahlungen zu „erpressen“. Auch wird letztlich die Frage nach der Verteilungsgerechtigkeit bzw. nach den ethischen Dimensionen wirtschaftlichen Handelns ignoriert.

Insgesamt lässt sich zusammenfassen, dass der Ansatz nach Coase mehr Erklärungskompetenz für wirtschaftliches Verhalten als Lösungskompetenz für die Eingrenzung von Umweltschäden hat. Umweltprobleme sind in Summe viel zu komplex und haben so weitreichende gesellschaftspolitische Dimensionen, als dass sie allein einer individuellen Interessensabwägung von Wirtschaftssubjekten überlassen werden können und sollten.

Auf Grundlage dieser Theoriedarstellung lassen sich aber wesentliche Schlüsselemente für die weitere Analyse der ökonomischen Dimensionen der Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der Biodiversität ableiten:

- ◆ Die Eigentums- und Verfügungsrechte, insbesondere die Frage eines „Rechtes auf Umweltbelastung“ bzw. eines „Rechtes auf Nichtbelastung“, sind ein entscheidender Faktor (siehe dazu den Originalartikel von Ronald H. Coase 1960¹⁶⁹) – Zitat: *“Of course, if market transactions were costless, all that matters (questions of equity apart) is that the rights of the various parties should be well-defined and the results of legal actions easy to forecast. But as we have seen, the situation is quite different when market transactions are so costly as to make it difficult to change the arrangement of rights established by the law.”*)
- ◆ Doch kann die Frage nach den Eigentums- und Verfügungsrechten nicht durch ökonomische Instrumente gelöst werden, sondern nur durch politische. Die Politik muss entscheiden, wem sie welche Rechte zugesteht und unter welchen Bedingungen. Die Verteilungsfrage kann ökonomisch analysiert, doch nicht ökonomisch gelöst werden.

168. Hostettler M. (2001): Aufgeklärte Anwendung des Verursacherprinzips - 40 Jahre nach der Kritik von Ronald Coase. tec21 Heft 7/2001, Bern; URL: <http://www.cycad.ch/fileadmin/pdf/ho/paper/2001/hostettler-2001.pdf>

169. Coase R. H. (1960): The problem of social cost. J. Law Econ. 3: 1-44. URL: <http://www.sfu.ca/~allen/CoaseJLE1960.pdf>

- ◆ Wenn das Konzept der Externalitäten, so wie es sich aus der neoklassischen Theorie darstellt, ernst genommen wird, so gibt es immer zwei Seiten. Es gibt einen Schädiger und einen Geschädigten, und es gibt einen Schaden durch wirtschaftliche Aktivitäten bzw. einen Nutzen durch wirtschaftliche Nicht-Aktivität, insbesondere in allen Fällen, wo Umweltmedien als Produktionsfaktoren dienen.
- ◆ Die Wirtschaft ist immer eingebettet in ein Gesamtsystem von Ökosystemen bzw. in das Ökosystem Erde, und sie belastet dieses Ökosystem durch Entnahme von Inputs und durch Outputs (vgl. Daly 2000).
- ◆ Das Coase-Theorem hat in der Umwelt- und Agrarpolitik der westlichen Industrieländer als grundlegendes Theorieelement insofern auch heute noch eine wesentliche Bedeutung, weil es das Verursacherprinzip relativiert, und auch Problemlösungen als effizient vorschlägt, wo der Schädiger für sein Unterlassen sogar bezahlt wird. Nachdem zudem das Verursacherprinzip oftmals schwer umsetzbar ist, da konkrete Umweltschäden schwer einzelnen Verursachern rechtlich einwandfrei zuordenbar sind bzw. von Seiten tatsächlicher oder potentieller Schädiger kein Interesse besteht, die Ursachenzusammenhänge aufzuklären, neigt die Umweltpolitik dazu in Bezug auf die Geschädigten das Gemeinlastenprinzip anzunehmen und in Bezug auf die Schadenverursacher durch wirtschaftliche Aktivitäten möglichst allgemeine Zahlungen an diese in Form von Förderungen und Anreizen (engl: „positiveincentives“) zu leisten, um umweltgerechteres Verhalten herbeizuführen.

Hinzugefügt werden sollte, dass zu der Zeit als Coase seinen Ansatz ausarbeitete, wenig oder kaum Kenntnisse moderner industrieller Umweltschäden vorlagen, sondern dass man sich klassisch mit Fragen der rechtlichen Regelung von wirtschaftlichen Schäden an nicht direkt beteiligten Dritten also sogenannten Nachbarschaftseffekten beschäftigte. Im Mittelpunkt der Argumentation standen dabei die Kompensation für entlaufene Rinder auf Nachbarfeldern oder dem unabsichtlichen Abbrennen von Feldfrüchten durch Funkenflug von Dampflokomotiven entlang von Bahnstrecken und die daraus folgenden Kompensationsforderungen von Bauern. Coase vertrat seinen Ansatz einer der Situation angepassten Verhandlungslösung als Antithese zu Pigou, der davon ausging, dass die allgemeine Durchsetzung des Verursacherprinzips, indem der Schädiger den Schaden voll zahle und damit die sozialen Kosten internalisiert werden, auch zum Volkswirtschaftlichen Optimum führe.

Beide Coase und Pigou gingen noch von einer Kompensierbarkeit bzw. Substituierbarkeit von solchen Seiten- und Nachbarschaftseffekten aus. Nicht im Blickfeld dieser Theoretiker standen aber die modernen irreversiblen Umweltschäden, die global sich ausbreiten und von derartiger Dimension sind, dass sie die Grundbedingungen unseres Wirtschaftens verändern. Und schon gar nicht in deren Blickfeld waren die möglichen Folgen eines Zusammenbruchs ganzer Ökosysteme aufgrund von Klimaänderungen oder großflächigen Regenwaldabholungen. Der globale Verlust von Biodiversität sowie die Anforderungen zu ihrem Schutz oder ihrer nachhaltigen Nutzung, lassen sich weder mit dem Coase-Ansatz noch durch die Internalisierungsbemühungen mit Hilfe von Pigou-Steuern hinreichend erklären noch einer Lösung zuführen.

ANHANG 3

Exkurs 3:

Instrumente und Grundprinzipien der Umweltpolitik bzw. des Umweltrechts

Die Umweltpolitik bedient sich ähnlich wie andere Politiken verschiedener Instrumente, die im Allgemeinen auch in der Biodiversitätspolitik Eingang finden. Solche sind Grundvoraussetzungen um den Umgang mit der der Naturressource in unserer Industriegesellschaft zu verstehen. Dazu gehören die

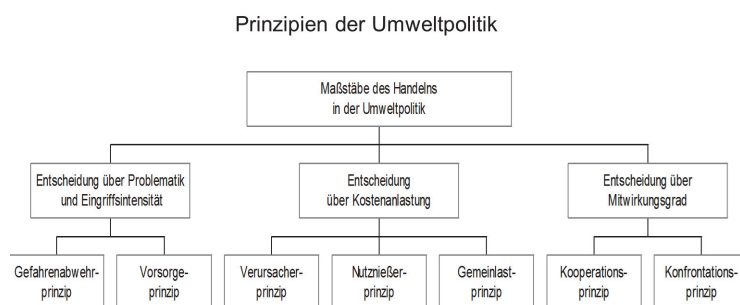
- ♦ **klassischen Instrumente der Ordnungspolitik** wie Ge- und Verbote. Dies betrifft Emissionsverbote und ?Einschränkungen, Produktionsbeschränkungen und-Auflagen aber auch Produktions- und Technologiestandards. Ein besondere Untergruppe der Ordnungspolitik bilden die **planerischen Instrumente**, die zumeist mit erheblichen Auflagen verbunden sind. So haben insbesondere in der Biodiversitätspolitik die Raumplanung bzw. die daraus sich ergebende Flächenwidmung und Verkehrsplanung einen erheblichen Einfluss auf den Naturraum. Aber auch die gesamte Schutzgebietsplanung für Natur- und Artenschutz bis hin zur Nationalparkplanung sind stark ordnungspolitisch verankert. In diese Kategorisierung fallen aber auch alle Maßnahmen, die im Zusammenhang mit der Umweltverträglichkeitsprüfung und ihrer rechtlichen Verankerung stehen.
- ♦ **Ökonomischen Instrumente:** Diese zielen auf freiwillige Verhaltensänderung bzw. auf eine Internalisierung der Kosten in das Preissystem. Dies beinhaltet
 - ♦ **Umweltsteuern (Ökosteuern) und Umweltabgaben:** Diese sollen die sozialen Kosten internalisieren (Pigousteuern) und gleichzeitig dazu beitragen, dass der Akteur weniger umweltbelastende Techniken einsetzt. Diese belasten unmittelbar den Verursacher. Ursprünglich waren die Ökosteuern vorwiegend zur Lenkung gedacht (Lenkungsabgaben); nachdem sie aber in solch einem Fall von erheblicher Höhe sein müssten und folglich mit erheblichen politischen Widerständen und wettbewerblichen Verzerrungen verbunden wären, ist man zunehmend dazu übergegangen sie als Finanzierungsinstrument zu verwenden (Finanzierungsabgaben), um mit den Einnahmen Politiken zu finanzieren, die in eine ähnliche Richtung gehen.
 - ♦ **Subventionen und positive Anreize für Verzicht auf Umweltbelastungen:** Das wäre gleichsam die Umkehrung von Umweltsteuern. Aber mit der breiten Anwendung dieses Instruments entfernt man sich vom Verursacherprinzip und überträgt die Kosten der Umweltbelastungen auf die Allgemeinheit.
 - ♦ **Handelbare Nutzungszertifikate:** Dazu zählen so genannte Emissionszertifikate aber auch die Zuteilung von bestimmten begrenzten Nutzungsrechten (z.B.: Fischereirechte) an eine begrenzte Zahl an Nutzern. Wesentlich dabei ist, dass insgesamt eine Mengengrenzung erfolgt, die eine Knappheit an die Wirtschaftsteilnehmer vermittelt, und dass die Rechte handelbar sind. Ob die Nutzungs- oder Belastungsrechte dann weitgehend kostenlos nach Kriterien einer traditionellen Nutzung oder über Auktionen nach dem Kriterium der höchsten Rentabilität verteilt werden, ist eher ein sekundäres Charakteristikum, bzw.

erbringt der Auktionsansatz nur ein schnelleres Anpassungsverhalten bzw. selektiert jene wirtschaftlichen Aktivitäten mit der höchsten Gewinnerwartung.

- ♦ **Umwelthaftpflicht:** Die Haftung für Umweltschäden, insbesondere eine verschuldensunabhängige Gefährdungshaftung bedingt, dass bestimmte Arten von Risiken von Seiten der Wirtschaftsakteure vermieden werden. Diesbezüglich ist es ein ideales Instrument um dem Vorsorge- und dem Verursacherprinzip zu entsprechen. Beispielsweise bedingte die EU-Richtlinie „über Umwelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden“ (Umwelthaftungsrichtlinie, 2004/35/EG), dass auch in Österreich 2009 ein Bundes-Umwelthaftungsgesetz (B-UHG) beschlossen wurde. Dabei regelte man zwar „erhebliche Gewässerschäden“ und „Bodenschäden, die ein erhebliches Gesundheitsrisiko verursachen“, nicht aber den sogenannten „Biodiversitätsschaden“ (Schädigungen von geschützten Arten und natürlichen Lebensräumen). Dieser würde kompetenzrechtlich den Bundesländern zufallen, sodass neun Landes-Umwelthaftungsgesetze notwendig sind. (Bisher gibt es nur Entwürfe)
- ♦ **Motivierende Instrumente bzw. Informationsinstrumente:** Diese beinhalten alle Maßnahmen, die darauf abzielen, die WirtschaftsteilnehmerInnen dahingehend zu motivieren und zu überzeugen, dass sie möglichst keine umweltbelastenden Handlungen setzen bzw. sich für umweltschonende Alternativen zu entscheiden.

Diese Instrumente sollten aber immer so zum Einsatz kommen, damit sie bestimmten Grundprinzipien für einen effektiven und effizienten Umwelt- bzw. Biodiversitätsschutz entsprechen. Diese Grundprinzipien der Umwelt- und Biodiversitätspolitik seien im Folgenden kurz erläutert.

