

Ute Feit und Horst Korn (Bearb.)

Treffpunkt Biologische Vielfalt IX

Interdisziplinärer Forschungsaustausch im Rahmen
des Übereinkommens über die biologische Vielfalt



Treffpunkt Biologische Vielfalt IX

Aktuelle Forschung im Rahmen des
Übereinkommens über die biologische Vielfalt
vorgestellt auf einer wissenschaftlichen Expertentagung
an der Internationalen Naturschutzakademie Insel Vilm
vom 24.-28. August 2009

Bearbeitung:

Ute Feit

Horst Korn



Titelbild: Annette Pahl

Konzeption und Redaktion:

Ass. iur. Ute Feit Bundesamt für Naturschutz
Dr. habil. Horst Korn INA Insel Vilm
18581 Putbus

Fachbetreuung im BfN: Ute Feit

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

Die BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich.

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

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen.

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

Druck: BMU-Druckerei

Gedruckt auf 100% Altpapier

Bonn - Bad Godesberg 2010

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	7
---------------	---

Biodiversität der Wälder

VERENA EIBFELLER & STEFAN STREU Muster und Mechanismen der Wirkung unterschiedlicher Baumartendiversität auf die Bodenfauna an der Schnittstelle Boden-Streu und in der Rhizosphäre	9
NILS HASENBEIN & MANFRED KRAEMER Auswirkungen von Lebensraumfragmentierung auf die Bestäubung und Reproduktion von <i>Acanthus eminens</i>	15
KRISTIN SCHRÖDER, SANDRA RAJMIS, JAN BARKMANN & RAINER MARGGRAF Ökonomische Wertschätzung von Ökosystemdienstleistungen und Biodiversität in Waldökosystemen	19
MATTHIAS RUPP Lichte Wälder durch Beweidung: Genese, Bedeutung als Biotope, Stellenwert in der Landschaft und im Naturschutz in Baden-Württemberg	25
KATJA HEUBACH, KAREN HAHN-HADJALI &, RÜDIGER WITTIG Ökonomischer Beitrag (subsistenz-)wirtschaftlich genutzter Wildpflanzen zur Einkommenssicherung ruraler Gemeinschaften der westafrikanischen Savanne: Ein Fallbeispiel aus Benin	33
ANIKA BUSCH & RAINER MARGGRAF Analyse der deutschen globalen Waldpolitik im Kontext der Klimarahmenkonvention und des Übereinkommens über die Biologische Vielfalt	39
MIRJAM MILAD Waldnaturschutz und Klimawandel: Leitbilder und Ziele vor dem Hintergrund sich verändernder Rahmenbedingungen	45

Schutzgebiete

KARINA REINBOLD & ANNETTE HILDINGER Küstennationalparks in Entwicklungsländern: soziale und sozialräumliche Auswirkungen ihrer Ausweisung auf die ansässige Bevölkerung. Die Fallbeispiele Superagüi, Brasilien, und Banc d'Arguin, Mauretanien, im Vergleich	51
--	----

Agrobiodiversität / ökonomische Anreizmechanismen

STEFAN MEYER, KARSTEN WESCHE, CHRISTOPH LEUSCHNER, THOMAS VAN ELSSEN & JÜRGEN METZNER Schutzbemühungen für die Segetalflora in Deutschland – das Projekt „100 Äcker für die Vielfalt“	59
ANJA WEBER Erweiterte Möglichkeiten für den Schutz von Grünlandflächen durch kollektive Ansätze? Hessische Naturschutzverträge aus transaktionskostenökonomischer Sicht	65
LENA ULBER & HORST-HENNING STEINMANN Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft im Ackerland durch ein Ausschreibungsverfahren	71

Binnengewässer

NIKE SOMMERWERK, JÖRG FREYHOF, DIEGO TONOLLA & KLEMENT TOCKNER Erfassung und Prognose aquatischer Biodiversität auf europäischer Ebene	77
MARLENE PÄTZIG Bedeutung und Biodiversität von Söllen in Nordostdeutschland	83

JOCHEN WULFHORST Klimawandel, Hochwasser und Trockenfallen von Fließgewässern: Einfluss eines Abfluss-Regimes mit geringer Vorhersagbarkeit und sehr hoher Unregelmässigkeit auf die Lebensgemeinschaften in zwei Waldbächen im Westharz	89
Invasive gebietsfremde Arten	
CORNELIA MORAWETZ Molekularbiologische Untersuchungen zur Invasion aquatischer Neozoen	97
GRIT MEHNERT, FRANZISKA LEUNERT, SAMUEL CIRÉS, KLAUS JÖHNK & CLAUDIA WIEDNER Steigende Wassertemperaturen fördern die Konkurrenzfähigkeit von Neocyanobakterien in norddeutschen Gewässern	103
ULRICH ZUMKIER & MANFRED KRAEMER Auswirkungen der invasiven Art <i>Heracleum montegazzianum</i> (Riesenbärenklau) auf einheimische Pflanze-Bestäuber-Systeme	109
Bestimmung und Monitoring biologischer Vielfalt / Indikatorenentwicklung	
SEBASTIAN SCHUCH, JULIAN BOCK, KARSTEN WESCHE UND MATTHIAS SCHAEFER Entwicklung der Biodiversität Deutschlands innerhalb der letzten 50 Jahre - Zikaden, Wanzen und Heuschrecken	115
KAI PETRA STICH & YORK WINTER RFID- und Internet-Technologie-gestütztes, automatisiertes Winter-Monitoring-System	121
JENS MÜLLER Die Bestimmung von „High Nature Value Farmland“ Flächen mit GIS. Vergleichende Untersuchungen zur Identifizierung von High Nature Value Farmland auf Basis von Biotoptypen, Acker- und Grünlandkennarten und der Flächeninanspruchnahme durch seltene Tierarten.	125
ABS / Traditionelles Wissen	
JULIA ROJAHN Gerechte Nutzung genetischer Ressourcen oder Biopiraterie? Ethische Kriterien für ein ausgewogenes und gerechtes benefit-sharing für pflanzengenetische Ressourcen in der Landwirtschaft.....	131
ULRICH HANZIG Die sozio-kulturelle Bedeutung traditionellen Wissens für den Erhalt der biologischen Vielfalt in Südecuador	137
EVANSON C. KAMAU The CBD and Kenyan (African) Healer: Myths and Reality	143
Umweltbildung / Akzeptanzförderung	
DOROTHEE BENKOWITZ Authentische Lernumgebungen als Zugang zu Biodiversität – Kompetenzerwerb durch Schulgartenarbeit.....	155
KATRIN LÜCKMANN, VERENA LAGEMANN & SUSANNE MENZEL Bildungspotenzial naturnaher Standorte in Botanischen Gärten zur Förderung der Wahrnehmung lokaler Biodiversität	161
FLORIAN FIEBELKORN & SUSANNE MENZEL Biodiversität unterrichten: Die Perspektive angehender Biologie-Lehrender – Ein interkultureller Vergleich	167
SEBASTIAN KOCH, JAN BARKMANN & SUSANNE BÖGEHOLZ Wahrnehmung von Ressourcen-Nutzungsdilemmata durch Studierende am Regenwaldrandbereich in Indonesien	175

NADIN HERMANN & SUSANNE MENZEL

Dilemmasituation „Rückkehr großer Wildtiere“ in Deutschland – Welche Schutzmotivationen haben Schüler(innen)?181

GESINE SCHEPERS

Der Wert biologischer Vielfalt189

Raumplanung

LUPP, G.; ALBRECHT, J.; BASTIAN, O.; DARBI, M.; LEIBENATH, M.; MATHEY, J.; NEUBERT, M.; RÖBLER, S.; STRATMANN, L.; STUTZRIEMER, S. & WALZ, U

BioRaum – Raumwissenschaftliche Forschung zu Fragen des Erhalts und der Entwicklung Biologischer Vielfalt199

MARIANNE DARBI

Voluntary Biodiversity Offsets: Freiwillige Kompensationsmaßnahmen für Eingriffe in die Biodiversität – eine neue Perspektive für den Erhalt und die Wiederherstellung der biologischen Vielfalt weltweit und in Deutschland?205

Teilnehmer der Tagung211

Vorwort

Der wissenschaftlich diagnostizierte Globale Wandel in Bezug auf Biodiversität, Klima und Böden ist als Thema in Politik und Gesellschaft angekommen. Die auf diesen Wandel reagierenden internationalen Vereinbarungen und Konventionen haben eine hohe politische Bedeutung. Das gilt insbesondere für die Konvention über biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity - CBD) und das Amt der CBD-Präsidenschaft, das Deutschland bis zur nächsten 10. Vertragstaatenkonferenz im Herbst 2010 innehat.

Die Vertragserfüllung der CBD erfordert mit ihren drei übergreifenden Zielen – „die Erhaltung der biologischen Vielfalt, die nachhaltige Nutzung ihrer Bestandteile und die ausgewogene und gerechte Aufteilung der sich aus der Nutzung der genetischen Ressourcen ergebenden Vorteile“ (Art.1 CBD) – eine umsetzungsorientierte Forschung. Biodiversitätsforschung im Sinne der CBD geht über die Untersuchung der Mannigfaltigkeit der Gene, Arten und Ökosysteme weit hinaus und erstreckt sich als ein hochkomplexes Querschnittsthema auf zahlreiche gesellschaftliche Bereiche. Für die Umsetzung der CBD wurde daher der Ökosystemare Ansatz entwickelt. Dieser behandelt Biodiversität aus ökologischer, ökonomischer, sozialer und kultureller Perspektive und erfüllt damit eine elementare Forderung Nachhaltiger Entwicklung.

Mit dem Umsetzungsprozess der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt kommt Deutschland einer zentralen Verpflichtung der CBD nach. Wissenschaft und Forschung nehmen in zunehmendem Maße ihre Verantwortung wahr, Beiträge zur Umsetzung dieser Konvention zu leisten. Sie entwickeln Forschungsansätze, Methoden und Instrumente zur Lösung von Problemen im Zusammenhang mit dem Verlust von Biodiversität und dessen Auswirkungen auf die Armutsbekämpfung und den Klimawandel. Dazu ist die Integration natur-, wirtschafts- und sozialwissenschaftlicher Forschungsdisziplinen - Interdisziplinarität – erforderlich, aber auch die Einbeziehung übergreifender gesellschaftspolitischer Akteure in den Forschungs- und Entwicklungsprozess – Transdisziplinarität. Eine solche Forschung ist komplementär zur (multi-) disziplinären Grundlagenforschung, baut auf deren Ergebnissen auf und entwickelt konkrete Problemlösungen. Jedoch setzt dieses günstige Rahmenbedingungen in der Forschungspolitik und Forschungsförderung voraus. Trotz mancher Anstrengungen und Erfolge liegt Deutschland hier im internationalen Vergleich nicht an Spitzenpositionen. Um den deutschen Beitrag zur Umsetzung der CBD zu stärken und zukunftsfähig zu machen, braucht dieser Bereich deutlich mehr Unterstützung aus der Forschungsförderung aber auch ein erhöhtes Engagement aus der Wissenschaft.

Um die viele wissenschaftliche Bereiche für eine solche Forschung zu motivieren, führte das Bundesamt für Naturschutz (BfN) auch in diesem Jahr wieder ein interdisziplinäres Nachwuchswissenschaftlertreffen zu Themenbereichen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt durch. Der vorliegende Tagungsband gibt die vielfältigen Beiträge aktueller Biodiversitätsforschung wieder. Die Wissenschaftler kamen aus den unterschiedlichsten Fachbereichen, wie der Politikwissenschaft, Rechtswissenschaft, Ökonomie, Biologie, Forstwissenschaft und der Agrarökonomie. Der sich aus dieser Konstellation ergebende Austausch zur Biodiversitätsforschung wirkte motivierend, schaffte Kontakte zwischen den Wissenschaftlern und regte zu fachübergreifenden Diskussionen an.

Die Zusammenarbeit zwischen dem BfN, als wissenschaftlicher Fachbehörde und der Forschung hat sich als eine zukunftsweisende Symbiose herausgestellt. Auch im nächsten Jahr, dem Internationalen Jahr der Biologischen Vielfalt, wird das BfN wieder zu einem wissenschaftlichen CBD-Nachwuchswissenschaftlertreffen einladen.

Prof. Dr. Beate Jessel

Präsidentin des Bundesamtes für Naturschutz

Muster und Mechanismen der Wirkung unterschiedlicher Baumartendiversität auf die Bodenfauna an der Schnittstelle Boden-Streu und in der Rhizosphäre

VERENA EIBFELLER & STEFAN SCHEU

Schlagwörter: Nationalpark Hainich; Biomonitoring; Clusteransatz; Bodenfauna; Oribatida; Nahrungsnetzanalyse; Stabile Isotope; Tracer

1 Einführung

Die vorliegenden Studien wurden im Rahmen des Graduiertenkollegs 1086 der Georg-August-Universität Göttingen mit dem Titel "Die Bedeutung der Biodiversität für Stoffkreisläufe und biotische Interaktionen in temperaten Laubwäldern" durchgeführt. Das Untersuchungsgebiet ist der Nationalpark Hainich (Thüringen). Das Nationalparkgebiet ist das größte zusammenhängende naturbelassene Laubmischwaldgebiet Deutschlands und zeichnet sich mit bis zu 14 Baumarten pro Hektar durch eine sehr hohe Baumartendiversität aus.



Abb. 1: Nationalpark Hainich (Lindig)

Im Speziellen steht die Untersuchung der Bodenfauna des Nationalparks Hainich im Mittelpunkt. Dabei werden die Diversität und Aktivität der Bodenfauna, sowie deren Bedeutung für den Kohlenstoff- und Stickstofffluss an der Schnittstelle Boden-Streu und in der Rhizosphäre untersucht. Der diverse Baumbestand des Nationalparks Hainich bietet hier die Möglichkeit, ein umfassendes Biomonitoring des Artenspektrums der Bodenfauna in temperierten naturbelassenen Laubmischwäldern durchzuführen. Es soll untersucht werden, ob sich die hohe oberirdische Biodiversität auf die bisher wenig untersuchten Tiergruppen im Boden auswirkt. Der Fokus des Biomonitoring ist die Bestimmung der Artenvielfalt der Gruppe der Hornmilben (Oribatida). Der Einfluss der Diversität der Baumbestände auf die Dichte, Diversität und Aktivität soll aber für die gesamte Bodenfauna (Makro- und Mesofauna) untersucht werden.

2 Clusteransatz

2.1 Fragestellung

Die Untersuchungen zur Diversität der Zersetzerfauna werden in einem kleinräumigen Ansatz, dem „Clusteransatz“, durchgeführt. So soll der Einfluss von der Diversität der Baumbestände auf die Dichte, Diversität und Aktivität der Bodenfauna untersucht werden, aber vor allem liegt der Schwerpunkt auf der Frage, wie sich die Identität der Baumarten *Fagus sylvatica*, *Carpinus betulus*, *Fraxinus excelsior*, *Tilia cordata* und *Acer pseudoplatanus* auf die Bodenfauna auswirkt.

2.2 Methoden

Zur Durchführung des Clusteransatzes wurden in zwei Gebieten des Nationalparks, an der Thiemsburg und im Lindig, Baumdreiecke („Cluster“) etabliert. Alle möglichen Kombinationen der ein-, zwei- und dreiart-Varianten der fünf Baumarten wurden dabei realisiert. Ein-Art Cluster dienen dazu, den Effekt Baumarten einzeln zu testen. Ebenso ist es möglich, alle zweifach- und dreifach-Interaktionen zu analysieren, da alle dazu nötigen Cluster-Varianten im Gelände repliziert vorhanden sind.

Es wurde eine interdisziplinäre Probenahme innerhalb des Graduiertenkollegs 1086 durchgeführt, sodass eine umfassende Untersuchung des Bodens erfolgte (Abb. 2).

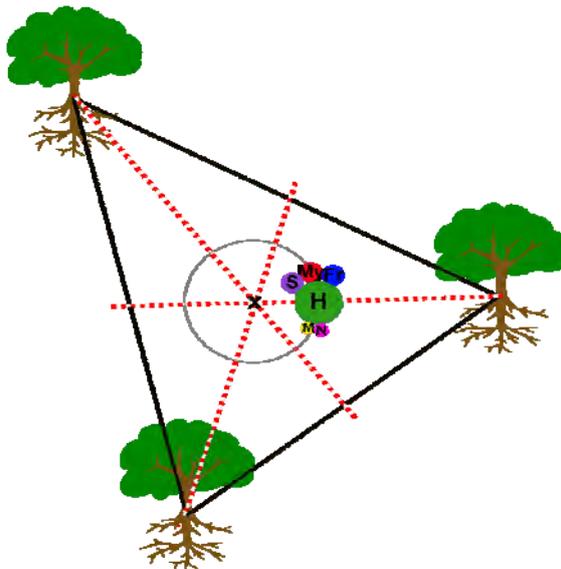


Abb. 2: Schema der Probenahme auf den Clusterflächen. Bodensäulen zur Extraktion der Makrofauna (H) und Mesofauna (M). Proben zur Analyse von Feinwurzeln (Fr), Mycorrhiza (My), Bodeneigenschaften (S), Bodenfeuchte und Krautschichtdiversität

Im Rahmen der Probenahme wurden mit Stechzylindern Bodenproben entnommen. Zur Untersuchung der Makrofauna dienten Proben einer Fläche von 1/20 Quadratmeter, wohingegen die Mesofauna-Proben einen Durchmesser von 1/509 Quadratmeter hatten. Die Proben wurde in zwei Horizonte unterteilt: die Streuauflage und 0-5 cm der Bodensäule. Anschließend wurde eine 12-tägige Hitze-Extraktion der mobilen Bodenfauna durchgeführt. Die Tiere wurden in einem Glykol-Wassergemisch aufgefangen und zur Konservierung in 70 %igen Ethanol überführt. Die Siedlungsdichte der Tiere wurde über Varianzanalysen (GLM) mit den Statistikprogramm SAS analysiert. Um zu untersuchen, ob die Verteilung der Tiergrup-

pen mit der Anzahl der Baumarten in den Clustern zusammenhängt, wurden die Cluster je nach Anzahl der verschiedenen Baumarten in die Diversitätslevel eins, zwei und drei eingestuft.

2.3 Ergebnisse

Die Diversität der Baumarten der Cluster hatte einen signifikanten Einfluss auf die Verteilung der Zersetzerfauna im Hainich. Wichtige saprotrophe Gruppen der Makrofauna wurden beeinflusst [Isopoda (Asseln) Opilionida (Weberknechte) und Lumbricida (Regenwürmer) Abb. 3a]. Mit ansteigender Diversität der Bäume nahm die Abundanz von Gruppen der Mesofauna [Oribatida (Hornmilben) und Collembola (Springschwänze)] und der Makrofauna ab (Abb. 3a).

Vor allem die Buche hatte einen maßgeblichen Einfluss auf die Zersetzerfauna. Makrozersetzer wie Diplopoda (Tausendfüßer) sind weniger in den Clustern zu finden, wenn Buche anwesend ist (Abb. 3b). Die Mesofauna, vor allem Oribatida, profitieren dahingegen von der Anwesenheit von Buche (Abb. 3b). Die Anwesenheit von Hainbuche hatte positive Effekte auf die Abundanz vieler Gruppen der Bodenfauna [Diplopoda, Araneida (Spinnen) und Pseudoscorpionida]. Die Dichte von Oribatida und anderen Gruppen der Mesofauna ging dagegen bei Präsenz von Hainbuche zurück.

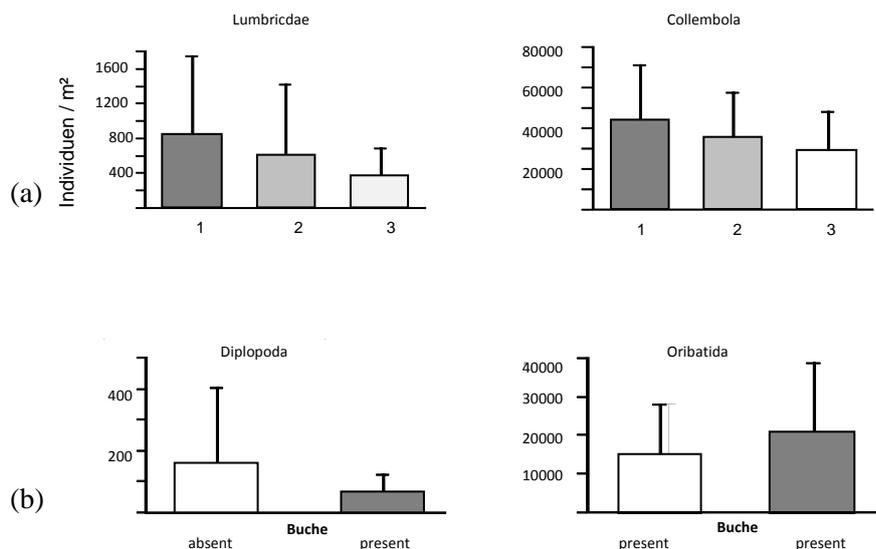


Abb. 3: (a) Die Abundanz (Individuen / m²) von Regenwürmern (Lumbricidae; $F=4,17$, $p= 0,02$) und Springschwänzen (Collembola; $F=4,65$, $p= 0,01$) wurden signifikant von der Anzahl der Baumarten pro Cluster beeinflusst, wobei die Dichten in Ein-Art-Clustern am höchsten waren.. (b) Die Dichte von Doppelfüßer (Diplopoda; n.s.) war in Clustern mit Buche niedriger als in Clustern ohne Buche, der Effekt von Buche auf Oribatida ($F= 8,22$, $p= 0,03$) war umgekehrt. Mittelwerte mit Standardabweichung.

Die Baumarten Linde, Ahorn und Esche hatten nur geringe Bedeutung für die Verteilung der Bodenfauna. Das Laub dieser Baumarten zeichnet sich durch einen hohen Anteil an Stickstoff und einen geringen Anteil an pflanzlichen Sekundärstoffen aus und stellt eigentlich eine qualitativ hochwertige Nahrungsressource für die Zersetzerfauna dar. Für die Verteilung der Zersetzerfauna ist dies jedoch offensichtlich nicht von großer Bedeutung. Vor allem die Zersetzer-Mesofauna reagierte positiv auf die Anwesenheit von Buche. Da diese Baumart qualitativ minderwertige Streu für die Zersetzerfauna liefert, liegt der Schluss nahe, dass eher die Habitat-Eigenschaften von Buchenstreu für die Abundanz der Zersetzerfauna von Bedeutung sind, als deren Nahrungsqualität. Dies scheint vor allem für die Zersetzer-Mesofauna zu

gelten, da die Abundanz von Collembola und Oribatida von der Anwesenheit von Buche in den Clustern signifikant höher war als in den Clustern ohne Buche.

Der Schwerpunkt der faunistischen Auswertung des Biomonitoring liegt auf den Tiergruppen der Mesofauna. Im Hainich besteht das Mesofauna- Zersetzer-Nahrungsnetz zu ca. 50 % aus Collembola, zu 30 % aus Oribatida, zu 15 % aus Prostigmata und die restlichen 5 % teilen sich auf Astigmata und auf Gamasina (Raubmilben; Diplomarbeit S. BEYER, 2008). Im Fokus steht die Gruppe der Oribatida (Abb. 4).

Für das Gebiet der Bundesrepublik wurden bisher 620 Oribatida-Arten nachgewiesen. Für diese Tiergruppe wurde eine Bestimmung auf Artniveau für die Buchen-, Eschen-, Buchen + Eschen- und Buchen + Eschen + Linden-Cluster durchgeführt. Es konnten 64 Arten nachgewiesen werden. Insgesamt sind für das Gebiet des Nationalpark Hainich bisher 104 Oribatida-Arten nachgewiesen (Diplomarbeit S. BEYER, 2008).



Abb. 4: Hornmilben (Oribatida) aus dem Gebiet des Nationalparks Hainich: (a) *Steganacarus striculus*, (b) *Quadroppia montruosa* und (c) *Eulohmannia ribagai*

3 Isotopen-Ansatz

3.1 Einleitung

Neben der Untersuchung der Biodiversität der Bodenfauna im Nationalpark Hainich sollen der Kohlenstoff- und Stickstofffluss ins Zersetzenahrungsnetz und innerhalb des trophischen Netzes der Bodenfauna untersucht werden. Dabei soll überprüft werden, wie wichtig der Eintrag von Kohlenstoff und Stickstoff ins Zersetzenahrungsnetz über den Abbau von Streu ist (Streu-Pfad). Um dies überprüfen zu können, wird eine Freilandstudie in einem Buchenreinbestand im Nationalparkgebiet, der Müllverstädter Chaussee, durchgeführt. Der Nährstofffluss ins Zersetzenahrungsnetz über den Streu-Pfad und der Einfluss der Streutypen (Esche als hochwertige und Buche als niederwertige Streu) auf das Bodennahrungsnetz soll hierbei verfolgt werden.

Zur Analyse des Kohlen- und Stickstofffluss werden stabile Isotope von Kohlen- und Stickstoff als Tracer eingesetzt, aber auch deren natürliche Variation untersucht. Insbesondere ^{15}N reichert sich in der Nahrungskette an. Ein Tier, das sich von totem Blattmaterial ernährt (saprophag), hat deshalb ein niedrigeres $^{14}\text{N}/^{15}\text{N}$ Verhältnis, als ein Tier, das sich von pilzlicher, mikrobieller oder tierischer Kost ernährt.

3.2 Methoden

Zur Verwendung von stabilen Isotopen als Tracer, wurde in Gewächshäusern Jungbäume von Buchen und Eschen angezogen. Über eine Vegetationsperiode wurde dabei ^{13}C -gelabeltes CO_2 eingeleitet und ^{15}N markierte Düngerlösung zugegeben. So wurde Blattstreu produziert, die sowohl ein erhöhtes $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ - als auch $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ -Verhältnis besitzt (Tab. 1). Wird die so markierte Streu durch die Bodenfauna abgebaut,

kann das erhöhte $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ - und $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ -Verhältnis als Signal (Tracer) genutzt und der Fluss von Kohlenstoff und Stickstoff in das Nahrungsnetz des Bodens verfolgt werden.

Tab. 1: Markierung der Buchen- und Eschenstreu, die in den Mesokosmen ausgebracht wurde

		Delta $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$	Varianz von C (%)	^{15}N atom%	Varianz von N (%)
markierte Streu	Buche	118,12	1,41	1,50	5,22
	Esche	154,98	3,19	9,31	5,66
unmarkierte Streu	Buche	-29,33	-1,14	0,36	1,47
	Esche	-28,05	-2,29	0,36	1,41

Im Dezember 2008 wurde der Versuchsaufbau wie folgt durchgeführt: Mit einem Stechzylinder wurden intakte Bodensäulen mit der Streuauflage ausgestochen und in Mesokosmen (Durchmesser 25 cm) platziert. Die Mesokosmen wurden von unten mit einer 50 μm Gaze verschlossen und in das Loch der entnommenen Bodensäule zurückgesetzt. Die Streuauflage (L-Horizont) wurde daraufhin entnommen und durch 15,4 g der folgenden Streuvarianten ersetzt: Buchenstreu unmarkiert, Eschestreu unmarkiert und deren Mischung. Ebenso wurden die beiden Streuarten in Reinform als markierte Streu ausgebracht. Die Buche-Esche Mischungen der markierten Streu wurden ebenfalls etabliert, wobei immer nur eine der beiden Arten markiert war. Zudem wurden für jede Variante zwei Mesokosmen aufgebaut, um einen in regelmäßigen Zeitabständen zu drehen und damit einen Ausschluss von Feinwurzeln und Mykorrhizapilzen zu erreichen. Durch den Ausschluss dieser beiden Ressourcenlieferanten für das Bodennahrungsnetz sollte überprüft werden, ob der Fluss von Kohlenstoff und Stickstoff in das Zersetzer-Nahrungsnetz über diesen Nährstoffpfad stattfindet.

Insgesamt wurden 14 Behandlungen etabliert, sieben Streuvarianten jeweils mit und ohne Ausschluss von Feinwurzeln und Mykorrhizapilzen. Der Versuchsansatz wurde viermal repliziert und in vier räumlich getrennten Blöcken aufgebaut. Zudem wurden Mesokosmen aller Behandlungen für zwei Probetermine etabliert. Die erste Beprobung fand im Mai dieses Jahres statt, die zweite soll im Oktober erfolgen. Bei der Probenahme wird die Bodenfauna mittels eines Hitzegradienten extrahiert. Des Weiteren sollen die Verhältnisse der Isotopen $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ und $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ für ausgewählte Tierarten bestimmt werden. Die Auswertung der derzeit vorliegenden Ergebnisse wurde mittels Varianzanalysen (GLM) im Statistikprogramm SAS durchgeführt.

3.3 Ergebnisse

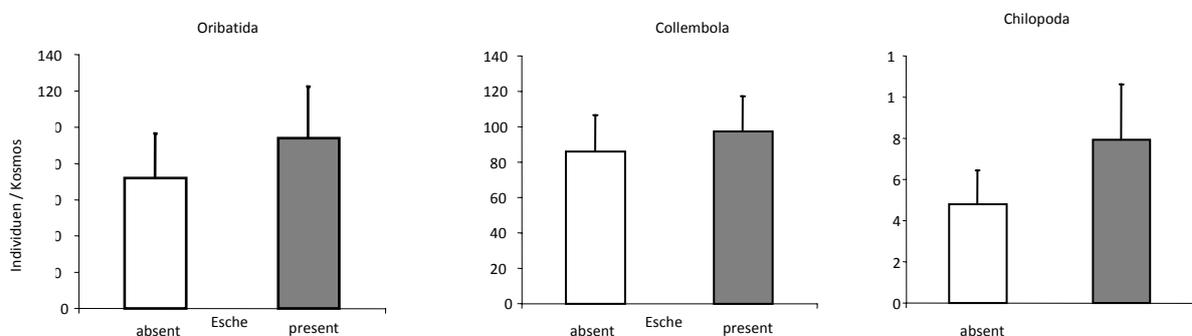


Abb. 5: Die Dichte von Oribatida (n.s.), Collembola (n.s.) und Chilopoda ($F= 6,87$, $p= 0,03$) waren in den Behandlungen mit Esche erhöht. Mittelwerte der Individuenanzahlen der Mesokosmen mit Standardabweichung.

Die Dichte der Mesofauna in den Bodensäulen der Variante ‚Buche ungedreht‘ betrug für Oribatida 22.300, Collembola 22.600, Pro- und Astigmata 1.800 und Gamasina 11.900 Ind./m². Die wichtigste Steuergröße für die Dichte vieler Tiergruppen innerhalb der Mesokosmen war die Streuart. Die Anwesenheit von Eschenstreu führte zu einer Erhöhung der Populationsdichte von vielen Gruppen sowohl der Meso- als auch der Makrofauna. Dies traf auch für die sehr häufigen Gruppen der Oribatida und Collembola zu und setzte sich bei Chilopoda als Prädatoren fort (Abb. 5).

Die Interpretation dieser ersten Ergebnisse passt zu den Ergebnissen des Clusteransatzes. Da die Mesokosmen in einem Buchenreinbestand ausgebracht wurden, war eine dicke Humusaufgabe mit guten Habitateigenschaften für die Mesofauna vorhanden. Beim Tausch der Streu wurde nur die oberste Schicht (L-Horizont) ausgetauscht, der humusreiche Oberboden blieb für die Mesofauna als Lebensraum erhalten. Eschenstreu als qualitativ hochwertige Nahrung für Streuzersetzer konnte so zu einer Zunahme der Populationsdichte der weitgehend als Zersetzer lebenden Oribatida und Collembola führen. Hiervon profitierten Prädatoren wie zum Beispiel Gamasina, Chilopoda und Araneida. Das Drehen der Mesokosmen führte im Vergleich zu Mesokosmen mit Feinwurzel und Mykorrhiza-Einwuchs zu keiner Reduktion der Abundanz der Bodenfauna. Die Hypothese, dass dieser Nährstoffpfad wichtig für die Bodenfauna ist, konnte damit nicht untermauert werden. Allerdings war bereits Ende Juni die gesamte Eschenstreu in den Mesokosmen aufgebraucht. Möglicherweise spielt deshalb unterirdisch über Wurzeln und Mykorrhiza in das System fließende Ressourcen später im Jahr eine größere Rolle. Hierüber soll die Herbstprobenahme Aufschluss geben.

Treffpunkt Biologische Vielfalt IX	2010	15-18	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	-------	--

Auswirkungen von Lebensraumfragmentierung auf die Bestäubung und Reproduktion von *Acanthus eminens*

NILS HASENBEIN & MANFRED KRAEMER

Schlagwörter: Wälder; Fragmentierung; Tier-Pflanze-Interaktion; Bestäubung; Reproduktion; Kenia; Acanthus eminens; Acanthus pubescens

1 Einleitung

Allen Bekundungen und Absichtserklärungen zum Trotz sind die Bemühungen zum Schutz zusammenhängender natürlicher Lebensräume in vielen Teilen der Welt im Lauf der Jahre nur schleppend vorangeschritten. Schutzgebiete umfassen oft nur kleine Restbestände natürlicher Lebensräume, und sind häufig vor und auch noch während des gesetzlichen Schutzes menschlichen Eingriffen unterworfen. Zwischen den - und teilweise auch innerhalb von - Schutzgebieten sind die ursprünglichen Lebensräume teilweise durch andere, meist anthropogene Landschaftsstrukturen voneinander getrennt und damit fragmentiert.

Biodiversität ist nicht statisch, sondern entsteht immer wieder neu und wird von Prozessen getragen, die aus der Interaktion von Lebewesen mit ihrer Umwelt und mit anderen Organismen entstehen. Für den Schutz von Biodiversität ist es essentiell, nicht nur Lebensräume für die in ihnen lebenden Arten zu erhalten, sondern auch die Vielzahl von Prozessen und Verflechtungen in die Schutzbemühungen mit einzubeziehen. Es ist daher von entscheidender Bedeutung, ein tief greifendes Verständnis für diese Prozesse zu entwickeln, da sie der natürlichen Artenvielfalt zugrunde liegen.

Bereits seit einiger Zeit stehen die Auswirkungen von Lebensraumfragmentierung auf Ökosystemprozesse im Fokus der Forschung. Die grundlegende Annahme, dass fragmentierte Lebensräume nur von eingeschränkter Qualität für die in ihnen lebenden Arten sind, ist häufig bestätigt worden. Zugleich ist oftmals auch ein gegenteiliger Effekt gefunden worden. Damit auch deutlich geworden, dass das Verständnis der zugrunde liegenden Prozesse noch unvollständig ist und sich zwischen Orten, Arten und Bedingungen sehr stark unterscheiden kann.

2 Studienort und Studienobjekte

Das vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) finanzierte Projekt BIOTA (BIOdiversity Monitoring Transect Analysis in Africa) Ost Afrika untersucht die Biodiversität in Bergregenwäldern. Die hier vorgestellte, im Rahmen des BIOTA-Subprojektes E10 („Towards sustainable use and conservation of pollinators“) durchgeführte Studie befasst sich unter anderem mit den Auswirkungen von Ökosystemfragmentierung auf die Bestäubung von *Acanthus eminens* (Acanthaceae).

Die Untersuchung wird im Kakamega Forest in West-Kenia durchgeführt. Das Waldgebiet liegt auf ca. 1.500 m üNN und ist eingebettet in ein aufgrund des regenreichen Klimas und der fruchtbaren Böden äußerst dicht besiedeltes Farmland. Durch die (land-)wirtschaftliche Nutzung entsteht ein hoher Druck auf den Kakamega Forest. Trotz der Schutzmaßnahmen wird dem Wald Feuerholz entnommen; es kommt zu illegalen Baumfällungen, Brandrodungen, Jagd und Beweidung des Waldinneren durch Viehherden.

Der Wald ist ein Überrest des guineo-kongolesischen Regenwaldgürtels und bildet ein Refugium für an Waldgebiete angepasste Tier- und Pflanzenarten. Für den Biodiversitätsschutz in Kenia kommt dem Kakamega Forest daher eine hohe Bedeutung zu, da er Arten beinhaltet, die auf Grund ihrer Habitatsprüche in Kenia sehr stark zurückgegangen sind.

Der Strauch *A. eminens* wächst in Lichtungen von Primärwäldern und entlang von Flussläufen. Die Sträucher kommen in der Regel in Populationen von fünfzig bis mehreren hundert Individuen vor, die von anderen Standorten räumlich isoliert sind. *A. eminens* ist in der Lage, sich vegetativ zu vermehren. Zugleich blüht die Pflanze zwischen Oktober und Januar. Sie bilden zahlreiche Infloreszenzen von bis zu 50 blauen Blüten, die nacheinander aufblühen und somit eine konstante Nahrungsquelle für Bestäuber, vornehmlich Holzbienen der Gattung *Xylocopa*, bieten.

An den Waldrändern kommt *Acanthus pubescens* vor, eine nah verwandte Art, die zeitgleich zur Blüte kommt und sich in Blütenmorphologie und Blühphänologie nur in wenigen Punkten von *A. eminens* unterscheidet. Da die beiden Arten durch Waldfragmentierung in räumliche Nähe gelangen, kommt es möglicherweise zu einer bestäubervermittelten Interaktion, wie beispielsweise Konkurrenz um Bestäuberbesuche oder Kreuzbestäubung zwischen den Arten.

Ziel der Studie ist es, verschiedene Stadien der Reproduktion von *A. eminens* zu untersuchen, um ein umfassendes Bild von den beteiligten biotischen und abiotischen Faktoren und Prozessen und dem Einfluss von Waldfragmentierung auf ihr Zusammenspiel zu erhalten.

2.1 Fragestellungen der Untersuchung

Die wesentlichen Fragestellungen der Untersuchung sind:

- Wird die Bestäubung von *Acanthus eminens* durch die Waldfragmentierung beeinflusst? Welche Faktoren (Bestäuberfauna, Mikroklima) spielen eine Rolle?
- Ist die genetische Diversität der Populationen in den Waldfragmenten geringer als im Hauptwald? Beeinflusst sie den Reproduktionserfolg?
- Sind die Populationen von *Acanthus eminens* genetisch isoliert? Gibt es genetischen Austausch zwischen Hauptwald und Fragmenten?
- Inwiefern wird die Bestäubung von *Acanthus eminens* durch die verwandte Art *Acanthus pubescens* beeinflusst?

3 Methoden

Der natürliche Frucht- und Samenansatz wird in mehreren Populationen von *Acanthus eminens* sowohl im Wald als auch in den Fragmenten untersucht. Die Keimfähigkeit der Samen wird in Aussaatexperimenten ermittelt.

Um den Einfluss der Bestäuber auf den Samenansatz zu erfassen, werden Blüten in jeder Population mehrfach beobachtet und Besuchsfrequenzen pro Blüte sowie die Artenzusammensetzung an jedem Standort ermittelt. Um zu erfassen, inwieweit sich die Bestäuberfauna von *A. eminens* und *A. pubescens* überschneidet, werden dieselben Untersuchungen auch an *A. pubescens* durchgeführt. Da die Nektarkonzentration und das Pollenangebot großen Einfluss auf Besuche von Bestäubern haben, werden Blüten-dichte, Populationsgröße, Nektarmenge und -konzentration sowie die Pollenmenge jeweils an Stichproben untersucht.

Handbestäubungsexperimente unter Bestäuberausschluss werden verwendet, um die Lebensfähigkeit von Pollen und die Wachstumsgeschwindigkeit von Pollenschläuchen zu beobachten. Die Blüten werden als Knospen mit Gaze umhüllt und nach ihrer Öffnung handbestäubt. Die Griffel oder Früchte werden nach definierten Zeiträumen eingesammelt. Auf diese Weise wird erfasst, ob der Samenansatz der Blüten bestäuberlimitiert ist, ob die Populationen Anzeichen genetischer Verarmung zeigen, ob Pollen der jeweils anderen Art auf den Narben keimfähig ist und ob es zur Bildung von Hybriden kommt.

Schließlich wird die genetische Diversität der Populationen sowie ihre Verwandtschaft unter Verwendung von Mikrosatelliten-Markern untersucht.

4 Vorläufige Ergebnisse

Die Auswirkungen von Habitatfragmentierung auf Ökosystemprozesse sind nur schwer zu erfassen, da es sich in der Regel um komplexe Systeme handelt, deren einzelne Komponenten in hohem Maße vernetzt sind. Daher ist es notwendig, möglichst viele dieser Variablen gleichzeitig zu betrachten. Für einige der in der Studie untersuchten Faktoren liegen zur Zeit noch keine umfassenden Auswertungen vor, sodass noch keine umfassende Bewertung durchgeführt werden kann.

Die bisher ausgewerteten Ergebnisse legen aber nahe, dass die Pflanzen in den Waldfragmenten einen höheren Frucht- und Samenansatz haben als in den Populationen im Hauptwald. Dies kann auf mehrere Faktoren zurückzuführen sein, zu denen die Besuchsfrequenzen und Artzusammensetzung der Bestäuber zählen. Auch die Menge und Qualität von Pollen kann diesen Effekt möglicherweise erklären, ebenso wie mikroklimatische Bedingungen. Diese Faktoren werden in die weitere Analyse mit einbezogen.

Ein Handbestäubungsexperiment, in dem Pollen zwischen den Populationen ausgetauscht wurde, führt zu einem höheren Fruchtansatz pro Blüte. Allerdings zeigt sich derselbe Effekt auch, wenn Pollen aus derselben Population verwendet wird. Es ist daher anzunehmen, dass ein Mangel an Bestäuberbesuchen der wesentliche limitierende Faktor für den Samenansatz von *A. eminens* ist. Ein detaillierter Vergleich der Rate der natürlichen Samenproduktion, des Samenansatzes aus den Handbestäubungsexperimenten, der Klimadaten und der Bestäuberbeobachtungen wird weiteren Aufschluss darüber bringen, welche Faktoren die Samenbildung von *A. eminens* beeinflussen.

Schließlich werden die Aussaatexperimente zeigen, ob die erhöhte Samenproduktion in den Fragmenten tatsächlich zu einer erhöhten Reproduktionsrate führt und von welchen Faktoren die Qualität der produzierten Samen abhängt.

5 Diskussion und Ausblick

Die Ergebnisse und ein Vergleich mit anderen Studien zeigt, dass Habitatfragmentierung zwar häufig den Reproduktionserfolg von Arten beeinträchtigt, es aber auch Fälle gibt, in denen die Samenproduktion in gestörten Habitat höher zu sein scheint. Um diesen scheinbaren Widerspruch aufzulösen, wird in jüngerer Vergangenheit immer häufiger eine Vielzahl von Faktoren betrachtet, die oftmals miteinander interagieren.

Der Matrix, in die der untersuchte Lebensraum und seine Fragmente eingebettet sind, kommt in diesem Zusammenhang entscheidende Bedeutung zu. Das Ausmaß der Unterschiede zwischen Lebensraum und Matrix im Hinblick auf die betrachteten Prozesse entscheidet wesentlich über Auswirkungen von Fragmentierung. Sind Tiere und Pflanzen in einem Lebensraum heimisch, der sich in Bezug auf ihre Bedürf-

nisse nur wenig von der umgebenden Matrix unterscheidet, sind die Effekte der Fragmentierung geringer, als wenn die eigentlichen Habitate in deutlich unterschiedliche Landschaftsräume eingebettet sind. Als Beispiel sind an dieser Stelle Waldökosysteme und Agrar-Monokulturen zu nennen: Die wenigsten für ein Leben im Wald angepassten Tiere finden in Agrarflächen Nist- und Lebensräume.

Je nach Artenausstattung der Matrix kann es zu neuen Interaktionen kommen, deren Folgen wenig vorhersagbar sind. So können, wie im vorliegenden Fall, Pflanzenarten an Fragmenträndern in räumliche Nähe geraten, die zuvor geographisch voneinander isoliert waren. Durch mikroklimatische Veränderungen können sich Blühzeitpunkte verschieben, sodass Pflanzen miteinander um Bestäuber konkurrieren. Pollen von fremden Arten kann Narben für den eigenen Pollen blockieren, nah verwandte Arten können Hybriden bilden.

Die weitere Analyse der Blühphänologie der Arten *A. eminens* und *A. pubescens* sowie der Vergleich von Populationen in denen nur eine oder beide der Arten vorkommen wird Aufschluss darüber bringen, inwieweit Interaktionen zwischen den Arten durch die Lebensraumfragmentierung zustande kommen oder beeinflusst werden.

Besonderes Augenmerk liegt auch in der vorliegenden Studie auf dem möglichen Einfluss genetischer Faktoren auf die Fortpflanzung von Arten. Der Reproduktionserfolg von Populationen hängt in der Theorie mit ihrer jeweiligen genetischen Diversität und dem Ausmaß des Austauschs von genetischem Material zwischen den Populationen zusammen. Im Vorliegenden Fall muss dieser Austausch im Wesentlichen über die bestäubenden Insekten stattfinden, da die Samen von den während der Austrocknung explosionsartig aufspringenden Fruchtkapseln nur kleinräumig verbreitet werden. Die genetische Diversität der Populationen hängt also entscheidend vom genetischen Austausch über Bestäuber ab.

Die Vielzahl unterschiedlicher Tendenzen in bislang veröffentlichten Studien zeigt, dass ein grundlegendes Modell für die Auswirkungen von Lebensraumfragmentierung weitgehend fehlt. Die Komplexität der Prozesse macht es in vielen Fällen unmöglich, Vorhersagen zu treffen. Die Gewichtung der zugrundeliegenden Prozesse, ihre Abhängigkeit von biotischen und abiotischen Faktoren und dem jeweiligen Artensystem sowie die enge Verflechtung der verschiedenen Faktoren, macht allgemeine Aussagen sehr schwierig. Auf welcher Ebene in Zukunft allgemeine Aussagen über die Auswirkungen von Habitatfragmentierung auf bestimmte Arten gemacht werden können, ist daher noch nicht abzusehen.

Sicher ist aber, dass für die Planung und Durchführung von Biodiversitätsschutz entscheidend ist, dass das Verständnis der Zusammenhänge vertieft und auf möglichst viele Lebensräume ausgeweitet wird.

Treffpunkt Biologische Vielfalt IX	2010	19-24	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	-------	--

Ökonomische Wertschätzung von Ökosystemdienstleistungen und Biodiversität in Waldökosystemen

KRISTIN SCHRÖDER, SANDRA RAJMIS, JAN BARKMANN, RAINER MARGGRAF

Schlagwörter: Ökosystemare Versicherungsdienstleistungen; Umweltrisiken; Versicherungseffekte der Artenvielfalt; Motive für Zahlungsbereitschaft; Risikowahrnehmung

1 Einleitung

Für die Abschätzung des Wertes einzelner Arten wurden schon viele verschiedene ökonomische Bewertungen durchgeführt. Der Wert der Biodiversität an sich wurde hingegen bisher nur in wenigen Studien betrachtet. Artenreichtum bringt unter anderem einen Versicherungsschutz vor potentiellen Umweltgefahren mit sich, da artenreiche Ökosysteme sich häufig besser auf Änderungen der herrschenden Umweltverhältnisse einstellen können. Speziell vor Gefahren, die in Zukunft auftreten könnten, jetzt aber noch unbekannt sind, bieten artenreiche Ökosysteme daher eine potentiell höhere Vorsorge. Wir erforschen, welchen ökonomischen Wert die Bevölkerung solchen Ökosystemdienstleistungen zuspricht und ermitteln die Motive und Hintergründe dieser Wertschätzungen.

Unsere Forschung spricht damit zwei Themen der Biodiversitätskonvention an. Erstens behandeln wir die Internalisierung von externen Kosten, die durch die Zerstörung der Artenvielfalt entstehen. Zu diesem Zweck untersuchen wir die Wertschätzung der Biodiversität im funktionalen Sinne, indem wir die ökonomische Wertschätzung des durch Artenvielfalt und genetische Vielfalt erzeugten Versicherungsschutzes vor unbekanntem Umweltgefahren ermitteln. Die Ergebnisse dieser Untersuchung tragen dazu bei, ex ante die externen Kosten abzuschätzen, die durch den Wegfall von Ökosystem-Dienstleistungen aufgrund der Vernichtung von Biodiversität entstehen.

Zweitens befassen wir uns mit der Schaffung von Anreizen zur Erhaltung der Artenvielfalt. Die Erforschung der Motivationen und Werte, die den Wertschätzungen der Menschen zugrunde liegen, soll dazu führen, neue Möglichkeiten zur Schaffung von Anreizen für den Schutz und die Erhaltung der biologischen Vielfalt zu finden. Wir untersuchen zum Beispiel durch eine Variation in der Bereitstellung von Informationen, ob durch gezielte Aufklärung mehr Motivation für den Umweltschutz bzw. die Bezahlung dafür geschaffen werden kann. Auf diese Weise wird eine Basis für weitere Forschung darüber, wie diese Motivation beschaffen sein muss, damit die Menschen sich davon angesprochen fühlen, geschaffen. Ferner kann eine bessere Kenntnis der Einstellungen der Menschen zum Umweltschutz sowie ihrer Motivationen und Hintergründe dazu beitragen, mehr Verständnis für den Biodiversitätsschutz in der Bevölkerung zu schaffen.

2 Biodiversität als Schutz vor unbekanntem Umweltgefahren

Unsere Unwissenheit über die langfristigen Folgen der Nutzung unserer Umwelt führt dazu, dass wir weder die Ursachen noch die Eintrittswahrscheinlichkeit oder gar die Folgen vieler zukünftiger Umweltveränderungen absehen können. Diese potentiellen ökologischen Gefährdungen stellen damit ein schwer kalkulierbares Risiko dar. Eine Möglichkeit, dieses Risiko einzugrenzen, ist die Erhaltung und Förderung

der biologischen Vielfalt, da diese gerade im Angesicht unbekannter Gefahren zur Bewahrung von wichtigen Ökosystemfunktionen beitragen kann (MCCANN 2000; YACHI & LOREAU 1999). Der Wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen empfiehlt die Erhaltung der Biodiversität als Strategie der „Rückversicherung“ im Angesicht unbekannter Risiken (WBGU 2000).

In den Ingenieurwissenschaften wurden verschiedene Vorsorgestrategien für die Sicherstellung der Funktionsfähigkeit technischer Systeme angesichts schwer beherrschbarer Störungen entwickelt. Beispiele sind Strategien, welche die Redundanz, Strukturdiversität sowie Elastizität und Resilienz der betroffenen Systeme stärken sollen. Diese Strategien können auch auf die biologische Vielfalt übertragen werden: Viele Individuen derselben Art (Redundanz) sichern die Erhaltung dieser Art und damit auch ihrer Ökosystemfunktionen. Falls die Art aussterben sollte, können beim Vorhandensein mehrerer unterschiedlicher Arten (Strukturdiversität) andere Arten ihre Funktionen übernehmen. Elastizität und Resilienz bezeichnen die Fähigkeit eines Systems, sich von Veränderungen aufgrund einer exogenen Störung zu erholen und in den Ausgangszustand zurückzukehren (WBGU 2000). MCCANN et al. (1998, siehe auch u. a. O’GORMAN & EMMERSON 2009) untermauern mit Hilfe von Modellierungen, dass komplex verknüpfte Systeme mit einem hohen Anteil an schwachen bis mittleren Interaktionen stabiler gegenüber Veränderungen sind. Unter sonst gleichen Bedingungen können artenreiche Ökosysteme daher unter funktionalen Aspekten als stabiler gegen potentielle unbekannte Umweltrisiken angesehen werden als Ökosysteme mit weniger Arten. Da an den ökologischen Funktionen viele für den Menschen wichtige Dienstleistungen hängen, ist der Schutz der biologischen Vielfalt eine der wenigen Möglichkeiten, wie wir selbst noch nicht erkannte Gefährdungen für die Natur und die Menschen reduzieren können (BARKMANN & MARGGRAF 2007).

3 Methoden

3.1 Bereits durchgeführte Forschung

Im Sommer 2006 wurde eine Studie zur Ermittlung der Zahlungsbereitschaft für den Schutz vor Umweltgefahren in der Gegend des Hainich-Nationalparks in Thüringen durchgeführt (n = 302, RAJMIS et al. 2009). Die Befragungen wurden als persönliche Interviews geführt. Gearbeitet wurde mit der Choice Experiment-Methodik. Die Befragten konnten dabei mehrfach zwischen zwei hypothetischen Alternativen der Entwicklung der ökologischen Systeme des Hainich und dem Status Quo wählen. Bei dieser Methode können über die Beobachtung der hypothetischen Auswahlentscheidungen Zahlungsbereitschaften berechnet werden, da jede Alternative zum Status Quo mit einer verpflichtenden Zahlung versehen ist. Zusätzlich zur Zahlungsbereitschaft für den Schutz vor verschiedenen Umweltgefahren, wurden Einstellungen und Überzeugungen hinsichtlich der betreffenden Risiken bzw. möglicher Vorsorgestrategien erhoben. Diese Studie war die erste, die in der „entwickelten“ Welt durchgeführt wurde, um eine Zahlungsbereitschaft für Versicherungs-Dienstleistungen vor unbekanntem Risiken zu erheben.

3.2 Geplante Forschung

Im Sommer/Herbst 2009 wird eine weitere Befragung die Studie auf zehn Landkreise in Niedersachsen und Thüringen ausdehnen (n ~ 300; Landkreise: Hannover, Hildesheim, Holzminden, Northeim, Göttingen, Eichsfeld, Unstrut-Hainich-Kreis, Gotha, Sömmerda, Stadt Erfurt). Dafür werden im August/September 2009 1.500 Fragebögen postalisch an zufällig ausgewählte Adressen versandt.

Neben der verbreiterten geographischen Basis liegt der Schwerpunkt der Untersuchung auf einer Aufklärung der Werthaltungen, Einstellungen und Überzeugungen, die den Zahlungsbereitschaften für die Ver-

sicherungs-Dienstleistungen der biologischen Diversität des Waldes zu Grunde liegen. Diese Werthaltungen, Einstellungen und Überzeugungen werden auf Grundlage aktueller Theorien und Arbeitsweisen der Sozialpsychologie ermittelt (Value-Belief-Norm Theory (STERN et al. 1999), Protection Motivation-Theory (MADDUX & ROGERS 1983)). Folgende Bereiche werden untersucht:

- die Wahrnehmung unterschiedlich (un-)bekannter Umweltrisiken,
- die Besorgnis, die mit dieser Risikowahrnehmung einhergeht,
- der Glaube (oder Nichtglaube) daran, dass man selber etwas gegen diese Gefahren ausrichten kann,
- eine eventuell gefühlte Verpflichtung der Befragten, einen finanziellen Beitrag zum Schutz vor diesen Risiken zu leisten und
- allgemeine Ansichten und Werthaltungen zu Mensch und Umwelt (z. B. Soziale Gerechtigkeit, Loyalität gegenüber Freunden und Umweltbewusstsein).

Des Weiteren soll überprüft werden, ob die Zahlungsbereitschaft durch die Bereitstellung von Informationen über verschiedene Umweltrisiken erhöht wird. Zu diesem Zweck werden der Hälfte aller Fragebögen Informationen über unbekannte Umweltgefahren und den Versicherungsschutz der Biodiversität beigelegt.

4 Ergebnisse

4.1 Studie 2006

Die Altersverteilung der Stichprobe entspricht in guter Näherung der Gesamtbevölkerung von Thüringen und Deutschland. 49 % der Befragten sind Frauen. Der Großteil der Befragten hat die Mittlere Reife (45 %). Das monatliche Netto-Einkommen liegt bei 1.125 € 86 % der Befragten waren mindestens einmal im Hainich-Nationalpark. Die empirische Befragung hatte nur eine sehr niedrige Quote an „Protestantworten“ einschließlich „Zahlungsverweigerern“ (6,6 %), vermutlich da bei der Beschreibung der hypothetischen Auswahlentscheidungen konsequent auf einen Bezug zur Lebenswelt der Befragten geachtet wurde.

Die Befragten haben die Risiken neuer unbekannter Umweltgefahren als eher hoch eingeschätzt: 67,4 % sehen eine Bedrohung durch neue unbekannte Gefahren als „eher bis sehr wahrscheinlich an“. Dass die Folgen von solchen Naturgefahren sich auch auf das eigene Leben auswirken, wird von 62,1 % der Befragten als „eher bis sehr wahrscheinlich“ eingeschätzt.

Die Ökosystem-Dienstleistung „Versicherung gegen unbekannte Risiken“ hat einen signifikanten Einfluss auf die Auswahlentscheidung im Choice Experiment ($p < 0.001$). Die ökonomische Wertschätzung für eine Verbesserung der „Versicherungs-Dienstleistung gegen unbekannte Risiken“ liegt im Durchschnitt der Stichprobe bei 15,72 € pro Person/Jahr.

Die Zahlungsbereitschaft erweist sich dabei als abhängig von der Risikoeinschätzung. Der Durchschnittswert der Risikoeinschätzung liegt auf einer Skala von 1 (sehr ungewiss) bis 5 (sehr wahrscheinlich) bei 3,7. Die Zahlungsbereitschaft steigt auf 18,67 € Person/Jahr für eine nur leicht auf 4 erhöhte Risikoeinschätzung. Für Personen mit einer geringen Risikoeinschätzung („eher ungewiss“: Skalenwert von 2) wird keine positive Zahlungsbereitschaft mehr vorhergesagt. Solche Befragten empfinden keinen

Nutzen von einer Verbesserung des Schutzes vor unbekanntem Gefährdungen durch die biologische Vielfalt. Insgesamt lässt sich feststellen, dass die Zahlungsbereitschaft umso höher ist, für je sicherer das Eintreffen der vorgestellten Risiken gehalten wird. Den stärksten Einfluss auf die Zahlungsbereitschaft für den Schutz vor unbekanntem Risiken hat dabei die wahrgenommene Bedeutung des „Biodiversitätsverlusts“ ($p < 0.001$). Dieses Item hatten wir *a priori* nahe am Bereich „völlig unabsehbarer“ Risiken gesehen. Hinsichtlich der tieferen sozialpsychologischen Hintergründe der Zahlungsbereitschaft für Ökosystem-Versicherungsdienstleistungen konnte unsere erste Studie jedoch nur erste Schritte gehen.

4.2 Pilotstudie 2009

Von April bis Juni dieses Jahres wurden bei einer Pilotstudie 463 Fragebögen an zufällig ausgewählte Haushalte in zehn Landkreisen in Niedersachsen und Thüringen versandt. Die Rücklaufquote betrug 31,3 % ($n = 145$). Die Altersverteilung der Stichprobe spiegelt auch hier in guter Näherung die Gesamtpopulation Deutschlands wieder. 50,3 % der Befragten sind Frauen. Der Großteil der Befragten hat das Abitur (39 %), 31 % die Mittlere Reife und 22 % einen Hauptschulabschluss. Das durchschnittliche monatliche Netto-Einkommen/Haushalt beträgt 2.479 € 96% der Befragten besuchen regelmäßig Wälder in ihrer Umgebung, davon 64 % mindestens einmal pro Monat.

Die durchschnittliche ökonomische Wertschätzung für den Schutz vor unbekanntem ökologischen Risiken liegt in dieser Stichprobe mit 13-14 € pro Person/Jahr etwas niedriger. Angesichts der augenblicklichen wirtschaftlichen Verunsicherung dürfte dieses Ergebnis jedoch als Bestätigung der ersten Studie gelten.

Der Einsatz sozialpsychologischer Konstrukte zur Aufklärung der Zahlungsbereitschaft zeichnet sich als Erfolg versprechender Weg ab. Sowohl der Glaube daran, dass etwas gegen unbekanntem Umweltgefahren getan werden kann, als auch die gefühlte Verpflichtung der Befragten, finanziell etwas zum Schutz vor besagtem Gefahren beizutragen, haben einen signifikanten Einfluss auf die Zahlungsentscheidung. Dies soll an zwei Beispielen dargestellt werden:

- Die unterschiedliche Zustimmung zur Aussage „Ich fühle eine persönliche Verpflichtung, den Schutz vor unbekanntem Umweltgefahren in den Wäldern unserer Region mit Geld zu unterstützen“ hat die Zahlungsentscheidung signifikant beeinflusst ($p < 0.05$). Auf einer Skala von 5 (stimme völlig zu) bis 1 (stimme gar nicht zu) lag der Mittelwert aller Befragten bei 2,7. Wenn die Aussage stärker abgelehnt wird (Skalenwert von 2) sinkt die Zahlungsbereitschaft auf 10,24 € pro Person/Jahr. Sie steigt dagegen auf 15,76 € pro Person/Jahr, sobald eine neutrale Haltung zur Aussage angenommen wird (Skalenwert von 3) und sogar auf 21,27 € pro Person/Jahr bei einer eher zustimmenden Haltung (Skalenwert von 4).
- Die Aussage „Eine Sonderabgabe, die von allen Haushalten zwischen Hannover, Göttingen und Erfurt bezahlt wird, würde den Schutz vor unbekanntem Umweltgefahren in den Wäldern unserer Region stärken“ hatte ebenfalls einen signifikanten Einfluss auf die Zahlungsentscheidung ($p < 0.1$). Der Mittelwert der Antworten auf diese Aussage liegt bei 3,1. Wenn die Aussage eher abgelehnt wird (Skalenwert von 2) sinkt die Zahlungsbereitschaft auf 9,33 € pro Person/Jahr. Bei einer Zustimmung (Skalenwert von 4) steigt sie auf 17,54 € pro Person/Jahr.

Der Effekt der beigelegten Informationen erwies sich mitunter als überraschend. Die Besorgnis über unbekanntem Umweltgefahren nahm wie erwartet zu, wenn auch nur leicht. Jedoch fühlten sich von den Befragten, die zusätzliche Informationen erhalten hatten, deutlich mehr nicht dazu verpflichtet, einen finanziellen Beitrag zum Schutz vor diesen Umweltgefahren zu leisten. Der Glaube daran, dass die Forstver-

waltungen Niedersachsens und Thüringens sowie die Privatwaldbesitzer etwas tun müssten, stieg dagegen leicht an. Möglicherweise sorgten unsere Informationen in diesem Fall dafür, dass die Befragten angesichts der erkannten Größe des Problems eher den Staat bzw. die direkten Eigentümer des betreffenden Gutes in der Verantwortung sahen. Dazu passt auch, dass diejenigen, welche mit zusätzlichen Informationen versorgt wurden, deutlich häufiger der Meinung waren, dass etwas gegen diese Probleme getan werden kann, aber der Glaube daran, dass der eigene kleine Beitrag etwas bewirkt, leicht abnahm.

In jedem Fall führten die beigelegten Informationen zu einer erhöhten Meinungsbildung seitens der Befragten: Die Antwortmöglichkeit „Ich stimme den Aussagen weder zu noch lehne ich sie ab“ wurde innerhalb der Gruppe, welche zusätzliche Informationen erhalten hatte, deutlich weniger angekreuzt.

5 Schlussfolgerungen

Welche praktischen Folgerungen könnten aus diesen Ergebnissen gezogen werden? Gehen wir auf Grundlage der Studie von 2006 konservativ davon aus, dass nur je eine Person pro Haushalt bereit ist, etwa 15 € für die Verbesserung der Versicherungs-Dienstleistungen des Waldes zu zahlen. Berücksichtigt man nun alle Haushalte der recht kleinen thüringischen Untersuchungsregion zwischen Eisenach und Bad Langensalza, so ergibt dies bereits eine Summe von insgesamt rund 600.000 €, die zusätzlich pro Jahr für den Schutz der biologischen Vielfalt zur Verfügung stehen könnten.

Eine Extrapolation vom Projektgebiet auf das gesamte Bundesgebiet ist naturgemäß mit Unsicherheiten behaftet. Die von uns Befragten leben nahe an einem Waldgebiet mit europaweiter Naturschutzbedeutung. Dafür liegt das durchschnittliche pro Kopf-Einkommen in Thüringen weit unter dem Bundesdurchschnitt. Die Ergebnisse der geographisch breiter angelegten neuen Studie bestätigen aber die 2006 ermittelte Größenordnung der Zahlungsbereitschaften. Hochgerechnet auf das Bundesland Thüringen ergäbe die nahe des Hainich ermittelte Zahlungsbereitschaft 17,9 Mio € pro Jahr, hochgerechnet auf die gesamte Bundesrepublik 624 Mio € pro Jahr.

Die ermittelten Zahlungsbereitschaften können (zusammen mit ökologischen Studien zur Bedeutung der Selbstorganisationsfähigkeit ökologischer Systeme) genutzt werden, um Schäden an ökologischen Systemen besser beziffern zu können. Damit dient dieser Forschungsansatz einer verbesserten Abschätzung der externen Kosten des Umwelthandelns. Dies kann die Bewertung von Straßenbauprojekten ebenso betreffen wie die Ermittlung von Schäden nach der 2007 ins deutsche Recht übernommenen EU-Umwelt-Haftungsrichtlinie. Ferner bieten sich in der Landschaftsplanung neue Argumentationsansätze: Da eine Zahlungsbereitschaft für die Versicherungs-Dienstleistung zum Schutz vor unbekanntem Umweltrisiken nachgewiesen wurde, kann ökosystemaren Kriterien nun eine höhere Bedeutung für die Etablierung und Ausgestaltung von Ausgleichsräumen zukommen. Etwa könnte rechtlich normiert werden, dass kein Indikator der Selbstorganisationsfähigkeit ökologischer Systeme (z. B. KUTSCH et al. 2001) im Mittel der betrachteten Räume sinken soll. Die biologische Vielfalt ist in diesem Zusammenhang einer der wichtigsten Indikatoren. Dies wäre ein zusätzlicher rechtlicher Anreiz zur Erhaltung der Artenvielfalt.

Da die dargestellten sozialpsychologischen Ergebnisse sowie die Ergebnisse zur Wirkung zusätzlicher Informationen bislang nur auf einer Pilotstudie beruhen (und teilweise ambivalent sind) möchten wir uns hier mit Folgerungen noch zurückhalten. Es sei jedoch erlaubt, die Hypothese zu äußern, dass die Zahlungsbereitschaft für ökologische Vorsorgemaßnahmen gegen unbekannte Risiken stärker durch grundlegende Einstellungen und Werthaltungen beeinflusst wird als durch ökologische Sachinformationen.