Abbildung 35: Einteilung der Prinzipien der Umweltpolitik nach Entscheidungsfeldern



Quelle: Hansjürgens 1992

Das Vorsorgeprinzip: Das grundlegende Leitbild moderner Umweltpolitik ist es, Probleme erst gar nicht entstehen zu lassen bzw. ihre Entstehung soweit als möglich zu vermeiden. Diesbezüglich zielt das Vorsorgeprinzip darauf ab, durch frühzeitiges und vorausschauendes Handeln mögliche Umweltbelastungen und Gefährdungslagen von vornherein auszuschließen oder zu vermeiden - d.h. Vorbeugung möglicher Risiken, schonender Umgang mit Rohstoffen, Vermeidung und Minimierung von schädlichen Emissionen, Erhaltung und Schonung der Ökosysteme. Das Vorsorgeprinzip ist zusammen mit dem Verursacherprinzip auch im EU-Vertrag in Artikel 191 Abs. 2 explizit verankert: Die Umweltpo-

litik „beruht auf den Grundsätzen der Vorsorge und Vorbeugung, auf dem Grundsatz, Umweltbeeinträchtigungen mit Vorrang an ihrem Ursprung zu bekämpfen, sowie auf dem Verursacherprinzip.“ Dadurch ist das Vorsorgeprinzip grundlegend für die europäische Umwelt-, Gesundheits- und Lebensmittelsicherheitspolitik.

Es gibt zum Vorsorgeprinzip, nachdem dieses vor allem im Zusammenhang mit der Anwendung der Gentechnologie in der Landwirtschaft diskursrelevant war, eine eigenständige Mitteilung der EU-Kommission (KOM (2000) vom 2.2.2000)¹⁷⁰. Aufgrund seiner rechtlichen Verankerung weist das EU-Vorsorgeprinzip sogar ein spezifisches Charakteristikum in Richtung Risikovermeidung auf. Trotz der Mitteilung der EU-Kommission, fehlt es aber an einer anerkannten und allgemeinverbindlichen europäischen Definition bezüglich einer praktischen Umsetzung und Anwendung. So ist seine Stellung zum allgemeinen Wettbewerbsrecht nicht geklärt.

Das Verursacherprinzip (Polluter-pays-Principle): Auch dieses ist im EU-Vertrag verankert (siehe vorher). Es besagt, dass grundsätzlich diejenigen, die die Umweltbeeinträchtigungen materiell verursacht haben, für die Beseitigung bzw. Verringerung der Schäden aufzukommen haben. Jener, der materiell verantwortlich ist, soll die Kosten der Vermeidung, Beseitigung oder die Kosten für einen Ausgleich tragen, und er soll auch Adressat für umweltpolitische Maßnahmen (ordnungspolitische Ge- und Verbote, sonstige Auflagen) sein. Schwieriger zu entscheiden ist aber, wer die Verursacher tatsächlich sind. Denn Verursacher können all jene sein,¹⁷¹

- ◆ die einen Stoff direkt in die Umwelt emittieren oder die direkt einen Eingriff in die Umwelt durchführen (z.B. Landschaftsveränderungen) - also Emittenten und Akteure in der Umwelt;
- ◆ die Güter, welche in der Herstellung mit Emissionen verbunden sind, nachfragen ? also die Verbraucher;
- ◆ die Güter, die mit Umweltbelastungen in Erzeugung, Verteilung und Verbrauch verbunden sind, in Verkehr bringen - also auch der Handel und Importeure.

Alle diese Akteure in einer Produktions- und Vermarktungskette können somit zum Adressaten von Umweltpolitiken werden, doch sollte im Sinne von Effizienz möglichst dort angesetzt werden, wo die Emission oder die schädigenden Handlungen entstehen. Sollte man sich aber, nachdem ein bestimmter Verursacher nicht ausfindig zu machen ist, an den Verbraucher wenden wollen, dann zeigt sich hier ebenfalls, dass diese oft nicht identifizierbar sind. Zudem handelt es sich vielfach um durch den Gesetzgeber „erlaubte“ Umweltbelastungen (aufgrund von Zulassungsverfahren) oder um summarische Umweltbelastungen, die aus einer Vielzahl von einzelnen Umweltbelastungen bestehen, sodass die Verursacher in Anzahl und Ausmaß ebenfalls nicht auszumachen sind. Die Folge ist, dass man sich zur Abdeckung der Schadenskosten oder bei der unmittelbaren Schadenabwehr an die Allgemeinheit bzw. den Steuerzahler wenden muss. Dadurch gelangt man zum Gemeinlastprinzip.

Das Gemeinlastprinzip: Überall dort, wo Umweltschäden oder auch Teile von Umweltschäden keinem Verursacher zugeordnet werden können, oder wann immer die Transaktionskosten zur Zuteilung

170. EU-Kommission (2000): Mitteilung der Kommission - die Anwendbarkeit des Vorsorgeprinzips. KOM (2000), vom 2.2.2000; URL: http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/de/com/2000/com2000_0001de01.pdf

171. Cansier Dieter (1993): Umweltökonomie - 2. Aufl. UTB-Taschenbuch, Lucius & Lucius, Deutschl., 1993

an den Verursacher zu groß werden, kann es auch aus allgemeinen wirtschaftlichen und politischen Überlegungen gerechtfertigt erscheinen, dass die Allgemeinheit die Kosten für Umweltbeeinträchtigungen übernimmt. Damit ergänzt das Gemeinlastprinzip das Verursacherprinzip, sollte es aber aus umweltökonomischen Gründen maximal nur ergänzen und nicht ersetzen. Denn nur wenn die Verursacher bzw. Verwender von umweltbelasteten Gütern und Dienstleistungen auch mit den Kosten der Umweltbelastung konfrontiert werden, gibt es einen wirtschaftlichen Anreiz, sein Verhalten zu ändern. Tatsächlich ist aber bei vielen Umweltpolitiken das Gemeinlastprinzip vorherrschend; d.h. die Verantwortung und die Trägerschaft für die Kosten wird an die öffentliche Hand abgeschoben.

Ein weiteres „Prinzip“, das dem Verursacherprinzip direkt entgegenstehen würde, wäre das **Nutznießerprinzip (Victim-pays Principle)**: Das heißt, dass der Begünstigte einer Umweltverbesserung denjenigen entschädigt, der die Umweltbeeinträchtigung vermeidet, da jener gleichsam ein bestimmtes Recht auf umweltbeeinträchtigende Aktionen hat. (Das Nutznießerprinzip würde weitgehend dem 1. Teil des Coase-Theorems entsprechen - siehe vorher ANHANG 2.) Dieses „Prinzip“ ist als Leitinstrument für eine effektive Umweltpolitik jedoch ungeeignet, da es zur Ineffizienz neigt, verteilungspolitisch problematisch ist und letztlich mehr Anreize zu problematischem Verhalten schafft, als es Probleme zu lösen im Stande ist. Und die tatsächlichen Nutznießer sind noch schwerer als die Verursacher auszumachen.

Vielfach wird auch noch das **Kooperationsprinzip** angeführt, das wiederum dem „**Konfrontationsprinzip**“ entgegensteht. Das Kooperationsprinzip kommt vorwiegend immer dann zum Einsatz, wenn die Schadensverursacher, nachdem sie durch verschiedene Maßnahmen oder durch Einsicht dazu gebracht wurden, die Schadenskosten zumindest potentiell zu tragen, ein gemeinsames Interesse für umweltgerechteres Verhalten entwickeln. In einem solchen Fall kann es zu Branchenabkommen mit freiwilliger (oder durch sanften Druck gesteuerter) Selbstverpflichtung kommen. Aber auch interne Einigungen auf bestimmte Standards fallen darunter. Wesentlich dabei ist, dass das Problem von allen anerkannt und akzeptiert wird und dass es bestimmte kostengünstige und umweltverträgliche Substitute gibt, die wiederum allen in Mengen und Preisen bekannt sind. Wenn aber diese Voraussetzungen nicht erfüllt sind, einzelne die Vereinbarungen nicht einhalten oder sich an die Absprachen nicht halten, so ist die öffentliche Hand zumeist gezwungen andere nicht kooperative Maßnahmen zu setzen und sich der Konfrontation zu stellen (Konfrontationsprinzip).

Neben der **Wirksamkeit (Effektivität)** von Umweltpolitiken gibt es auch andere Kriterien, die die Qualität dieses Politikbereiches bestimmen¹⁷². Das ist zum einen das **Effizienzkriterium**, welches beinhaltet, dass vorgegebene oder angestrebte Umweltziele mit den geringsten Kosten zu erreichen sind; und zum anderen sollte versucht werden, die Umweltziele in die Zyklen der technologischen Innovation (z. B. durch **Förderung von umweltfreundlichen Technologien**) zu integrieren. Zudem sollten die Politikmaßnahmen **praktikabel und durchsetzbar** sein (Akzeptanz), auf die auf die Einkommensverteilung bzw. auf die wirtschaftlich Schwachen Rücksicht nehmen und zur gesamtwirtschaftlichen Stabilität beitragen. Zudem ist das Verhältnis zwischen Umwelt- und Naturschutz und den Anforderungen eines laufenden Wirtschaftswachstums ein widersprüchliches und komplexes.

172. Vgl. Kemfert Claudia (2009): Umweltökonomie. Vorlesungsunterlage der Humbolt-Univ. Berlin 2009.

ANHANG 4

Exkurs 4: Wirtschaftswachstum und Biodiversitätsverlust

Der traditionelle neoklassische Ansatz:

Als eine der allgemeinen Hauptursachen des Biodiversitätsverlustes wird immer wieder das Wirtschaftswachstum angeführt. Eine real wachsende Wirtschaft, deren nicht-erneuerbaren Ressourcen zunehmend knapp werden, sei darauf angewiesen, immer mehr Naturressourcen in den Wirtschaftskreislauf hereinzunehmen. Der Ressourcenverbrauch war in der ursprünglichen neoklassischen Wirtschaftstheorie gar nicht vorgesehen bzw. wurde der ursprüngliche „natürliche“ Produktionsfaktor „Boden“ sogar in den Faktor „Kapital“ integriert, und so aus dem theoretischen Blickfeld sogar eliminiert (vgl. Binswanger 1991)¹⁷³. Diese Vorstellung von einem einheitlichen Kapital geht hauptsächlich auch auf das Produktionsfunktions-Modell von Solow (1956)¹⁷⁴ zurück. Wobei einzig und allein die Faktoren Kapital (K) und Arbeit (L) das Sozialprodukt (Y) generieren würden. Solow postulierte dabei eine Produktionsfunktion nach dem Cobb-Douglas-Typ mit einer Substitutionselastizität von 1 (siehe dazu Döhring 2007)¹⁷⁵. ($Y = K^\alpha L^\beta$; α, β - Produktionselastizitäten mit $\alpha + \beta = 1$).

Die Anpassung des neoklassischen Ansatzes an die Ressourcenknappheit:

Der grundlegende Paradigmenwechsel, dass auch die Ressourcen einem Knappheitsanspruch unterliegen, erfolgte erst mit dem Jahre 1972 durch den Bericht des Club of Rome: Die Grenzen des Wachstums (Meadows et al. 1972)¹⁷⁶. Dies führte auch dazu, dass Solow die Ressourcen in sein Modell anstatt des begrenzenden Faktors Arbeit integrierte. ($Y = K^\alpha R^\beta$; R – steht für nicht-erneuerbare Ressourcen... α, β - Produktionselastizitäten mit $\alpha + \beta = 1$). Die Ressourcen können dabei gegen Kapital substituiert werden. Ergänzt wurde das Solow-Modell noch durch die Entwicklung der sogenannten Solow-Hartwick-Regel, die besagt, dass die Renten aus der Nutzung der Ressourcen in Kapital-Substitute investiert werden müssen, sodass beim Aufbrauchen der nicht-erneuerbaren Ressourcen entsprechende Alternativen zur Verfügung stehen. Das war zwar ein Fortschritt, doch nicht ausreichend, um auch die regenerativen Ressourcen in die ökonomische Theorie zu integrieren.

173. Binswanger Hans Christoph (1991): Geld und Natur ? Das wirtschaftliche Wachstum im Spannungsfeld zwischen Ökonomie und Ökologie. Edition Weibrecht; Stuttgart-Wien, 1991, S. 169 ff.

174. Solow, R. M. (1956). A contribution to the theory of economic growth. Quarterly Journal of Economics 70:pp 65-94.

175. Döring Ralph (2007): Wirtschaftswachstum und Biodiversitätsverlust Theorie, Empirie und eine Strategie zur Entkopplung. In: Wachstum, Wachstum über alles? ? Ein ökonomisches Leitbild auf dem Prüfstand von Umwelt und Gerechtigkeit. Hg. Sven Rudolph, Metropolis-Verlag, Marburg 2007.

176. Meadows, D. H., Meadows, D. L., Randers, J., Behrens. W. W. (1972): The limits to growth. New York: Universe Books.

Mit Ende der 1980er Jahre wurde der bisherige enge Kapitalbegriff dann aufgegeben und die Produktionsfaktoren durch den Produktionsfaktor „Human- und Wissenskapital“ ergänzt bzw. konnte der daraus abgeleitete technische Fortschritt als Erklärungsvariable herangezogen werden.

$Y = F(R, L, K, T)$ mit T - als technischer Fortschritt.

Damit - so die Überlegungen - hätte man tatsächlich einen Produktionsfaktor zur Verfügung, der nicht dem Gesetz des abnehmenden Ertragszuwachses unterliegt, sondern der jederzeit auch progressiv wachsen kann und gleichzeitig substituierend auf die anderen Faktoren einwirkt. Es könnte gleichsam zu einer materiellen Entkoppelung im Verhältnis zum Wirtschaftswachstum mit Hilfe von Wissenschaft und Forschung bzw. technologischen Fortschritts kommen. Die Praxis hat dies zwar nicht bestätigt, denn Wert ohne Materie ist letztlich auch schwer denkbar bzw. wurden bisher alle Versuche, den Material- und Energiedurchsatz in der Wirtschaft aktiv zu beschränken, weitgehend nicht akzeptiert oder als undurchführbar erklärt (vgl. Schwierigkeiten der Beschränkung in den Treibhausgasemissionen). Unabhängig davon, ob jetzt die Theorie die Praxis oder die Praxis die Theorie beeinflusst, war das Ergebnis dieser theoretischen Erweiterung der Produktionsfunktion durch den technologischen Fortschritt doch, dass in der Folge beispielsweise die „geistigen Eigentumsrechte“ (Patente, Copy-Rights, Markenrechte ...) ins Zentrum der Aufmerksamkeit des ökonomischen Diskurses rückten, oder dass Wissenschaft, Forschung und technologische Entwicklung eine besondere Förderungswürdigkeit zugestanden wurde. Doch auch dieser Ansatz hatte wesentliche Defizite, denn nicht einbezogen waren das „Naturkapital“ bzw. der aktuellere Begriff: die „Ökosystemleistungen“.

Die ökologische Ökonomie:

Es war der Ökonom Herman Daly, der Mitte der 90er Jahre intensiv darauf hinwies, dass die Nicht-Berücksichtigung der natürlichen Ökosysteme zu einer fehlerhaften Theorie und damit Gesamtsicht wirtschaftlicher Prozesse führt. Ökosysteme sind in Dalys Kontext einerseits materielle Quelle und gleichzeitig Senke für das ökonomische System und andererseits auch ein unmittelbarer Nutzen-Beitrag zur menschlichen Wohlfahrt, wobei man sich aber über die jeweiligen Beitragsanteile diskursiv unterhalten kann (vgl. Daly 1996; siehe Abbildung 47)¹⁷⁷. Daly geht in seinem Ansatz davon aus, dass ein Wachstum an Produktion und Konsum nur solange Sinn macht, als der Grenznutzen der Güter und Dienstleistungen (GN... Grenznutzen) größer ist als der Grenzverlust durch „Erschöpfung der Arbeitskraft, Opferung der Freizeit, Ausbeutung, Umweltverschmutzung, Umweltzerstörung, Raubbau“ (GS... Grenzschäden): $GN > GS$. Ab dem Punkt, ab dem die GN kleiner als die GS werden, kann man nur mehr vom „unwirtschaftlichen Wachstum“ (uneconomic growth) sprechen (siehe Abbildung 48). Damit gilt Herman Daly auch als einer der Begründer der ökologischen Ökonomie. Seine Empfehlungen sind¹⁷⁸:

177. Daly, H. E. (1996). Beyond growth. Boston: Beacon bzw.
Daly H. E.. (1999): Uneconomic Growth in Theory and in Fact. The First Annual Feasta Lecture, Trinity College, Dublin, 2th April, 1999.
178. Daly H. E.. (1999): Five policy recommendations for a sustainable economy. Review 1 of The First Annual Feasta Lecture, Trinity College, Dublin, 1999.

- ◆ Wir müssen aufhören die Konsumation von Naturkapital als Einkommen bzw. Wertschöpfung zu zählen - das betrifft die VGR, die Evaluation von Projekten in Bezug auf die Ausbeutung von Naturkapital sowie die internationale Handels- und Zahlungsbilanz.
- ◆ Eine Überführung der Steuerbasis von der Mehrwertbesteuerung (auf Arbeit und Kapitaleinkommen) zur Besteuerung des Ressourcendurchsatzes (auf welchen sich kein Mehrwert ergibt).
- ◆ Kurzfristige Maximierung der Produktivität des Naturkapitals und längerfristiges Investment zur Erhöhung des Angebots.
- ◆ Aufgabe der Ideologie der globalen Integration durch Freihandel, freien Kapitalverkehr und Export gestütztes Wachstum und Hinwendung zu einer nationaleren Orientierung, die die Orientierung zur Entwicklung der inländischen Produktion für die internen Märkte zur ersten Option macht, und die nur dann auf den internationalen Handel zurückgreift, wenn dieser eindeutig mehr effizient ist.
- ◆ Die schlummernden Inkonsistenzen und Widersprüche angehen - Es sei von der Vorstellung abzugehen, dass Menschen und ihre Gesellschaften keinen Zweck verfolgen bzw. dass es Einerlei sei welcher Zweck verfolgt wird. Ökonomen leugnen zwar vielfach nicht die Existenz eines Zwecks, aber sie neigen mehrheitlich dazu, ihn auf individuelle Präferenzen einzuengen. Es komme deshalb lediglich auf den individuellen Geschmack an und es würde keinen objektiven Wert geben. Dies sei nach Daly falsch, unreal und illusorisch, denn erst die Anerkennung von objektiven Notwendigkeiten ermöglicht die Definition von Werten und ermöglicht so zweckbestimmtes Handeln. „Um die Biosphäre zu erhalten, müssten wir zuerst wieder die Zweckbestimmung aus der Dunkelheit holen.“¹⁷⁹

Herman Daly 1999 setzte sich auch kritisch mit der präferentiellen Bewertungsmethodik, die davon ausgeht, dass die individuellen Präferenzen der ultimative Standard für den Wert sei, in Bezug auf den Verlust der Biologischen Vielfalt, auseinander und meinte: „*Witness economists' attempts to value species by asking consumer how much they would be willing to pay to save a threatened species, or how much they would accept in compensation for the species' disappearance. The fact that the two methods of this "contingent valuation" give quite different answers only adds comic relief to the underlying tragedy which is the reduction of value to taste.*“ Es ist somit die „tragische Unverlässlichkeit“ der Beliebbarkeit der Marktwert, die wir auf alles und jedes anwenden, ohne uns der Konsequenzen bewusst zu sein.

Die Anpassung der Neoklassik an die zunehmende Naturressourcenknappheit (Integration des Wertes von Ökosystemleistungen als eigenständiger Nutzen bzw. Wohlfahrtsbeitrag)

Gibt es eine „Grüne Goldene Regel“ für die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Biodiversität?

Einen etwas traditionelleren Ansatz in Form von Produktionsfunktionsmodellen findet sich bei Chichilnisky et al. (1995)¹⁸⁰ bzw. bei SjakSmulders (2007)¹⁸¹. Unter den Prämissen, dass selbst wenn der

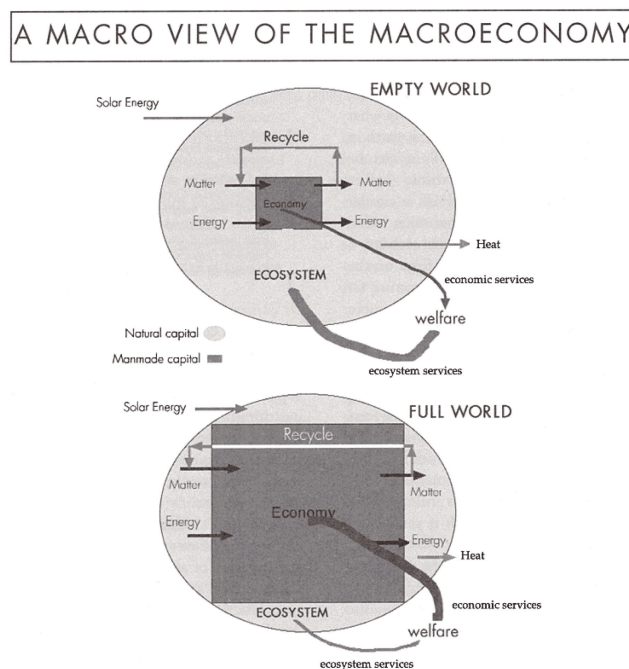
179. Ebenda: Zitat: „To conserve the biosphere we will first have to reclaim purpose from that darkness.“

180. Chichilnisky G., Heal G., Beltratti A. (1995): The Green Golden Rule, Economics Letters 49: 175-179.
URL: <http://www.chichilnisky.com/pdfs/papers/106.pdf>

Konsum mit Naturressourcenverbrauch verbunden ist, und wenn die Regenerationsrate des Naturkapitals zumindest der Abbaurate entspricht, sowie der Nutzen sowohl aus der Konsumation an allgemeinen Gütern und Leistungen als auch aus einem Anteil am Bestand von Naturressourcen besteht, waren Chichilnisky et al. 1995 die Ersten, die darauf hinwiesen, dass in diesem Fall eine „Grüne Goldene Regel“ geben ist, deren Optimum darin liegt, dass der ideale Bestand an Naturkapital größer als jener Bestand ist, der den „maximalen nachhaltigen Ertrag“ (Maximum Sustainable Yield - MSY) entspricht.

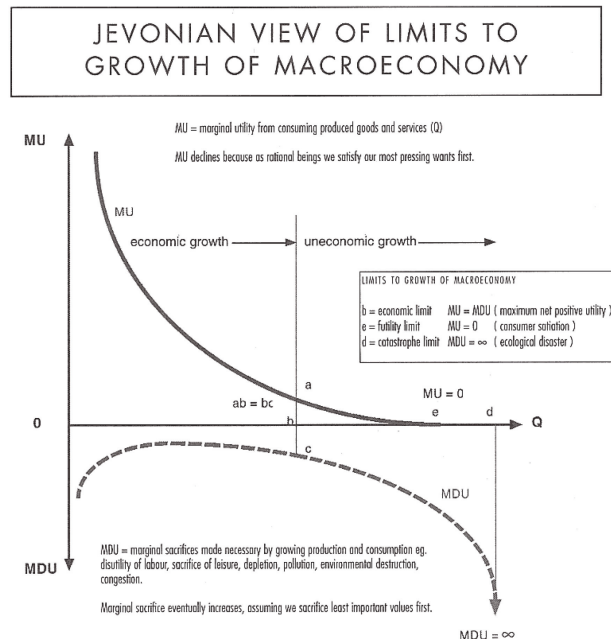
Der Nutzen von Naturressourcen bestehe nicht allein darin, zum Bruttosozialprodukt „nachhaltig“ beizutragen, sondern die Existenz der Ressourcen selbst ist Teil des Gesamtnutzen und damit der Wohlfahrt. Es geht somit nicht nur um die Ermöglichung einer gerade noch nachhaltigen (d.h. vom langfristig Zusammenbruch gerade noch geretteten) Wirtschaft, sondern, wenn Naturressourcen in Form von Ökosystemen einen eigenständigen Nutzen und Wohlfahrtsbeitrag für die Menschen erbringen, dann gibt es ein Optimum jenseits eines nachhaltigen Maximums, das mehr Naturressourcen bzw. Ökosystemleistungen benötigt bzw. solche bereitstellt.