6 Literatur

- BARKMANN, J. & MARGGRAF, R. (2007): Weil wir Geld nicht essen können: Zur ökologischen Katastrophenvorsorge durch biologische Vielfalt. – In: SANDHOFF, K.; ENGEL, A.; ERTL, G.; LINSENMAIR, K.E.; NÜSSLEIN-VOLHARD, C.; SACKMANN, E.; SCHWAB, M.E.; DONNER, W.; STETTER, J. (Hrsg.): Vom Urknall zum Bewusstsein – Selbstorganisation der Materie. - Stuttgart (Thieme) (Verhandlungen der Gesellschaft Deutscher Naturforscher und Ärzte, 124): 175-191.
- MADDUX, J.E.; ROGERS, R.W. (1983): Protection Motivation and Self-Efficacy – A Revised Theory of Fear Appeals and Attitude Change. - Journal of Experimental Social Psychology, 19(5): 469-479.
- MCCANN, K.; HASTINGS, A. & HUXEL, G.R. (1998): Weak Trophic Interactions and the Balance of Nature. - Nature, 395: 794-798.
- MCCANN (2000): The diversity-stability debate. - Nature, 405: 228-233.
- KUTSCH, W.L.; STEINBORN, W.; HERBST, M.; BAUMANN, R.; BARKMANN, J.; KAPPEN, L. (2001): Environmental Indication: A Field Test of an Ecosystem Approach to Quantify Biological Self-Organization. - Ecosystems 4: 49-66.
- O’GORMAN, E.J.; EMMERSON, M.C. (2009): Perturbations to trophic interactions and the stability of complex foodwebs. - Proc. Natl. Acad. Sci. USA, 106(32): 13393-13398.
- RAJMIS, S.; BARKMANN, J. & MARGGRAF, R. (2009): Pythias Rache: Zum Tauschwert ökologischer Versicherung vor unbekanntem Risiken. - Gaia, *submitted*.
- STERN, P.C.; DIETZ, T.; ABEL, T.; GUAGNANO, G.A.; KALOF, L. (1999): A Value-Belief-Norm Theory of Support for Social Movements: The Case of Environmentalism. - Human Ecology Review, 6(2): 81-97.
- WBGU [WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT DER BUNDESREGIERUNG GLOBALE UMWELTVERÄNDERUNGEN] (2000): Jahresgutachten 1999: Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Biosphäre. – Berlin (Springer)
- YACHI, S. & LOREAU, M. (1999): Biodiversity and Ecosystem Productivity in a Fluctuating Environment: The Insurance Hypothesis. - Proc. Natl. Acad. Sci. USA, 96: 1463-1468.

Treffpunkt Biologische Vielfalt IX	2010	25-31	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	-------	--

Lichte Wälder durch Beweidung: Genese, Bedeutung als Biotope, Stellenwert in der Landschaft und im Naturschutz in Baden-Württemberg

MATTIAS RUPP

Schlagwörter: Biodiversität; Strukturvielfalt; Lichte Wälder; Frequenzanalyse; Waldweide

1 Einleitung

Im Projekt „Lichte Wälder durch Beweidung“ wird für drei Jahre zur Genese, Bedeutung lichter Wälder als Biotope und deren Stellung im Naturschutz und in der Landschaft in Baden-Württemberg geforscht. Lichten Wäldern kommt eine große Bedeutung als ökoton- und biodiversitätsreiches Element in der Landschaft zu. Sie werden aber in ihrer Quantität seit dem Wandel des Agrarstaates zum Industriestaat immer weniger und ihre Qualität verändert sich (BUNZEL-DRÜKE et al. 2008:19f, SPROBMAN 2009). Eine Möglichkeit, solche Wälder zu erhalten, ist die angepasste Beweidung mit Nutztieren. Da Waldweide seit nunmehr 176 Jahren untersagt ist, besteht ein großes Wissensdefizit zu dieser Art der Waldnutzung. Um die ökologischen Auswirkungen moderner Waldweide zu verstehen, werden im Projekt natur- und sozialwissenschaftliche Untersuchungen durchgeführt. Diese Forschung unterstützt die Forderungen der Convention of Biological Diversity (CBD) nach Schutz und nachhaltiger Nutzung der Artenvielfalt.

Im Folgenden werden die Untersuchungen rezenter moderner Waldweiden und deren Beschreibung dargestellt. Die ersten Ergebnisse zeigen die floristischen und strukturellen Unterschiede zwischen beweideten und unbeweideten Waldbereichen auf. Weiterhin werden die Erfolgsfaktoren für Waldweide in Baden-Württemberg gezeigt.

2 Das Projekt „Lichte Wälder durch Beweidung“

2.1 Förderer und Untersuchungsgebiete

Das Projekt „Lichte Wälder durch Beweidung: „Genese, Bedeutung als Biotope, Stellenwert in der Landschaft und im Naturschutz in Baden-Württemberg“ begann am 01. August 2008 und läuft bis zum 31. Juli 2011. Projektpartner sind die Stiftung Naturschutzfonds Baden-Württemberg in Stuttgart und das Institut für Landespflege der Albert-Ludwigs-Universität in Freiburg i.Br. Der Bezugsraum für die Recherche und Bearbeitung beweideter lichter Wälder (blW) ist das Bundesland Baden-Württemberg. Die bisher aufgefundenen 43 blW sind über das gesamte Bundesland verteilt. Sie kommen auf einem Höhengradienten von 1.175 Metern, verschiedenen geologischen Substraten und ganz unterschiedlichen Böden vor. Weiterhin sind Relief- und Expositionsunterschiede kennzeichnend. Auf Grund dieser standörtlichen Heterogenität weisen die blW jeweils einzigartige Pflanzeninventare und Strukturelemente auf. Durch regionaltypische Weidetraditionen und unterschiedliche Motivationen der Flächenbetreiber gestaltet sich die Durchführung der Beweidung lichter Wälder von Region zu Region verschieden. Auch die nutzungs- und naturschutzbezogenen Ansprüche an die moderne Waldweide differieren.

2.2 Ziele

Die Forschungen haben das Ziel, herauszufinden, was die lichten Waldstrukturen bezüglich der Biodiversität und der Dynamisierung der Landschaft für die Zukunft erwarten lassen. Weiterhin wird die pauschale Trennung von Wald und Weide hinterfragt. Darauf aufbauend sollen den Begriffen „Biodiversität“ und „Naturschutzrelevanz von fakultativer Waldweide“ inhaltliche Qualitäten zugeordnet werden. Die Ergebnisse haben sowohl einen lokalen als auch einen übergeordneten Bezug. Vor dem Hintergrund, dass die Beweidung von Wäldern mit Nutztieren bisher wenig und nur in ausgewählten Räumen untersucht ist (SPROßMANN 2009, SONNENBURG et al. 2003), soll durch die Forschungsergebnisse das naturschutzfachliche Wertesystem für Waldweideflächen in verschiedenen Biotopen weiter entwickelt werden.

Die Verschneidung sozialempirischer und ökologischer Daten bietet die Möglichkeit, Entwicklungswege, -ziele und Umsetzungsmöglichkeiten abzuleiten. So ist es möglich, sowohl den ökologischen als auch ökonomischen Ausgangssituationen und den naturschutzfachlichen Werten bzw. Zielen bestmöglich gerecht zu werden. Die Erkenntnisse können als Basis zur Entwicklung optimierter Integrations-, Anwendungs- und Fördermöglichkeiten, sowie von Konzepten zur Unterstützung der rechtlichen Absicherung und angepasstem Flächenmanagement dienen. Die aktuellen wissenschaftlichen Ergebnisse können naturschutzpolitische Diskussionen mit Fakten stützen und althergebrachte Assoziationen zu Nutztieren im Wald durch neue Einsichten bereichern.

2.3 Konzeption und Methoden

Die Forschung ist in drei Aufgabenblöcke aufgliedert, die über die Projektlaufzeit parallel, aber zeitlich unterschiedlich gewichtet durchgeführt werden. Im ersten Block laufen die Recherchen nach bIW-Flächen und die Ausarbeitung flächenspezifischer Feldarbeitsmethoden. Die Durchführung und Datenauswertung erfolgt im zweiten Block. Im dritten Block werden sozialempirische Methoden angewendet, um Informationen über kulturgeschichtliche Entwicklungen, Biotoptraditionen, zukünftige Flächennutzungen und naturschutzfachlichen Bezug der Flächennutzung zu gewinnen. Diese Informationen werden in einer Datenbank abgelegt. Eine zweite Datenbank beinhaltet alle Größen der Feldforschung. Über zwischengeschaltete Tabellen können Angaben aus den beiden Datenbanken verknüpft und an die Fragestellung angepasst abgefragt werden.

An die detaillierte Standortansprache zu abiotischen und biotischen Parametern auf allen bIW-Flächen schließt sich eine Strukturkartierung an. Es werden Leitbaumarten und deren Habitus, Vegetation, Streuschicht, Boden, Totholz-Vorkommen, (kulturgeschichtlichen) Besonderheiten und die aktuelle Bewirtschaftungs- oder Flächenpflegesituation kartiert. Bei Flächen mit einer Weidetradition von mehr als 8 Jahren kann davon ausgegangen werden, dass die Samenbank und die rezente Flora signifikant auf das Einflussgefüge der Nutztiere zurückzuführen ist. Dort werden floristische Paarvergleiche zu differenzierten Fragestellungen zum Weideeinfluss auf die Biodiversität durchgeführt. Die Frequenzanalyse findet in 1 m² großen Aufnahmequadraten (Gitterweite 20 cm) im beweideten als auch im standörtlich gleichen, unbeweideten Teil des Untersuchungsgebietes statt (vgl. Abb. 1). In den Gittern werden die Pflanzenarten nach der Häufigkeit ihres Vorkommens er-

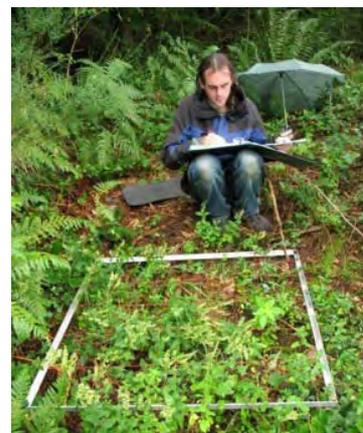


Abb. 1: Durchführung der Frequenzmethode im unbeweideten Teil einer Untersuchungsfläche unter Mithilfe von M. Oelke. Foto: M. Rupp

fasst. Bei Flächen mit einer kürzeren Weidetradition sind Veränderungen der Samenbank und der rezenten Flora nicht signifikant auf das Einflussgefüge der Nutztiere zurückzuführen. Dort wird neben der Standortansprache eine Strukturkartierung nach oben geschildertem Vorgehen durchgeführt. Weitere Informationen zu den Flächen liefern Fragebögen und Experteninterviews nach bekannten Standards (vgl. KROMREY 2006). Bei den Befragten handelt es sich um Tierhalter, Flächenbetreiber und deren Projektpartner aus den Forst-, Landwirtschafts- und Naturschutzverwaltungen. Die Fragen gliedern sich in Themengruppen zu Beweidung und Flächenmanagement, Flächen- bzw. Biotoptradition, Vegetationsdynamik, Informationsaustausch und Vernetzung der Betriebe zu anderen „Waldbeweidern“ sowie Fragen zum Betrieb und der Flächenzukunft. Die Informationen der ausfindig gemachten bLW in Baden-Württemberg werden mit Hilfe von ArcGIS in einer Karte dargestellt und mit den Ergebnissen der Auswertungen verknüpft.

3 Ergebnisse

3.1 Literatur- und Internetrecherchen

Die Literaturrecherche lässt erkennen, dass die Anzahl an Publikationen mit direktem Bezug zur Waldweide gering ist. Unter dem Begriff Waldweide wird meist die historische Wirtschaftsweise und deren Folgen für die Wälder behandelt. Veröffentlichungen zu moderner fakultativer Beweidung von Wäldern sind vermehrt unter den Themenbereichen Landschaftspflege, ökologische Weideprojekte, lichte Wälder und den so genannten „Wilden Weiden“ zu finden. Weiterhin wird das Thema zusammen mit Hutewäldern und Hutangern bearbeitet. Auffallend ist, dass nur in wenigen Publikationen feldökologische Studien beschrieben werden. Da die Beweidung lichter Wälder für die lokale Biodiversität von großer Bedeutung sein kann, wurde von vielen Autoren das Forschungsdefizit angesprochen und angeregt, fakultative Waldweiden unter der rezenten wirtschaftlichen Situation sowie ihre Auswirkungen zu untersuchen.

3.2 Thematischer Kontext im nationalen Rahmen

Um die ausfindig gemachten bLW in einen größeren Kontext einordnen zu können, wurde die Situation „Wilder Weiden“ im gesamten Bundesgebiet beleuchtet. Im Zuge einer Semesterarbeit von Nils Leches am Institut für Physische Geographie Freiburg wurden 103* zufällig ausgewählte „Wilde Weiden-Projekte“ mit Internetpräsenz recherchiert. Die Auswertung erfolgte hinsichtlich Größe, Konzeption, Zielsetzung, Planung und Vernetzung zu anderen Projekten. Durch diese Typisierung wurde ersichtlich, dass sich als Präferenzräume für gehölzbestandene Weiden ertragsschwache Mittelgebirgslagen, bodenfeuchte Auen, Naherholungsgebiete großer Ballungsräume und steile Traditionsweidegebiete abzeichnen.

Eine Clusterung der Projekte fällt dort auf, wo innovative Trägerorganisation und/oder engagierte Persönlichkeiten, nahe gelegene Absatzmärkte für die Weide-Produkte, Naherholungsgebiete für Ballungsräume und anwendbare Förderkonzepte vorhanden sind. Die Anwendung dieser Weidesysteme ist vor allem naturschutzfachlich und landespflegerisch motiviert. In vielen Projektbeschreibungen werden explizite Angaben zur Dynamisierung der Biotope und positiven Veränderungen der Biodiversität gemacht, z. B. bei der Regeneration standortgemäßer Vegetation und Schutz bzw. Neuansiedlung von Tierarten (www.cipra.org, www.bundewischen.de).

* Die Anzahl 103 kam wie folgt zustande: Der Zeitrahmen der Internetrecherche betrug 3 Wochen. In dieser Zeit konnten 103 Projekte gefunden und in den folgenden Semesterwochen beschrieben werden.

3.3 Ergebnisse der Flächenrecherche in Baden-Württemberg

Die folgenden Aussagen beziehen sich auf Informationen zu 30 bereits untersuchten der 43 aufgefundenen bIW-Flächen aus 18 verschiedenen Naturräumen in Baden-Württemberg. Die gegenwärtige Anwendung moderner Waldweide hängt von folgenden Faktoren ab:

- Weiterführung der Traditionsweiden auf waldbestandenen Allmendflächen und Alpwirtschaft.
- Vertragsnaturschutz: kostengünstigere und nachhaltigere Methode zur Erfüllung naturschutzfachlicher Ziele im Vergleich zu maschineller Flächenpflege. Erhalt, Entwicklung und Reaktivierung durch Beweidung entstandener und geprägter Kulturlandschaften, im Speziellen die Hutewälder der Schwäbischen Alb und des Schwarzwaldes.
- Wald erfüllt praktische Funktionen bei der Tierhaltung: Unterstand bei Schlechtwetterlagen oder Hitze, Rückzugsraum bei Stechinsektendruck im Offenland (vgl. Abb. 2), Deckungsangebot bei Geburten (Mutterkuhhaltung), Nahrungsergänzung (mineralien- und nährstoffreiche Laub- und Rindenkost, vgl. Abb. 3), Ausbildung von artgerechtem Raum- und Zeitverhalten.
- Zusatzeinkommen durch qualitativ hochwertige Fleischprodukte.



Abb. 2: Ein Weiderind zieht sich an einem schwülwarmen Tag in den Waldesschatten zurück, um dem Stechinsektendruck im Offenland zu entkommen. Foto: M. Rupp



Abb. 3: Weiderind beim Verzehr nährstoffreichen Eschenlaubs (*Fraxinus excelsior*). Foto: M. Rupp

Die beschriebenen Erfolgsfaktoren sind primär abhängig von der Initiative und Genehmigung der Waldbeweidung durch Mitarbeiter aus forstlichen Einrichtungen. Die Mehrzahl moderner Waldweiden wird in Zusammenarbeit von Forstbediensteten und ortsansässigen erfahrenen Tierhaltern initiiert. Dies bewirkt eine räumliche Verdichtung der bIW im Aktionsraum des entsprechenden Forstamtes und in Räumen mit Traditionsweiden. Allen bisher untersuchten Weidevorhaben sind folgende Merkmale gemein:

- Einschätzung der Flächeneignung für ein Weidevorhaben vor Projektstart. Meist wird eine „Testfläche“ definiert, die bei erfolgreichem Projektverlauf ausgeweitet werden kann. Beginn mit niedrigem Beweidungsdruck, allmähliche Steigerung nach regelmäßiger Flächenkontrolle.
- Kommunikation der Ziele und Vorgehensweisen mit allen Akteursgruppen vor und während der Projektlaufzeit.
- Beweidungsdurchführung durch erfahrene Tierhalter vor Ort.
- Beweidungsmanagement wird zeitlich und räumlich an Schutzobjekte angepasst, z. B. Tierauftrieb nach der Orchideenblüte, Auszäunung schutzwürdiger Flächenanteile, z. B. Gewässerränder, Niedermoorflächen und geschützte Pflanzenvorkommen.

In der aktuellen wirtschaftlichen Situation stellt die Waldweidefläche nur einen kleinen Teil der Gesamtweidefläche des Betriebes dar. Der Haupterwerb des Landwirtes basiert auf Grünlandwirtschaft. Um Waldweide erfolgreich betreiben zu können, braucht der Betrieb regionale Marketingkonzepte zu Weideprodukten und/oder Tourismusangeboten. Auffallend ist, dass fast immer naturschutz-ideologisch motivierte, engagierte Tierhalter agieren und die Förderung lokaler Biodiversität und des Landschaftsbildes eine wichtige Rolle im Weidemanagement spielen.

3.4 Ergebnisse der feldökologischen Untersuchungen

3.4.1 Strukturanalysen

Die folgenden Ergebnisse stammen von den Daten von drei Untersuchungsflächen aus dem Südschwarzwald. Die Vegetation ist mosaikhaft in wiederholt auftretende Arrangements aus Kleinflächen gegliedert, wobei die Raumverteilung der Kleinflächen von der Beschaffenheit des Untergrundes (Felsen, Mulden, Gewässer), der Verbiss- und Trittfestigkeit sowie der Wehrhaftigkeit der Pflanzen, dem Vorkommen liegenden Totholzes und Wurzeltellern abhängt. Die Bodenoberfläche ist durch die Viehtritte gestaltet, es kommen auch vegetationsfreie Stellen vor. Das Sortiment an Strukturelementen wird je nach Lage und Nutzung der Weidefläche verändert. Auf tiefer gelegenen Weidflächen fallen unbeweidete Flächenanteile in dichten Brombeer- (*Rubus fruticosus spec.*) und Neophytenfazies (*Solidago canadensis*, *Impatiens glandulifera*) auf, dafür entfallen Felsen und Nadelbaum-Gruppierungen der Höhenlagen.

Da diese extensiven Waldweideflächen keine weitere forstliche und landwirtschaftliche Nutzung erfahren wird kaum Flächenpflege betrieben. Folglich können endogene Prozesse stattfinden, die in forstlich genutzten Wäldern i. d. R. unterbunden werden. Dazu gehören der altersbedingte Zerfall von Pionierbaumarten (*Betula*, *Acer*, *Salix*) und das Belassen von großdimensioniertem stehendem und liegendem Totholz, Rohbodenstellen und Kotung der Nutztiere im Wald. Diese Strukturelemente leisten der Ansiedelung vieler Tier- und Pflanzenarten Vorschub und stellen Nahrungsquellen dar.

3.4.2 Floristische Analysen

Die floristische Analyse wird exemplarisch an der Weidefläche des Baldenweger Bucks am Feldberg präsentiert. Dort wurden im beweideten und unbeweideten Wald bodenfrische bis trockene Stellen erfasst. Entlang der Bachläufe und in Niedermooren wird zum Schutze der Hochstauden Beweidung weitgehend unterlassen. Die Tab 1 beschreibt auffallende Merkmale der floristischen Situation.

Tab. 1: Vergleich der bearbeiteten Straten bezüglich des Artenvorkommens.

Stratum + Artenzahl	Ø Arten/m ²	STA-BWN	VAR	Median-Ø Artenfrequenz	STA-BWN	VAR	Ø Arten/400 cm ²	STA-BWN	VAR
IW bew. (30)	18,50	3,40	13,90	10,42	4,95	29,44	8,83	0,67	0,54
IW unbew. (34)	26,00	2,00	8,00	7,75	0,75	1,13	10,26	0,74	1,10
dW bew. (21)	14,89	1,12	1,67	6,07	1,85	4,56	5,78	0,33	0,14

IW = Lichter Wald
dW = Dichter Wald

Bew. = Beweidet
Unbew. = unbeweidet

STABWN = Standardabweichung
VAR = Varianz

Im Untersuchungsgebiet konnten 49 verschiedene Pflanzenarten gefunden werden. Im lichten Wald laufen mehr Arten (18,5/26,0) auf als im Wald mit Kronenschluß (14,89). Die Differenz im durchschnittlichen Artenvorkommen zwischen den Straten pro Quadratmeter beträgt 11,11. Im ehemals beweideten

aber heute aus der Nutzung genommenen Waldanteil kommen die meisten Spezies pro Flächeneinheit vor. Gründe hierfür sind die Verzahnung des Artenspektrums von Offenland und Wald und das Ausbleiben von Störungen.

Beim Vergleich der Median-Durchschnitte, deren STABWN und VAR fällt auf, dass im beweideten IW viele Spezies in geringer Frequenz vorkommen, dagegen im dW wenige Arten in hoher Frequenz existieren. Das ausgeglichene Bild besteht im unbeweideten IW. Allen drei Straten gemeinsam sind 13 Arten, davon 7 Moose und 6 Gefäßpflanzen. Ausschließlich im dichten Wald kommen 3 apokarpe¹ Kleinmoose und die Wald-Simse (*Luzula sylvatica*) vor. Für das Stratum „IW unbeweidet“ ist die Verjüngung von Laubbaumarten (*Acer pseudoplatanus*, *Sorbus*-Arten), das gehäufte Vorkommen von Sauergräsern und für Weidetiere schmackhafte Kräuter (*Arnica montana*, *Ligusticum mutellina*) kennzeichnend. Spezifisch für den mechanisch beanspruchten beweideten IW kommen Spezies mit hohen Ansprüchen an Lichtgenuss (Lichtzahlen > 6; z. B. *Meum athamanticum*) vor.

4 Schluss

Die Untersuchung moderner Waldweiden lässt erkennen, dass diese historische Wirtschaftsweise unter moderner Anwendung und Anpassung an die räumlichen Spezifika dynamisierend auf Biotope wirken kann. Solche Biotope werden im Projekt „Lichte Wälder durch Beweidung“ in Baden-Württemberg gesucht und ökologisch sowie sozialemprisch bearbeitet. Kapitel 2 zeigt Forschungsziele, Untersuchungsgebiete und die Methoden auf. Die Forschungen haben das Ziel, herauszufinden, was die lichten Waldstrukturen bezüglich der Biodiversität und der Dynamisierung der Landschaft für die Zukunft erwarten lassen. Dazu werden Befragungen der Flächenbearbeiter und feldökologische Methoden durchgeführt. Der breite Ansatz erlaubt eine Beschreibung von Flächenzustand und -zukunft auf der Ebene ökologischer und sozioökonomischer Bedingungen. Kapitel 3 stellt die Beweidung gehölzbestandener Fluren im nationalen und regionalen Kontext vor. Es ist zu erkennen, dass bei der Durchführung natur- und landschaftsschutzbezogene Motivationen überwiegen und Projekte häufig dort stattfinden, wo engagierte Persönlichkeiten agieren, Absatzmärkte existieren und keine Nutzungskonkurrenz zur Land- oder Forstwirtschaft besteht (vgl. Kap. 3.2). In Baden-Württemberg werden lichte Wälder aus verschiedenen Gründen beweidet; die wichtigsten sind Naturschutz, Traditionsverständnis und die praktische Einbindung in ein Beweidungskonzept. Mit dem Weideeinfluss geht die Ausbildung eines reichhaltigen Strukturmosaikes einher. Das räumliche Nebeneinander heterogener Strukturen spiegelt sich in den ersten floristischen Analysen wider. Diese zeigen im beweideten lichten Wald eine Verzahnung des Lebensraumes Offenland mit dem des dichteren Waldes (vgl. Kapitel 3.3). In den aus der Nutzung genommenen Weidebereichen können sich, bedingt durch die Verjüngung der Laubbaumarten und Ausbleiben mechanischer Belastungen, die meisten Arten etablieren. Spezifisch auf beweideten Flächen vorkommende Arten profitieren vom hohen Lichtgenuss und der temporären Reduktion der Konkurrenz durch Viehtritt bzw. Verbiss. Es wird ersichtlich, dass Waldweide kein „Fremdkörper“ in der Landschaft sein muss, sondern in regionale Traditionen eingebettet und als Maßnahme zur Erfüllung der Landschaftsschutzziele genutzt werden kann.

¹ Aus einzelnen getrennten Fruchtblättern bestehend.

5 Literaturverzeichnis

BUNZEL-DRÜKE et al. (2008): "Wilde Weiden": Praxisleitfaden für Ganzjahresbeweidung in Naturschutz und Landschaftsentwicklung. - Bad Sassendorf-Lohne.

BUTTSCHARDT, T.K. (2009): Erfassung und Darstellung von Biodiversität. - Geographische Rundschau 61 (4)

KROMREY, H. (2006): Empirische Sozialforschung: Modelle und Methoden der standardisierten Datenerhebung und Datenauswertung. - 11. Aufl. - Stuttgart.

SONNENBURG et al. (2003): Das Hutewaldprojekt im Naturpark Solling-Vogler. - LÖBF-Mitteilungen 4/03: 40-47.

SPROßMANN, H. (2009): Extensive Waldweide in Thüringen – Waldfrevel oder ein innovatives Landnutzungsmodell? - Forst und Holz 64: 32-37.

<http://www.cbd.int/> (09.08.2009)

<http://www.cipra.org/competition/einoedsberg> (10.07.2009)

<http://www.bundewischen.de> (10.07.2009)

Treffpunkt Biologische Vielfalt IX	2010	33-37	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	-------	--

Ökonomischer Beitrag (subsistenz-)wirtschaftlich genutzter Wildpflanzen zur Einkommenssicherung ruraler Gemeinschaften der westafrikanischen Savanne: Ein Fallbeispiel aus Benin

KATJA HEUBACH, KAREN HAHN-HADJALI, RÜDIGER WITTIG

Schlagwörter: Ecosystem Services; Ökonomische Bewertung; NTFPs; westafrikanische Savanne

1 Einleitung

Die große floristische Diversität westafrikanischer Savanneökosysteme, die 80 % des subsaharischen Afrikas bedecken, bietet ihren Bewohnern ein weites Spektrum verschiedener Nutzungsmöglichkeiten: Über die Ernährungssicherung für Mensch und Tier hinaus findet die Mehrheit der Gehölzarten und krautigen Pflanzen u. a. in der (Tier-)Medizin, bei der Herstellung von Gebrauchsgegenständen und Werkzeugen sowie als Bau- und Feuerholz Anwendung. Die gesammelten Pflanzenbestandteile umfassen hierbei Früchte, Samen, Wurzeln und Borke sowie Holz. Diese unter dem Begriff der *Non-Timber-Forest-Products* (NTFPs; mit Ausnahme von industriell geschlagenem Holz) zusammengefassten Ecosystem Goods and Services (HASSAN 2005) stellen damit einen essentiellen Beitrag zur Wohlfahrt der ruralen Bevölkerung dar. In einer Fallstudie in Äthiopien konnten Babulo et al. zeigen, dass solche NTFPs bis zu 60 % des Einkommens eines lokalen Haushaltes darstellen können (BABULO, MUYS et al. 2008).

Die Verfügbarkeit dieser natürlichen Ressourcen ist jedoch massiv bedroht. Ermöglichte eine bedarfsorientierte und nachhaltige Entnahme der Wildpflanzen bislang die Aufrechterhaltung eines ausreichenden Nutzenniveaus, so ist dieses durch fortschreitenden Landnutzungswandel aufgrund demografischer und klimatischer Veränderungen gefährdet. Im Bereich der Westafrikanischen Savanne führt die zunehmende Sahelisierung zu vermehrter Trockenheit mit längeren Trockenzeiten und der Auslichtung der Vegetationsdecke. Der Verlust der Biodiversität der Savanneökosysteme entspricht somit gleichzeitig einem Verlust der für die Sicherung der Wohlfahrt essentiellen NTFPs und zeigt deutlich den unmittelbaren wechselseitigen Zusammenhang zwischen Biodiversität und Armut auf.

Problematisch hierbei ist, dass der Verlust der Biodiversität i. d. R. keine kostenseitige Abbildung in bestehenden Landnutzungsentscheidungen findet, d. h. die ökonomischen Schäden desselben nicht einkalkuliert werden. In Folge werden zunehmend Buschflächen für den Anbau von z. B. *cash crops* (z. B. Baumwolle) gerodet, da der ökonomische Wert der Wildpflanzen für die ansässige Bevölkerung nicht bekannt ist (bzw. wenn bekannt, unberücksichtigt bleibt). Der Anbau von *cash crops* bietet aufgrund der geringen Bodenfruchtbarkeit jedoch häufig nur kurz- bis mittelfristige Einkommensmöglichkeiten und führt darüber hinaus oft zur Abhängigkeit der Kleinbauern von den Saatgutfirmen. Das aus dem Sammeln der Wildpflanzen generierte Einkommen sowie die ggf. mit diesen Pflanzen verknüpften kulturellen Werte sind in jedem Falle verloren.

Den ökonomischen Wert der Ökosysteme und der Biodiversität in Zahlen zu fassen, hat sich die Bundesregierung mit einer in 2007 in Auftrag gegebenen Studie zum Ziel gesetzt. Pünktlich zur 9. Vertragsstaatenkonferenz der Konvention über die Biologische Vielfalt im Mai 2008 in Bonn konnte der Zwischenbe-

richt des sog. TEEB-Reports (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*, SUKHDEV 2008) vorgelegt werden. Die Veröffentlichung des Endberichts ist für 2010 vorgesehen – dem Jahr, in dem auch der „Countdown 2010“, eine Initiative der IUCN zum Stopp des Verlustes der Biodiversität, zu Ende geht. In diesem Rahmen ist auch die internationale Forschungsgemeinschaft aufgerufen, methodische und inhaltliche Beiträge zu diesem Thema zu liefern.

Unsere Fallstudie in Benin konzentriert sich daher – über die Weiterentwicklung bestehender Methoden zur monetären Bewertung von NTFPs im Sinne von Ecosystem Services hinaus – auf die Erfassung des ökonomischen Beitrags, den die Wildpflanzen der Savanne für die lokale Bevölkerung leisten sowie auf die sozio-ökonomischen Kosten, die deren Verlust verursacht. Darüber hinaus ist es unser Anliegen, die lokale Bevölkerung einerseits und lokale Entscheidungsträger andererseits für diese Problematik zu sensibilisieren und somit zur Bewahrung und Stärkung traditionellen Wissens beizutragen.

2 Methoden

Zur Erfassung des ökonomischen Beitrags der NTFPs zum Haushaltseinkommen werden Befragungen zu Nutzungsgewohnheiten und Quantitäten der von Gehölzarten genutzten NTFPs durchgeführt. Im Rahmen eines *Livelihood Approach* werden zudem Daten über die allgemeine ökonomische Ausstattung der Haushalte und deren grundsätzliche Einkommensquellen erfasst. Während letztere Informationen beim (i. d. R. männlichen) Haushaltsvorstand (z. T. polygam lebend) erfragt werden, werden die Daten zu Nutzungspräferenzen und Mengen gemäß der geschlechertypischen Zuständigkeiten im Rahmen von Einzelinterviews mit Frauen und Männern aufgenommen. So fallen die Nutzungskategorien Ernährung, Feuerholz, Färben, Kosmetik und Kinderheilkunde/Erste Hilfe in die Befragungen von Frauen, die Kategorien Bauholz und Werkzeugholz in die von Männern.

Die für die Berechnung der monetären Äquivalente herangezogenen Preise für eine Einheit Produkt (regionale Volumeneinheit Agwe) wurden im Rahmen von Markterhebungen auf drei verschiedenen Märkten in regelmäßigen Abständen (Rhythmus vier Tage) erhoben; sie stellen Mittelwerte aus Marktpreisen und solchen während der Befragungen aufgenommenen Preisen dar.

Die Studie will zudem Unterschiede in den Nutzungsgewohnheiten zwischen den verschiedenen Ethnien des Projektgebietes untersuchen. In der Projektregion Papatia, Nordbenin, sind sieben Ethnien beheimatet, von denen zunächst fünf (Fulbe, Ditamarie, Bariba, Pila Pila und Logba) vergleichend betrachtet werden sollen. Autochthone Gruppe in diesem Gebiet sind die Ditamarie. In einem ersten Feldaufenthalt von Mitte Mai bis Anfang Juli 2009 konnten bislang zehn Haushalte der Fulbe sowie zehn Haushalte der Ditamarie für alle Nutzungskategorien sowie im Rahmen des *Livelihood Approach* aufgenommen werden. Derzeit werden weitere Befragungen durch einen Assistenten – Angehöriger der Fulbe und wohnhaft in Papatia – auch bei den anderen zu untersuchenden Ethnien durchgeführt und während eines weiteren Feldaufenthaltes im Herbst / Winter 2009 komplettiert. Insgesamt sind 25 Haushalte pro Ethnie anvisiert; hinzukommen des Weiteren entsprechende Erhebungen für die bislang noch nicht aufgenommene Nutzungskategorie traditionelle Medizin / Heilpflanzen.

Angesichts der bislang geringen Stichprobenzahl ermöglichen die im Folgenden besprochenen Ergebnisse zunächst keine statistische Auswertung, jedoch das beispielhafte Aufzeigen von beobachteten Trends. Die dargestellten Ergebnisse sind als vorläufig zu betrachten.

3 Ergebnisse

3.1 Unterschiede zwischen den Ethnien hinsichtlich der Nutzungsgewohnheiten

Exemplarisch werden hier die als Bauholz (zur Fertigung von traditionellen Hütten) genutzten Gehölzarten im Vergleich zwischen den beiden Ethnien Fulbe und Ditamarie vorgestellt (Abb. 1).