Abbildung 36: Zwei Perspektiven der Makroökonomie unter Einbeziehung des Ökosystems Erde (nach Daly H. 1999)



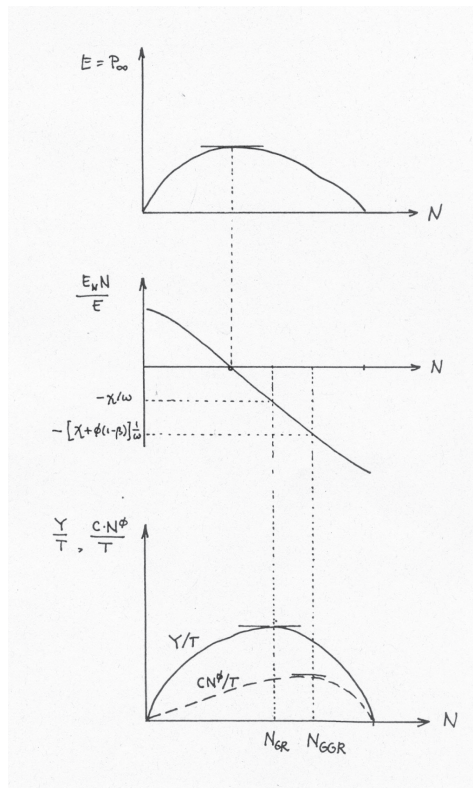
181. Smulders, S. (1999): How Discounting and Growth can be good for the Environment. University of Calgary and Tilburg University.

Abbildung 37: Von den Grenzen des Wachstums in der Makroökonomie in Abhängigkeit von den Grenzverlust durch „Erschöpfung der Arbeitskraft, Opferung der Freizeit, Ausbeutung, Umweltverschmutzung, Umweltzerstörung, Raubbau“ (nach Daly H. 1999)



Ähnliches wie Smulders (2007) mit Hilfe einer Cobb-Douglas-Produktionsfunktion nach (siehe Modell BOX 1 bzw. Abbildung 50). Im Smulders-Modell wird der Zusammenhang zwischen Umweltqualität und Wirtschaftswachstum dahingehend analysiert, indem zuerst einmal Luftverschmutzung oder Biodiversitätsverlust ein negativer Einfluss auf die Produktionsmenge (z.B. durch verminderte Arbeitsleistung) zugeordnet wird. Gleichzeitig werden aber die Naturressourcen als eigenständiger Nutzenbestandteil für die menschliche Wohlfahrt gesehen, sodass der Beitrag der Naturressourcen beispielsweise in Form von biologischer Vielfalt und natürlicher Ökosysteme in Form von Erholung und Regeneration einen eigenständigen Wert darstellen.

Abbildung 38: Die Verschiebung des Optimums des Naturressourcenverbrauchs nach Smulders 2007



BOX 1: Es wurde im Modell von Smulders folgende Produktionsfunktion postuliert:

$Y = (aN^{\alpha})(T_L L)^{\alpha} K^{\beta} (T_P P)^{\omega}$; bzw. bei einem aggregierten Technologieindex

$T = (aT_L^{\alpha} T_P^{\omega})^{1/(1-\beta)}$ und einer konstanten Wachstumsrate $T'/T = g$ ergibt sich

$$Y = N^{\alpha} K^{\beta} T^{1-\beta} P^{\omega}$$

(aN^{α}) ...totale Faktorproduktivität der Umweltqualität, (T_L, P) ...die Arbeit (L) unterstützender technischer Fortschritt bzw. die Umweltbelastung (P) reduzierender technischer Fortschritt

α, β, ω - Produktionselastizitäten für Arbeit, Kapital und Ressourcennutzung

(Ressourcenbelastung) mit $\alpha + \beta + \omega = 1$ und $\alpha, \beta, \omega > 0$

Bei $N' = E(N) - P$ dies bedeutet, dass die Veränderung der Umweltqualität die Differenz aus der Absorptions- oder Regenerationsrate ($E(N)$) minus der Umweltbelastung oder Verschmutzung (P) ist.

D.h. im Gleichgewicht muss die Umweltbelastung und Zerstörung P_{∞} mindestens der Regenerationsrate längerfristig entsprechen, damit die Umweltqualität $E(N_{\infty})$ konstant bleibt.

$P_{\infty} = E(N_{\infty})$. Voraussetzung ist, dass dies eine verkehrt U-förmige Funktion ist, wo ab einer bestimmten Menge an Naturressourcen keine Umweltbelastung und folglich auch keine Kompensation mehr stattfindet.

Zudem besitzt das Kapital einen Kapitalverschleiß mit der Rate δ ; d.h. die Änderung des Kapitalstocks (K) ist definiert durch: $K' = Y - C - \delta K$ bzw. bei einer Sparquote S: $K' = sK - \delta K$

Dabei ist die individuelle Präferenz der Haushalte durch folgende Nutzenfunktion gegeben:

$$W = \sigma / (\sigma - 1) \int_0^{\infty} (C \cdot N^{\Phi})^{(\sigma-1)/\sigma} \cdot e^{-\theta t} dt$$

W...Präferenzwert, Wohlfahrt

$(C \cdot N^{\Phi})^{(\sigma-1)/\sigma}$... der gegenwärtige Nutzen; C...Konsum; N...direkte Umweltleistungen, Erholung

θ ... Diskontrate der Nutzen (manchmal auch mit ρ bezeichnet)

Φ ...Die Präferenz für die Umwelt ("Geeness") - die Bedeutung der Umwelt per se als Nutzenfaktor

σ ...Die intertemporäre Elastizität der Substitution (Flexibilität)

t...Zeit

Durch einige Rechenoperationen gelangt man zur „Grüne Goldene Regel“:

$$\omega(-E_N N)/E = \chi + \Phi(1-\beta) \text{ bei } s_{GGR} = \beta$$

Wird $\Phi = 0$ angenommen - d.h. dass die Naturressource direkt keinen Nutzen für die Wohlfahrt erbringt - so bedeutet dies, dass das optimale Niveau der Regenerationsfähigkeit bzw. der Umweltbelastung dem Verhältnis zwischen dem Nutzen der Umweltqualität N in Form einer erhöhten Faktorproduktivität (parametrisiert durch χ) und den Kosten der Reduktion der Umweltbelastung bis auf ein nachhaltiges Maß (parametrisiert durch ω) ist ($\chi/\omega = -(E_N N)/E$). Hier würde das Optimum der „Grünen Goldenen Regel“ mit dem maximalen nachhaltigen Ertrag zusammenfallen.

Anders verhält es sich wenn Φ nicht Null ist; dann zeigt sich bei steigender Bedeutung der Naturressource als direkte Quelle des Nutzens, dass es optimal sei, mehr an normaler Kapitalproduktivität aufzugeben, und dafür mehr in die Naturressourcen zu investieren oder auf umweltbelastende Investitionen zu verzichten. Dabei schont man oder erhält man im Optimum mehr Naturressourcen als bei einem maximal angestrebten Ertrag, der gerade noch als nachhaltig bezeichnet werden kann.

Das gilt nur für den momentanen Nutzen bzw. eine altruistischen Gesellschaft, die keine Diskontierung berücksichtigt und den gegenwärtigen Nutzen gleich dem zukünftigen bewertet. Mit Diskontierung, d.h. man nimmt an dass die Gesellschaft in Bezug auf den zukünftig zu erwartenden Nutzen ungeduldiger ist, wird die «Grüne Goldene Regel» etwas komplexer in der Herleitung und folgendermaßen modifiziert:

$$(\theta + (1/(1-\sigma))g - E_N(N/E)) \cdot \omega = \chi + \Phi(1-s^*) \quad \text{Ausdruck } (\theta + (1/(1-\sigma))g) \text{ entspricht einer effektiven Diskontierungsrate}$$

Ohne auf alle Aspekte des Modells von Smulders noch näher einzugehen, seien dabei folgende Ergebnisse für die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Naturressourcen zusammengefasst:

- ◆ Diskontierung ist nicht notwendigerweise eine Gefahr für den Umweltschutz. Ein höherer Diskontsatz bedeutet zwar einen höheren Konsum und somit eine geringere Gesamtinvestition, doch gleichzeitig kann dies bei einem hohen direkten Nutzen der Naturressourcen bedeuten, dass die Investitionen zur Umwelt umgelenkt werden. Auch bei steigenden Regenerations- oder Absorptionsraten der Ressourcen sind höhere Diskontraten zu vertreten.
- ◆ Ein beschleunigter technischer Fortschritt, der letztlich mit einem beschleunigten Wachstum einhergeht, ist nicht notwendiger Weise eine Gefahr für den Umweltschutz, unter der Voraussetzung, dass eine zwischenzeitliche Substitution in Bezug auf die Ressourcenproduktivität gegeben ist. Dagegen aber, wenn die Substitution des Ressourcenverbrauchs kaum möglich ist, so ist die Gesellschaft gezwungen den gegenwärtigen Konsum einzuebrennen und ihn mit dem zukünftigen Konsum auszugleichen. Gleichzeitig geht dies auf Kosten von Investitionen insgesamt (d.h. auf Kosten des technischen Fortschritts und die Umweltqualität). Nur wenn die Umwelt einen hohen Nutzenbeitrag erbringt bzw. hohe Regenerationsraten aufweist, dann könnte sich die Investition in Umweltgüter trotzdem lohnen, obwohl die Investition insgesamt zurückgeht. (Es hängt somit immer von der Wertmatrix, die den Umweltgütern zugestanden wird ab.)
- ◆ Die Wirkung der Diskontierung oder des Wirtschaftswachstums hängt auch vorwiegend davon ab, ob die Naturressourcen vorwiegend als Investitionsgüter oder ob sie vorwiegend als (lang dauernde) Konsumgüter gesehen werden. Beispielsweise bilden viele Umweltindikatoren die Umweltressourcen primär unter der Prämisse eines Konsumgutcharakters ab, d.h. dass sie unmittelbar für die lokale Bevölkerung einen Nutzen darstellen bzw. dass sie sich relativ schnell wieder regenerieren können. Diskontierung und wirtschaftliches Wachstum würden anhand des Modells einen positiven Beitrag induzieren. Dagegen würden beispielsweise bei längerfristigen Klimaveränderungen, Bodenfruchtbarkeit oder die langfristige Erhaltung der biologischen Vielfalt mehr einen Investitionscharakter widerspiegeln. Eine Schädigung solcher Naturressourcen würde auch die vom Menschen gemachte ökonomische Kapitalbasis beeinflussen und die Regenerationsraten wären sehr niedrig. In diesem Fall wären die Instrumente von Diskontierung oder das Setzen allein auf Wirtschaftswachstum keine vorzügliche Strategie. (Zitat Smulders: *«Discounting and economic growth might be infavourable to solving the environmental problems associated with these resources.»*)
- ◆ Wenn wir davon ausgehen, dass die Erhaltung der Biodiversität weitgehend durch die Irreversibilität des Verlustes bzw. durch geringe Regenerationsraten bzw. durch geringe Substitutionsraten in Form von materiell-technischen Investitione gekennzeichnet ist, so zeigt sich, dass das klassische Ökonomie-Konzept von Wachstum und technologischer Innovation an seine Grenzen stößt und dass nicht allein aus einem ökonomischen Kalkül heraus entschieden werden kann. Die Erhaltung und nachhaltige Nutzung von Biodiversität ist somit so wie die Klimapolitik eine eminent politische Aufgabe.

Würde ein umfassende Bewertung der Naturressourcen und die Konstruktion eines Nettonationalprodukts, indem nicht nur die Kapitalabschreibung sondern auch der Verlust an Naturressourcen berücksichtigt würde, zu einem verbesserten Wohlfahrtsmaß führen?

Eine der häufigsten geäußerten Kritiken, am Brutto- bzw. Nettosozialprodukt ist, dass der Verlust an Naturressourcen bzw. deren Degradation nicht berücksichtigt wird. Es müsste genauso wie die Abschreibungen bei Kapitalgütern einen Wert geben, der auch diesen Verlust mit einrechnet. Wir müssten somit ein gesamthaftes Nettonationalprodukt maximieren bzw. daraus die soziale Wohlfahrt ablesen. In Bezug auf diese Frage haben Dasgupta und Mäler 1999 ein Modell vorgestellt und diskutiert¹⁸².

Dasgupta / Mäler 1999 sehen das Nettonationalprodukt bzw. dessen Veränderung als eine Summe aus einer klassischen Produktionsfunktion, und der Summenfunktion der Ausgaben für die Ressourcenbereitstellung bzw. Ressourcenwiederherstellung (das repräsentiert gleichzeitig einen Wissensbestand der Ressourcennutzung) und dem Ressourcenbestand.