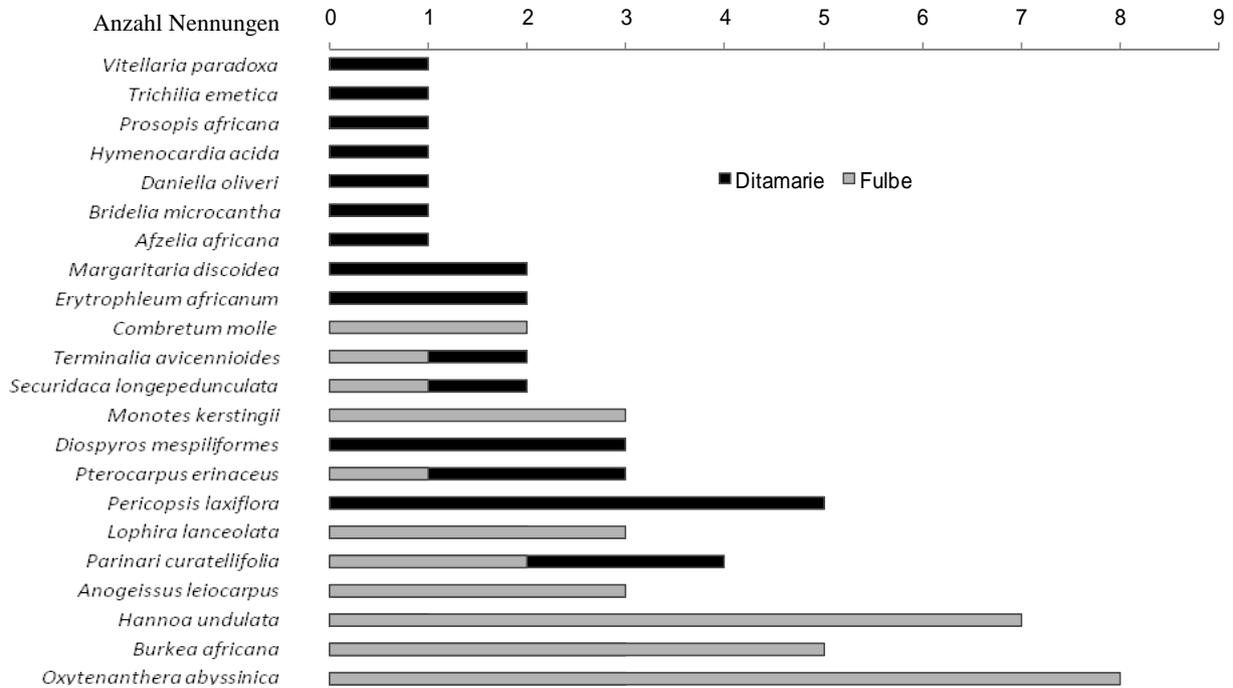


Abb. 1: Als Bauholz genutzte Gehölzarten im Vergleich von Fulbe (hellgrau) und Ditamarie (schwarz)

Während einige Arten von beiden Ethnien gleichermaßen als Bauholz verwendet werden (z. B. *Oxytenanthera abyssinica*, *Burkea afrikana*, *Anogeissus leiocarpus*), werden andere nur von jeweils einer der beiden Ethnien genutzt. Hierbei zeigt sich auch, dass die Ditamarie eine generell größere Nutzungsvielfalt in dieser Kategorie aufweisen. Ob diese Unterschiede auch in anderen Nutzungskategorien auftreten, wird derzeit ausgewertet.

3.2 Ökonomische Bedeutung von *Vitellaria paradoxa* und *Parkia biglobosa*

Um eine erste Größenordnung für die Bedeutung der NTFPs am Gesamthaushaltseinkommen zu erhalten, wurden die monetären Beiträge der Einkommensquellen Landwirtschaft (vier Hauptfeldfrüchte Sorgumhirse, Mais, Bohnen, Perlhirse), Viehzucht und NTFPs aufsummiert und vergleichend für jeden der insgesamt 20 befragten Haushalte gegenübergestellt (Abb. 2). Unter NTFPs werden hier zunächst nur die potentiellen Verkaufserlöse der Früchte bzw. Samen der beiden am stärksten genutzten Fruchtbäume *Vitellaria paradoxa* (Karité) und *Parkia biglobosa* (Néré) zusammengefasst; andere Fruchtbäume sowie Nutzungskategorien haben aufgrund der noch laufenden Datenauswertung hier noch keinen Eingang gefunden. Zur Berechnung wurden die anhand der Befragungen ermittelten Quantitäten (Ernteerträge, Viehbestand, Sammelerträge) mit den aktuellen Marktpreisen für diese Produkte multipliziert. Dabei geben die Erlöse für NTFPs lediglich die Sammelaktivität einer Frau eines Haushaltes wieder – polygam lebende

Haushalte werden demgemäß eine wesentlich höhere Sammelaktivität zeigen, da jede Frau für sich und ihre Kinder sammelt (derzeit in Auswertung).

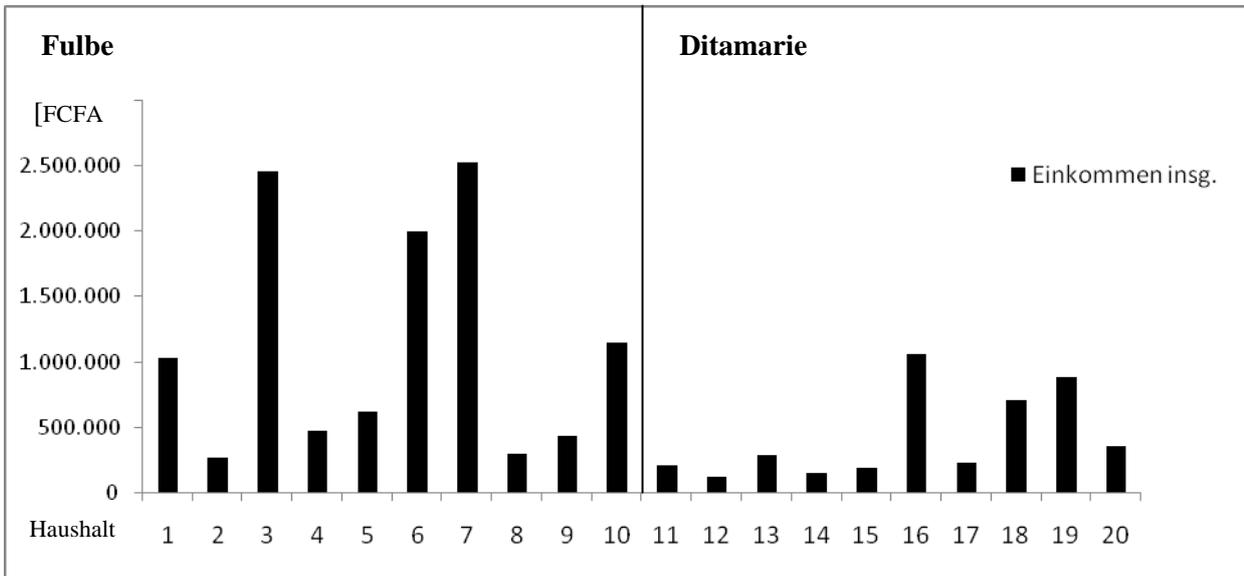


Abb. 2: Gesamthaushaltseinkommen (in FCFA) der untersuchten Einzelhaushalte der Fulbe (1 bis 10) und Ditamarie (11 bis 20). Die Werte enthalten die aufsummierten Einkommen aus Viehzucht, Landwirtschaft und betrachteten NTFPs, die zur Berechnung des Mittelwertes innerhalb der beiden Ethnien herangezogen wurden (siehe Abb. 3 u. 4).

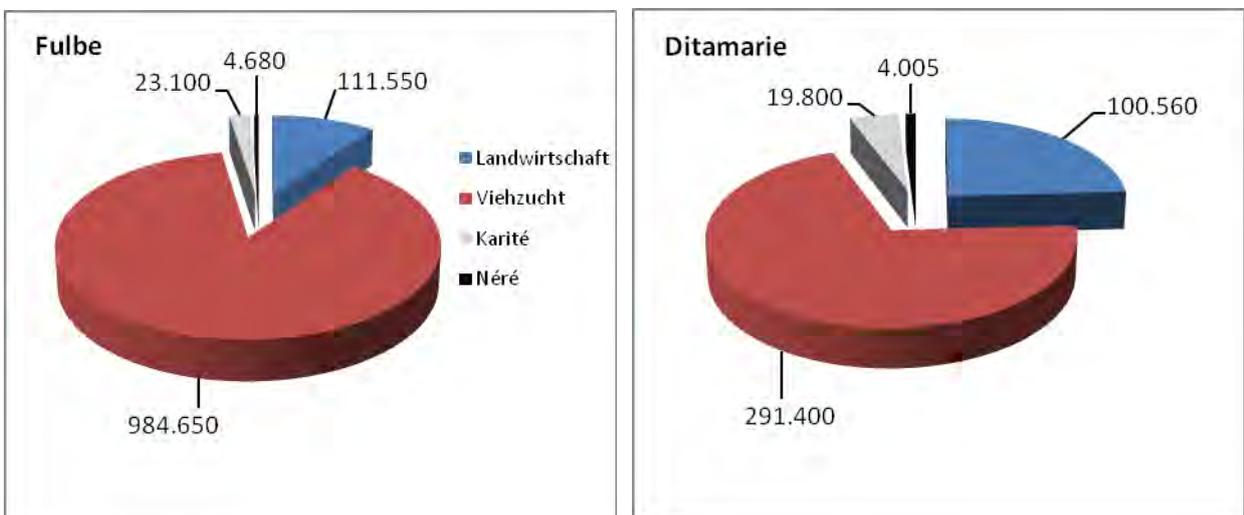


Abb. 3 u. 4: Durchschnittlicher monetärer Beitrag (in FCFA) von Landwirtschaft (blau), Viehzucht (rot) und NTFPs (hier nur *Vitellaria paradoxa* (Karité, grau) und *Parkia biglobosa* (Néré, schwarz) zum jährlichen Gesamteinkommen eines Fulbe-Haushaltes (links) bzw. Ditamarie-Haushaltes (rechts). Die Werte geben den Mittelwert der jeweils zehn für eine Ethnie aufgenommenen Haushalte wieder (vgl. auch Abb. 4).

In Abb. 3 und 4 werden nun die Einzelbeiträge der Kategorien (Landwirtschaft, Viehzucht und NTFPs) zum mittleren Einkommen eines Fulbe-Haushaltes (Abb. 3) bzw. Ditamarie-Haushaltes betrachtet (Grundlage für die Mittelwertberechnung sind die Werte der jeweils zehn pro Ethnie aufgenommenen Einzelhaushalte, vgl. Abb. 2). Zunächst zeigt sich, dass die Fulbe aufgrund ihrer traditionellen Viehbestände gegenüber den Ditamarie ein deutlich höheres mittleres Einkommen erreichen. Die Erträge aus Landwirtschaft und NTFPs erreichen dagegen ein vergleichsweise ähnliches Niveau. Interessanter ist

jedoch vielmehr der deutliche Beitrag der beiden Fruchtbaumarten am mittleren Gesamteinkommen der Haushalte: Bei beiden Bevölkerungsgruppen entspricht der Erlös aus den gesammelten NTFPS etwa einem Viertel des Erlöses aus der landwirtschaftlichen Produktion (24,9 % bei den Fulbe bzw, 23,7 % bei den Ditamarie).

4 Zusammenfassung und Ausblick

Die gezeigten Grafiken sprechen zweierlei an:

1. Die Nutzungsgewohnheiten der untersuchten Ethnien stellen einerseits hohe Ansprüche an das Vorhandensein einer hohen Gehölzdiversität und repräsentieren andererseits gleichzeitig eine kulturelle Wertedimension, die im Rahmen eines Landnutzungsmanagements nicht unberücksichtigt bleiben darf.

2. Bereits die Betrachtung des potentiellen Erlöses lediglich zweier Nutzbaumarten (Karité und Néré) in nur einer Nutzungskategorie (Ernährung/Fruchtbäume) macht den monetären Beitrag von Wildpflanzen am Gesamteinkommen eines ruralen Haushaltes in Nordbenin deutlich. Es kann erwartet werden, dass dieser Beitrag nach Hinzufügen der verbleibenden Nutzungskategorien wesentlich steigen und die damit einhergehende monetäre Bedeutung der Biodiversität der Savannenökosysteme für die ansässige Bevölkerung zweifelsfrei darstellen wird.

Im weiteren Verlauf der Studie sollen die so gewonnenen Daten unter Berücksichtigung möglicher Veränderungen von Artenarealen und Vegetationsdichten unter verschiedenen Landnutzungs- und Klimaszenarien für Nordbenin analysiert werden. Die hieraus gewonnenen Daten können dazu beitragen, die durch einen möglichen Biodiversitätsverlust bei solcherart Veränderungen für die ansässige Bevölkerung zu erwartenden ökonomischen Kosten (bzw. Gewinne) herauszuarbeiten und deren adäquate Abbildung in lokalen Landnutzungsentscheidungen herbeizuführen. Langfristiges Ziel ist es, lokalen Entscheidungsträgern diesbezügliche Management-Tools für den adäquaten Schutz dieser natürlichen Ressource bereitzustellen.

Treffpunkt Biologische Vielfalt IX	2010	39-43	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	-------	--

Analyse der deutschen globalen Waldpolitik im Kontext der Klimarahmenkonvention und des Übereinkommens über die Biologische Vielfalt²

ANIKA BUSCH³ & RAINER MARGGRAF

Schlagwörter: globale Waldpolitik; Klimaschutz; biologische Vielfalt

1 Einleitung

Die Verminderung des Klimawandels und der Erhalt der biologischen Vielfalt zählen zu den dringenden politischen Herausforderungen des 21. Jahrhunderts. Zwischen den beiden Zielsetzungen bestehen starke Interdependenzen. Eine nachhaltige Waldpolitik ist in diesem Zusammenhang von enormer Bedeutung, da Wälder – vor allem Tropenwälder – gleichzeitig eine hohe Biodiversitätsrate aufweisen und große Mengen Kohlenstoff speichern. Ihr Schutz ist deshalb Bestandteil sowohl der *Convention on Biological Diversity* (CBD) als auch der *Framework Convention on Climate Change* (FCCC) der Vereinten Nationen (UN), die 1992 im Rahmen der *Conference on Environment and Development* (CED) in Rio de Janeiro verabschiedet wurden.

Seit 1992 hat die globale Waldpolitik institutionelle Entwicklungen durchgemacht, die aber bis heute nicht zu verbindlichen Regeln für die Waldwirtschaft geführt haben. Die Ursachen dafür liegen vor allem in den divergierenden Interessen der beteiligten Länder und Akteure. Gemeinsame Strategien für einen verbesserten Waldschutz hängen deshalb entscheidend von der Analyse und dem Ausgleich der Interessen der Nationalstaaten ab. Das waldpolitische Verhalten einzelner Länder ist aber bisher kaum untersucht worden. Deutschland spielt als Mitglied in Entscheidungsgremien und als wichtiger Geber von Wald-Entwicklungshilfe eine zentrale Rolle in internationalen Verhandlungen. So wird der Bundesrepublik häufig eine Vorreiterrolle in der globalen Umweltpolitik zugeschrieben. Diese Studie untersucht die waldpolitischen Interessen und Strategien der deutschen Bundesregierung.

Die Analyse umfasst die Beteiligung an multilateralen Prozessen sowie die bilaterale Entwicklungszusammenarbeit (EZ) zum Erhalt der Tropenwälder. Es stellen sich drei Fragen: Welche Interessen verfolgt die deutsche Bundesregierung im Rahmen der globalen Waldpolitik aus welchen Gründen? Welchen Beitrag hat Deutschland bis heute zur Schaffung verbindlicher Regeln geleistet? Wie sind Vereinbarungen von deutschen Regierungen umgesetzt sowie finanziert worden?

2 Stand der Forschung: Waldökosysteme, Biodiversität und Klima

Der Erhalt der Biodiversität und die Verminderung des Klimawandels sind globale öffentliche Güter. Diese zeichnen sich durch Nicht-Ausschließbarkeit und Nicht-Rivalität des Konsums aus und stehen damit prinzipiell allen Staaten zur Verfügung – auch solchen, die nichts zu ihrer Produktion beitragen. Dadurch leiden globale öffentliche Güter allerdings häufig unter mangelnder Bereitstellung. So wird argumentiert,

² Vollständiger Artikel erscheint in Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 3-2009.

³ Die Autorin ist Promotionsstipendiatin der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU). www.dbu.de/stipendien/

dass die Handlungsbereitschaft der Staaten von der Ökonomie des Problems – also der Verteilung der Kosten und des Nutzens – sowie dem Design der Verträge abhängig sei. Die Stabilisierung des Klimas und der Erhalt der biologischen Vielfalt sind demnach nur möglich bei entsprechendem politischem Willen der Akteure. Dieser fehlt allerdings häufig, da die Staaten Eingriffe in ihre Souveränität nicht akzeptieren wollen und kurzfristige Interessen den Zielen der Konventionen entgegenstehen.

Biodiversität oder biologische Vielfalt definiert die CBD als Vielfalt lebender Organismen und der ökologischen Systeme, deren Teil sie sind. Dies beinhaltet sowohl die Vielfalt innerhalb einer Spezies als auch zwischen unterschiedlichen Tier- und Pflanzenarten bzw. Mikroorganismen und von Ökosystemen. Veränderungen im globalen Klimasystem stellen einen Faktor dar, der Druck auf die Biodiversität ausübt. Gleichzeitig bringen Veränderungen der Ökosysteme Rückwirkungen auf das Klima mit sich. Globale Waldpolitik spielt eine entscheidende Rolle sowohl für den Erhalt der biologischen Vielfalt als auch für die Stabilisierung des Klimas, also für die Bereitstellung der beiden globalen öffentlichen Güter. Häufig überlappen die Waldregionen, die besonders viel CO₂ speichern, mit so genannten *Hotspots* für Biodiversität. Die Senkenfunktion der Wälder könnte allerdings in den nächsten Jahrzehnten abnehmen oder sich sogar zu einer Quelle für Kohlenstoff umkehren. Die Versteppung der Regenwälder wird daher als ein *tipping point*⁴ im Klimasystem angesehen.

Das globale Potential von Aufforstung und vermiedener Entwaldung zur Verminderung des Klimawandels schätzt der Weltklimarat (*Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC*) für den Zeitraum von 1995 bis 2050 – im Vergleich zum Basisjahr 1990 – für tropische Wälder auf 70 Prozent, für Wälder in gemäßigten Zonen auf 25 Prozent und für Wälder der borealen Zone auf fünf Prozent. Verschiedene Studien – z. B. der so genannte Stern-Report aus dem Jahr 2006 – belegen, dass die Reduzierung der weltweiten Entwaldung einen kostengünstigen Beitrag zum Klimaschutz darstellt. Dennoch stehen derzeit nur etwa zehn Prozent der weltweiten Wälder unter Schutz, und vor allem in Entwicklungsländern ist der effektive und andauernde Erhalt der Gebiete nicht gesichert. So gehen derzeit jährlich etwa 13 Millionen Hektar Waldfläche verloren, mit einer Steigerungsrate von 0,2 Prozent pro Jahr. Die Übernutzung von Waldressourcen kann politische, institutionelle und marktbedingte Ursachen haben, weshalb mit forstlichen Maßnahmen allein, also ohne die Änderung der sektorübergreifenden Rahmenbedingungen, allenfalls lokal Erfolge erzielt werden können.

In den vergangenen Jahren konnten im Rahmen sowohl der CBD als auch der FCCC Fortschritte erzielt werden – entscheidende Weichenstellungen stehen allerdings noch an. Diese haben das Potenzial, erheblich zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der Tropenwälder und damit zur Sicherung der Lebensgrundlagen von Millionen von Menschen beizutragen. Da Biodiversitäts-*Hotspots* und Regionen mit großem Potential zur CO₂-Speicherung häufig überlappen, bestehen große Synergien zwischen den Konventionen. Wälder mit hoher Diversität sind auch widerstandsfähiger gegenüber dem Klimawandel. Die CBD und die FCCC teilen demnach Ziele ebenso wie Ansätze zur Vermeidung globaler Gefahren. Es bestehen allerdings Konflikte 1) auf der Zielebene, 2) auf der Interessensebene, 3) auf der Ebene der Zielerreichungsmechanismen sowie 4) auf der Maßnahmenenebene. Die Verhandlungen zum Nachfolgeabkommen

⁴ Sobald ein bestimmter Schwellenwert überschritten wird, könnte das System – begünstigt z. B. durch Landnutzungswandel – kippen und ein Prozess angestoßen werden, der nicht mehr gestoppt oder rückgängig gemacht werden kann. Es drohen Rückkopplungseffekte, die eine ‚Savannisierung‘ der Regenwaldregionen wahrscheinlich machen. Dieser Prozess kann nur durch eine deutliche Verringerung der Treibhausgasausstöße und der Entwaldung gebremst werden.

des Kyoto-Protokolls drohen außerdem, diese Konflikte weiter zu verschärfen, wenn keine klaren Regeln für die Synergienutzung vereinbart werden können.

Um die Koordination zwischen den Rio-Konventionen zu verbessern, wurde 2001 die *Joint Liaison Group* (JLG) ins Leben gerufen, in der die Sekretariate der drei Konventionen und weitere relevante Institutionen gemeinsame Strategien erarbeiten. Darüber hinaus wurde eine Expertengruppe eingesetzt, die Empfehlungen für eine verbesserte Integration von Biodiversitätsaspekten in den Prozess zur Entwicklung eines Mechanismus für REDD (*Reducing Emissions from Deforestation and Degradation*) abgeben soll. Zudem verpflichteten sich die Vertragsstaaten der CBD zur Analyse von Waldökosystemen in ihren jeweiligen Schutzgebietssystemen, die von besonderer Bedeutung für den Erhalt der Biodiversität sind und gleichzeitig große Mengen Kohlenstoff speichern. Derzeit werden außerdem *Climate, Community and Biodiversity Project Design Standards* (CCB) zur Verbesserung der Nachhaltigkeit der Waldwirtschaft entwickelt. Eine noch engere Zusammenarbeit der Sekretariate erscheint jedoch dringend notwendig, um Anforderungen an die Artenvielfalt für alle klimabezogenen Anreizprogramme festzulegen.

3 Komplexität des globalen Waldregimes

Obwohl Wälder sowohl für den Erhalt der biologischen Vielfalt als auch für die Verminderung des Klimawandels – zentrale Herausforderungen des 21. Jahrhunderts – von enormer Bedeutung sind, ist es bisher nicht gelungen, eine übergeordnete Zentralinstanz zur Erlassung verbindlicher walddpolitischer Regeln zu etablieren⁵. Folgerichtig konnte die globale Walddegradierung bisher nicht eingedämmt werden. Die Vielzahl internationaler Mechanismen drückt die Uneinigkeit der Vertragsstaaten darüber aus, welches Forum geeignet sei, um Waldfragen zu behandeln. Der Erfolg der globalen Waldpolitik ist weitgehend von einer entsprechenden Selbstkoordination der beteiligten Akteure und von der mehr oder weniger freiwilligen Umsetzung der Konventionen durch die Nationalstaaten abhängig⁶.

Diese stehen aber vor der enormen Schwierigkeit, die Konventionen, für deren Konflikte sie mitverantwortlich sind, effektiv und zielführend umzusetzen. Dabei ist ihre Handlungsbereitschaft dadurch begrenzt, dass mit dem Walderhalt verbundene Ziele wie der Schutz der Biodiversität und des Klimas globale öffentliche Güter darstellen: Alle wollen sie, aber niemand fühlt sich für ihre Bereitstellung verantwortlich. Folgerichtig ist die Effektivität der Umsetzung der Konventionen bisher als unzureichend anzusehen. Eine Reformierung der globalen Waldpolitik mit dem Ziel verbindlicher Regeln ist deshalb dringend erforderlich. Die Ergebnisse derzeitiger Verhandlungen im Rahmen der FCCC und der CBD, in deren Zuge dem Schutz und der nachhaltigen Nutzung der globalen Wälder ein Wert zugeordnet werden soll, spielen dabei eine Schlüsselrolle. Aus diesem Grund müssen diese besser koordiniert werden, damit sinnvolle Regeln vereinbart werden können. Der Bundesrepublik Deutschland kommt dabei als Industrienation und Mitglied der EU eine besondere Verantwortung zu.

⁵ Seit dem Jahr 2000 ist das *International Arrangement on Forests* (IAF), das das *United Nations Forum on Forests* (UNFF) sowie die *Collaborative Partnership on Forests* (CPF) umfasst, für die Waldpolitik zuständig.

⁶ Im April 2007 verabschiedete das UNFF immerhin ein *Non-Legally Binding Instrument on All Types of Forests* (NLBI), das erstmals eine weltweit gültige Definition nachhaltiger Waldbewirtschaftung festlegt.

4 Deutscher Beitrag zur globalen Waldpolitik

Der Bundesrepublik Deutschland wird eine Vorreiterrolle in der globalen Umweltpolitik zugesprochen, der sie auch im Waldsektor gerecht werden muss. Als Mitglied verschiedener Gremien kann die Bundesregierung entsprechenden Einfluss auf internationale Institutionen nehmen, damit diese dringend notwendige Lösungen für die nachhaltige Nutzung der Wälder erarbeiten. Sie trägt auf multilateraler Ebene zur Konzeptionierung walddpolitischer Programme bei und setzt diese auf bilateraler und regionaler Ebene um. Dabei stellen der Erhalt der Biodiversität und die Verminderung des Klimawandels zentrale Zielsetzungen dar. Die Bundesregierung will Wechselwirkungen nutzen und den Biodiversitätsschutz in ihre Klimaschutzprogramme integrieren. So formuliert die Nationale Biodiversitätsstrategie aus dem Jahr 2007 unter anderem das Ziel, die Zusammenarbeit der nationalen und internationalen Akteure bei der Fortschreibung und Umsetzung der Rio-Konventionen zu fördern und eine Konzeption ‚Naturschutz und Klimawandel‘ sowie ein Indikatorensystem für die Auswirkungen des Klimawandels auf die biologische Vielfalt zu erarbeiten. Zudem setzt sich die Bundesregierung für eine Integration von Biodiversitätsaspekten in Maßnahmen zu REDD ein, und die waldbbezogene bilaterale EZ soll künftig einen stärkeren Beitrag zur Umsetzung der walddpolitischen Implikationen sowohl der CBD als auch der FCCC leisten.

Was auf dem Papier viel versprechend aussieht, wird allerdings im Rahmen der tatsächlichen Transferzahlungen noch nicht ausreichend widerspiegelt. Zwar trägt Deutschland in erheblichem Maße zur Finanzierung multi- und bilateraler Waldprogramme bei und kommt somit der Verpflichtung nach, Entwicklungsländer bei der Umsetzung der Rio-Konventionen zu unterstützen. Allerdings scheint die Bundesregierung derzeit die auf internationaler Ebene angekündigte Aufstockung der Mittel für den Waldschutz in erster Linie durch das Streichen von an anderer Stelle benötigten Geldern finanzieren zu wollen. So kritisieren Experten, dass zur Finanzierung umwelt- und walddpolitischer Programme zunehmend auch Gelder der *Official Development Assistance* (ODA) verwendet werden. Schuldenerlasse, innovative Finanzierungsinstrumente wie die Versteigerung von CO₂-Zertifikaten und eine von der Bundesregierung angekündigte Aufstockung der Mittel für den internationalen Schutz von Ökosystemen werden auf die Erfüllung der deutschen ODA-Verpflichtungen angerechnet. Dadurch werden die traditionellen entwicklungspolitischen Aufgaben vernachlässigt.

Darüber hinaus geht aus dem integrierten Energie- und Klimaprogramm von Dezember 2007 nicht hervor, wie Deutschland den Schutz von Wäldern als Kohlenstoffspeicher sowie den Erhalt der Waldbiodiversität in ihre Klimaschutzstrategie integrieren will, da die Bundesregierung Waldprojekte nicht zum Erreichen eigener Klimaschutzziele nutzen will. Ein kohärentes System für die Finanzierung walddpolitischer Maßnahmen mit dem Ziel, sowohl den Schutz der Biodiversität und des Klimas als auch die Bekämpfung der Armut sicherzustellen, ist demnach noch nicht entwickelt worden. Dadurch könnten die eingesetzten Mittel verpuffen, denn ein effektiver Schutz der Tropenwälder ist nur durch eine umfassende und integrierte Strategie möglich.

Deutschland kann keine Vorreiterrolle in der globalen Waldpolitik spielen, wenn der Querschnittscharakter des Waldsektors nicht erkannt wird. Ein integrierter Ansatz erfordert allerdings ein koordiniertes Vorgehen der beteiligten Ministerien, das derzeit im Rahmen der deutschen globalen Waldpolitik schwer möglich erscheint. Die Vielzahl beteiligter Institutionen bringt Konkurrenz mit sich, da die jeweiligen Ressorts unterschiedliche Prioritäten setzen. Gemeinsame Initiativen sind deshalb kaum möglich, und die Waldpolitik – ebenso wie die gesamte Umweltpolitik – muss sich immer wieder Handlungsräume er-

kämpfen. Zusätzlich stimmen die Zielsetzungen für die bilaterale und multilaterale Waldpolitik oft nicht überein, was eine effektive Umsetzung der Konventionen erheblich erschwert. Ähnlich den internationalen Institutionen, gelingt es der deutschen Bundesregierung deshalb nur ansatzweise, das Ziel der Politikkohärenz im Waldsektor zu erreichen. Eine Reformierung der Strukturen ist daher dringend notwendig. In diesem Zusammenhang sollte die waldpolitische Strategie Deutschlands noch stärker aufgefächert werden, indem zunehmend *soft-law-Ansätze*, beispielsweise informelle Partnerschaften, mit *hard-law-Ansätzen* kombiniert werden. Erste Schritte in diese Richtung sind bereits unternommen worden – Anfänge eines Paradigmenwechsels sind also erkennbar.

Angesichts der Vielzahl internationaler Initiativen im Waldsektor muss die Bundesregierung allerdings auch darauf achten, ihre Strategie zu fokussieren. So sollte sie nur solche Finanzierungsinstitutionen unterstützen, die tatsächlich dieselben Ziele verfolgen. Um geeignete Mechanismen wählen zu können, ist eine stärkere Evaluation der Maßnahmen vonnöten, also eine Orientierung nicht nur auf die *Inputs*, sondern auch auf die *Outputs*. In diesem Zusammenhang sollte die Bundesregierung auch ihre Mittelvergabe – auf bilateraler und multilateraler Ebene – transparenter gestalten und auf internationale Institutionen einwirken, damit auch diese eine sorgfältige Mittelerfassung vornehmen. So legen die meisten Institutionen derzeit nicht offen, für welche Zwecke ihre Gelder genau verwendet werden. Die neuen Finanzierungsinstrumente können aber nur dann effektiv zum Schutz der globalen Wälder beitragen, wenn sie einen Mehrwert bringen, und Waldpolitik kann nur zu einem Schrittmacher für andere Politikbereiche werden, wenn sie alle entscheidenden Aspekte vereint. Demnach sind weitere Forschungen notwendig, um die Zusammenarbeit der Akteure verbessern und sinnvolle Instrumente erarbeiten zu können.

Treffpunkt Biologische Vielfalt IX	2010	45-50	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	-------	--

Waldnaturschutz und Klimawandel – Leitbilder und Ziele vor dem Hintergrund sich verändernder Bedingungen

MIRJAM MILAD

Schlagwörter: Waldnaturschutz, Klimawandel, Waldökosystem, Biodiversität

Einleitung

Im Rahmen der gegenwärtigen globalen Erwärmung (*in Folge als „Klimawandel“ bezeichnet*) werden zum Ende des Jahrhunderts neben einer weiteren Erhöhung der mittleren globalen Oberflächentemperatur in bisher unerreichter Geschwindigkeit (ca. 0,2° C im Jahrzehnt, ca. 1,8 bis 4° C bis 2099), Veränderungen in Höhe und Verteilung von Niederschlägen sowie die Zunahme von stochastischen extremen Wetterereignissen (Hitzewellen, Starkregenereignisse, heiße Tage und Nächte) prognostiziert (IPCC 2007). Die Konzentration von Kohlendioxid in der Atmosphäre übertrifft bereits heute die der vergangenen 650.000 Jahre deutlich (IPCC 2007). Globale Klimaänderungen können regional sehr unterschiedlich ausfallen; hinsichtlich ihrer Qualität, zeitlichen und räumlichen Variabilität bestehen aber teilweise noch große Unsicherheiten. Ebenso existieren Unklarheiten im Bereich möglicher Wechselwirkungen zwischen den Einflüssen des Klimawandels und denen anderer anthropogener Ursachen. Vieles deutet darauf hin, dass der Klimawandel die Folgen von intensiver Landnutzung, Habitat-Fragmentierung, Stoffeinträgen oder invasiven Arten verändert bzw. verstärkt (KAPPELLE et al. 1999, KIRSCHBAUM 2000).

Pflanzen- und Tierarten sind durch die Veränderung ihrer biotischen und abiotischen Umweltbedingungen betroffen. Das Projekt „Waldnaturschutz und Klimawandel“ am Institut für Landespflege der Universität Freiburg beschäftigt sich mit den Auswirkungen des Klimawandels auf Waldökosysteme und möglichen Folgen für den Waldnaturschutz in Deutschland. Es handelt sich um eine Kooperation mit dem Institut für Forst- und Umweltpolitik (Freiburg), das Fragestellungen zur Entwicklung der Waldnaturschutzpolitik in Deutschland vor dem Hintergrund des Klimawandels bearbeiten wird.