$dK/dt = F_1(K_t, L_t, R_t) - C_t - A_t$ Legende: R...Fluss an Naturressourcen; C...Konsum, L...Löhne und Einkommen; A...Ausgaben für die Ressourcenbereit- und Ressourcenwiederherstellung

$Z_t = -\infty \int_t A_t \text{ bzw. } dZ_t/dt = A_t$ Die Summenfunktion der Ausgaben (A) für die Ressourcen-(re-)generation

$dN_t/dt = E(N_t) - R_t + F_2(A_t, Z_t, N_t)$

N...Bestand an Naturressourcen (stock)

E ...Natürliche Regenerationsrate

Das Modell besteht somit aus zwei Produktionsfunktionen - eine für das traditionelle Kapital und eine für das „natürliche Kapital“

Die Wert- bzw. Wohlfahrtsfunktion, die dabei maximiert wird, ist klassisch definiert

$W = \int_t^\infty U(C_t, L_t) \cdot e^{-\theta t} dt$ U...Nutzenfunktion

Das Maximierungskalkül oder Hemiltonian: $H_t = U(C_t, L_t) + p_t \cdot dK_t/dt + q_t \cdot dZ_t/dt + r_t \cdot dN_t/dt$ bzw. Entspricht das H_t der Wohlfahrtsveränderung: $H_t = dW_t$ ---d.h. Optimiert werden soll die positive Wertänderung.

182. Dasgupta Partha, Mäler Karl-Göran (1999): Net National Product and Social Well-Being. The Beijer Institute of Ecological Economics; URL: http://www.beijer.kva.se/PDF/84500138_disc125artikel.pdf

In Summe ergibt sich nach Dasgupta / Mäler u.a. folgende Bedingungen für nachhaltige Wachstum:

- ◆ dass eine Politikreform nur dann die Wohlfahrt erhöht, wenn auch das Nettonationalprodukt, gemessen an den lokalen (Buch-)Preisen erhöht wird.
- ◆ dass ein ökonomisches Programm nur dann die Wohlfahrt erhöht, wenn auch die Nettoinvestitionen in die wirtschaftlichen Kapitalanlagen immer positiv sind.
- ◆ dass eine kurzfristige Wohlfahrtszunahme (-abnahme) nur möglich ist, wenn die Nettoveränderungen im Konsum und die Veränderungen in den aggregierten Investitionen positiv (negativ) sind.
- ◆ dass erst die Aggregation der Werte darüber bestimmt, ob die Wohlfahrt zu- oder abnimmt.

Dabei geht es aber vorwiegend nur um eine Konzeptualisierung. Es müsste entsprechend dem Modell prioritär werden, die lokalen (Buch-) Preise für alle Komponenten und Kategorien der Ressourcen zu erfassen. Obwohl diese Wert-Abschätzung wichtig erscheint, „muss trotzdem eingestanden werden, dass diese Abschätzung der Preise bei bestimmten Kategorien von Ressourcen sich als unmöglich herausstellen wird“, meinen in realistischer Sichtweise Dasgupta / Mäler.

Leider scheinen aber auf globaler Politikebene die theoretischen Grundlagenartikel nur in den seltensten Fällen zu Ende gelesen zu werden, sodass in der gesamten Bewertungsdiskussion insbesondere in Bezug auf Biodiversität diese Schlussfolgerungen wenig Beachtung finden. Und des Weiteren schlussfolgern die Autoren: *„Kein Einzelindex wird hinreichend sein. Das bedeutet aber auch, dass die Austauschbeziehungen explizit gemacht werden sollten (z.B.: wieviel Biodiversität sollte zur Zerstörung zugelassen werden zum Vorteil von so und so viel Dollar vom Gesamteinkommen?). Dies sind harte Entscheidungen, sogar tragische Entscheidungen. Aber wir glauben sie sind unvermeidbar.“*¹⁸³

Somit betreiben Dasgupta / Mäler (1999) keine ökonomietheoretische Schönfärberei, sondern haben es im Kontext der neoklassischen Theoriebildung auch explizit angesprochen, dass wir bei grundlegenden Naturressourcen immer zwischen kurzfristigem Konsum und langfristiger Wohlfahrt und Sicherheit wählen müssen und dass hier Kalküle außerhalb des engen ökonomischen Werterahmens greifen sollten. Wir würden zwar durch die Bewertungsansätze für Biodiversität zu einem verbesserten Wohlfahrtsmaß kommen ? doch ist das noch lange nicht ausreichend.

183. This said, it must be acknowledged that estimating the accounting prices of certain categories of resources will prove to be impossible. So no single index could suffice. But this means that tradeoffs would have to be made explicitly (e.g. how much biodiversity should be permitted to be destroyed for the sake of so many dollars of aggregate income?). These are hard choices, even tragic choices. But we believe they are unavoidable.

ANHANG 5

Die Advisory Group des globalen „Business and Biodiversity Offsets Programme“

Gesellschaften, die ein Biodiversitäts-Footprint aufweisen und dies kompensieren möchten (Offsetting):

Ambatovy Project, Cemex; ERAMET - PT WEDABAY Nickel Project; Inmet Mining, New Britain Palm Oil Ltd., Newcrest Mining Limited, Solid Energy Coals of New Zealand, Sveaskog; Tahi Estate, Winstone Aggregates

Dienstleister im Bereich von Natur- und Umweltschutz:

Arup, Biodiversity Works, Biotope, Daemeter Consulting, EcoDecisión, Environ Corporation, Environmental Banc & Exchange, Environmental Resources Management, Golder Associates, Hardner & Gullison Associates, Hogan Lovells, International Conservation Services CC, Markit Environmental Registry, New Forests, Nollen Group, Proforest, Redd Forests, Response Ability, Inc., Scientific Certification Systems, SLR Consulting, Treweek Environmental Consultants, The Biodiversity Consultancy, The Environment Bank, Tonkin and Taylor, Wildlands Inc.

Finanzinstitutionen, Banken:

CDC Biodiversité, Citi, European Bank for Reconstruction and Development, Global Environment Fund, International Finance Corporation, Inter-American Development Bank, KfW Bankengruppe, Mizuho Corporate Bank

Regierungsorganisationen und zwischenstaatliche Organisationen:

Department of Conservation, New Zealand; Department for Environment and Rural Affairs – Defra (UK); Department of Sustainability & Environment, Government of Victoria, Australia; Forestry Department, Sabah, Malaysia, International; Union for Conservation of Nature (IUCN); Ministry of Agricultural and Rural Development (MARD), Vietnam Directorate of Forestry; Ministry of Ecology, Energy, Sustainable Development, and Spatial Planning, France; Ministry of Environment and Tourism, government of Namibia; Ministry of Infrastructure and the Environment, The Netherlands; Ministry of Mines and Energy, Namibia; Ministry of Natural Resources and the Environment (MONRE), government of Vietnam; Ministry of Nature, Environment and Tourism, government of Mongolia; National Institute of Ecology, Mexico; National Environment Management Authority, Uganda; Ramsar Convention on Wetlands; South African National Biodiversity Institute; United Nations Development Programme (Environment and Energy Group); United Nations Environment Programme – World Conservation Monitoring Centre; Wildlife Division, Forestry Commission, Government of Ghana

Naturschutz- und zivilgesellschaftliche Gruppen:

BirdLife International; Brazilian Biodiversity Fund (Funbio); Centre for Research-Information-Action for Development in Africa; Conservation International; Earthwatch Institute; Ecoagriculture Partners; Fauna & Flora International; Forest Trends; Grupo Ecológico Sierra Gorda, I.A.P., México; International Institute for Environment and Development; Leibniz Institute of Ecological and Regional Development (IOER); Nature Conservation Resource Center, Ghana; Rainforest Alliance

Literaturverzeichnis

- Abbink, J. (1991): Zur Biochemie von Imidacloprid, Pflanzenschutz-Nachrichten Bayer 44(2), S. 183-194., Serial ID-ISSN 0340-1723
- Altwater Elmar (2006): Die zerstörerische Schöpfung - Kapitalistische Entwicklung zwischen Zivilisierung und Entzivilisierung. PROKLA. Zeitschrift für kritische Sozialwissenschaft, Heft 143, 36. Jg., 2006, Nr. 2.
- Andersen E., Baldock D., Bennett H., Beaufoy G., Bignal E.; Brouwer F., Elbersen B., Eiden G., Godeschalk F.; Jones G., McCracken D.I., Nieuwenhuizen W., Van Eupen M., Hennekens S. & Zervas G. (2004): Developing a high nature value farming area indicator. Internal report for the EEA. June. EEA, Copenhagen.
- Baldock D., Beaufoy G., Bennett G., Clark J. (1993): Nature conservation and new directions in the common agricultural policy. IEEP London.
- Balmford A., Rodrigues A., Walpole M. J., ten Brink P., Kettunen M., Braat L., & de Groot R. (2008): Review of the Economics of Biodiversity Loss: Scoping the Science. European Commission, Brussels.
- Balvanera P., Pfisterer A.B., Buchmann N., He J.S., Nakashizuka T., Raffaelli D. and Schmid B. (2006): Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. Ecology Letters 9(10): 1146–1156;. URL: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1461-0248.2006.00963.x/full>
- Banzhaf Spencer, Boyd James (2005): The Architecture and Measurement of an Ecosystem Services Index. Discussion Paper 05-22. Washington DC: Resources for the Future.
- Bartel Andreas, Schwarzl Bettina (2008): Agrarumweltindikator „High Nature Value Farmland“ - Verifizierung der Gebietskulisse für Österreich. Studie wurde im Auftrag vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abt. II/5 erstellt. GZ: BML-FUW-LE.1.3.7/0011-II/5/2007, Umweltbundesamt 2008.
- Bartel Andreas, Süßenbacher Elisabeth, Sedy Katrin (2011): Weiterentwicklung des Umweltindikatoren „High Nature Value Farmland“ für Österreich. Umweltbundesamt Mai 2011.
- BBOP - Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) (2012): Guidance Notes to the Standard on Biodiversity Offsets. BBOP, Washington, D.C.
- Beaufoy G., Baldock D., Clark J. (1994). The Nature of Farming: Low Intensity Farming Systems in Nine European Countries. London; IEEP.
- Baumgärtner Stefan, Becker Christian (2008): Ökonomische Aspekte der Biodiversität. aus: D. Lanzenrath, J. Muthke, W. Barthlott, S. Baumgärtner, C. Becker und T.M. Spranger (2008), Biodiversität (Reihe: Ethik in den Biowissenschaften - Sachstandsberichte des DRZE, Band 5), Verlag Karl Alber, Freiburg und München, S. 75-115.
- Beckenbach Frank, Diefenbacher Hans (1994): Zwischen Entropie und Selbstorganisation - Perspektiven einer ökologischen Ökonomie, Metropolisverlag Marburg 1994.

- Benbrook Charles M. et al. (1996): Pest Management at the Crossroads. Yonkers, N.Y.: Consumer's Union, 1996.
- Binswanger Hans Christoph (1991): Geld und Natur - Das wirtschaftliche Wachstum im Spannungsfeld zwischen Ökonomie und Ökologie. Edition Weibrecht; Stuttgart-Wien, 1991, S. 169 ff.
- Bittermann W. (1990): Naturvorratsrechnung: Boden - Grundlagen für die Erfassung der Landschaft und ihrer Nutzung im Rahmen der Naturvorratsrechnung. Statistische Nachrichten, 45. Jahrgang 1990, Heft 8, Wien.
- Blab Astrid, Götz Bettina, Hoppichler Josef, NowakHorst, OberleitnerIrene, PaarMonika, Schwarzl-Bernhard, Zethner Gerhard (2002): Biodiversität im Alpengebiet - Evaluation und Bewertung. Forschungsbericht Nr. 48 Umweltbundesamt / BA für Bergbauernfragen, Wien.
- Boyd James, Banzhaf Spencer (2006): What Are Ecosystem Services? The Need for Standardized Environmental Accounting Units. Resources for the Future, Discussion Paper No. RFF DBP 06-02; Publ. 2007: Ecological Economics 63(2-3): 616–626.
- Bräuer I., Müssner R., Marsden K., Oosterhuis F., Rayment M., Miller C., Dodoková A. (2006): The Use of Market Incentives to Preserve Biodiversity. Ecologic Project Report - A project under the Framework contract for economic analysis ENV.G.1/FRA/2004/0081; July 2006; URL: <http://ec.europa.eu/environment/enveco/biodiversity/pdf/mbi.pdf>
- Brennan Kevin, Durschinger Leslie, Vogt Terry (2012): The Emerging Market for Forest and Land-Use Carbon A new asset class with early - stage investment opportunities that generate extensive environmental and social benefits. Terra global Capital, 3rd Edition, May 2012; by Terra Global Investment Management, LLC; URL: <http://terraglobalcapital.com/press/Terra%20Global%20-%20Emerging%20Forest%20Carbon%20Market.pdf>
- Brodtschneider Robert, Crailsheim Karl (2012): Erhebung der Winterverluste von Bienenvölkern in Österreich 2011/2012. Rohfassung, 20.7.2012; Institut für Zoologie, Karl-Franzens-Universität Graz, Universitätsplatz 2, 8010 Graz.
- Brunsmeyer Annette, Groth Markus (2011): REDD+: Ausgestaltung, Bewertung, Zertifizierung und offene Fragen – Hintergrundpapier. CSC – Climate Service Center Germany; URL: http://www.climate-service-center.de/imperia/md/content/csc/REDD_-CSC-Hintergrundpapier-2011_11_30.pdf
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Hg.: (2011) Weiterentwicklung des Agrarumweltindikators "High Nature Value Farmland" für Österreich. Bearb. Andreas Bartel, Elisabeth Süßenbacher, Katrin Sedy (Umweltbundesamt), Wien, 2011.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Hg.: "High Nature Value Farmland" in Österreich 2007, 2009 und 2010. Bearb. Umweltbundesamt (Andreas Bartel, Elisabeth Süßenbacher). Wien, 2013.
- BUND (2012): Pestizide töten Vögel - 50. Jahrestag von Rachel Carsons „Silent Spring“: Pestizideinsatz weiterhin zu hoch. BUND - Hintergrundpapier, September 2012.

- Cansier Dieter (1993): Umweltökonomie - 2. Auflage. UTB-Taschenbuch, Lucius & Lucius, Deutschland, 1993.
- Carlson Allan: The Problem of Karl Polanyi. The Intercollegiate Review – Spring 2006.
- Carson Rachel (1962): Stummer Frühling. Dt. Fassung Verlag C.H. Beck 2. Auflage März, 2007. (ISBN-10: 3406049443). (Silent spring book summary <http://www.enotes.com/silent-spring>) - online Google book:
- CBD 1992: Übereinkommen über die biologische Vielfalt. Franz. Originaltext in dt. Übersetzung. URL.: http://www.admin.ch/ch/d/sr/c0_451_43.html bzw. http://www.lebensministerium.at/umwelt/natur-artenschutz/biologische_vielfalt/konvention_biodiversitaet/konvention.html
- Chichilnisky G., Heal G., Beltratti A. (1995): The Green Golden Rule, Economics Letters 49: 175-179; URL: <http://www.chichilnisky.com/pdfs/papers/106.pdf>
- CIFOR (2012): Analysing REDD+: Challenges and choices. Edited by Angelsen, A., Brockhaus, M., Sunderlin, W.D. and Verchot, L.V. (eds) (2012); CIFOR, Bogor, Indonesia.; URL: http://www.cifor.org/publications/pdf_files/Books/BAngelsen1201.pdf
- Coase R. H. (1960): The problem of social cost. J. Law Econ. 3: 1-44. URL: <http://www.sfu.ca/~allen/CoaseJLE1960.pdf>
- 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: 253–259.
- COP 10 (2010): COP 10 Decision X/30 - Mountain biological diversity. CBD-Homepage; URL: <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=12296>
- CSC ? Climate-Service-Center Germany (2012): REDD (+) und seine Bedeutung für den internationalen Wald- und Klimaschutz. Homepage des dt. Climate-Service-Centers; URL: http://www.climate-service-center.de/012359/index_0012359.html.de
- Daily G., Alexander Susan, Ehrlich Paul R., Goulder Larry, Lubchenco Jane, Matson Pamela A., Mooney Harold A., Postel Sandra, Schneider Stephen H., Tilman David, Woodwell George M. (1997): Ecosystem Services: Benefits Supplied to Human Societies by Natural Ecosystems (Nature's Services. Societal Dependence on Natural Ecosystems.); Island Press. Washington D.C..
- Daly H. E. (1996). Beyond Growth. The Economics of Sustainable Development. Boston: Beacon Press (Aug. 1997).
- Daly H. E. (1999): Uneconomic Growth in Theory and in Fact. The First Annual Feasta Lecture, Trinity College, Dublin, 2th April, 1999.
- Daly H. E. (1999): Five policy recommendations for a sustainable economy. Review 1 of The First Annual Feasta Lecture, Trinity College, Dublin, 1999.

- Dasgupta Partha, Mäler Karl-Göran (1999): Net National Product and Social Well-Being. The Beijer Institute of Ecological Economics; URL: http://www.beijer.kva.se/PDF/84500138_disc125artikel.pdf
- DIVERSITAS: A project of DIVERSITAS aiming at exploring and understanding mountain biodiversity. DIVERSITAS-Homepage: <http://www.diversitas-international.org/activities/research/global-mountain>
- Dittbrenner Nils, Mosera Isabelle, Triebkorna Rita, Capowiez Yvan 2010: Assessment of short and long-term effects of imidacloprid on the burrowing behaviour of two earthworm species (*Aporrectodea caliginosa* and *Lumbricus terrestris*) by using 2D and 3D post-exposure techniques. Chemosphere, Volume 84, Issue 10, September 2011, Pages 1349–1355.
- Döring Ralph (2007): Wirtschaftswachstum und Biodiversitätsverlust Theorie, Empirie und eine Strategie zur Entkopplung. In: Wachstum, Wachstum über alles? Ein ökonomisches Leitbild auf dem Prüfstand von Umwelt und Gerechtigkeit. Hg. Sven Rudolph, Metropolis-Verlag, Marburg 2007.
- EEA (2009): Distribution and targeting of the CAP budget from a biodiversity perspective. EEA Technical Report Nr. 12/2009. Luxembourg: Office of the Official Publications of the European Communities. Lux
- EEA (2010): Haines-Young R., Potschin M. (2010): Proposal for a common international Classification of Ecosystem Goods and Services (CICES) for Integrated Environmental and Economic Accounting. Report to the EEA, 21. March 2010.
- EEA (2011): Haines-Young R., Potschin M. (2010): Common international Classification of Ecosystem Goods and Services (CICES) – 2011 Update. Paper prepared for discussion at the expert meeting on ecosystem accounts organized by the UNSD, the EEA and the World Bank, London, December 2011.
- EK - Europäische Kommission (2000): Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament - Indikatoren für die Integration von Umweltbelangen in die Gemeinsame Agrarpolitik; KOM (2000) 20 endg.
- EK - Europäische Kommission (2001): Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament: Statistische Informationserfordernisse für Indikatoren zur Kontrolle der Integration von Umweltbelangen in die Gemeinsame Agrarpolitik KOM(2001) 144 endg.
- EK - Europäische Kommission (2006): Entwicklung von Agrarumweltindikatoren zur Überwachung der Integration von Umweltbelangen in die Gemeinsame Agrarpolitik; KOM (2006) 508 endg.
- IRENA Indicator Fact Sheet (2004): IRENA 26 – High nature value (farmland) areas; URL: http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/agri_environmental_indicators/introduction
- EK - Europäische Kommission (2009): Guidance Document - The Application of the High Nature Value Impact Indicator - Programming Period 2007-2013. European Communities, 2009. (dt. Fassung: Leitfaden – Die Anwendung des “High Nature Value (HNV)” Wirkungsindikators; URL: http://ec.europa.eu/agriculture/rurdev/eval/hnv/guidance_de.pdf)

- Ehrlich P.R., Mooney H.A. (1983): Extinction, substitution, and ecosystem services. *Bioscience* 33: 248–254. Ehrlich P.R., Ehrlich A.H. (1981): Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species. 1st edition. Random House, New York. xiv, 305 pp.
- Ellmayer, T. (1993): Erster Überblick zur Biodiversität Österreichs. Studie 12, WWF Österreich, 97 pp.
- Europäische Gemeinschaften (2008): Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität ? Ein Zwischenbericht. European Commission, Brussels; URL: <http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/economics/>
- EU-Kommission (2000): Mitteilung der Kommission - die Anwendbarkeit des Vorsorgeprinzips. KOM (2000), vom 2.2.2000; URL: http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/de/com/2000/com2000_0001de01.pdf
- Fairland James, Leach Melissa, Scoones Ian (2012): Green Grabbing: a new appropriation of nature?, *The Journal of Peasant Studies*, Vol. 39 No. 2, April 2012, 237-261.
- Fischerleitner F. (2011): Die Erhaltung der seltenen Nutztierassen - eine Stärke der Biobauern - Aktuelle Erhaltungsstrategien und Blick in die Zukunft. Vortrag anlässlich der Bio Austria Bauerntage 2011 – Tagungsband; 2011; URL: [http://www.raumberg-gumpenstein.at/c/index.php?option=com_fodok&task=detail&filter_publnr\[\]=8904](http://www.raumberg-gumpenstein.at/c/index.php?option=com_fodok&task=detail&filter_publnr[]=8904)
- Fisher Brendan, Turner R. Kerry, Burgess Neil D., Swetnam Ruth D., Green Jonathan, Green Rhys E., Kajembe George, Kulindwa Kassim, Lewis Simon L., Marchant Rob, Marshall Andrew R., Madoffe Seif, Munishi P.K.T., Morse-Jones Sian, Mwakalila Shadrack, Paavola Jouni, Naidoo Robin, Ricketts Taylor, Rouget Mathieu, Willcock Simon, White Sue and Balmford Andrew (2011): Measuring, modeling and mapping ecosystem services in the Eastern Arc Mountains of Tanzania. *Progress in Physical Geography* 2011 35: 595-611; DOI: 10.1177/0309133311422968
- Fonseca Gustavo (2009): Trends in Financing the Stewardship of Global Biodiversity OECD Workshop on Innovative International Financing for Biodiversity Conservation and Sustainable Use, Paris, July 2, 2009.
- Freudenschuss A., Obersteiner E., Uhl M. (2008): Organische Schadstoffe In Grünlandböden. Umweltbundesamt (UBA) - Report: REP-0158, Wien 2008;.
- Freudenthaler, Paul (2009): Österreichs Pflanzengenet. Ressourcen f. Ernährung und Landwirtschaft - ein Überblick; Informationsveranstaltung zum International Treaty; AGES Wien, 19.3.2009; 2009.
- García Latorre Jesus, García Latorre Juan (2012): Globalization, Local Communities, and Traditional Forest-Related Knowledge. In: J.A. Parrotta and R.L. Trosper (eds.), *Traditional Forest-Related Knowledge: Sustaining Communities, Ecosystems and Biocultural Diversity*, World Forests 12, DOI 10.1007/978-94-007-2144-9_12,
- GEF (2012): Report of the Global Environment Facility to the Eighteenth Session of the Conference of the Parties to the United Nations Framework Convention On Climate Change. Annex FCCC/CP/2012/6, Juli 2012.

- Geiger Flavia, Jan Bengtsson, Frank Berendse, Wolfgang W. Weisser, Mark Emmerson, Manuel B. Morales, Piotr Ceryngier, Jaan Liira, Teja Tschardtke, Camilla Winqvist, Sönke Eggers, Riccardo Bommarco, Tomas Pärt, Vincent Bretagnolle, Manuel Plantegenest, Lars W. Clement, Christopher Dennis, Catherine Palmer, Juan J. Oñate, Irene Guerrero, et al. (2010): Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology* 11 (2010) 97–105; Erratum to “Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland” [Basic Appl. Ecol. 11 (2010) 97–105]
- Gepp, J. (1994): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Wien, 2, 355 pp.
- Gmeiner Ph. (2012): Vergleich LN Fläche DKM 2008 und 2011. Bundesanstalt für Bergbauernfragen - in Anlehnung an Auswertung durch das LFRZ (land- und forstwirtschaftliches Rechenzentrum ? Wien); mündliche und schriftliche Mitteilung, BA für Bergbauernfragen, Wien.
- Götz Michael (2012): Kulturlächen in erschwerten Lagen erhalten. In: Zeit-Fragen - Wochenzeitung für freie Meinungsbildung, Ethik und Verantwortung für die Bekräftigung und Einhaltung des Völkerrechts, der Menschenrechte und des Humanitären Völkerrechts, 15. Oktober 2012; URL: <http://www.zeit-fragen.ch/index.php?id=1086>
- Gómez-Baggethun E., de Groot Rudolf, Lomas Pedro L., Montes Carlos (2010): The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics* 69 (2010) 1209–1218.
- Groier M., Hovorka G. 2007: Innovativ bergauf oder traditionell bergab? - Politik für das österreichische Berggebiet am Beginn des 21. Jahrhunderts. Forschungsbericht Nr. 59 der Bundesanstalt für Bergbauernfragen, Wien, 2007.
- Groth Markus (2005): Ausschreibungen in einem Konzept zur ergebnisorientierten Honorierung ökologischer Leistungen ? Eine transaktionskostenökonomische Analyse. Georg-August-Universität Göttingen - Institut für Agrarökonomie - Arbeitsbereich Umwelt- und Ressourcenökonomik. Vortrag anlässlich der 45. Jahrestagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus an der Georg-August-Universität Göttingen. Oktober 2005.
- Groth Markus (2008): Kosteneffizienter und effektiver Biodiversitätsschutz durch Ausschreibungen und eine ergebnisorientierte Honorierung: Das Modellprojekt „Blühendes Steinburg“. University of Lüneburg - Working Paper Series in Economics No. 105 November 2008.
- Hardin Garrett (1968): The Tragedy of the Commons. Published in *Science*, December 13, 1968. URL: http://www.garretthardinsociety.org/articles/art_tragedy_of_the_commons.html
- Heal Geoffry (2005): Intertemporal Welfare Economics and the Environment. In: *Handbook of Environmental Economics*, Volume 3. Edited by K.-G.Mäler and J.R. Vincent© 2005 Elsevier B.V. All rights reserved; DOI: 10.1016/S1574-0099(05)03021-4
- Hooper D.U.; Chapin III, F.S.; Ewel, J.J.; Hector, A.; Inchausti, P.; Lavorel, S.; Lawton, J.H.; Lodge, D.M.; Loreau, M.; Naeem, S.; Schmid, B.; Setälä, H.; Systad, A.J.; Vandermeer, J. and