Projekttablauf

Das Projekt „Waldnaturschutz und Klimawandel“ mit Beginn am 1. Februar 2009, ist in das Forschungs- und Entwicklungsprojekt „Wälder und Klimawandel – künftige Strategien für Schutz und nachhaltige Nutzung“ integriert. Es wird durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) gefördert. Untersucht werden Leitbilder, Ziele und Referenzsysteme des Waldnaturschutzes in Deutschland vor dem Hintergrund des Klimawandels. Methodisch findet eine umfassende Auswertung aktueller internationaler wissenschaftlicher Literatur statt. Ergänzend sollen bereits praktizierte Anpassungsstrategien im Rahmen einer Befragung von Leitern von Forstbetrieben und Naturschutzverwaltungen in Deutschland ermittelt werden. Konkrete Waldnaturschutzziele werden auf ihre Operationalität hin überprüft. Die Erkenntnisse werden in wissenschaftlichen Expertenkollektiven diskutiert und im Anschluss erneut einer Auswertung unterzogen.

Folgen des Klimawandels für Wälder in Mitteleuropa

Der Klimawandel lässt deutliche, vielschichtig miteinander verwobene Auswirkungen auf Waldökosysteme erwarten, die hier nur im Ansatz dargestellt werden können. Obwohl Wälder in Deutschland als naturnahe Ökosysteme angesehen werden, sind sie doch in ihrem Aufbau vergleichsweise stark durch den Menschen überprägt. In Verbindung mit der Langlebigkeit von Bäumen kann eine erschwerte Anpassungsfähigkeit an die hohe prognostizierte Geschwindigkeit des Klimawandels angenommen werden. Anpassung kann langfristig evolutiv oder modifikativ sowie kurzfristig als reversible Anpassung erfolgen (SCHUBER 1991 zit. d. KÄTZEL 2008). Einzelne (Baum-)Arten reagieren individuell auf Veränderungen in ihrem Lebensraum. Durch die Verlagerung von Arealen können so neue Artenzusammensetzungen und -beziehungen entstehen (KAPPELLE 1999, HANSEN et al. 2001, HEMERY 2008). Mit zunehmender Klimaänderung werden für Arten deutliche Arealverschiebungen in Richtung der Pole oder in größere Meereshöhen erwartet bzw. teilweise bereits beobachtet (KAPPELLE et al. 1999, EASTERLING & APPS 2005). Allerdings kann die Besiedlung passender Areale u. U. in großer zeitlicher Verzögerungen erfolgen (HANSEN et al. 2001, MUSTIN et al. 2009). Ferner können sich Arten, die für bestimmte Standorte bisher als nicht heimisch galten, in einem veränderten Klima etablieren. Probleme entstehen dabei, wenn sie invasives Potenzial oder höhere Anfälligkeit gegenüber bestimmten Schädlingen und Krankheiten aufgrund fehlender Koevolution zeigen. Häufig werden eingeführte Baumarten von Pathogenen und Insekten aus ihrem Ursprungsgebiet „eingeholt“ (ENGESSER et al. 2008).

Auswertungen phänologischer Beobachtungen des Deutschen Wetterdienstes belegen eine Verlängerung der durchschnittlichen jährlichen Vegetationsperiode in Deutschland in den letzten 50 Jahren im Zusammenhang mit Veränderungen der Lufttemperatur (MENZEL & FABIAN 1999). Früheres oder späteres Einsetzen einzelner phänologischer Phasen wie Blattaustrieb, Blüte oder Laubfärbung kann zu Diskrepanzen bei voneinander abhängigen Beziehungen führen (z. B. Eiablage, Futtersuche) (MCCARTY 2001, MENZEL et al. 2006). Verjüngung, Entwicklung und Sukzession von Wäldern werden ebenfalls sowohl direkt (z. B. erhöhte Temperaturen, veränderter Wasserhaushalt) als auch indirekt (u. a. veränderte Artenzusammensetzung, Konkurrenzgefüge) durch den Klimawandel beeinflusst (JUMP & PENUELAS 2005, ARCHAUX & WOLTERS 2006). Das Wachstum bzw. die Produktivität von Wäldern kann aufgrund der verlängerten Vegetationszeit, erhöhter Temperaturen und Zunahme der atmosphärischen Kohlendioxidkonzentration zunächst gesteigert werden, vorausgesetzt Wasser ist kein limitierender Faktor. Es wird jedoch angenommen, dass dieser Effekt mit fortschreitender Klimaänderung langfristig rückläufig ist; die Zusammenhänge sind dabei komplex, Reaktionen arten- und standortsabhängig (ABER et al. 2001, MCCARTY 2001, EASTERLING & APPS 2005). Häufigere und stärkere Trockenperioden können das Pflanzenwachstum zusätzlich einschränken (Reduktion der Photosyntheserate) und bis hin zum Absterben von Bäumen führen (ABER et al. 2001, EASTERLING & APPS 2005, BYTNEROWICZ et al. 2007). Wiederholte, lang anhaltende Trockenperioden steigern zudem das Risiko für Waldbrände (BYTNEROWICZ et al. 2007, KIRILENKO & SEDJO 2007). Wassermangel erhöht oft die Anfälligkeit von Bäumen gegenüber sekundären Schäden durch Krankheitserreger und Insekten (ENGESSER et al. 2008, HEMERY 2008, MARACCHI et al. 2005). Die direkte Wirkung des Klimawandels auf Schadorganismen ist vielschichtig, Arten können gefördert oder benachteiligt werden. Manche Pathogene benötigen z. B. Wasser oder hohe Feuchtigkeit für Verbreitung, Reife und Infektion; sie werden durch zunehmende Trockenheit geschwächt. Andererseits können latente, fakultative Pathogene oder Arten aus südlicheren Verbreitungsgebieten gefördert werden und zu ernsthaften Problemen führen (DESPREZ-LOUSTAU et al. 2006). Für einige Insektenarten

können sich höhere Temperaturen günstig auswirken (Arealausdehnung, kürzere Entwicklungsrate, geringere Wintermortalität kälteempfindlicher Arten) (BALE et al. 2000, ENGESSER et al. 2008). Für andere können z. B. erhöhte Wintertemperaturen den Überwinterungserfolg reduzieren (fehlende Isolation der Schneedecke bei Überwinterung in der Streuschicht des Waldbodens, schnellere Erschöpfung von Reserven, höherer Feinddruck) (AYRES & LOMBARDEO 2000, ENGESSER et al. 2008). Extremereignisse haben u. U. für die Massenvermehrung von Forstschädlingen eine größere Bedeutung als höhere Durchschnittstemperaturen (ENGESSER et al. 2008).

Auswirkungen auf Ökosystemleistungen, Schwerpunkt Biodiversität und Naturschutz

Die Veränderung durch den gegenwärtigen Klimawandel wirkt sich auf die Funktionalität der Wälder bzw. die Ökosystem-Leistungen aus und steht mit ihnen in Wechselwirkung. Abgesehen von der Holzproduktion sind auch die Bereitstellung der Schutzgüter Boden, Wasser, Klima und Biodiversität sowie die Erholungsfunktion betroffen. So kann der Erholungswert von Wäldern beispielsweise durch die Verbreitung von Krankheitsüberträgern oder -erregern wie dem Eichenprozessionsspinner abnehmen. Denkbar ist auch, dass Landschaften und ihre ästhetische Wirkung durch Struktur- und Artenveränderungen bis hin zum möglichen Zusammenbruch von Wäldern an manchen Orten einem starken Wandel unterliegen (ENGESSER et al. 2008). Die Holzproduktion ist über geänderte Bedingungen und Risiken für den Anbau bestimmter Arten, veränderte Produktivität, Holzerntebedingungen und Sortimente betroffen (FÜRSTENAU et al. 2007, KÖLLING et al. 2009). Den möglichen Gefahren des Klimawandels für die Biodiversität ist ein Programm der Biodiversitätskonvention (CBD) „Climate Change and Biological Diversity“ gewidmet. Je nach Ausbreitungspotenzial und -hindernissen kann die Artenvielfalt zu- oder abnehmen (HANNAH 2008). Viele Wissenschaftler befürchten einen Verlust biologischer Vielfalt (DALE et al. 2001, HANNAH 2008). Gründe sind das erhöhte Aussterberisiko oder die Verdrängung bislang heimischer sowie ggf. hinzukommender, als ‚wertvoll‘ erachteter Arten durch invasive Arten, Krankheiten und Schädlinge (MCCARTY 2001, HANNAH 2008, METZGER et al. 2008). Lokal kann sich die Artenvielfalt auch erhöhen. Neben der Anzahl an Arten ist auch die Diversität auf anderen Ebenen zu berücksichtigen (strukturelle Vielfalt, Ähnlichkeit von geographisch verschiedenen Standorten (LASCH et al. 2002, JURASINSKI & KREYLING 2007). Zunehmende Heterogenität und Instabilität von Lebensräumen fördern Arten, die an Störungen angepasst sind (GILLSON & WILLIS 2004). Die Veränderung und der Verlust von Arten in einem Schutzgebiet haben bedeutende Folgen für das Erreichen von festgelegten Naturschutzziele – insbesondere wenn ein Schutzgebiet gerade wegen diesen Arten als solches ausgewiesen wurde oder der Verlust starke Auswirkungen auf den Lebensraum hat (DALE et al. 2001, HOSSEL et al. 2003). Ferner kann die Rolle der Wälder hinsichtlich Klimaregulation und Kohlenstoffbindung mit Biodiversitätszielen konkurrieren (HEMERY 2008, JESSEL 2009). Auch wenn einige Instrumente und Kategorien des Naturschutzes weiterhin eine hohe Bedeutung haben, sollten Naturschutzziele und Managementpläne neu überdacht und ggf. verbessert werden.

Folgen für den Naturschutz im Wald, Bezug zur CBD

Die Biodiversitätskonvention (CBD) hat den Schutz und die nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt zum Ziel, wobei explizit das wirtschaftliche Potenzial natürlicher Ressourcen einbezogen wird. Wälder werden in einem eigenen Programm der CBD („Forest Biodiversity“) berücksichtigt. In der Nationalen Strategie zur Biodiversität schlagen sich in fast allen Aktionsfeldern Aspekte zum Naturschutz in Wäldern nieder (u. a. „Land- und Forstwirtschaft“, „Biotopverbund und Schutzgebietsnetz“, „Artenschutz

und genetische Vielfalt“, „Vermeidung von Faunen- und Florenverfälschung“, „[...] naturnahe Erholung“, „Biodiversität und Klimawandel“) (BMU 2007). Nachhaltige Nutzung impliziert den Erhalt der wesentlichen Funktionen eines Systems für die nachfolgenden Generationen. Alle Waldfunktionen sind vom Klimawandel betroffen; ihre Sicherung stellt zukünftig möglicherweise eine noch größere Herausforderung dar. Der Schutz der Gesamtheit ökosystemarer Funktionen wird vermutlich eine stärkere Bedeutung erreichen als der Schutz einzelner Arten (JESSEL 2009) oder aber man wird sich mit Fragen der Priorisierung einzelner Arten beschäftigen müssen (IBISCH 2006).

Im Projekt „Waldnaturschutz und Klimawandel“ werden aktuelle Ziele, Leitbilder und Referenzsysteme des Waldnaturschutzes sowie Schutzstrategien im Hinblick auf den Klimawandel untersucht und bewertet. Im Anschluss sollen potenzielle zukünftige Leitbilder und Bezugssysteme für den Waldnaturschutz in Deutschland identifiziert werden und einen Rahmen für konkrete Handlungsempfehlungen bilden. Mögliche Ziele im Waldnaturschutz sind (leicht verändert nach SCHAICH & KONOLD 2005):

- Natürliche Verjüngung und Sukzession
- Standortheimische Baumartenzusammensetzung
- Naturnaher Waldbau
- Naturnaher Alt- und Totholzbestand
- Alte Bestandesphasen
- Naturverträgliche Holznutzung
- Angepasste Wildbestände
- Historische Waldbewirtschaftungsformen, lichte Strukturen
- Möglichst großflächig zusammenhängende Waldflächen
- Ökologisch wertvolle Waldränder
- Ungestörte dynamische Entwicklung in Prozessschutzgebieten

Es ist abzusehen, dass sich die Qualität einzelner Ziele durch den rezenten Klimawandel verändern wird. Beispielsweise werden Zeitpunkt und Intensität von Verjüngungsereignissen durch Klimafaktoren beeinflusst, die Etablierung der Naturverjüngung durch veränderte Standortbedingungen mitbestimmt. In der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt ist „die Ausweisung ausreichend großer Schutzgebiete und deren Vernetzung zu funktional zusammenhängenden Biotopverbundsystemen [...]“ (BMU 2007: 62) ein Schlüssel zum Erhalt von Biodiversität. Auch die Konnektivität von Waldflächen, verbunden mit einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung auf gesamter Fläche, wird sich vermutlich positiv auf die Anpassung von Arten an den Klimawandel, u. a. durch die Schaffung von Migrations- und Ausweichmöglichkeiten auswirken (IBISCH 2006). Das bisherige einheimische Baumartenspektrum wird u. U. durch neu hinzukommende Arten ergänzt oder abgelöst. Naturschutzziele und Leitbilder, die Standortkonstanz voraussetzen und Natürlichkeit bzw. Naturnähe statisch definieren, müssen in diesem Zusammenhang neu bewertet werden.

Ausblick

Aufbauend auf der Analyse von Folgen des Klimawandels für Waldökosysteme, bildet die Evaluation möglicher Waldnaturschutzstrategien im Hinblick auf die prognostizierten und beobachteten Veränderungen einen Kernpunkt im Projekt „Waldnaturschutz und Klimawandel“. In der aktuellen wissenschaftlichen Literatur findet sich eine Reihe möglicher Ansätze zum Umgang mit den Folgen des Klimawandels.

Ihre Auswertung hinsichtlich Präzisierung, Operationalität und Kausalität lässt Aussagen auf Verwertbarkeit, Gemeinsamkeiten und mögliche Unvereinbarkeiten erwarten.

Literatur

- ABER, J.; NEILSON, R.P.; MCNULTY, S. et al. (2001): Forest processes and global environmental change: Predicting the effects of individual and multiple stressors. - *Bioscience*, 51 (9): 735–751.
- ARCHAUX, F. & WOLTERS, V. (2006): Impact of summer drought on forest biodiversity: what do we know? - *Annals of Forest Science*, 63 (6).
- AYRES, M.P. & LOMBARDELO, M.J. (2000): Assessing the consequences of global change for forest disturbance from herbivores and pathogens. - *Science of the Total Environment*, 262 (3): 263–286.
- BALE, J.S.; MASTERS, G.J.; HODKINSON, I.D. et al. (2002): Herbivory in global climate change research: Direct effects of rising temperature on insect herbivores. - *Global Change Biology*, 8 (1): 1–16.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. – Berlin, 178 S.
- BYTNEROWICZ, A.; OMASA, K. & PAOLETTI, E. (2007): Integrated effects of air pollution and climate change on forests: A northern hemisphere perspective. - *Environmental Pollution*, 147 (3): 438–445.
- DALE, V.H.; JOYCE, L.A.; MCNULTY, S. et al. (2001): Climate change and forest disturbances. - *Bioscience*, 51 (9): 723–734.
- DESPREZ-LOUSTAU, M.-L.; MARÇAIS, B.; NAGELEISEN, L.-M. et al. (2006): Interactive effects of drought and pathogens in forest trees. - *Annals of Forest Science*, 63 (6).
- EASTERLING, W. & APPS, M. (2005): Assessing the consequences of climate change for food and forest resources: A view from the IPCC. - *Climatic Change*, 70 (1-2): 165–189.
- ENGESSER, R.; FORSTER, B.; MEIER, F. et al. (2008): Forstliche Schadorganismen im Zeichen des Klimawandels. - *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 159 (10): 344–351.
- FÜRSTENAU, C.; BADECK, F.W.; LASCH, P. et al. (2007): Multiple-use forest management in consideration of climate change and the interests of stakeholder groups. - *European Journal of Forest Research*, 126 (2): 225–239.
- GILLSON, L. & WILLIS, K. J. (2004): 'As Earth's testimonies tell': wilderness conservation in a changing world. - *Ecology Letters*, 7 (10): 990–998.
- HANNAH, L. (2008): Protected areas and climate change. In: OSTFELD, R.S. & SCHLESINGER W.H. (Hrsg.): *Annals of the New York Academy of Sciences*: 1-24.
- HANSEN, A.J.; NEILSON, R.P.; DALE, V.H. et al. (2001): Global Change in Forests: Responses of Species, Communities, and Biomes. - *Bioscience*, 51 (9): 765–779.
- HEMERY, G.E. (2008): Forest management and silvicultural responses to projected climate change impacts on European broadleaved trees and forests. - *International Forestry Review*, 10 (4): 591–607.
- HOSSEL, J.E.; ELLIS, N.E.; HARLEY, M.J. et al. (2003): Climate change and nature conservation: Implications for policy and practice in Britain and Ireland. - *Journal for Nature Conservation*, 11 (1): 67–73.
- IPCC (2007): *Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* – Geneva (IPCC) 104 S.

- JESSEL, B. (2009): Biodiversität und Klimawandel - Forschungsbedarfe im Rahmen nationaler Handlungsstrategien. - *Natur und Landschaft*, 84 (1): 32–38.
- JUMP, A. S. & PENUELAS, J. (2005): Running to stand still: adaptation and the response of plants to rapid climate change. - *Ecology Letters*, 8 (9): 1010–1020.
- JURASINSKI, G. & KREYLING, J. (2007): Upward shift of alpine plants increases floristic similarity of mountain summits. - *Journal of Vegetation Science*, 18 (5): 711–718.
- KAPPELLE, M.; VAN VUUREN, M.M. & BAAS, P. (1999): Effects of climate change on biodiversity: A review and identification of key research issues. - *Biodiversity & Conservation*, 8(10): 1383–1397.
- KÄTZEL, R. (2008): Klimawandel. Zur genetischen und physiologischen Anpassungsfähigkeit der Waldbaumarten. - *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie*, 42 (1): 9–15.
- KIRILENKO, A.P. & SEDJO, R.A. (2007): Climate change impacts on forestry. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104 (50): 19697–19702.
- KIRSCHBAUM, M.U. (2000): Forest growth and species distribution in a changing climate. - *Tree Physiology*, 20 (5-6): 309–322.
- KÖLLING, C.; KNOKE, T.; SCHALL, P. et al. (2009): Überlegungen zum Risiko des Fichtenanbaus in Deutschland vor dem Hintergrund des Klimawandels. - *Forstarchiv*, 80 (2): 42–54.
- MARACCHI, G.; SIROTENKO, O. & BINDI, M. (2005): Impacts of present and future climate variability on agriculture and forestry in the temperate regions: Europe. - *Climatic Change*, 70 (1-2), S. 117–135.
- MCCARTY, J.P. (2001): Ecological consequences of recent climate change. - *Conservation Biology*, Jg. 15 (2), S. 320–331.
- MENZEL, A.; FABIAN, P. (1999): Growing season extended in Europe. - *Nature*, 397 (6721).
- MENZEL, A.; SPARKS, T.H.; ESTRELLA, N. et al. (2006): Altered geographic and temporal variability in phenology in response to climate change. - *Global Ecology and Biogeography*, (15): 498–504.
- METZGER, M.J.; BUNCE, R.G.; LEEMANS, R. et al. (2008): Projected environmental shifts under climate change: European trends and regional impacts. - *Environmental Conservation*, 35 (1): 64–75.
- MUSTIN, K.; BENTON, T.G.; DYTHAM, C. et al. (2009): The dynamics of climate-induced range shifting; perspectives from simulation modelling. - *Oikos*, 118 (1): 131–13
- SCHAICH, H. & KONOLD, W. (2005): Naturschutzfachliche Grundlagen und Möglichkeiten der Operationalisierung eines Honorierungssystems ökologischer Leistungen im Wald. In: WINKEL, G.; SCHAICH, H.; KONOLD, W. & VOLZ, K.-R.: *Naturschutz und Forstwirtschaft. Bausteine einer Naturschutzstrategie im Wald.* – Bonn (Bundesamt für Naturschutz): 222-304

Treffpunkt Biologische Vielfalt 9	2010	51-58	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
-----------------------------------	------	-------	--

Küstennationalparks in Entwicklungsländern: Soziale und sozialräumliche Auswirkungen ihrer Ausweisung auf die ansässige Bevölkerung. Die Fallbeispiele Superagüi, Brasilien, und Banc d'Arguin, Mauretanien, im Vergleich.

KARINA REINBOLD & ANNETTE HILDINGER

Schlagwörter: Schutzgebiete; Küstengebiete; Nationalparks; Entwicklungsländer; soziale und sozialräumliche Auswirkungen

1 Einleitung: Einführung in das Thema und seine Relevanz für die CBD

Staaten, die die Convention on Biological Diversity (CBD) unterzeichnet haben, verpflichten sich zum Schutz der Biodiversität ihres Landes. Ein Mittel hierfür ist die Ausweisung von Schutzgebieten (protected areas) für empfindliche und bedrohte Naturräume, darunter auch Nationalparks. Die dynamischen Naturräume von Küstengebieten, die unter zunehmendem menschlichen Einfluss z. B. durch Siedlungsdruck stehen, sind dabei von besonderem Interesse (SANCHIRICO, COCHRAN, EMERSON 2002).

Die Ausweisung eines Schutzgebiets wirkt sich auf die Bevölkerung im Schutzgebiet aus, denn die damit verbundenen Regeln und Gesetze beeinträchtigen ihre traditionelle naturverbundene Lebensweise, was ihren Widerstand weckt. Das kann sogar dazu führen, dass die Ziele des Schutzgebiets nicht erreicht werden. Derartige Prozesse bedrohen jedoch den Umweltschutz, seine Ziele, seine Glaubhaftigkeit und Akzeptanz (ARRUDA 1999).

Der vorliegende Beitrag stellt eine akteursorientierte Analyse möglicher Auswirkungen dar, die im Fall einer Schutzgebietsausweisung auftreten können. Es handelt sich hierbei um die Ergebnisse einer Studienarbeit, die die beiden Autorinnen 2008 im Rahmen des Masterprogrammes am Institut für Regionalwissenschaft (Universität Karlsruhe TH) verfasst haben, und soll die Relevanz des Themas für den Naturschutz auch im Rahmen der CBD aufzeigen. Die Analyse von Schutzgebieten und der Akteure in ihnen soll dabei ermöglichen, allgemeine Aspekte der Ausweisung von Schutzgebieten, sowie ihrer sozialen und sozialräumlichen Auswirkungen in Küstengebieten von Entwicklungsländern zu verstehen, zu typisieren und zu bewerten, und den politisch-planerischen Umgang damit reflektieren.

2 Methode und Leitfragen

Die Autorinnen haben zunächst zwei Fallbeispiele (Abb. 1) ausgewählt die sie mittels Literaturanalyse auf die Akteure im Schutzgebiet und ihre Interaktionen hin untersuchten, um dann die beobachteten Auswirkungen zu vergleichen. Ausgangspunkt war der Nationalpark Superagüi (Brasilien), da eine der Autorinnen (K. Reinbold) bei ihrer Arbeit vor Ort bereits einen Eindruck von den Problemen zwischen Bevölkerung und Parkverwaltung gewinnen konnte. Als Vergleichspark wurde der Nationalpark Banc d'Arguin (Mauretanien) ausgewählt, weil es sich ebenfalls um einen Nationalpark (IUCN-Kategorie II) mit Besiedlung durch traditionelle Bevölkerung handelt und beide Parks auch sonst zahlreiche Parallelen aufweisen (Tab. 1).



Abb. 1: Untersuchungsgebiete - NP Superagüi (links), NP Banc d'Arguin(rechts). Entwurf: Reinbold 2008

Tab. 1: Steckbriefe der Nationalparks

		Nationalpark Superagüi	Nationalpark Banc d'Arguin
Allgemeine Informationen	Land (vgl. Abb.1)	Brasilien	Mauretanien
	Region	Südost Brasilien	West Sahel
	Ausweisung als NP	1989, erweitert 1997	1976, erweitert 1986
	Verwaltung	Föderal	Bundespräsident
	Fläche (km²)	338	12000
	Anzahl der Dörfer	11	9
	Bevölkerung (Anzahl)	2000	500-1500
	Bevölkerung (Name)	Caicaras	Imraguen
	Geschützte Ökosysteme	Atlant. Regenwald, Magroven, Ästuare	marin, intertidal, tidal
	Anteile der Ökosysteme	< 13 % marin, > 87% terrestrisch	55% marin, 45% terrestrisch
Int. Ebene	IUCN Klassifikation	Kategorie II	Kategorie II
	UNESCO	1998	1989
	Weltnaturerbe	Klassifikation II, IX, X	Klassifikation IX, X
	Sonstige Programme	UNESCO MAB, 1992	Ramsar, 1982

Quelle: UNESCO, UNEP-WCMC, UNEP-WCPA, IBAMA, MALHEIROS (2008). Entwurf: Hildinger, Reinbold 2008

Die Leitfragen bei der Untersuchung waren:

- Welche sozialen und sozialräumlichen Auswirkungen sind zu beobachten? Kann man sie typisieren?
- Wie kommt es zu diesen Auswirkungen und wer ist daran beteiligt?

Basierend auf einer Literaturanalyse zu Auswirkungen von Schutzgebieten entwickelten die Autorinnen im Vorfeld eine Typisierung, die die Übertragbarkeit und den Vergleich der Phänomene in den Fallbeispielen ermöglichte. Diese Typisierung konnte nach der Untersuchung der beiden Einzelfälle und ihrem anschließenden Vergleich erweitert werden.

3 Fallbeispiel 1: Nationalpark Superagüi, Brasilien

Das erste Fallbeispiel ist der an der südöstlichen Küste Brasiliens gelegene Nationalpark Superagüi (Abb. 1). Das Gebiet der Küste von Bundesland Parana, kann durch seine ufernahe Vegetation charakterisiert werden, zu der Mangroven und der atlantische Regenwald gehören (MEYER 2006). Im Gebiet des Parks sowie in seiner Umgebung haben sich bis heute große Teile des atlantischen Regenwaldes in ihrem ursprünglichen Zustand erhalten (KASSEBOEHMER 2007).

Der atlantische Regenwald ist der am dritt stärksten bedrohte tropische Wald der Welt und als Biom ein Hotspot der Biodiversität: Bis heute wurden hier ca. 1.500 endemische Arten von Pflanzen nachgewiesen. Von seinen ursprünglich 1.585.000 km² sind heute nur noch 7 % übrig (KASSEBOEHMER 2007). Der Erhalt des brasilianisch-atlantischen Waldes, seines Ökosystems und seiner endemischen Arten (z. B. Schwarzkopflöwenäffchen (*Leontopithecus caissara*) und Rotschwanzamazone (*Amazona brasiliensis*)) waren Gründe für die Ausweisung und Erweiterung des Nationalparks (MEYER 2006).

Das Gebiet ist Teil des Ästuarinen-Lagunen Komplexes Iguape-Cananeia-Paranagua, einem 200 km langen Küstenstreifen, der als „eine der schützenswertesten Regionen unseres Planeten“ bezeichnet werden kann. Er stellt den größten unberührten Restbestand des atlantischen Regenwaldes in Brasilien dar (MEYER 2006).

3.1 Probleme im NP Superagüi

Seit der Ausweisung des Parks treten zahlreiche Konflikte zwischen Bevölkerung und Management auf. Die beteiligten Akteure und Akteursgruppen werden in Tab. 2 vorgestellt.

Tab. 2: Akteure und Akteursgruppen im NP Superagüi

Akteur	beteiligt als	Tätigkeiten
IBAMA-ICM BIO	Verwaltung	Überwachung und allgemeine Verwaltungstätigkeiten des Parks
Caicarás	Bevölkerung	Leben im Park oder in seiner Umgebung und haben Fischerei als Hauptbeschäftigung
NGOs und Vereinigungen von Einwohnern	Zivilgesellschaft	Verschiedene Projekte im Park Selbsterstützung der Einwohner

Entwurf: Reinbold 2008

Laut IBAMA wirken sich die Aktivitäten der Bevölkerung direkt oder indirekt negativ auf den Erhalt der Biodiversität aus. Beispiele dafür seien die direkte Übernutzung von Ressourcen, die Jagd oder die nicht nachhaltige Entnahme von Holz zur Reparatur von Häusern und Booten, aber auch Nutzungsänderungen wie ungeplanter Tourismus auf den Inseln und die Errichtung der dafür nötigen Gebäude (IBAMA 2008).

Untersuchungen wie von KASSEBOEHMER (2007) zeigen seitens eines Großteils der Bevölkerung eine deutliche Unzufriedenheit mit der Verwaltung, dem Kontroll- und Bestrafungssystem, sowie der Art und Weise wie Rechtsvorschriften im Park zustande kommen. Teile der Bevölkerung beschwerten sich, dass diese ohne Partizipation oder Befragungen, ohne Respekt vor kulturellen Gepflogenheiten und außerhalb des regional-lokalen Kontextes zustande gekommen seien. Traditionelle Tätigkeiten seien verboten (Subsistenzlandwirtschaft) oder erschwert (Fischfangverbot mit motorisierten Booten; Verbot der Schleppnetzfangerei auf Garnelen, Hauptfischereiprodukt in Superagüi, während ihrer Laichzeit). Allgemein wird die Arbeit der Behörden von der Bevölkerung sehr kritisch gesehen und Begriffe wie „Repression“, „Strafe“ und „Bestechung“ fallen nicht selten (KASSEBOEHMER 2007).

3.2 Auswirkungen der Ausweisung des Parks für die Bevölkerung im NP Superagüi

Die Ausweisung des Parks, verbunden mit dem Auftreten eines neuen Akteurs, wirkte sich direkt auf die Lebensweise der Bevölkerung im NP Superagüi aus. Nach der Erweiterung (1997) wurde beispielsweise ein Dorf komplett verlassen. Zu den Umständen dieser Abwanderung sowie den aufgesuchten Zielorten wurde in der Literatur keine weitere Information gefunden. Dennoch kann man vermuten, dass diese Entscheidung erst unter extremem Druck getroffen wurde und weil es keine Alternative mehr gab.

Insgesamt ist eine Verschlechterung der Lebensbedingungen durch die gesetzlichen Beschränkungen zu erkennen, denn sie betreffen die Einkommensquellen und die Nahrungssicherheit der Parkbewohner. Die Kontrolle des Fischfangs (Menge und Fangzeiten) und die Vorschriften für Boote und Fangvorrichtungen schränken den bisherigen Zugang zu den Parkressourcen erheblich ein. Einen Ausgleich gibt es nicht, da selbst Landwirtschaft „im kleinen Stil“ als potentielle Alternative gesetzlich verboten wurde. Durch die Reglementierung ist auch die kulturelle Identität und das Sozialgefüge der Bevölkerung bedroht, denn traditionelle Lebensweise wird neu bewertet und unterteilt in „erlaubte“ und „verbotene“ Handlungen. Das führt im Fall von Superagüi auch zu einer Marginalisierung. Die Ignoranz gegenüber den Bedürfnissen der Bevölkerung und ihre Folgen müssen als erhebliche soziale Auswirkung gesehen werden.

Die Parkverwaltung in Superagüi handelt nicht auf Grundlage eines Managementplans, wodurch es auch keine längerfristige Planung von Maßnahmen zur Beseitigung des Konflikts gibt. Hilfreich wäre jedoch, wenn die Parkverwaltung mehr Respekt gegenüber der traditionellen Lebensweise der Bevölkerung zeigen und gemeinsam mit ihr nach Lösungen suchen würde. Erste Schritte könnten darin bestehen der Bevölkerung die Gründe für die Ausweisung als Nationalpark und die Schutzziele zu erläutern und nahe zu bringen.

4 Fallbeispiel 2: Nationalpark Banc d'Arguin, Mauretanien

Mauretanien ist nicht so reich an Naturphänomenen wie Brasilien. Doch auch hier gibt es Arten und Ökosysteme, die für die Biodiversität von Bedeutung sind. Der Parc National du Banc d'Arguin (PNBA, Abb. 1) dient dem Schutz des Küstenökosystems, das durch den Kontrast zwischen den extremen und kargen Bedingungen der Sahara und dem atlantischen Ozean, der an dieser Stelle durch nährstoffreiche Auftriebsströme (upwelling) und hohe Biodiversität gekennzeichnet ist. Der Park erstreckt er sich über eine Fläche von 12.000 km² (UNEP-WCMC, EOEARTH).

Als dominierende Landschaftsform schließt der Park ein Wattgebiet von 630 km² ein, sowie Dünen, Marschen und Mangroven. Über 2 Mio. Zugvögel aus rund 250 Arten überwintern hier jedes Jahr und die Mönchsrobber-Kolonie ist mit ca. 150 Tieren weltweit eine der größten dieser extrem bedrohten Art. Die ausgedehnten Seegraswiesen dienen zahlreichen marinen Arten als Kinderstube und sichern so das Regenerationspotential des begehrten Fischreichtums außerhalb des Parks. Das Gebiet gilt als wenig vom Menschen beeinflusst, trotz der Anwesenheit der traditionellen Bevölkerung: den Imraguen, deren Lebensweise sogar ein Grund für die Ausweisung des Parks war (UNEP-WCMC, EOEARTH).

4.1 Phasen in der Geschichte des Parks: Phasen 1 und 2

In der Geschichte des Gebiets des heutigen Parks lassen sich drei Phasen identifizieren, die jeweils durch das Auftreten eines neuen Akteurs gekennzeichnet sind (Tab. 3). Die Imraguen leben hier in einer eng mit dem Meer verbundenen Lebensweise (Phase 1). Hauptnahrungs- und -einkommensquelle ist der traditionelle Fischfang: mit Netzen im seichten Wasser stehend fangen sie v. a. Meeräschen. Der Einsatz von

Segelbooten - Lanches à voile - ist neueren Datums und ergab sich durch den Kontakt zu Fischern von den Kanarischen Inseln (DE NORAY-DARDENNE 2002).