- Wardle, D.A. (2005): Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75(1): 3–35; URL: <http://www.npwrc.usgs.gov/pdf/npwrc1436.pdf>
- Hostettler M. (2001): Aufgeklärte Anwendung des Verursacherprinzips - 40 Jahre nach der Kritik von Ronald Coase. *tec21* Heft 7/2001, Bern; URL: <http://www.cycad.ch/fileadmin/pdf/ho/paper/2001/hostettler-2001.pdf>
- Hovorka, Gerhard (2000): Die Theorie der Ökologischen Ökonomie und die Berglandwirtschaft. In: Hovorka, Gerhard (Hrsg.) (2000): *Zukunft mit Aussicht, Beiträge zur Agrar-, Regional-, Umwelt- und Sozialforschung im ländlichen Raum*, Forschungsbericht Nr. 45 der Bundesanstalt für Bergbauernfragen. Wien. 143-157.
- Hummel, M. (1999): *Konfliktfeld Biodiversität*. Agenda-Verl. (Darmstädter interdisziplinäre Beiträge, 7), Münster 1999, S. 3ff.
- IEEP – Institute for European Environmental Policy (2007a): Final Report for the Study on HNV Indicators for Evaluation - Report prepared by the Institute for European Environmental Policy for DG Agriculture; October 2007.
- IEEP – Institute for European Environmental Policy (2007b): HNV Indicators for Evaluation (HNV-Indikatoren für die Evaluierung). Abschließender Bericht für die GD Landwirtschaft. Bekanntmachung 2006-G4-04.
- IEEP – Institute for European Environmental Policy (2007c): Guidance Document to the Member States on the Application of the High Nature Value Indicator (Leitfaden für die Mitgliedstaaten zur Anwendung des Wirkungsindikators des hohen Naturschutzwertes). Bericht für die GD Landwirtschaft. Bekanntmachung 2006-G4-04.
- Jessel Beate (2010): Ökosystemdienstleistungen - Potentiale und Grenzen eines aktuellen umweltpolitischen Konzepts. BfN – Deutschland, Vortrag auf dem dt. Naturschutztag; URL: http://www.deutscher-naturschutztag.de/fileadmin/DNT/documents/Vortraege/Jessel_DNT2010.pdf
- IEEP – Institute for European Environmental Policy (2007): Final Report For The Study On HNV Indicators For Evaluation - Report prepared by the Institute for European Environmental Policy for DG Agriculture; October 2007.
- Kemfert Claudia (2009): *Umweltökonomie*. Vorlesungsunterlage der Humbolt-Universität Berlin 2009.
- Krajasits Cornelia, Andel Adolf, Wach Iris (2008): *Stellenwert der Gemeinden für den österreichischen Tourismus*. Österreichisches Institut für Raumplanung (ÖIR) 2008.
- Krajasits Cornelia, Wach Iris (2010): *Sozio-demografische und räumliche Aspekte der Wanderungsbewegungen in Österreich 2002-2008 - Endbericht - ÖIR-Projekthaus*, Wien 2010.
- Kohler T; Pratt J; Debarbieux B; Balsiger J; Rudaz G; Maselli D; (eds) (2012): *Sustainable Mountain Development, Green Economy and Institutions. From Rio 1992 to Rio 2012 and beyond. Final Draft for Rio 2012*. - Prepared with an international team of experts.

- Kosoy N., Corbera E. (2010): Payments for ecosystem services as commodity fetishism. *Ecological Economics* 69 (2010) 1228–1236.
- Krüger Monika M, Anke A Große-Herrenthey, Wieland W Schrödl, Achim A Gerlach and Arne A Rodloff, 2012: Visceral botulism at dairy farms in Schleswig Holstein, Germany - Prevalence of *Clostridium botulinum* in feces of cows, in animal feeds, in feces of the farmers, and in house dust. *Anaerobe* 18(2):221-3 (2012) PMID 22200452
- Levitt Tom (2010): What is biodiversity offsetting and how would it work? – *The Ecologist* 9th June, 2010.
- Liebich Jost, Schäffer Andreas, Burauel Peter (2003): Structural and functional approach to studying pesticide side-effects on specific soil functions. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22(4), pp 784-790.
- Loishandl-Weisz Harald (2011): GZÜV-Sondermessprogramm Pestizide und Metaboliten 2010. Umweltbundesamt (UBA)/ BMLFUW, Wien 2011; herausgegeben vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft/ Sektion VII/Nationale Wasserwirtschaft in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt;
- Machatschek, M. (1999): *Nährhafte Landschaft*. Böhlau, Wien 1999.
- Manzeschke Arne (2009): Hintergrundinformation Ökonomisierung. Sozialwissenschaftliches Sozialethik ? Online - Institut der Evangelischen Kirche in Deutschland; URL: <http://www.ekd.de/sozial-ethik/download/Oekonomisierung.pdf>
- Marx Karl: Der Fetischcharakter der Ware und sein Geheimnis. - vgl. auch Kisker Peter (2001): Das Mensch-Natur-Verhältnis (Ökologie) - Grundlagen und Kontroversen in der Marx'schen Politischen Ökonomie. - Freie Universität Berlin - Fachbereich Wirtschaftswissenschaft - Institut für Wirtschaftspolitik und Wirtschaftsgeschicht; URL: http://www.karadas.eu/seminararbeiten/menschnatur.htm#_Toc755032
- Mattioli Dana (2008): Merrill Lynch: Turning Trees into Money. *The Wallstreet Journal*, März 2008; URL: http://blogs.wsj.com/environmentalcapital/2008/03/11/merrill-lynch-turning-trees-into-money/?mod=hpp_europe_blogs
- McKinsey (2010): Companies See Biodiversity Loss as Major Emerging Issue. *Mc Kinsey Quarterly*; URL: www.mckinseyquarterly.com/The_next_environmental_issue_for_business_McKinsey_Global_Survey_results_2651.
- MEA - Millennium Ecosystem Assessment (2005): Chapter 24: Mountain Systems - Ecosystems and human well-being : current state and trends : findings of the Condition and Trends Working Group / edited by Rashid Hassan, Robert Scholes, Neville Ash. URL: <http://www.maweb.org/documents/document.766.aspx.pdf>
- MEA - Millennium Ecosystem Assessment (2005a): *Millennium Ecosystem Assessment - Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Meadows, D. H., Meadows, D. L., Randers, J. and W. W. Behrens.(1972): *The limits to growth*. New York: Universe Books.

- Montague Peter (1997): The Pesticide Treadmill. Environmental Research Foundation – R; URL: <http://www.pmac.net/rachel.htm>
- Morales Evo (2010): Nature, forests and indigenous peoples are not for sale. Bericht von Chris Lang vom 30. September 2010; URL: <http://www.redd-monitor.org/2010/09/30/evo-morales-nature-forests-and-indigenous-peoples-are-not-for-sale/>
- Nicolas Gruber & James N. Galloway (2008): An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature* 451, 293-296 (17 January 2008) | Doi: 10.1038/nature06592; Published online 16 January 2008.
- Naeem Shadid, Thompson Lindsey J., Lawler Sharon P., Lawton John H., and Woodfin Richard M. (1995): Empirical evidence that declining species diversity may alter the performance of terrestrial ecosystems. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* (1995) 347, 249-262; URL: <http://www.jstor.org/stable/55946>
- Nutzinger Hans G. (2010): Nobelpreis in Wirtschaftswissenschaften für Elinor Ostrom: Ein Überblick über ihr ökonomisches Hauptwerk. Joint Discussion Paper No. 24-2010 - Series in Economics by the Universities of Aachen, Gießen, Göttingen, Kassel, Marburg, Siegen ISSN 1867-3678.
- NYSE Euronext (2012): NYSE Euronext Marks Second Year as Only Carbon-Neutral Global Exchange Operator - Energy-Efficiency Initiatives Drive NYSE Euronext. NYSE Euronext news release Aug. 21, 2012; URL: <http://www.nyse.com/press/1345544761576.html>
- OECD (2002): Handbook of Biodiversity Valuation: A Guide for Policymakers, Paris.
- OECD (2003): Harnessing Markets for Biodiversity: Towards Conservation and Sustainable Use, Paris.
- OECD (2008): People and Biodiversity Policies – Impacts, Issues and Strategies for Policy Action, Paris.
- OECD (2010): Paying for Biodiversity - Enhancing the Cost-effectiveness of Payments for Ecosystem Services. OECD-Paris.
- OECD (2011): Summary Record of the Expert Workshop on Mobilizing Private Sector Finance for Biodiversity Conservation and Sustainable Use. OECD Working Party on Biodiversity, Water and Ecosystems (WPBWE), Paris, März 2011.
- OECD (2012): Green Growth and Biodiversity (final draft). OECD Working Party on Biodiversity, Water and Ecosystems; Dokument ENV/EPOC/WPBWE(2011)1/REV2, Paris, Mai 2012.
- Oppermann Rainer, Paracchini Maria Luisa (2012): HNV farming – central to European cultural landscapes and biodiversity. In: High Nature Value Farming in Europe Rainer Oppermann, Guy Beaufoy, Gwyn Jones (Eds.), Verlag regionalkultur 2012.
- Oppermann R., Beaufoy G., Jones Gwyn (Hg.) (2012): High Nature Value Farming in Europe, Rainer Oppermann, Guy Beaufoy, Gwyn Jones (Eds.), Verlag regionalkultur 2012.
- Ostrom Elinor (1999): Die Verfassung der Allmende. Jenseits von Staat und Markt. Tübingen: J.C.B. Mohr, 316 S., ISBN 978-3-16-147136-0.

- Ott W., Staub C. (2009): Wohlfahrtsbezogene Umweltindikatoren – Eine Machbarkeitsstudie zur statistischen Grundlage der Ressourcenpolitik. Umwelt-Zustand Nr. 0913. Bern: Bundesamt für Umwelt, Schweiz.
- Pearce D. W. (1993): Economic values and the natural world, Earthscan Publications, London
- Pearce D. W., Morgan D. (1994): The Economic Value of Biodiversity. Earthscan Publications; IUCN — The World Conservation Union, London.
- Pechlaner Roland (2012): Roudup®-Wirkstoff Glyphosat bedroht die Mikroflora. Manuskript von Dr. Roland Pechlaner (Innsbruck) vom 14.9.2012 für die Redaktion von ?multikosmos? (Medieninhaber: Multikraft Produktions- und HandelsgmbH)
- Pfisterer Andrea (2005): Die Dienstleistungen der Biodiversität - Was zeigen 30 Jahre experimentelle Forschung? In: Der Wert der Biodiversität - Forschung und Praxis im Dialog - Informationen des Forum Biodiversität Schweiz; Hotspot 12/05-Bern.
- Poschacher, G. (1998): Perspektiven für die österreichischen Bergbauern. Der Förderungsdienst, Heft 10, S. 347ff.
- Pötsch Erich M., Krautzer Bernhard, Bartel Andreas (2012): Extensivgrünland als wichtigste Ressource für den Agrarumweltindikator HNVF. 17. Alpenländisches Expertenforum 2012, 65 - 72; Raumberg-Gumpenstein 2012.
- Polanyi Karl (1944): The Great Transformation - Politische und ökonomische Ursprünge von Gesellschaften und Wirtschaftssystemen. Ausgabe 1978, (Suhrkamp) Frankfurt/M.
- Pro Specie Rara (1995): Landwirtschaftliche Genressourcen der Alpen. Bristol-Schriftenreihe Band 4, Stiftung BRISTOL, Zürich (Hrsg.).
- Rahmeyer F. (1998): Theoretische Grundlagen der Umweltökonomie. Vorlesungsunterlagen. URL: <http://www.waellisch.de/home/Coase.pdf>
- Ramoser, M., Roilo, Ch., Steixner, H., Hölzl, S., Moser, H. (1994): Höfegeschichte - Museum Tiroler Bauernhöfe, Kramsach-Innsbruck.
- Sánchez-Bayo F. (2009): From simple toxicological models to prediction of toxic effects in time. Ecotoxicology 18: 3. 343-354.
- Schindegger, F., Zanetti, G., Deussner, R., Doubek, C. (1997): Regionalentwicklung im Alpenraum. Schriften zur Regionalpolitik und Raumordnung Nr. 31, Wien.
- Schmidt, L., K. Gerber und P.L. Ibisch (2011): Ein Rahmen für effektive Waldklimaschutzvorhaben, Diskussionspapier, Bonn.
- Schneck Joshua D., Murray Brian C., Galik Christopher S., Jenkins W. Aaron (2011): Demand for REDD Carbon Credits A Primer on Buyers, Markets, and Factors Impacting Prices. Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions - Working Paper; NI WP 11-01, February 2011.
- Schubert U., Schuh B., Behrens A., Wächter P. (2005): Grundlagen der Umweltökonomik und -politik. Vorlesungsunterlage für Regional- und Umweltwirtschaft, Wirtschaftsuniversität Wien; URL: <http://www.wu.ac.at/vw4/ruw/downloads/vorlesungsunterlagen>

- Science-ORF (2012): Vögel verschwinden von Feldern und Wiesen. Science-ORF.at 24.7.2012; URL: <http://science.orf.at/stories/1702117/>
- Smulders, S. (1999). How Discounting and Growth can be Good for the Environment. University of Calgary and Tilburg University.
- Solow, R. M. (1956): A contribution to the theory of economic growth. Quarterly Journal of Economics 70:pp 65-94.
- Srivastava Nalin (2008): IPCC Guidelines and REDD Monitoring and Verification - IPCC National Greenhouse Gas Inventories Program - Expert Consultation on National Forest Monitoring and Assessment (NFMA): Meeting Evolving Needs. Rome 2008.
- Srivastava Nalin (2008): IPCC Guidelines and REDD Monitoring and Verification - IPCC National Greenhouse Gas Inventories Program - Expert Consultation on National Forest Monitoring and Assessment (NFMA): Meeting Evolving Needs. Rome 2008.
- Staub C.; Ott W. et al. (2011): Indikatoren für Ökosystemleistungen: Systematik, Methodik und Umsetzungsempfehlungen für eine wohlfahrtsbezogene Umweltberichterstattung. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 1102.
- Stern, N. (2007): The Economics of Climate Change: The Stern Review. Cambridge, UK: Cambridge University Press; URL: http://www.hm-treasury.gov.uk/stern_review_report.htm
- Systempunkte (2012): Elinor Ostrom gegen die Tragik der Allmende. In: systempunkte.org - libertäre und anarchistische Positionen. URL: <http://www.systempunkte.org/article/elinor-ostrom-gegen-die-tragik-der-allmende>
- Suske W., Huber Johanna (2012): Erarbeitung von Auswertungen, Schlussfolgerungen und konkreten Maßnahmenvorschlägen zu „SLK“ und „Streuobst“ für das Programm Ländliche Entwicklung 2014+. Projektbericht von SUSKE Consulting für den Verein Arche Noah; Wien, Juni 2012.
- Tamme Oliver (212): Klimawandel im österreichischen Berggebiet. Forschungsbericht Nr. 65, Bundesanstalt für Bergbauernfragen, Wien.
- TEEB (2010): Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität: Die ökonomische Bedeutung der Natur in Entscheidungsprozesse integrieren. (TEEB (2010) The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature); Ansatz, Schlussfolgerungen und Empfehlungen von TEEB – eine Synthese.
- TEEB-Economics (2010a): Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. The Ecological and Economic Foundations - preliminary draft - chapter 1. URL: <http://www.teebweb.org/EcologicalandEconomicFoundationDraftChapters/tabid/29426/Default.aspx>
- TEEB-Economics (2010b): Biodiversity, ecosystems and ecosystem services. The Ecological and Economic Foundations - preliminary draft - chapter 2. URL: <http://www.teebweb.org/EcologicalandEconomicFoundationDraftChapters/tabid/29426/Default.aspx>

- TEEB-Economics (2010c): Discounting, ethics and options for maintaining biodiversity and ecosystem integrity - preliminary draft - chapter 6. URL: <http://www.teebweb.org/EcologicalandEconomicFoundationDraftChapters/tabid/29426/Default.aspx>
- ten Brink, P. und Bräuer, I. (2008): Proceedings of the Workshop on the Economics of the Global Loss of Biological Diversity, with inputs from Kuik, O., Markandya, A., Nunes, P. and Rayment, M., Kettunen M., Neuville, A., Vakrou, A. and Schröter-Schlaack, C. 5-6 March 2008, Brussels, Belgium.
- Tennekes Henk (2010): The systemic insecticides: a disaster in the making. In dt. Übersetzung: Das Ende der Artenvielfalt: Neuartige Pestizide töten Insekten und Vögel; Experimental Toxicology Services (TS) Nederland BV; URL: <http://www.disasterinthemaking.com/>
- Tennekes Henk (2012): The significance of the Druckrey-Küpfmüller equation for risk assessment? The toxicity of neonicotinoid insecticide to arthropods is reinforced by exposure time. Toxikology - 2010; doi:10.1016/j.tox.2010.07.005.
- Tennekes H A, Sánchez-Bayo F. (2012): Time-dependent toxicity of neonicotinoids and other toxicants: Implications for a new approach to risk assessment J. Environ. Anal. Toxicol. S4: 001 (in press)
- Turner R.K., Paavola J., Cooper P., Farber St., Jessamy V., Georgiou St. (2003): Valuing nature: lessons learned and future research directions. Ecological Economics 46: 493–510.
- UBA (2005): Weiterentwickelte Österreichische Strategie zur Umsetzung des Übereinkommens über die Biologische Vielfalt. Wien, Oktober 2005; URL: <http://www.biologischevielfalt.at/>
- UBA (2011): Ökosystemleistungen und Landwirtschaft - Erstellung eines Inventars für Österreich. Report REP-0355 des Umweltbundesamtes, Wien 2011.
- UBA-Deutschland (2011): Stickstoff - zuviel des Guten? - Umweltbundesamt Dessau-Roßlau.
- Umweltbüro Klagenfurt (2006): MOBI-E: Entwicklung eines Konzeptes für ein Biodiversitäts-Monitoring in Österreich. Bericht des Umweltbüro Klagenfurt, Projektleitung: Univ.-Prof. Dr. Wolfgang Holzner; Auftraggeber BMLFUW; Projektkoordination DI Daniel Bogner, DI Ingo Mohl, Klagenfurt 2006.
- UNFCCC - United Nations Framework Convention on Climate Change (2008): Investment and financial flows to address climate change: an update. URL: <http://unfccc.int/resource/docs/2008/tp/07.pdf>
- US-EPA (2003): Pesticide Fact Sheet: Clothianidin – conditional registration: May 30, 2000; URL: <http://www.moraybeedinosaurs.co.uk/neonicotinoid/clothianidin.pdf> ;
- Vogl-Lukasser B. (1999): Studien zur funktionalen Bedeutung bäuerlicher Hausgärten in Osttirol basierend auf Artenzusammensetzung und ethnobotanischen Analysen. Studie im Auftrag des BMLF, BMWV und des Landes Tirol.
- Vogl-Lukasser Brigitte, Falschlunger Gabriele, Blauensteiner Peter, Vogl Christian (2007): Erfahrungswissen über Lokalsorten traditioneller Kulturarten in Ost- und Nordtirol. Projekt durchgeführt im Rahmen des INTERREG IIIA Tirol - Südtirol zur Sicherung pflanzlicher Genressourcen

- cen in den Alpen (Gene-Save) und des Projektes 1272, GZ 21.210/41-III1/03 (Teil 2) gefördert vom Land Tirol und dem Lebensministerium (BM:LFUW)
- Ward Graham (2008): Religion als Ware oder die Vollendung des Kapitalismus. In: Andreas Nehring und Joachim Valentin (Hrsg), *Religious Turns, Turning Religions Veränderte kulturelle Diskurse, neue religiöse Wissensformen*, Stuttgart (Kohlhammer Verlag) 2008, S. 93?105.
- World Finance (2012): Carbon trading in need of regulator attention. Online-Edition, 9. August, 2012; URL: <http://www.worldfinance.com/markets/equities/a-lost-opportunity>
- Wunder S. (2005): Payments for environmental services: Some nuts and bolts. CIFOR Occasional Paper No. 42, Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.
- Wunscher T., Engel S., Wunder S. (2006): Payments for environmental services in Costa Rica: increasing efficiency through spatial differentiation, *Quarterly Journal of International Agriculture*, Vol. 45, No. 4.
- Zaugg Urs (2011): Landwirtschaft und Biodiversität. Vortrag im Rahmen des SCNAT-Informationsanlass vom 16.11.2011 an der Universität Bern. Amt für Landwirtschaft und Natur des Kanton Bern; URL: <http://www.biodiversity.ch/downloads/07Zaugg.pdf>
- Zwick Steve (2008): Painting the Town REDD: Merrill Lynch Inks Massive Voluntary Forest Deal. URL: http://www.ecosystemmarketplace.com/pages/dynamic/article.page.php?page_id=5584§ion=home&eod=1

Josef Hoppichler

Vom Wert der Biodiversität

Wirtschaftliche Bewertungen und Konzepte für das Berggebiet

Die vorliegende Studie beschäftigt sich intensiv mit den Möglichkeiten und Grenzen der Bewertung – auch der monetären Bewertung - von Biodiversität bzw. Ökosystemleistungen mit Blickrichtung eines zukünftigen Ansatzes in der Weiterentwicklung von Berggebietspolitiken.

Schwerpunkte der Analyse sind die Darstellung der theoretischen Fundierung von Ökosystemleistungen - beginnend mit Ökosystemprozessen und -funktionen - bis hin zu daraus abgeleiteten möglichen konkreten Nutzen für die Menschen, aber auch die Probleme bei der Quantifizierung und Qualifizierung dieser Leistungen kommen intensiv zur Sprache. Dabei werden die diskutierten Bewertungsversuche sowie die bisherigen wesentlichen internationalen Publikationen, sei es im Rahmen der OECD oder des globalen TEEB-Projektes (The Economics of Ecosystems and Biodiversity), in einen Kontext des aktuellen wirtschaftswissenschaftlichen Diskurses zwischen Neoklassik und Ökologischer Ökonomie gestellt. Auch auf die „Ökonomie der Gemeinschaftsgüter jenseits von Staat und Markt“ nach Elinor Ostrom wird Bezug genommen.

Diese Arbeit reflektiert auf den systematischen Verlust an Biodiversität und die daraus folgenden Ökosystems Schäden durch die moderne Intensivlandwirtschaft. So sind auch Überdüngung mit Stickstoff und der exzessive Einsatz von Pflanzenschutzmitteln bis hin zum Bienensterben Gegenstand einer diskursiven Auseinandersetzung. Und die zentrale Conclusio des Berichtes: Es gibt keine ökonomische Effizienz in Bezug auf die Erhaltung und Nutzung von Biodiversität bzw. in Bezug auf die Anerkennung der Ökosystemleistungen, wenn das Schadenpotential der modernen Agrartechniken – und selbstverständlich auch die Schadenspotentiale der nicht umweltgerechten Techniken in allen anderen Wirtschaftssektoren - ausgeblendet wird.

ISBN: 978-3-85311-106-2

Medieninhaber (Verleger) und Herausgeber
Bundesanstalt für Bergbauernfragen

A-1030 Wien, Marxergasse 2
<http://www.berggebiete.at>

Layout: R. Neissl, M. Hager

Druck: BMLVS - Heeresdruckzentrum - 3821/13



Gedruckt nach der Richtlinie „Druck-
erzeugnisse“ des Österreichischen
Umweltzeichens, UW-Nr. 943