Tab. 3: Phasen und Akteure in der Geschichte des PNBA

Akteur	beteiligt als	Prozesse	
Imraguen	Bevölkerung	Haupttätigkeit: Fischfang; traditionelle Lebensweise, eng an die harten Lebensbedingungen in der kargen und sehr trockenen Umgebung angepasst; Bevölkerungsgruppe am Rand der Gesellschaft, besiedeln das Gebiet seit Jahrhunderten	Phase 1
Parkverwaltung	Verwaltung	Implementieren u. Sichern der neuen Regeln zum Schutz der Natur (z.B. Verbrennen der Netze)	Ph. 2
FIBA	Zivilgesellschaft	Gründung der Fondation Internationale du Banc d'Arguin, schweizer Stiftung; Ziel: effektiver Schutz der Natur, zusammen mit Imraguen u. Parkverwaltung; Partizipative Maßnahmen, zusätzliche Finanzen und Know-How	Phase 3

Quelle: UNEP-WCMC

Entwurf: Hildinger 2009

In den 1970er Jahren verschlechterte sich die Lebenssituation der Imraguen stark, denn internationale Fangflotten hatten eine drastische Abnahme der Meeräsche verursacht. Die Lanches aber waren in schlechtem Zustand und die Imraguen hatten weder die Mittel noch das Know-How sie zu restaurieren. Die Lösung schien in der Beteiligung am internationalen Fischmarkt zu liegen und die Imraguen stiegen in das lukrative Geschäft mit den Haifischflossen ein, fingen Meeresschildkröten und fuhren mit Motorbooten zum Fischen aufs Meer. Dann wurde der Park ausgewiesen (Phase 2), was auch das Verbot jeglicher Fischerei bedeutete. Der Fisch- und Haifischfang ging aus Unverständnis und Mangel an Alternativen jedoch weiter bis die Parkverwaltung aktiv wurde und die Netze verbrannte (LEFEUVRE 2007, DE NORAY-DARDENNE 2006).

Durch die Nutzungsänderung des Gebiets (d. h. Nutzung als Nationalpark) standen sich zwei Akteure gegenüber, die über ihre unterschiedlichen Auffassungen vom Umgang mit der Natur in Konflikt gerieten. Durch das Verbot des Fischfangs war den Imraguen ihre wichtigste Nahrungs- und Einkommensquelle entzogen. Dies und der Mangel an Alternativen verschlechterte ihre Lebenssituation. Als Möglichkeiten blieben: Verlassen des Gebietes oder Weiterleben wie bisher, in dem Bewusstsein illegal zu handeln und die Naturschutzziele der Parkverwaltung zu unterwandern.

4.2 Phasen in der Geschichte des Parks: Phase 3

Eine Änderung ergab sich durch das Auftreten der Fondation Internationale du Banc d'Arguin (FIBA) (Phase 3). Es gelang ihr in Kooperation mit der Parkverwaltung den Konflikt zu entschärfen. Entscheidende Schritte waren: das Einräumen von exklusiven Fischereirechten für die Imraguen, das Restaurieren der Flotte der Lanches, sowie das Schaffen von alternative Einkommensquellen innerhalb des Parks, z. B. im Schiffsbau, durch Ökotourismus oder als Parkführer. Die finanziellen Ressourcen, die über die Stiftung in den Park kamen, waren eine wichtige Grundlage für diese Maßnahmen. Für die Parkverwaltung ergab sich als wesentlicher positiver Effekt, dass sich die Imraguen nun mit den Schutzzielen des Parks identifizieren konnten und ihn heute sogar als Chance begreifen (CAMPREDON et al. 1996).

5 Ergebnisse aus dem Vergleich der Fallbeispiele: Kategorien von Auswirkungen

In beiden Fallbeispielen führt die Ausweisung des Parks zu erheblichen Folgen für die ansässige Bevölkerung, da die Nutzungsänderung, die verbunden ist mit einer Auffassung von Natur, mit ihrer traditionellen Lebensweise nicht zu vereinbaren scheint. Die Ausweisung des Parks erfolgt in einem Top-Down-Prozess und ohne Partizipation der Bevölkerung, wodurch diese ihn als etwas Feindliches erfährt.

Die direkten Auswirkungen der Unterschutzstellung lassen sich wie folgt typisieren:

- Nutzungsänderung des Gebiets, basierend auf einem Naturschutzkonzept, das menschliches Eingreifen in die Natur ablehnt. Damit verbunden ist das Auftreten der Parkverwaltung als neuer, hoheitlich weisungsbefugter Akteur in der Region.
- Bevormundung der Bevölkerung durch neue Regeln und Gesetze, die u. a. den Zugang zu den natürlichen Ressourcen beschränken und an deren Zustandekommen die Bevölkerung nicht oder nicht ausreichend partizipieren konnte.
- Diese zwei Kategorien kann man als Auswirkungen erster Ordnung verstehen. Sie ergeben sich als logische Konsequenz aus dem oben genannten restriktiven Naturschutzkonzept und bilden im Schutzgebiet den Hintergrund für soziale und sozialräumliche Auswirkungen, die sich dann in der Gesellschaftsstruktur abzeichnen (Auswirkungen zweiter Ordnung). Folgende Kategorien (und ihre Folgen) können genannt werden:

• Bedrohung der Nahrungssicherheit	}	Verarmung, Hunger durch Befolgen der Gesetze oder Illegalität bei Fort-führung der bisherigen Lebensweise
• Bedrohung der Einkommensquelle		
• traditionelle Tätigkeiten, basierend auf der Nutzung natürlicher Ressourcen sind nicht mehr erlaubt	}	Änderung der bisherigen Lebensweise, Verlust traditionellen Wissens, Änderung der Sozialstruktur
• Alternativen, z. B. Teilnahme am Markt, nicht möglich		
• Umsiedlung (erzwungen), Flucht, Abwanderung	}	Marginalisierung, Zerstörung der Gesellschaft, Verarmung, Hunger und/oder Tod der Individuen

Entscheidend für das Ausmaß bzw. die Folgen der Auswirkungen zweiter Ordnung scheint der Restriktionsgrad der Regeln der neuen Parkverwaltung sowie deren Umsetzung zu sein.

6 Fazit und Diskussion

Die Fallbeispiele zeigen, dass soziale und sozialräumliche Auswirkungen der Ausweisung eines bewohnten Nationalparks (=Schutzgebiet mit restriktiven Regeln) unabhängig sind von der geographischen Lage eines Nationalparks. Entscheidend ist der Grad der Abhängigkeit der Bevölkerung von den natürlichen Ressourcen, der Grad der Restriktion und die Intensität, mit der die Verwaltung die Regeln im Gebiet durchsetzt. Von diesen Faktoren hängt es ab wie groß der Druck auf die Bevölkerung tatsächlich wird, d. h. welche soziale und sozialräumliche Folgen die Ausweisung des Schutzgebietes hat.

Für einen effektiven Naturschutz ist das Wissen um die beschriebenen Zusammenhänge unabdingbar. Wird diese Problematik bei der Ausweisung nicht berücksichtigt, z. B. durch eine sparsame und partizipativ gestaltete Regelerarbeitung mit möglichst wenig nutzungseinschränkenden Regeln (=Auswirkungen erster Ordnung), kommt es – wie in beiden Fallbeispielen gezeigt - zu den genannten Auswirkungen zweiter Ordnung. Die Parkverwaltung als Verursacher und neu hinzu getretener Akteur steht dann vor einer besonderen Herausforderung. Es konnte gezeigt werden, dass die Konflikte durch situationsgerechte Maßnahmen beseitigt werden können. Entscheidend dabei ist ebenfalls die Partizipation der Bevölkerung. Aber die Lösung der Probleme benötigt Zeit und die Maßnahmen erfordern Geld, weshalb eine sichere Finanzierung und ein langfristiger und schriftlich festgehaltener, d. h. verbindlicher, Managementplan unabdingbar sind – Voraussetzungen, die im NP Superagüi bislang noch nicht erfüllt sind. Gerade dieser Fall zeigt, dass die Ausweisung eines Schutzgebiets nicht automatisch bedeutet, dass die Schutzziele erreicht und durch ein sinnvolles Management garantiert werden, weshalb eine Prüfung bereits existierender Schutzgebiete hinsichtlich der genannten Aspekte wünschenswert wäre.

Ein Qualitätsmanagement in Schutzgebietsausweisung und -betrieb, das die hier erläuterten Zusammenhänge berücksichtigt, wäre nicht nur gut für die Menschen innerhalb seiner Grenzen, sondern auch für die Natur, die durch das Mitwirken der Bevölkerung effektiver geschützt werden kann. Durch die Lösung des scheinbaren Widerspruchs Mensch <-> Natur ist auch dem Image des Naturschutzes gedient. Er kann als nunmehr als Chance gerade für nichtprivilegierte Bevölkerungsgruppen gesehen werden: im Sinn von sozialverträglichen Naturschutzprojekten.

7 Literatur

- ARRUDA, R. (1999): Populações tradicionais” e a proteção dos recursos naturais em unidades de conservação. - Rev. Ambiente & Sociedade - Ano II - No 5 - 2o Semestre.
- SANCHIRICO, J.N.; COCHRAN K. & EMERSON, P.M. (2002): Marine Protected Areas: Economic and Social Implications - Discussion Paper 02–26 - Resources for the Future.
- CAMPREDON, P.; HOFFMANN, L. & KANE, H. (1996): Banc d'Arguin National Park: Why Natural Resources Conservation Requires The Development of Fishermen's communities. - In: LEWIS, C.: Managing conflicts in Protected Areas. - Gland (IUCN)
- DE NORAY-DARDENNE, M. (2006): Le Livre des Imraguen. Pecheurs du Banc d'Arguin en Mauritanie. – Paris (Buchet/Chastel)
- KASSEBOEHMER, A.L. (2007): Restrições e impactos da legislação ambiental aplicada no município de Guaraqueçaba, Paraná. Dissertacao de Mestrado – Setor de Engenharia Florestal da Universidade Federal do Parana.
- MEYER, D. (2006): The encounter of conservation norms: A study about the struggle for diversity inside the National Park of Superagüi, Paraná. - Master Thesis to the Göteborg University Department of Political Science.
- LEFEUVRE, J-C. (2007): Natural World Heritage: A New Approach to Integrate Research and Management. – In: International Journal of Heritage Studies: 13 (4-5):350-364
- IBAMA online unter URL: <<http://www.ibama.gov.br>> (10.04.2008)
- UNEP-WCMC online unter URL: <<http://www.unep-wcmc.org/sites/wh/bancd%27ar.html>> (12. August 2008)

EOEARTH online unter URL:

<http://www.eoearth.org/article/Banc_d'Arguin_National_Park,_Mauritania> (11. August 2009)

Treffpunkt Biologische Vielfalt IX	2010	59-64	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	-------	--

Schutzbemühungen für die Segetalflora in Deutschland – Das Projekt „100 Äcker für die Vielfalt“

STEFAN MEYER, KARSTEN WESCHE, CHRISTOPH LEUSCHNER, THOMAS VAN ELSSEN & JÜRGEN METZNER

Schlagwörter: Ackerwildkräuter; Schutzacker; Agro-Ökosystem; Kulturlandschaft; Langfristigkeit

1 Einführung

1.1 Hintergrund und Anlass des Vorhabens

Vor dem Hintergrund des sich abzeichnenden Klimawandels erscheint es in allen mitteleuropäischen Ökosystemen dringend geboten, möglichst artenreiche Lebensgemeinschaften „vorzuhalten“. Nur so kann eine ausreichende genetische Vielfalt gesichert werden, um notwendige Anpassungsprozesse an veränderte Umweltbedingungen erfolgreich zu leisten (HAMPICKE et al. 2005). Kaum ein Ökosystem ist so stark von der menschlichen Tätigkeit geprägt wie ackerbaulich genutzte Flächen (ELLENBERG & LEUSCHNER 2009). Seitdem im mitteleuropäischen Raum Ackerbau betrieben wird, hat sich die Begleitvegetation der angebauten Kulturpflanzen wiederholt verändert (BURRICHTER et al. 1993). In den letzten Jahrzehnten führt ein zunehmender wirtschaftlicher Druck auf die Landwirtschaft und die daraus resultierende Perfektionierung der „Unkraut“-bekämpfung mit Herbiziden zu einem anhaltenden Artenschwund in der Ackerbegleitflora. Hinzu kommt, dass von der Aufgabe oder der Umwandlung in Grünland gerade solche Ackerstandorte betroffen sind, die traditionell extensiv bewirtschaftet wurden und so oft letzte Rückzugsgebiete gefährdeter Ackerwildkräuter darstellten. In den letzten Jahrzehnten wurde aus zahlreichen Regionen Mitteleuropas über drastische Rückgänge der Segetalflora berichtet, so z. B. aus der Stolzenauer Wesermarsch (MEISEL 1966), Nordhessen (HOTZE & VAN ELSSEN 2006), Sachsen-Anhalt (HILBIG 1985), Österreich (RIES 1992), der Niederlausitz (KLÄGE 1999), Slowenien (ŠILC & ČARNI 2005) und der Tschechischen Republik (LOSOSOVÁ & SIMONOVÁ 2008).

Tatsächlich haben in keinem Lebensraum der mitteleuropäischen Kulturlandschaft die Populationsgrößen und die Diversität der Vegetation so stark abgenommen wie im Ackerland. In vielen Regionen übertrifft der Zusammenbruch der Ackerwildkraut-Gemeinschaften noch das Ausmaß der Verluste im bodenfrischen und -feuchten Grünland (WESCHE et al. 2009). In Deutschland gelten heute rund 120 der etwa 350 Segetalflora-Sippen als gefährdet, 15-18 Arten sogar als ausgestorben (HOFMEISTER & GARVE 2006). Circa 70 % der gefährdeten Arten sind Segetalpflanzen im engeren Sinne, haben also ihren Verbreitungsschwerpunkt in Äckern, Weinbergen oder Gärten. Der größte Teil davon sind Getreidebegleiter (73 Sippen).

1.2 Das Projekt „100 Äcker für die Vielfalt“

Das seit 2007 von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderte Projekt „100 Äcker für die Vielfalt“ verfolgt das Ziel, ein Schutzgebiets-Netzwerk zum Erhalt gefährdeter Segetalarten in Deutschland zu errichten. Auf mindestens 100 besonders geeigneten Ackerstandorten soll eine auf den Erhalt und die Förderung der Ackerwildkräuter ausgerichtete Bewirtschaftung langfristig sichergestellt werden. Leider sind zeitweise erfolgreiche Aktivitäten zu Schutz der Segetalflora, wie die Anlage von Erhaltungskul-

turen, Feldflorareservaten und Ackerrandstreifenprogrammen wegen veränderter Förderbedingungen, mangelnder regionaler Betreuung oder hohem bürokratischen Aufwand in den meisten Bundesländern zum Erliegen gekommen (MEYER et al. 2008). Für den Schutz einiger Arten und deren Metapopulationen hat Deutschland eine hohe bzw. sehr Verantwortung [z. B. Lämmersalat (*Arnoseria minima*), Dinkeltrapse (*Bromus grossus*) und Glanzloser Ehrenpreis (*Veronica opaca*)] (CZYBULKA et al. 2009, WELK 2002), der nur durch Sicherstellung einer angepassten Bewirtschaftung von ausgewählten Standorten Rechnung getragen werden kann.

2 Material und Methoden

Das Projekt „100 Acker für die Vielfalt“ baut auf einer von der Rudolf und Helene Glaser Stiftung geförderten Konzeptstudie für die Einrichtung von „Schutzäckern für Ackerwildkräuter in Mitteldeutschland“ auf (MEYER & VAN ELSSEN 2007). In den Jahren 2007-2008 wurden in einer von der DBU geförderten Machbarkeitsstudie:

- 1) floristisch wertvolle Ackerstandorte in ganz Deutschland identifiziert und in eine Datenbank aufgenommen,
- 2) im Rahmen einer bundesweiten Recherche eine Übersicht über noch vorhandene Feldflorareservate/Schutzäcker erstellt,
- 3) mit Ministerien aller Flächen-Bundesländer Gespräche über Förderinstrumente und die Möglichkeiten der Implementierung der Schutzbemühungen auf Länderebene geführt, und
- 4) eine Analyse von mehreren alternativen Strategien der langfristigen Finanzierung zum Schutz der Ackerwildkräuter durchgeführt.

3 Vorläufige Ergebnisse

3.1 Machbarkeitsstudie (2007 / 2008)

Im Projekt stellen fünf Regionalkoordinatoren sicher, dass bundesweit die relevanten Akteure und Ansprechpartner sowie potenziell geeignete Standorte in allen wichtigen Agrarräumen und Großlandschaften Deutschlands in die Schutzbemühungen einbezogen werden. Im Rahmen der Gespräche mit den zuständigen Ministerien der Bundesländer wurden verschiedene Finanzierungsmöglichkeiten für Schutzäcker erfasst und Optimierungsstrategien diskutiert. Die Finanzierungskonzepte sind bundesländer- und regionenspezifisch ausgerichtet. Daher erfordert die Umsetzung eine intensive Ansprache und Betreuung der Akteure vor Ort (z. B. Vertreter der Landkreise, Landschaftspflegeverbände).

3.1.1 Identifizierung floristisch wertvoller Segetalflora-Standorte

Im Rahmen der bundesweiten Recherche nach geeigneten Schutzflächen wurden während der Vegetationsperiode Begehungen zur Erfassung von Arteninventar, Standortbedingungen und Wirtschaftsweise durchgeführt, um die Wertigkeit der Flächen zu erfassen. Aktuell liegen Informationen über mehr als 600 potenziell schutzwürdige Flächen vor und es bestehen Kontakte zu allen relevanten Personen bzw. Institutionen aus dem Bereich „Ackerwildkrautschutz“.

3.1.2 Status Quo des Ackerwildkrautschutzes in Deutschland

Zu Beginn des Projekts wurden mittels einer Fragebogenaktion die derzeitigen Schutzbemühungen für die Segetalflora in Deutschland evaluiert (MEYER et al. 2008). Bemerkenswert ist, dass die Hälfte der Befragten bisher nicht im Erfahrungsaustausch mit Betreibern von anderen Schutzinitiativen stehen; obwohl 95 % der Befragten ein Interesse an einem solchen Austausch geäußert haben. Von einem möglichen bundesweiten Netzwerk versprechen sich die Befragten eine bessere Öffentlichkeitsarbeit, eine Stärkung des Stellenwertes des Ackerwildkrautschutzes, Kontakte und Anregungen für den praktischen Naturschutz. Die bisherig erfolgreichen Initiativen wünschen sich eine regionale Koordinationsstruktur sowie Beratung bei der Bewirtschaftung der Flächen, um diese für den Ackerwildkrautschutz optimieren zu können. Zusammenfassend bilanzieren die Befragten, dass die wenigen bisher bestehenden Ackerwildkrautschutzinitiativen aus Sicht des Artenschutzes positiv, aus ökonomischer Sicht aber teilweise problematisch zu bewerten sind (MEYER et al. 2008).

3.1.3 Möglichkeiten zur langfristigen Finanzierung von Schutzäckern

Mit den Ministerien aller Flächen-Bundesländer wurden Gespräche über Förderinstrumente und die Möglichkeiten der Implementierung des Schutzackerprojektes auf Länderebene geführt. Untersucht wurden dabei die Förderoptionen von EU, Bund und Ländern. Die Ergebnisse der Untersuchung zeigten mehrere alternative Strategien der langfristigen Finanzierung von Schutzäckern auf. Ein Instrumenten-Mix aus Agrarumweltprogrammen, Mitteln aus der Eingriffs-Ausgleichs-Regelung (siehe CZYBULKA et al. 2009) sowie spezifischen Instrumenten der Länder für Ankauf und Management von Flächen scheint geeignet, die Äcker und deren angepasste Bewirtschaftung langfristig zu sichern.

Als Ergebnis der Machbarkeitsstudie kann festgehalten werden, dass trotz der drastischen Verarmung (noch) zahlreiche entwicklungsfähige und dringend zu sichernde Ackerwildkrautbestände recherchiert werden konnten, und dass geeignete Schutzinstrumente zur Verfügung stehen und weiter entwickelt werden können, um ein Netz an Schutzäckern in Deutschland zu errichten.

3.2 Umsetzungsphase (seit 2009)

Im der Implementierungsphase sollen am konkreten Fall individuell für die jeweiligen Standorte Lösungen entwickelt und umgesetzt werden, und zwar in Hinblick auf

- den Ankauf (oder langfristige Pacht) der Flächen,
- die Sicherstellung einer am Schutz der Ackerwildkräuter ausgerichteten Bewirtschaftung (durch Landwirte vor Ort, Vereine usw.), und
- die Finanzierung der Flächen-Sicherstellung und deren langfristig „ackerwildkrautfördernde“ Bewirtschaftung.

Nur eine langfristige finanzielle Sicherheit stellt die Mitarbeit der Landwirte sicher. Hier liegt nicht zuletzt die Ursache für das Scheitern der bisherigen Ackerrandstreifen-Konzepte, die von der von den zeitlich begrenzten Agrarumweltprogrammen abhängen. Darüber hinaus sind Vernetzung und Erfahrungsaustausch von herausragender Bedeutung, denn bei unsachgemäßer Bewirtschaftung kann auch im extensiven Ackerbau das Arteninventar schwinden. Als „Schutzacker“ soll im Projekt eine Fläche bezeichnet werden, deren aus botanischer Sicht herausragendes Arteninventar langfristig durch entsprechende vertragliche Vereinbarungen oder rechtliche Sicherheiten geschützt wird. Gleichwertig ist es, wenn sich eine Fläche im Eigentum von Naturschutzakteuren befindet. Die Betreuung durch einen Ansprechpartner vor Ort (etwa Landschaftspflege- oder Naturschutzverband) soll gegeben sein. Erste Schutzackerflächen wur-

den im Sommer 2009 (z .B. im LK Kelheim, LK Warburg und im LK Rendsburg-Eckernförde) eingerichtet. Weiterführende Informationen hierzu unter: www.schutzaecker.de

3.3 Fallbeispiel eines langfristig gesicherten Schutzackers

Schutzacker am „Kahlen Berg/Weißenburg“ bei Wundersleben [Thüringen, LK Sömmerda] (Abb. 1)

Der in den 90er Jahren über das Thüringer KULAP-Programm (Kultur- und Landschaftspflegeprogramm) geförderte ca. 1,7 ha große Keuper-Acker konnte im Jahr 2007 auf Initiative des Projektes „100 Äcker für die Vielfalt“ und der UNB Sömmerda aus Haushaltsmitteln des Landkreises angekauft werden. Als Besonderheit der Fläche ist das Vorkommen der sehr seltenen, mediterran verbreiteten Sichel-Wolfsmilch (*Euphorbia falcata*) zu werten, die hier die Nordwestgrenze ihres Areals erreicht. Thüringen trägt eine deutschlandweite Verantwortung für den Erhalt dieser Art! Die Art kann aktuell nur noch auf zwei Flächen im Werntal (Bayern) und bei Eckartsberga (Sachsen-Anhalt) nachgewiesen werden und ist in Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz und Hessen ausgestorben bzw. verschollen. Die Sichel-Wolfsmilch ist ein so genannter „Stoppelblüher“ und ist auf einen späten Stoppelsturz angewiesen. Mit der Unteren Naturschutzbehörde des Landkreises und dem Bewirtschafter der Fläche ist deshalb ein geeigneter Bewirtschaftungsplan zur Förderung der Art erarbeitet worden. Dazu gehört insbesondere das Unterlassen des Stoppelumbruchs vor September, damit die jährliche Reproduktion der Sichel-Wolfsmilch gesichert ist. Neben dieser „Attraktion“ des Ackers kommen mit dem Sommer-Adonisröschen (*Adonis aestivalis*), Dreihörnigen Labkraut (*Galium tricornutum*), Ackerkohl (*Conringia orientalis*), Acker-Haftdolden (*Caucalis platycarpos*) weitere bemerkenswerte Segetalpflanzen aus der Haftdolden-Adonisröschen-Gesellschaft (Caucalido-Scandicetum) vor.

Eine finanzielle Absicherung der Bewirtschaftung ist in einer ersten Stufe für eine Dauer von 10 Jahre durch Landkreismittel gesichert. Es wurde vereinbart, dass diese bundesweit floristisch bemerkenswerte Fläche dauerhaft aus dem Etat des Landkreises Sömmerda gefördert werden soll. Durch das Zusammenwirken verschiedenster Mitstreiter konnten demnach alle geforderten Kriterien (hohe floristische Wertigkeit der Fläche, Fläche durch Kauf gesichert und langfristige finanzielle Absicherung der extensiven Bewirtschaftung) erfüllt werden. Somit kann der Acker bundesweit als einer der „100 Äcker für die Vielfalt“ geführt werden.



Abb. 1 und 2: Schutzacker am „Kahlen Berg/Weißenburg“ bei Wundersleben im Mai 2007 mit Vorkommen der in Deutschland sehr seltenen Sichelwolfsmilch (*Euphorbia falcata*)
(Fotos: S. MEYER, A. GEHLHAAR)

4 Diskussion und Ausblick

Ein Netz von Schutzflächen kann nach SCHNEIDER et al. (1994) durch die naturschutzrechtliche Sicherung der Flächen und deren auf den Artenschutz abzielende Bewirtschaftung eine umfassende Sicherung für gefährdete Segetalarten und -gesellschaften bieten. Aus den Ergebnissen der funktionalen Biodiversitätsforschung der letzten Jahre kann geschlossen werden, dass wichtige Ökosystemfunktionen in Agrarökosystemen, wie z.B. Bestäubung, Mineralisierung, N-Festlegung in der Biomasse, Erosionsschutz und biologische Schädlingsbekämpfung nicht zuletzt von der Artenzahl der Ackerbegleitflora und -fauna abhängen.

Um die Funktionsfähigkeit der Ackerökosysteme auch unter einem sich zukünftig rasch wandelnden Klima sicherstellen zu können, ist ein Mindestmaß an genetischer Vielfalt in der Begleitflora und -fauna unverzichtbar. Hierzu kann ein Netz von Schutzäckern, die als „genetische Reserven“ in der Agrarlandschaft fungieren, wesentlich beitragen. Da praktisch alle Segetalarten kurzlebig sind und damit rascher genetischer Drift unterliegen können, sollten die zu erhaltenden Populationen relativ individuenreich sein. Auch ist im Hinblick auf die eher geringen Ausbreitungsgeschwindigkeiten der Arten auf eine möglichst gute Vernetzung der Teilpopulationen zu achten. Die Anlage regionaler „Spenderflächen“ kann dabei ein erster und wichtiger Schritt zum Erhalt der regionaltypischen Segetalflora sein.

Mit dem Projekt „100 Äcker für die Vielfalt - Errichtung eines bundesweiten Schutzgebietsnetzes für Ackerwildkräuter“ wird eine bundesweite Anstrengung unternommen, langfristig dem seit Jahrzehnten unvermindert voranschreitenden Artenschwund der Ackerwildkräuter durch ein Netz von Schutzflächen zu begegnen. Als erster Meilenstein in der Implementierungsphase wird die Zahl von 30 Flächen nach zwei Jahren Projektlaufzeit angestrebt; am Ende der Laufzeit soll ein nachhaltig gesichertes Netz von mindestens 100 Schutzäckern bestehen. Hier bietet sich also die in der Geschichte des Ackerwildkrautschutzes einmalige Gelegenheit, ein dringend benötigtes und zumindest mittelfristig gesichertes Schutzsystem für unsere heimischen Ackerwildkräuter zu schaffen.

5 Danksagung

Wir danken insbesondere den Regionalkoordinatoren (Sven Wehke, Carola Hotze, Alfons Krismann, Beate Krettinger, Frank Gottwald und Renate Market), Wolfram Güthler (Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit), Erwin Schmidt (UNB Landkreis Sömmerda) und allen weiteren „Ackerwildkrautfreunden“ für Ihre Unterstützung im Projekt. Das Projekt „100 Äcker für die Vielfalt“ wird gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU). Das Pilotprojekt „Schutzäcker für die Ackerwildkräuter in Mitteldeutschland“ wird von der Rudolf und Helene Glaser Stiftung finanziert.

6 Literatur

- CZYBULKA, D.; HAMPICKE, U.; LITTERSKI, B.; SCHÄFER, A. & WAGNER, A. (2009): Integration von Kompensationsmaßnahmen in die landwirtschaftliche Praxis – Vorschläge für die Praxis integrierter Maßnahmen am Beispiel der Segetalflora. – *Natursch. u. Landschaftsplanung* 41 (8): 245-256
- ELLENBERG, H. & LEUSCHNER, C. (2009): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen.*- 6. vollst. neubearb. Aufl. – Stuttgart (Ulmer) (im Druck)
- HAMPICKE, U.; LITTERSKI, B. & WICHTMANN, W. (2005): *Ackerlandschaften. Nachhaltigkeit und Naturschutz auf ertragsschwachen Standorten.* – Berlin, Heidelberg (Springer)

- HILBIG, W. (1985): Die Ackerunkrautvegetation der Querfurter Platte und ihre Veränderung in den letzten Jahrzehnten. - *Wiss. Z. Univ. Halle* 34: 94-117
- HOFMEISTER, W. & GARVE, E. (2006): *Lebensraum Acker*. Reprint 2. Aufl. – Remagen-Oberwinter (Kessel).
- HOTZE, C. & VAN ELSSEN, T. (2006): Ackerwildkräuter konventionell und biologisch bewirtschafteter Äcker im östlichen Meißnervorland – Entwicklung in den letzten 30 Jahren. - *J. Plant Diseases and Protection, Spec. Issue XX*: 547-555
- KLÄGE, H.-C. (1999): *Segetalarten und -gesellschaften der nordwestlichen Niederlausitz und die Natur-schutzstrategie zu ihrer Erhaltung*. – Stuttgart (Gebr. Borntraeger) – (Dissert. Bot. 304)
- LOSOSOVÁ, Z. & SIMONOVÁ, D. (2008): Changes during the 20th century in species composition of synanthropic vegetation in Moravia (Czech Republic). - *Preslia* 80: 291-305
- MEISEL, K. (1966): *Ergebnisse von Daueruntersuchungen in nordwestdeutschen Ackerunkrautgesellschaften*. - In: TÜXEN, R. (Hrsg.): *Anthropogene Vegetation*. – Den Haag (W. Junk): 86-96
- MEYER, S.; LEUSCHNER, C. & VAN ELSSEN, T. (2008): Schutzäcker für die Segetalflora in Deutschland – Neue Impulse durch das Projekt „Biodiversität in der Agrarlandschaft“. – *J. Plant Diseases and Protection, Special Issue XXI*: 361-366
- MEYER, S. & VAN ELSSEN, T. (2007): Biodiversität in der Agrarlandschaft – Aufbau eines Netzes von Schutzäckern für Ackerwildkräuter in Mitteldeutschland. – *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.* 27 (2): 103-108
- RIES, C. (1992): *Überblick über die Ackerunkrautvegetation Österreichs und ihre Entwicklung in neuerer Zeit*. - Stuttgart (Gebr. Borntraeger) - Dissert. Bot. 187.
- SCHNEIDER, C.; SUKOPP, U. & SUKOPP, H. 1994: *Biologisch-ökologische Grundlagen des Schutz gefährdeter Segetalpflanzen*. – (Schr.R. Vegetationskunde 26)
- ŠILC, U. & ČARNI, A. (2005): Changes in weed vegetation on extensively managed fields of central Slovenia between 1939 and 2002. - *Biologia* 60 (4): 409-416
- WELK, E. (2002): *Arealkundliche Analyse und Bewertung der Schutzrelevanz seltener und gefährdeter Gefäßpflanzen in Deutschland*. - *Schr.R. Vegetationskunde* 37
- WESCHE, K.; KRAUSE, B.; CULMSEE, H. & LEUSCHNER, C. (2009): *Veränderungen in der Flächen-Ausdehnung und Artenzusammensetzung des Feuchtgrünlandes in Norddeutschland seit den 1950er Jahren*. – *Ber. Reinh.-Tüxen-Ges.* 21: (im Druck)

Treffpunkt Biologische Vielfalt IX	2010	65-70	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	-------	--

Erweiterte Möglichkeiten für den Schutz von Grünlandflächen durch kollektive Ansätze? Hessische Naturschutzverträge aus transaktionskostenökonomischer Sicht

ANJA WEBER

Schlagwörter: Agrarumweltmaßnahme; Transaktionskosten; Kooperativen; FFH-Gebiete; Hessen

1 Einleitung

Bei der Konzeption und der Beurteilung von Agrarumweltmaßnahmen¹ erfahren Transaktionskosten (TAK) vor dem Hintergrund möglicher Effizienzsteigerungen in den letzten Jahren immer mehr Beachtung. Empirische Arbeiten haben gezeigt, dass Transaktionskosten, unter denen in diesem Kontext² die kostenmäßige Erfassung aller Arbeitsschritte, die für die Erstellung, Durchführung und Betreuung einer Maßnahme anfallen, verstanden wird, eine mittlere Bandbreite von 5-66 % der Maßnahmekosten ausmachen können. Dabei hängt ihre Höhe und Zusammensetzung stark von der Konzeption und Ausgestaltung der einzelnen Maßnahme ab.

Der Vertragsnaturschutz³, der in Hessen einen Teil der Agrarumweltmaßnahmen darstellt und den Schutz der FFH-Gebiete⁴ gewährleisten soll, beruht auf einer vertraglichen Beziehung zwischen Agrarbehörde und Landwirt. Aufgrund dieser Beziehung fallen an unterschiedlichen Punkten des Vertragsablaufs Transaktionskosten an. Es ist davon auszugehen, dass diese auf Seiten der Verwaltung andere Ausprägungen aufweisen als auf Seiten der Landwirte. Während dies z. B. in Nordeuropa durch empirische Arbeiten bereits untersucht wurde, sind in Deutschland nur wenige exemplarische Untersuchungen der anfallenden TAK und ihrer Einflußfaktoren durchgeführt worden.

2 Arten und Determinanten von Transaktionskosten

TAK umfassen Such- und Informationskosten, Verhandlungs- und Abschlusskosten, sowie Durchführungs- und Kontrollkosten (DAHLMAN 1979). Es lassen sich fixe und variable Bestandteile ausmachen.

Die Höhe der TAK wird von den Determinanten Häufigkeit, Unsicherheit und Spezifität der Investition bestimmt (WILLIAMSON 1979). Je häufiger eine Transaktion stattfindet, desto mehr Lerneffekte entstehen hinsichtlich Preisen, Qualität und der Vertrauenswürdigkeit der Transaktionspartner. Besonders auf lange Sicht sind vollkommene Verträge sind aufgrund der Unsicherheit in Bezug auf das Voraussehen künftigen Verhaltens und eintretender Umstände unmöglich, was zu opportunistischem Verhalten führen kann. Dies soll durch geeignete Konditionen verhindert werden. Eine große Bedeutung haben transaktionsspezifische Investitionen, z. B. die Anschaffung spezieller Maschinen, Software oder Personal. Diese werden

¹ Mit Agrarumweltmaßnahmen werden u. a. umweltschonende landwirtschaftliche Wirtschaftsweisen finanziell gefördert, um allgemeine und/oder spezifische Umweltziele zu erreichen (WILHELM 1999).

² Es existiert keine allgemeingültige Definition von TAK. Für die vorliegende Fragestellung bietet sich diese Definition an (KERSTEN 2008).

³ Vertragsnaturschutz bezieht sich in der Regel auf einzelne Flächen von speziellem Naturschutzinteresse.

⁴ Flora-Fauna-Habitat nach der FFH-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen).

auch als Opportunitätskosten bezeichnet. Hat ein Partner hohe Opportunitätskosten, kann der andere Vertragspartner die Vertragsbedingungen im Nachhinein zu seinen Gunsten ändern („Einsperrungseffekt“). Diese Gefahr kann dazu führen, dass die Transaktion ganz unterbleibt. Dagegen lohnen sich spezifische Investitionen bei häufig wiederkehrenden Transaktionen, da auf diese Weise eine Degression der fixen TAK erzielt werden kann.

3 Das Förderprogramm „standortspezifische Grünlandextensivierung“

Höhe und Zusammensetzung von TAK im Vertragsnaturschutz werden anhand des Förderverfahrens „Standortangepasste Grünlandextensivierung“⁵ untersucht, welches im Rahmen von HIAP⁶ angeboten wird.

Grünland ist nicht nur in Bezug auf den Erosions- und Wasserschutz von Bedeutung, sondern erfüllt in seinen verschiedenen Ausprägungen (Grünlandgesellschaften) auch wichtige Funktionen als Habitat für Pflanzen und Tiere. Durch landwirtschaftliche Nutzungsintensivierung einerseits sowie Nutzungsaufgaben an Grenzstandorten andererseits kam es in Hessen zum Verlust standorttypischer Nutzungsformen, so dass die meisten Grünlandgesellschaften in Hessen inzwischen als gefährdet gelten.

Die Durchführungsbasis des Förderverfahrens bildet ein freiwilliger Vertrag zwischen Landwirt und zuständiger Behörde im Auftrag des Landes Hessen (in der Regel das Amt für den ländlichen Raum beim Landkreis, ALR). Es existiert kein Rechtsanspruch. Der Landwirt verpflichtet sich durch einen 5jährigen Rahmenvertrag zur Einhaltung von Bewirtschaftungsauflagen auf den festgelegten Flächen (HMULV 2007)⁷. Im Fall der Einhaltung der Auflagen wird die festgelegte Prämie jährlich auf Antrag ausbezahlt. Es kann zwischen einer Mahd- und einer Weideverpflichtung gewählt werden. Beide Verpflichtungen beinhalten das Verbot von Grünlandumbruch auf dem Betrieb, des Einsatzes chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel, ein Beregnungs- und Meliorationsverbot sowie die Auflage einer landwirtschaftlichen Nutzung mindestens einmal im Jahr. Darüber hinaus existieren für beide Varianten weitere Auflagen wie eine maximale Viehbesatzdichte oder feste Mahdtermine. Neben diesen Verpflichtungen können naturschutzfachliche Sonderleistungen (NSL) vergütet werden, die aufgrund von Eigenschaften der Vertragsfläche notwendig werden (z. B. Neigung, Nassstellen, Verkehrslage). Für weitergehende Leistungen kann zusätzlich ein Vertrag im HIAP-Förderverfahren „Besondere Lebensräume und Habitate“ abgeschlossen werden. Für alle Vertragsflächen sind, jeweils auf ein Kalenderjahr bezogen, umfangreiche Schlagkarteien zu führen. Vergütet werden die Leistungen im Rahmen einer Beihilferegelung. Ihre Höhe richtet sich nach den vereinbarten Leistungen und den dafür im HIAP vorgesehenen Beträgen (hier 90 €/ha - 300 €/ha). Diese Prämie soll als Kompensation für den durch die extensive Wirtschaftsweise verbundenen Ertragsausfall dienen, wird aber als Pauschale gezahlt. Eine Anreizprämie bzw. die Möglichkeit einer zusätzlichen Gewinnerzielung ist nicht vorgesehen. Die Durchführung der vereinbarten Leistungen und die Richtigkeit der Flächenangaben werden vom ALR und der Prüfstelle beim Regierungspräsidium überwacht. Zur Kontrolle der Einhaltung der Auflagen werden umfassende Verwaltungs-

⁵ Unter Extensivierung versteht man allgemein die Anwendung weniger intensiver Produktionsverfahren, v. a. durch Reduktion/Verzicht auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel und Meliorationsmaßnahmen.

⁶ Hessisches Integriertes Agrarumweltprogramm. HIAP stellt eine Agrarumweltmaßnahme im Sinne der VO (EG) Nr. 1698/2005⁶ dar und wird zu 50 % aus Mitteln des EU-Agrarhaushalts kofinanziert.

⁷ Dabei kann die Vertragsfläche auch nur einen Teil eines Schlags betreffen.

und stichprobenartige Vor-Ort-Kontrollen⁸ durchgeführt (HMULV 2007). Bei Aufdeckung von Verstößen erfolgen je nach Schwere Kürzungen oder Sanktionen.

Die nach der FFH-Richtlinie ausgewiesenen schützenswerten Grünlandgebiete umfassen oft große Flächen, die sich im Besitz mehrerer Eigentümer befinden. So kann vermutet werden, dass der Schutz eines zusammenhängenden Gebietes durch freiwillige Verträge mit einem hohen Aufwand verbunden ist. Dies macht das Förderverfahren für eine transaktionskostenökonomische Untersuchung interessant.

4 Transaktionskosten im Vertragsnaturschutz

4.1 Ursachen ihrer Entstehung

Eine Vertragsbeziehung als Ausgestaltungsvariante einer Agrarumweltmaßnahme verursacht spezifische Transaktionskosten. Ökonomisch wird von einer *Prinzipal-Agenten-Beziehung* gesprochen, bei der die Behörde den Prinzipal, der Landwirt den Agenten darstellt. Der Prinzipal kann das Handeln des Agenten nicht vollständig überwachen. Aus dieser Informationsasymmetrie resultiert die Möglichkeit eigennützi- gen Verhaltens zu Lasten des Prinzipals. Die Minimierung dieses Risikos hat Einfluss auf die Ausgestal- tung des Vertrags und damit auf die entstehenden TAK.

Such- und Informationskosten fallen für beide Vertragsparteien an. Landwirte müssen sich informieren, ob und welche ihrer Flächen durch die Maßnahme gefördert werden können; gleichzeitig muss diese In- formation (z. B. im Rahmen von Veranstaltungen) von der Behörde erbracht werden. Ebenso muss die Behörde aktiv werden, wenn sich in ihrer Zuständigkeit schutzwürdige Flächen befinden. Der *Vertrags- abschluss* umfasst ein für die Landwirte aufwändiges umfangreiches Antragsverfahren sowie die nachfol- gende ebenfalls aufwändige Bearbeitung durch die Behörde. Schließlich müssen die abgeschlossenen Verträge und nachträgliche Änderungen vom HMUENV⁹ genehmigen werden. Zur korrekten *Durchfüh- rung* der Maßnahme existiert eine Vielzahl an Kontrollvorschriften, deren Einhaltung ebenfalls mit Auf- wand verbunden ist. Die Landwirte sind verpflichtet, umfangreiche Dokumentationen zu leisten („Schlag- karteien“), sowie Vor-Ort-Kontrollen zu ermöglichen und zu begleiten. Die Behördenseite führt Verwal- tungskontrollen durch, die sich in erster Linie auf die Korrektheit der Flächenangaben, aber auch auf die Beihilfefähigkeit der Fläche u. ä. beziehen. Daneben führt sie die Vor-Ort-Kontrollen durch. Im Falle der Aufdeckung von Verstößen entsteht Aufwand durch Maßnahmen zur Rückforderung von Beihilfen oder zur Sanktionierung.

Mit der Agrarbehörde steht dem einzelnen Landwirt nur *ein* möglicher Nachfrager gegenüber, während die Behörde viele Vertragsbeziehungen unterhält. Dies bedeutet auf beiden Seiten eine *unterschiedliche Transaktionshäufigkeit*. Die Häufigkeit kann zur Ausprägung standardisierter Verträge bzw. standardi- sierter Ablaufverfahren führen, was die TAK auf Seiten der Behörde reduziert. Der Landwirt hingegen verfügt durch die geringe Transaktionshäufigkeit und die (relative) Unkenntnis der Verwaltungspraxis über ein hohes Maß an Unsicherheit. So bemängeln Landwirte unzureichende Informationen über Förder- verfahren (hohe Informationskosten) und hohen Verwaltungsaufwand bei der Beantragung der Teilnah- me. Bisweilen ist dieser Aufwand sogar prohibitiv hoch (FALCONER 2000). Der *Unsicherheit* hinsichtlich des Eintretens unerwarteter Ereignisse oder des zukünftigen Verhaltens des Vertragspartners soll durch die Definition von Umständen, denen „höhere Gewalt“ zugrunde liegt, und die zahlreichen Kontrollvor-

⁸ Kontrolliert werden müssen mindestens 5 % der teilnehmenden Betriebe im Jahr.

⁹ Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz.

schriften begegnet werden. Dies bedeutet Aufwand bei der Vertragskonzeption. Weiter kann vermutet werden, dass *transaktionsspezifisch investiert* wird, d. h. dass hohe Opportunitätskosten bestehen. Sowohl auf Seiten der Behörden als auch auf Seiten der Landwirte erhöht sich das spezifische Wissen bei Planung und Durchführung der Fördermaßnahme, z. B. durch Kenntnis der Flächen, Einarbeitung in spezielle Software usw. Zu den Opportunitätskosten des Landwirts zählen daneben die entstehenden Ertragsverluste durch die extensive Wirtschaftsweise sowie veränderte Nutzungsansprüche an die Fläche. Diese sind für Landwirte, die in Gunstlagen wirtschaften, i. d. R. höher als für diejenigen an Grenzstandorten.

Generell ist anzumerken, dass quantifizierbare Verwaltungs- und Organisationskosten, die einen Teil der TAK darstellen, in die Kalkulation einer Fördermaßnahme bei deren Erstellung eingehen. Da die Behörde einen möglichst effizienten Mitteleinsatz anstrebt, wird versucht, den administrativen Aufwand möglichst gering zu halten. Gleichzeitig sind durch den Einsatz öffentlicher Gelder Verwaltungsvorgaben zu beachten, die umso komplizierter sind, je mehr Ebenen eingebunden sind. Dies führt zu standardisierten Förderangeboten, bei denen geringere TAK anfallen, spezifische Belange aber unzureichend berücksichtigt werden. Bei den Landwirten anfallende TAK werden bei der Kalkulation jedoch nicht berücksichtigt. Dies kann zur Folge haben, dass durch Reduzierung des behördlichen Arbeitsumfangs und verstärkte Verpflichtungen für die Landwirte TAK verlagert werden, was Einfluss auf deren Partizipationsbereitschaft haben kann.

4.2 Auswirkungen auf Ausgestaltung und Durchführung der Fördermaßnahme

Als förderungswürdig eingestuftes Grünland¹⁰ wird hauptsächlich über dieses Programm gefördert. Dies ist problematisch, weil eine Vielzahl verschiedener Grünlandgesellschaften mit unterschiedlichen Standortansprüchen existiert, die unterschiedlicher Schutzmaßnahmen bedürfen. Einheitliche Vorgaben, wie z. B. fixe Mahdtermine sind daher nicht immer geeignet, das Schutzziel zu erreichen. Ein Beispiel dafür sind Auenwiesen, die eine wichtige Habitatfunktion für Wiesenbrüter erfüllen. Einheitliche Mahdtermine führen zum Verlust von Rückzugsmöglichkeiten. Ein Nutzungsmosaik aus früh- und spät gemähten Wiesenabschnitten wird derzeit durch die selektive Vergabe von Verträgen an Flächenbewirtschafter realisiert, so dass nur ein Teil der auf der Fläche wirtschaftenden Landwirte an den Mahdtermin gebunden ist (WETTERAUKEIS 2006). Die Konzeption und Koordination dieses Nutzungsmosaiks ist mit einem hohen Aufwand verbunden, weil Aspekte wie Betriebsstrukturen und unterschiedliche Nutzungsansprüche an die Fläche berücksichtigt werden müssen. Außerdem wird bei dieser Umsetzung nur ein Teil der am Schutz beteiligten Landwirte für ihre Leistung entlohnt. Hier stehen sich gesunkene TAK durch die Standardisierung der Maßnahme erhöhten TAK bei der Umsetzung gegenüber.

Die Standardisierung der Fördermaßnahme führt weiterhin dazu, dass für spezielle Naturschutzleistungen, die durch die Grundvereinbarungen nicht abgedeckt sind, weitergehende Vereinbarungen abgeschlossen werden müssen, z. B. für NSL oder Zusatzverträge durch das Förderverfahren „Besondere Lebensräume und Habitate“. Durch diese Kumulierung entstehen höhere TAK bei Abschluss und Kontrolle.

Für Betriebe, die z. B. aufgrund ihrer Höhenlage vorwiegend Grenzstandorte bewirtschaften, bedeutet der Anstieg ihrer TAK durch zunehmende Kontrollvorschriften ein besonderes Problem: Ein genereller Verzicht auf die Teilnahme an einer Fördermaßnahme führt zu einem Verlust der Prämie, der durch die Pro-

¹⁰ Das für die landwirtschaftliche Nutzung relevante, schutzwürdige Grünland wird in fünf standortabhängige Typen unterschieden und umfasst etwa 15 % des hessischen Grünlands (HMULV 2006).

duktion landwirtschaftlicher Marktgüter nicht aufgefangen werden kann. Der hohe Beantragungs- und Kontrollaufwand macht aber eine Teilnahme unattraktiv. Wenn eine Betriebsaufgabe nicht erwogen wird, wird nach alternativen Fördermöglichkeiten gesucht. So stellen manche Betriebe unter Hinweis auf den (vermuteten) geringeren Einhaltungsaufwand vollständig auf Ökologischen Landbau um, andere beteiligen sich stattdessen an Maßnahmen zur Förderung des Anbaus von Bioenergiepflanzen. Letzteres würde den angestrebten Schutz der betroffenen Grünlandstandorte erschweren (AMT FÜR LÄNDLICHEN RAUM DES VOGELBERGKREISES, ABTEILUNG LANDSCHAFTSPFLEGE 2008).

5 Kollektive Verträge als Alternative?

Die gegenwärtige Ausgestaltung der Fördermaßnahme enthält eine hohe Anzahl Transaktionskosten beeinflussender Faktoren. Ferner weisen die Transaktionskostendimensionen auf Seiten der Landwirte andere Ausprägungen auf als auf Seiten der Behörde. Dies hat Einfluss auf Ausgestaltung und Durchführung des Förderverfahrens. Neben TAK, die innerhalb eines Vertrages zunehmen können (z. B. durch Kumulierung von Förderverfahren) steigen mit zunehmender Gesamtvertragszahl auch die gesamten Transaktionskosten bezogen auf die zu fördernde Grünlandfläche.

Bei einzelflächen- bzw. biotopbezogenen Maßnahmen sind aufgrund der hohen Spezifität insgesamt höhere Transaktionskosten zu vermuten. Hohe Transaktionskosten verbunden mit relativ niedrigen finanziellen Anreizen können für die Landwirte prohibitiv sein, besonders für kleinere Betriebe. Eine kooperative Programmteilnahme der Flächenbewirtschafter als Verbund wäre hier eine Möglichkeit, um auch kleinere Betriebe zur Teilnahme zu motivieren bzw. in der Maßnahme zu halten. Dieses Argument kann auch für Betriebe herangezogen werden, auf deren Flächen sich nur kleine Teilstücke von FFH-Flächen befinden, und ein einzelner Vertrag für den Landwirt unwirtschaftlich erscheint. Eine kooperative Teilnahme könnte auch hier den Schutz der Fläche sicherstellen.

Auch für Flächen, auf denen Nutzungsmosaik für den Naturschutz wichtig sind, können kooperative Ansätze sinnvoll sein. Durch einen mit allen Flächenbewirtschaftern abgeschlossenen Vertrag würde auch die Leistung derjenigen honoriert, die bisher ohne Vertrag zum Herstellen des Nutzungsmosaiks beigetragen haben.

Eine Reduktion der Anzahl der Vertragspartner kann auch die öffentlichen TAK verringern. Insbesondere der hohe Kontrollaufwand könnte durch die teilweise Übertragung der Kontrollfunktion auf Kooperativen reduziert werden, da für die Landwirte vor Ort die bessere Überwachung der Einhaltung der Auflagen denkbar ist.

Schließlich können Zusammenschlüsse von Landwirten auch dem Aufbau eines politischen Gegengewichts gegenüber der Behörde dienen (Lobbyfunktion). Auch könnten einer Kooperative weitergehende Mitgestaltungsmöglichkeiten bei der Ausgestaltung einer Maßnahme übertragen werden, als dies für einen einzelnen Landwirt möglich ist.

Bisher ist das Förderverfahren auf den einzelnen Landwirt bezogen. Dieser gibt seine einzelnen Förderflächen im Rahmenvertrag an. Ein Überblick, welche FFH-Gesamtfläche zu welchen Teilen bereits unter Schutzaufgaben bewirtschaftet werden, kann daher umständlich sein. Eine Kooperative als Ansprechpartner würde einen flächenorientierten Ansatz eher erlauben.

Kooperative Ansätze könnten somit zu einer Reduktion der Transaktionskosten auf beiden Seiten führen. Allerdings wären dann die der Kooperative entstehenden TAK zu beachten und abzuwägen.

6 Fazit und Bezug zur CBD

Es wurde deutlich gemacht, dass TAK im hessischen Vertragsnaturschutz eine wichtige Rolle spielen. Es fehlt bisher jedoch eine systematische Kenntnis der Höhe und Zusammensetzung der auf beiden Seiten anfallenden TAK sowie ihrer Wechselbeziehungen. Für die Evaluation der bestehenden Maßnahme bzw. deren Weiterentwicklung unter Effizienzgesichtspunkten ist diese Kenntnis jedoch von Bedeutung. Darüber hinaus könnte sie Hinweise darauf geben, welche Veränderungen sich bei einem alternativen Maßnahmedesign ergäben. Die breite Definition von TAK erfordert eine systematische theoretische Ableitung spezifischer Einflussfaktoren auf die Zusammensetzung der TAK. Die Ableitung dieser Kriterien auf Basis der PA-Theorie soll eine anschließende ökonomische Untersuchung ermöglichen.

Durch die erwartete verbesserte Kenntnis der TAK im Vertragsnaturschutz und die im Anschluss ableitbaren Politikempfehlungen steht das Forschungsvorhaben in direktem Bezug zum Generalziel *Erhaltung der biologischen Vielfalt* der CBD (Art. 1), des Weiteren in Bezug zu den Subzielen *Einrichtung von Maßnahmen zur Erhaltung der biologischen Vielfalt* und *beeinträchtigte Ökosysteme sanieren und wiederherstellen sowie die Regenerierung gefährdeter Arten fördern, unter anderem durch die Entwicklung und Durchführung von Plänen oder sonstigen Managementstrategien* (Art.8 CBD a), f)).

7 Literatur

- AMT FÜR LÄNDLICHEN RAUM DES VOGELBERGKREISES, ABTEILUNG LANDSCHAFTSPFLEGE (2008): Regionales Agrarumweltkonzept Vogelsbergkreis. -
- DAHLMAN, C.J. (1979): The problem of externality. - Journal of Law and Economics 22 (1): 141-162.
- FALCONER, K. (2000): Farm-level constraints on agri-environmental scheme participation. - Journal of Rural Studies 16: 379-394.
- HMULV (2006): Entwicklungsplan für den ländlichen Raum des Landes Hessen - EPLR 2007-2013. Wiesbaden.
- HMULV (2007): Beihilferichtlinien für die nachhaltige Bewirtschaftung landwirtschaftlicher und naturschutzfachlich wertvoller Flächen in Hessen. - Wiesbaden.
- KERSTEN, M. (2008): Transaktionskosten im Naturschutzmanagement. - In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Ökonomische Beiträge im Naturschutz. – Bonn: 115-130.
- WETTERAUKREIS, FACHDIENST LANDWIRTSCHAFT; NATURSCHUTZFONDS WETTERAU e. V. (2006): Landschaftspflegeverband: Schutz der Wiesenvögel in der Wetterau.
- WILHELM, J. (1999): Ökologische und ökonomische Bewertung von Agrarumweltprogrammen. - Frankfurt am Main [u. a.].
- WILLIAMSON, O.E. (1979): Transaction Cost Economics: The Governance of Contractual Relations. - Journal of Law and Economics 22 (2): 233-261.

Treffpunkt Biologische Vielfalt IX	2010	71-76	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	-------	--

Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft im Ackerland durch ein Ausschreibungsverfahren

LENA ULBER & HORST-HENNING STEINMANN

Schlagwörter: Ackerunkräuter; Agrarumweltmaßnahmen; Ergebnisorientierung; Ökologische Güter; Ausschreibung

1 Einleitung

Bisherige Agrarumweltprogramme (AUP) werden sowohl hinsichtlich ihrer geringen Akzeptanz auf Seiten der Landwirte als auch für ihre fragliche ökologische und ökonomische Effizienz kritisiert. Eine eher geringe ökologische Effizienz ergibt sich bei den meisten der derzeitigen AUP vor allem durch ihren Bestandteil der Maßnahmenorientierung. So hat sich gezeigt, dass die in den Programmen vorgeschriebenen Maßnahmen meist indifferente ökologische Resultate aufweisen (KLEIJN et al., 2006) und nicht immer zum gewünschten naturschutzfachlichen Effekt führen. Der Großteil der derzeitigen AUPs weist zudem festgelegte Zahlungsprämien auf, die teilnehmende Landwirte für ihren Aufwand honorieren bzw. entstehende Opportunitätskosten kompensieren sollen. Da diese Kosten abhängig von den spezifischen Standortbedingungen und der Bewirtschaftungsart stark von Landwirt zu Landwirt schwanken können, kann es zu finanzieller Unter- bzw. Überkompensation kommen (STONEHAM et al., 2003; MATTHEWS, 2006).

Vor diesem Hintergrund wurde durch das Zentrum für Landwirtschaft und Umwelt der Georg-August-Universität Göttingen ein Programm zur Honorierung ökologischer Leistungen entwickelt, das eine Alternative zu derzeitigen maßnahmenorientierten AUP mit festgelegten Prämien darstellt (KLIMEK et al., 2008).

2 Honorierung ökologischer Leistungen – Ein Überblick über das entwickelte Verfahren

Das seit dem Jahr 2000 entwickelte Programm zeichnet sich vor allem durch vier wesentliche Bestandteile aus:

- 1) **Ergebnisorientierung:** Honoriert werden nicht bestimmte Maßnahmen sondern nachweisliche und dem Landwirt zugeordnete Resultate, die als ökologische Leistungen zum Erhalt der Artenvielfalt definiert werden. Unter ökologischen Gütern wird in diesem Fall eine definierte Artenzahl von zweikeimblättrigen Unkräutern auf der Ackerfläche verstanden.
- 2) **Ausschreibungsverfahren:** Durch Integration marktwirtschaftlicher Instrumente kann die ökonomische Effizienz von AUP gesteigert werden. In dem entwickelten Ausschreibungsverfahren bieten die Landwirte konkurrierend um Honorierungskontrakte für ökologische Güter, deren Vergabe durch ein vorhandenes Budget begrenzt ist. Die Höhe der Angebotspreise richtet sich dabei nach den individuellen Kostenstrukturen und Produktionskosten der Landwirte. Hierbei werden

die eingereichten Angebote vom niedrigsten Preis aufwärts akzeptiert bis das verfügbare Budget erschöpft ist. Hierdurch wird die Selektion der effizientesten Angebote angestrebt.

- 3) **Regionalität:** Durch die Implementierung des Honorierungsprogramms in einer definierten Region (Landkreis Northeim: Niedersachsen) können die ökologischen Güter angepasst an die individuellen standortspezifischen Bedingungen entwickelt werden.
- 4) **Berücksichtigung der Bevölkerungspräferenzen:** Die Präferenzen der Bevölkerung zur Förderung der ökologischen Güter werden berücksichtigt und durch die Implementierung eines Regionalen Beirates die Beteiligung regionaler Akteure aus Regionalpolitik, Verwaltung, Naturschutz- und Bauernverbänden gewährleistet.

3 Ökologische Güter auf Ackerflächen

Ziel des Honorierungsprogramms für ökologische Leistungen im Ackerland ist der Erhalt einer diversen Ackerunkrautflora sowie die Förderung des Vorkommens seltener Arten. Im Landkreis Northeim wurden im Zuge des Projektes in den Jahren 2007/08 und 2008/09 zwei Ausschreibungen durchgeführt. Für diese Ausschreibungen wurde durch die Bundesstiftung Umwelt (DBU) ein Budget von 60.000 Euro zur Verfügung gestellt.

3.1 Definition der ökologischen Güter auf Ackerflächen

Die auszuschreibenden ökologischen Güter wurden in Zusammenarbeit mit dem Regionalen Beirat im Landkreis Northeim entwickelt und definiert (Tab. 1). Aufgrund ihrer unterschiedlichen Wirtschaftsweise wurde beschlossen, unterschiedliche Güterkataloge für konventionell und ökologisch wirtschaftende Betriebe zu definieren. Zusätzlich wurde entschieden, das für die Ausschreibungen vorhandene Budget vor der Ausschreibung auf ökologische und konventionelle Güter aufzuteilen (Tab. 2).

Tab. 1: Die ökologischen Güter auf Ackerflächen.

„Acker konventionell“	≥ 10 zweikeimblättrige Arten/100 m ²
„Acker ökologisch“	≥ 14 zweikeimblättrige Arten/100 m ²
Besonderheit	Das Auftreten einer Roten-Liste-Art wird bei beiden ökologischen Gütern als 2 zweikeimblättrige Arten gewertet.

3.2 Ablauf des Ausschreibungsverfahrens

Die Ausschreibungen beginnen mit der öffentlichen Bekanntmachung der Ausschreibung und enden jeweils mit der angegebenen Ausschreibungsfrist (Abb. 1). Innerhalb dieser Zeit haben die Landwirte im Landkreis Gelegenheit, Angebote über die ausgeschriebenen ökologischen Güter abzugeben. In den Ausschreibungsunterlagen angegeben werden müssen neben der Größe der Flächen, auf denen die ökologischen Güter produziert werden sollen, zunächst der Preis (€/ha) zu dem die betreffenden Leistungen auf den betreffenden Flächen angeboten werden.

Nach Ablauf der Ausschreibungsfrist werden die eingereichten Angebote vom niedrigsten Preis aufwärts akzeptiert bis das verfügbare Budget erschöpft ist. Darauf erfolgt die Auftragserteilung bzw. die Auskunft über nicht berücksichtigte Angebote an die Landwirte, die darauf mit der Produktion der ökologischen Güter beginnen können. Im Juni/Juli des Folgejahres erfolgt die Kontrolle der ökologischen Güter auf den

angebotenen Flächen. Die Artenanzahl, die für das Erreichen eines ökologischen Gutes erforderlich ist, sollte möglichst auf der gesamten angebotenen Fläche vorliegen. Das Erhebungs- und Kontrollverfahren für die ökologischen Güter „Acker“ sieht daher eine flächengrößenabhängige Anzahl und eine festgelegte Verteilung von 100 m² großen quadratischen Kontrollparzellen (KP) vor.

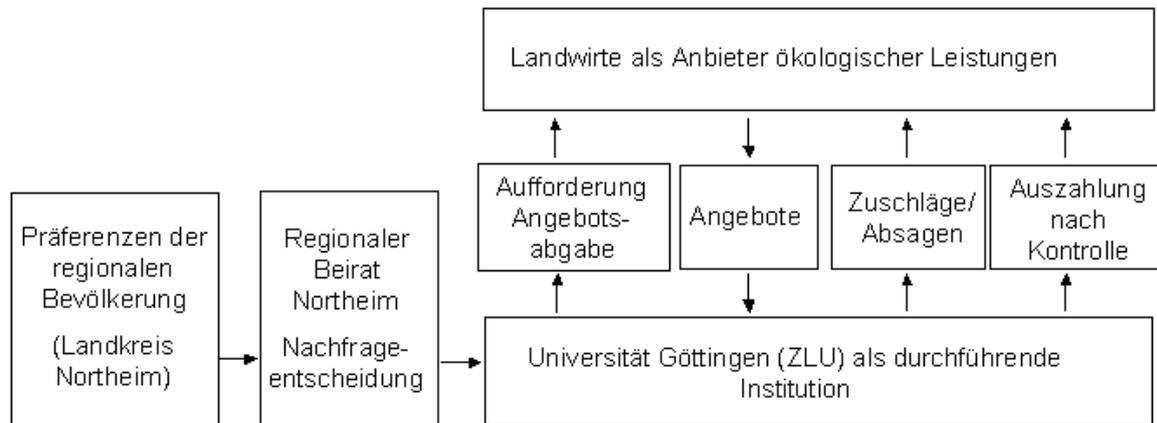


Abb. 1: Ablauf der Ausschreibung von ökologischen Gütern auf Ackerflächen.

Tab. 2: Eingegangene und angenommene Angebote für das ökologische Gut „Acker konventionell“ und „Acker ökologisch“.

	1. Ausschreibung (2007/08)			2. Ausschreibung (2008/09)		
	Total	Acker konventionell	Acker ökologisch	Total	Acker konventionell	Acker ökologisch
Abgegebene Angebote						
Anzahl Landwirte	18	12	6	17	11	6
Anzahl Angebote	65	26	39	104	48	56
Angebotsfläche [ha]	104,99	43,09	61,9	266,05	94,06	171,99
Summe der Angebotspreise [€]	34.477	23.765	10.711	80.626	47.516	33.201
Verfügbares Budget	60.000	50.000	10.000	37.400	22.440	14.960
Angenommene Angebote						
Anzahl Landwirte	18	12	6	13	8	5
Anzahl Angebote	65	26	36	63	31	32
Angebotsfläche [ha]	98,89	43,09	58,85	142,39	47,57	94,82
Summe der Angebotspreise [€]	33.562	23.765	9.796	36.141	20.085	16.056

3.3 Die Ausschreibung von ökologischen Gütern auf Ackerflächen

Insgesamt wurden in den beiden Ausschreibungen durch 18 (2007) bzw. 17 (2008) Landwirte Angebote für ökologische Güter abgegeben (Tab. 2). Das verfügbare Budget variierte zwischen den Jahren, da die 2. Ausschreibung mit Restmitteln aus der 1. Ausschreibung durchgeführt wurde. Die Aufteilung des vorhandenen Budgets auf die ökologischen Güter wurde durch den Regionalen Beirat separat für die einzelnen Ausschreibungen beschlossen. Die Gesamtzahl der Angebote belief sich auf 63 mit einer gesamten

angebotenen Flächegröße von 104,99 ha in der ersten Ausschreibung und 104 Angebote mit einer Gesamtfläche von 266,05 ha in der zweiten Ausschreibung.

Die Hauptzahl der Angebote stammte in beiden Ausschreibungen von ökologischen Betrieben. Die Angebotspreise der ökologischen Betriebe variierten zwischen 50 und 350 Euro/ha während die der konventionellen Betriebe zwischen 200-750 Euro/ha schwankten. In der ersten Ausschreibung wurde nur das für das Gut „Acker ökologisch“ vorhandene Budget durch die Angebote überschritten. In der zweiten Ausschreibung dagegen stieg die Anzahl der von den Landwirten abgegebenen Angebote stark an, so dass das Budget für beide ökologische Güter überschritten wurde und eine Vielzahl von Angeboten abgelehnt werden musste.

3.4 Kontrolle der ökologischen Güter

Bei den jeweils im Juni/Juli durchgeführten Kontrollen der ökologischen Güter zeigte sich, dass in beiden Ausschreibungen etwa ein Drittel der Flächen die vorgeschriebenen Artenzahlen nicht erreichten (Tab. 3). Dieser Anteil war bezüglich der ökologischen Flächen größer als der der konventionellen.

Tab. 3: Ergebnisse der Kontrolle der ökologischen Güter auf den Flächen im Juni/Juli 2008 und Juni/Juli 2009.

	1. Ausschreibung (2007/08)			2. Ausschreibung (2008/09)		
	Gesamt	Acker konventionell	Acker ökologisch	Gesamt	Acker konventionell	Acker ökologisch
Gut erreicht						
Anzahl Angebote	41	19	22	50	28	22
Fläche [ha]	66,57	31,01	35,56	83,03	33,22	49,81
Gut nicht erreicht						
Anzahl Angebote	21	7	14	13	3	10
Fläche [ha]	35,37	12,08	23,29	59,24	14,23	45,01
Auszahlung [€]	22.600	16.592	6.008	21.276	13.855	7.421

Während der Kontrolle der ökologischen Güter wurden insgesamt 96 verschiedene Unkrautarten auf den Flächen kartiert. Insgesamt wurden vier Rote-Liste Arten auf den Angebotsflächen gefunden (Acker-Hundskamille, Kornblume, Hederich, und Stinkende Hundskamille). Sowohl auf ökologischen als auch konventionellen Flächen wiesen die Sommerkulturen (Sommergetreide, Kartoffeln, Ackerbohnen) höhere Artenzahlen als die Winterkulturen (Winterweizen und Triticale) auf. Auf den Winterweizenflächen wurden so die vorgeschriebenen Artenzahlen im Mittel der Flächen nicht erreicht.

4 Akzeptanz des Programms

Über eine Befragung der teilnehmenden Landwirte sollten zusätzlich Einblicke in die Kalkulation der Angebotspreise und der Teilnahmemotivation gewonnen werden. Die Mehrzahl der befragten Landwirte gab an, mit der Durchführung des Programms und den Modalitäten zufrieden zu sein. Als Motivation zur Teilnahme nannten sie sowohl Neugier als auch die Möglichkeit einer zusätzlichen Einkommensquelle. So war für mehr als die Hälfte der Landwirte der finanzielle Anreiz Grund dafür, ökologische Güter auf ihren Flächen anzubieten. Aber auch die Verantwortung des Landwirtes gegenüber der Umwelt wurde als wichtiges Kriterium zur Teilnahme genannt. Einige Landwirte gaben weiterhin an, dass sie passende Flächen mit einem ohnehin ausreichenden Unkrautbesatz bewirtschafteten, so dass eine Teilnahme am Pro-

gramm keine größeren finanziellen Verluste durch zusätzliche Ertragseinbußen nach sich ziehen würde und deshalb nur ein geringes Risiko darstelle. Als schwierig empfunden wurde zum Teil die Kalkulation des Angebotspreises, hier gaben einige Landwirte an eher Preisschätzungen zu verwenden als auf reellen Kosten basierende Preisangaben. Bei den Kalkulationen war es den Teilnehmern zudem wichtig, dass mit dem geforderten Angebotspreis mögliche Verluste kompensiert werden können und sie evtl. zusätzlich noch einen finanziellen Bonus erhielten.

5 Zusammenfassung und Ausblick

Obwohl die Kombination aus Ergebnisorientierung und Ausschreibung in einem Programm neu und komplex war, war die Teilnahme der Landwirte beachtlich. Ein Anstieg der angebotenen Flächen von der ersten zur zweiten Ausschreibung weist auf eine hohes Interesse und Akzeptanz der teilnehmenden Landwirte und somit eine gute Praktikabilität des Programms hin. Dies zeigt zudem, dass das Programm erfolgreich eine Lücke innerhalb existierender AUP schließen konnte und ausreichend ökonomische Anreize für die Landwirte bot. Die Regionalisierung des Vorhabens verbessert die Effizienz und ermöglicht im Gegensatz zu bestehenden Agrarumweltprogrammen eine zielgenaue Förderung der regionstypischen Biodiversität. Insgesamt wurden in beiden Jahren 150 ha Ackerland mit einem Budget von 43.876 € honoriert.

Die Kopplung der Honorierungszahlungen an die individuellen Kosten der Landwirte und die ökologischen Leistungen führt zu einer effizienteren Nutzung der zur Verfügung stehenden Finanzmittel im Vergleich zu derzeitigen AUP. Nichtsdestotrotz wiesen die Angebotspreise beider Ausschreibungen eine hohe Spanne sowohl innerhalb der ökologischen Flächen aber insbesondere innerhalb der konventionellen Flächen auf. Dies deutet darauf hin, dass die teilnehmenden Landwirte mit unterschiedlichen Opportunitätskosten und Standortbedingungen konfrontiert waren. Obwohl sowohl die Variabilität als auch der Mittelwert der Angebotspreise von der ersten zur zweiten Ausschreibung abnahm und eine Vielzahl der hohen Angebote durch Ausschöpfung des vorhandenen Budgets in der zweiten Ausschreibung abgelehnt wurde, sind doch die z. T. sehr hohen Angebotspreise auffällig. Um unsachgemäß hohe Angebotspreise bei gleichzeitiger Nicht-Ausschöpfung der vorhandenen Budgets in zukünftigen Ausschreibungen selektieren zu können, müssen eventuell statistische Methoden entwickelt werden, die zu hohe Angebotspreise identifizieren können.

In der ersten Ausschreibung erreichten ca. $\frac{1}{3}$ der angebotenen Flächen die vorgeschriebene Artenzahl nicht und erhielten somit keine Honorierungszahlungen. Dies deutet auf relativ hohes und nicht vom Management der Fläche abhängiges Risiko bei der Produktion der ökologischen Güter auf Ackerflächen hin.

Das Vorkommen von Rote Liste-Arten auf einigen der Angebotsflächen kann als positiv angesehen werden und zeugt von dem hohen Wert dieser Flächen im Sinne der Erreichung des zweiten Zieles der Produktion ökologischer Güter, dem Schutz von besonders vom Rückgang betroffenen regionstypischen Ackerunkräutern und Ackerunkrautgesellschaften.

6 Literatur

KLEIJN D., BAQUERO, R.A.; CLOUGH, Y.; DÍAZ, M.; DE ESTEBAN, J.; FERNÁNDEZ, F.; GABRIEL, D.; HERZOG, F.; HOLZSCHUH, A.; JÓHL, R.; KNOP, E.; KRUESS, A.; MARSHALL, E.J.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T.; VERHULST, J.; WEST, T.M. & YELA, J.L (2006): Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. - Ecology Letters 9: 243-254.

- KLIMEK, S.; RICHTER, G.E.N.; KEMMERMANN, A.; STEINMANN, H.-H.; FREESE, J. & ISSELSTEIN, J. (2008): Rewarding farmers for delivering vascular plant diversity in managed grasslands: A transdisciplinary case-study approach. - *Biological Conservation*.
- MATTHEWS, A. (2006): Decoupling the Green Box: International dimensions of the reinstrumentation of agricultural support. - Paper presented at the 93er EAAE seminar "Impacts of decoupling and cross-compliance in the enlarged EU, 22-26 September 2004
- STONEHAM, G.; CHAUDHRI, V.; HA, A. & STRAPPAZZON, L. (2003): Auctions for conservation contracts: an empirical examination of Victoria's BushTender trial. - *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 47: 477-500.

Treffpunkt Biologische Vielfalt IX	2010	77-81	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	-------	--

Erfassung und Prognose aquatischer Biodiversität auf europäischer Ebene

NIKE SOMMERWERK, JÖRG FREYHOF, DANIEL HERING, DIEGO TONOLLA, KLEMENT TOCKNER

Schlagwörter: Limnische Biodiversität, ökosystemare Dienstleistungen, Belastungsindex, Verteilungsmuster von Arten, Bewirtschaftungsstrategien für Flusseinzugsgebiete

1 Motivation

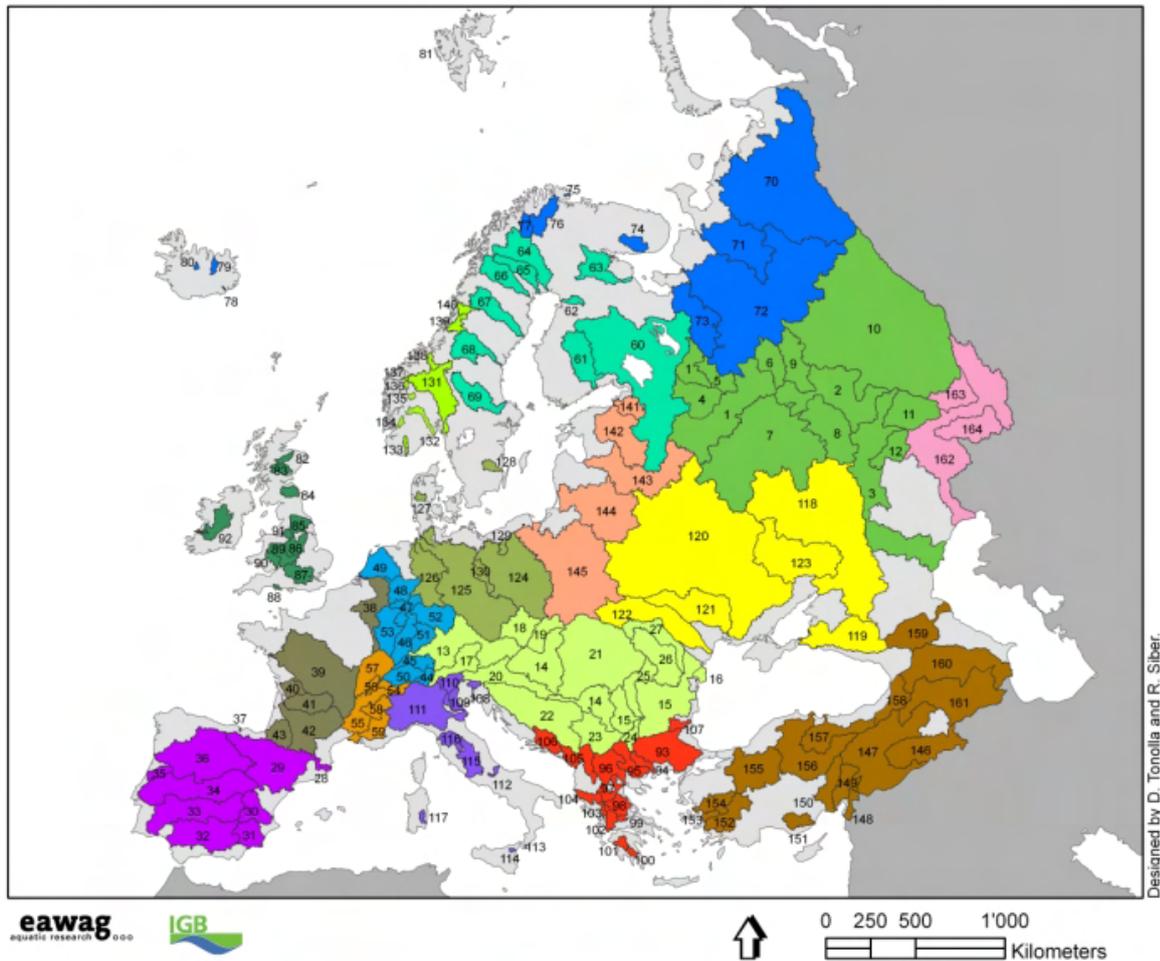
Binnengewässer nehmen etwa 0,8 % der Erdoberfläche ein, beheimaten jedoch rund 8 % der globalen Artenvielfalt. Etwa 35 % aller bekannten Wirbeltiere sind an limnische (Binnengewässer-) Ökosysteme gebunden. Gleichzeitig unterliegen diese Systeme stetigen und vielfältigen anthropogenen Nutzungen sowie den daraus resultierenden Belastungen. Entsprechend erleiden sie größere Verluste an Lebensräumen und Arten als terrestrische, Küsten- oder marine Ökosysteme (MEA 2005). Allerdings ist eine aktuelle und verlässliche Erfassung aquatischer Lebensräume und Arten zumeist nicht verfügbar und der Umfang und die Geschwindigkeit des Verlustes an Arten und Lebensräumen daher kaum zu bemessen. Obwohl limnische Ökosysteme ein vielfältiges Spektrum an von Menschen genutzten ökosystemaren Dienstleistungen (z. B. Trinkwasser- und Nahrungsgewinnung, Transportwege) bereitstellen, standen sie in der Vergangenheit kaum im Fokus globaler und europäischer Bestandsaufnahmen der Biodiversität oder der politischen Entscheidungsfindung.

Die Wissenschaftsgemeinschaft steht nun vor der Herausforderung, jene Ursachen zu identifizieren, die für den Verlust an Arten und der davon abhängigen ökosystemaren Dienstleistungen maßgeblich sind. Weitere Verschlechterungen aber auch Verbesserungen in Folge von Schutz- und Revitalisierungsmaßnahmen müssen messbar gemacht werden.

Derzeit wird die Ausgestaltung, Prioritätensetzung wie auch Erfolgskontrolle großräumig angelegter Gewässerschutzstrategien durch das Fehlen von vergleichbaren flächendeckenden Daten, die die aktuelle Verteilung von limnischer Fauna und Flora anzeigen, erschwert (ABELL et al. 2008). Zudem liegen die Daten nicht flusseinzugsgebietsweise vor. Flusseinzugsgebiete gelten jedoch als die entscheidende räumliche Ebene, um Artenvielfalt verstehen und nachhaltig bewirtschaften zu können (EC 2000; BOON 2005; REVENGA et al. 2005).

2 Forschungsprojekt

Als Datengrundlage dient die „European Catchment Database“ des Leibniz-Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB). Sie enthält quantitative Angaben zu allgemeinen Flusseinzugsgebietsparametern (z. B. Einzugsgebietsgröße, Niederschlag, Bevölkerungszahlen), zu Trends wichtiger Einflussfaktoren (z. B. Hydrologie, Wassertemperatur, Landnutzung) und zur Verteilung der limnischen Biodiversität (heimische und invasive Fische, Wasservögel, Amphibien, Libellen und Krebse) zu 164 Flusseinzugsgebieten. Insgesamt sind gut 70% der europäischen Landmasse berücksichtigt (Abb. 1).



Designed by D. Tonolla and R. Siber.

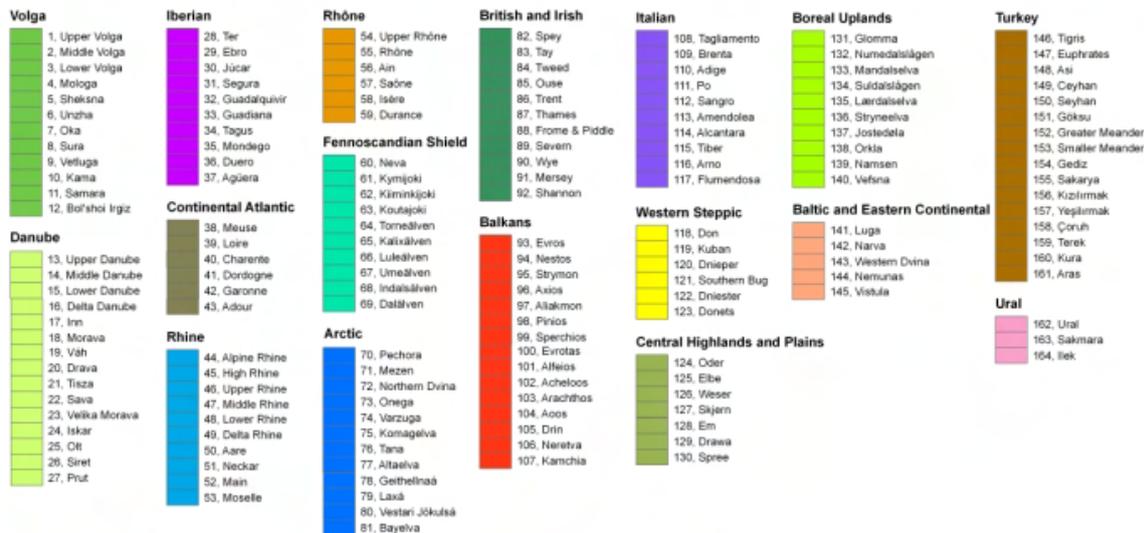


Abb. 1: Räumliche Verteilung der in der „European Catchment Database“ berücksichtigten Flusseinzugsgebiete in 17 verschiedenen geographischen Regionen (in unterschiedlichen Farben/Graustufen). Die Flüsse Volga, Donau, Rhein und Rhône sind zusätzlich in Untereinzugsgebiete unterteilt (aus TOCKNER et al. 2009).

2.1 Belastungsindex europäischer Flusseinzugsgebiete

Betrachtet man die europäischen Fließgewässer, variiert im Einzelnen die Art und das Ausmaß der einwirkenden anthropogenen Belastungen. Dennoch lassen sich die wesentlichsten Belastungen unter dem Begriff „vielfältige Nutzungen“ subsumieren (MALMQUIST & RUNDLE 2002; DOBSON et al. 2006). Der Einfluss dieser vielfältigen Nutzungen auf den Zustand von Flusseinzugsgebieten wird mittels eines „Belastungsindex europäischer Flusseinzugsgebiete“ untersucht. Die Ergebnisse des zu entwickelnden Index werden zum ersten Mal europaweit vergleichbar zeigen können, welche der 164 betrachteten Flusseinzugsgebiete als generell beeinträchtigt einzustufen sind, was sich wiederum nachteilig auf die Artenzahl und -zusammensetzung auswirkt. Der Belastungsindex umfasst fünf Stressoren, die einzeln und in Kombination für die Veränderung der natürlichen Biodiversität als verantwortlich gesehen werden. Diese Stressoren sind i) die Verminderung der Längsdurchgängigkeit durch Dämme und Wehre, die so genannte Fragmentierung, ii) das Ausmaß an Wasserstress, d. h. dem Verhältnis von Wasserdargebot zu Wasserentnahmen, iii) der Anteil und die Bedeutung nicht heimischer Fischarten an der Gesamtfischartenzahl, iv) das pro-Kopf Bruttoinlandsprodukt der in den Flusseinzugsgebieten lebenden Bevölkerung als sozio-ökonomische Kenngröße und v) der Anteil erschlossener Landfläche, d. h. Anteil landwirtschaftlich wie urban genutzter Fläche an der Gesamtfläche des Flusseinzugsgebiets.

Erste Auswertungen der Daten zeigen, dass rund 75 % der europäischen Flusseinzugsgebiete als stark belastet einzustufen sind und daher ein Gefährdungspotential für die Artenvielfalt gegeben ist. Nur wenige Flusseinzugsgebiete im hohen Norden sind weitestgehend unbeeinflusst, während von dieser Entwicklung insbesondere Flusseinzugsgebiete der Iberischen Halbinsel und der französischen Atlantikküste betroffen sind. Der Anteil nicht heimischer Fischarten übersteigt in einigen Flusseinzugsgebieten 40 % der Gesamtfischfauna.

2.2 Gegenwärtige Verteilungsmuster und hot spots limnischer Biodiversität

Möchte man Prognosen über Trends zukünftiger Verteilungsmuster limnischer Biodiversität anstellen, ist das Verzeichnen derzeitiger Verteilungsmuster ebenso wie von Zentren der Biodiversität, sogenannten *hot spots*, eine unerlässliche Vorbedingung. In dieser Projektkomponente sollen die für die Verteilungsmuster entscheidenden Faktoren identifiziert werden. Der Vergleich der Verteilungsmuster von Fischen, Wasservögeln, Amphibien, Libellen und Krebsen soll zudem klären, ob und welche der identifizierten Faktoren über Faunengrenzen hinweg gelten.

Erste Ergebnisse zeigen, dass das Vorkommen von bis zu 40 % der heimischen Fischarten auf Ebene der Flusseinzugsgebiete nicht mehr nachzuweisen ist. Hierbei sind insbesondere migrierende, z. T. lange Distanzen zurücklegende Arten wie Störe (*Acipenser spp.*) oder Maifisch (*Alosa spp.*) stark vom Rückgang betroffen. Im Gegensatz dazu haben 33 in Europa vormals nicht vorkommende Fischarten Einzug erhalten; 28 davon haben selbstreproduzierende Populationen (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Als besonders artenreich zeigen sich die Flusseinzugsgebiete der Donau, des Don und der Sakarya (Abb. 2). Die Iberische Halbinsel, der südliche Balkan und Anatolien sind die Regionen Europas, in denen der Anteil an endemischen Fischarten, Arten mit einem geringen Verbreitungsgebiet, am höchsten ist. Da für diese Regionen bereits kurzfristig starke Zunahmen an Wasserstress und der Verschmutzung durch z. B. Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft prognostiziert werden, ist der Fortbestand dieser Fischarten als besonders gefährdet anzusehen.

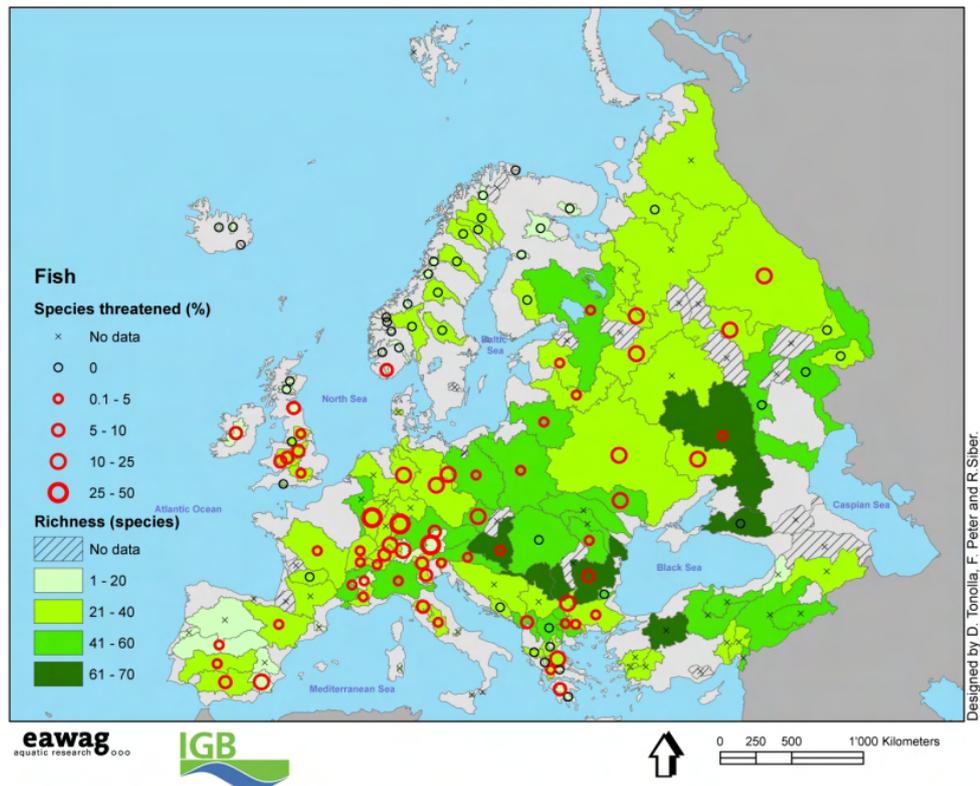


Abb. 2: Artenzahl von Fischen pro Einzugsgebiet und relativer Anteil an gefährdeten Fischarten.

2.3 Prioritätensetzung in der Bewirtschaftung europäischer Flusseinzugsgebiete

Die derzeitige Praxis Biodiversität zu bewahren, fokussiert auf das Bewirtschaften von Schutzgebieten und dem Erweitern von Schutzgebietsverbänden. Die Mehrzahl der Schutzgebiete ist zum Schutz terrestrischer Arten ausgelegt. Es gilt in dieser Projektkomponente zu überprüfen, wie gut *hot spots* limnischer Biodiversität (siehe 2.2) mit derzeit als Schutzgebiet ausgewiesenen Gebieten überlappen? Es sollen Handlungsoptionen für die Ausweisung von Gebieten erarbeitet werden, die für den Erhalt limnischer Biodiversität prioritär sind.

Die Ergebnisse des Belastungsindex (siehe 2.1) liefern zudem Hinweise, welche Stellschrauben zu betätigen sind, um den Zustand von Flusseinzugsgebieten zu verbessern oder proaktiv Verschlechterungen vorzubeugen. Darüber hinaus wird es anhand der Ergebnisse des Belastungsindex möglich sein, die Effizienz von Maßnahmen zu quantifizieren.

3 Ausblick

Die "European Catchment Database" wird stetig ausgebaut und verbessert. So werden beispielsweise Daten zu Makroinvertebraten (wirbellose tierische Organismen) hinzukommen und die Liste der berücksichtigten Faunengruppen erweitern.

Ergebnisse des Forschungsprojekts ermöglichen die

- Bestimmung und Bewertung der limnischen Artenvielfalt mittels ökosystembasierter Indikatoren,
- Dokumentation zum Vorkommen und der Bedeutung nicht einheimischer und invasiver Arten,

- Szenarienentwicklung, die Vorhersagen zur Entwicklung der limnischen Artenvielfalt und deren Verteilung ermöglichen. Hierbei werden die Einflüsse von Infrastrukturprojekten (z. B. Gewässerfragmentierung), Bewirtschaftungsmaßnahmen von Flusseinzugsgebieten (z. B. Landnutzung, Revitalisierungsmaßnahmen) so wie Änderungen der klimatischen Verhältnisse Berücksichtigung finden.

Somit wird ein wissenschaftlich fundierter Beitrag zur Methodenentwicklung und Prioritätensetzung bei der Entwicklung von Schutz- und Bewirtschaftungsmaßnahmen auf Flusseinzugsgebietsebene geleistet. Das ist ein zentraler Beitrag, um den Verlust an biologischer Vielfalt aufzuhalten.

4 Literatur

- ABELL, R.; THIEME, M.L. & REVENGA, C. et al. (2008): Freshwater Ecoregions of the World: A New Map of Biogeographic Units for Freshwater Biodiversity Conservation. - *BioScience* 58 (5): 403-414
- BOON, P.J. (2005): The catchment approach as the scientific basis for river basin management. - *Large Rivers* 16 (1-2), *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 158 (1-2): 221-247
- DOBSON, A.P.; RODRIGUES, J.P. & ROBERTS, W.M. et al. (2006): Geographic distribution of endangered species in the United States. - *Science* 275: 550-553
- EC, EUROPEAN COMMISSION (2000): Directive 2000/60/EC, Establishing a framework for community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* L 327: 1-71
- KOTTELAT, M. & FREYHOF, J. (2007): *Handbook of European Freshwater Fishes*. – Cornol (Publications Kottelat): 646 S.
- MALMQUIST, B. & RUNDLE, S. (2002): Threats to the running water ecosystems of the world. - *Environmental Conversation* 29: 134-153
- MEA, MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): *Ecosystems and Human Well-Being: wetlands and water synthesis*. – Washington (World Resources Institute): 68 S.
- REVENGA C.; CAMPBELL, I. & ABELL, R. et al. (2005): Prospects for monitoring freshwater ecosystems towards the 2010 targets. - *Philosophical Transactions of the Royal Society B. Biological Sciences* 360 (1454): 397-413
- TOCKNER, K.; UEHLINGER, U. & ROBINSON, C.T. (Hrsg.) (2009): *Rivers of Europe*. – Amsterdam (Elsevier): 700 S.

Treffpunkt Biologische Vielfalt IX	2010	83-88	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	-------	--

Bedeutung und Biodiversität von Söllen in Nordostdeutschland

MARLENE PÄTZIG

Schlagwörter: Binnengewässer; Kleingewässer; Sölle; Makrophyten; Biodiversität; Nordostdeutschland

1 Einleitung

Sölle sind bedeutende Kleingewässer der Jungmoränenlandschaft Nordostdeutschlands. Es gibt bereits zahlreiche Forschungsvorhaben, die Sölle hinsichtlich ihrer abiotischen und biotischen Eigenschaften untersuchen. Trotzdem ist es bisher nicht gelungen ausreichende Informationen zum effektiven Schutz und Management der Sölle zusammenzutragen und auszuwerten. In diesem Artikel wird die Bedeutung der Sölle herausgearbeitet und ein erster Einblick in eine neue Forschungsarbeit zum Thema Sölle und Biodiversität gegeben. Für diese Arbeit werden Daten der letzten 16 Jahre aus 5 Untersuchungsgebieten zusammengetragen. Damit kann von einer Metaanalyse der abiotischen und biotischen Zusammenhangskomponenten gesprochen werden, die den bisherigen Kenntnisstand zusammenfasst. Die Arbeit wird im Rahmen einer Diplomarbeit am Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V. im Institut für Landschaftswasserhaushalt (Leitung Dr. Thomas Kalettka) durchgeführt.

2 Begriffsdefinitionen und weiterführende Erläuterungen

2.1 Begriff Soll

Sölle (das Soll) sind eiszeitlich vorgeprägte, isolierte, abflusslose Kleinhohlformen in den Senken der Binneneinzugsgebiete der Jungmoränenlandschaft (< 1 ha). Sölle zählen damit zu den Kleingewässern. Aufgrund der hohen zeitlichen und räumlichen Dynamik ihrer Standortfaktoren, vor allem der Wasserführung, gibt es eine Vielzahl an Solltypen. Zur Klassifizierung der Typen liegen bisher die Systeme der hydrogeomorphologischen Solltypen (KALETTKA & RUDAT 2006), der Genese und der Sukzessionsstadien (LUTHARDT & DREGER 1996) vor. Da die Biodiversität von Binnengewässern nicht allein durch die biologische Vielfalt bestimmt wird, sondern auch durch die Vielfalt der Ökosysteme selber, stehen Sölle aufgrund ihrer Standorteigenschaften exemplarisch für eine hohe Systemvielfalt.

2.2 Begriff Makrophyten

Unter Makrophyten werden alle mit bloßem Auge erkennbaren Pflanzen verstanden. Im Rahmen der hier vorgestellten Arbeit liegt der Fokus auf den aquatischen Makrophyten. Sie wachsen im Wasser und bilden Wasserformen bei Mittelwasser aus bzw. nehmen die für sie lebensnotwendigen Nährstoffe direkt aus dem Wasser oder über die Wurzeln aus dem Sediment auf. Als aquatische Makrophyten zählen in dieser Arbeit alle Pflanzenarten mit der Feuchtezahl 10 bis 12 nach den Ellenberg-Zeigerwerten.

3 Bedeutung von Söllen

In der Convention on Biological Diversity (CBD) wird unter dem Thema „Biodiversität der Binnengewässer“ der gefährdete Zustand dieser Systeme hervorgehoben. Binnengewässer sind stärker als terrestrische oder marine Ökosysteme bedroht. Gleichzeitig ist der Kapitalwert von Binnengewässern 1,6 x höher

als bei zukunftsfähigen Wäldern und 4,5 x höher als bei herkömmlich bewirtschafteten Wäldern. Bezogen auf die Sölle beschreibt HAMEL (1988), dass durch intensive Landwirtschaft die Eutrophierung und Sukzession infolge von Fest- und Nährstoffeintrag zunimmt. Dadurch kommt es zu einer Abnahme der Gewässertiefe und damit einhergehend zu einer Zunahme der Wasseroberfläche, die die landwirtschaftlich bearbeitbare Fläche und damit den Ertrag verringert. Neben den ökonomischen Funktionen übernehmen Sölle eine Vielzahl an ökologischen Funktionen. In dieser Arbeit steht die Habitatfunktion im Vordergrund. Ausgehend von der Vielfalt an Soltypen ergibt sich eine potenziell hohe Struktur- und Artenvielfalt. Je höher die Strukturvielfalt ist, umso mehr Arten können sich einnischen und nebeneinander koexistieren. Insbesondere für feuchteliebende Arten bieten Sölle einen bedeutsamen Lebensraum in der ausgeräumten Agrarlandschaft Nordostdeutschlands. Für viele dieser Arten, insbesondere amphibische, gibt es keinen komplementären Lebensraum in dieser Landschaft. Ergänzend bieten Sölle Raum für viele bedrohte Arten. Zusätzlich kann davon ausgegangen werden, dass Sölle wichtige Trittsteinbiotope darstellen.

Die Bedeutung von Kleingewässern als Hotspots der Biodiversität verdeutlichen auch DAVIES et al. (2008). In der Studie werden verschiedene Ebenen der Biodiversität von Strömen, Flüssen, Seen, Kleingewässern und Gräben an fünf verschiedenen in der Agrarlandschaft Europas eingebetteten Untersuchungsflächen verglichen. Zusammenfassend ergibt sich innerhalb der Pflanzenbestände (α -Diversität) an Flüssen eine höhere Diversität der Makrophyten als bei Kleingewässern. Unter Berücksichtigung des Raums mit seinen verschiedenen Merkmalausstattungen (β -, γ -Diversität) ist die Diversität von Makrophyten an Kleingewässern am höchsten. Damit haben die Kleingewässer bei Betrachtung aller Biodiversitätsebenen die höchste Bedeutung vor den anderen Gewässertypen.

4 Schutzstatus von Söllen

Im BNatSchG werden unter § 30 Abs. 1 Nr. 1 und § 31 die Länder aufgefordert die Zerstörung und Beeinträchtigung von fließenden und stehenden Binnengewässern zu regeln und deren Funktion als Lebensraum zu sichern. In Mecklenburg-Vorpommern stehen Sölle per Gesetz unter Schutz (LNatG M-V §20 Abs. 1 Nr. 1). In Brandenburg (BbgNatSchG) werden Sölle durch § 32 pauschal geschützt. Sie zählen zu den Landschaftsstrukturelementen (§ 2a Abs. 1 Nr. 5), die in den verschiedenen Plänen berücksichtigt und dargestellt werden müssen (§ 4) und die bedeutsam für den Biotopverbund sind (§ 1a Abs. 3 Nr. 4, 1b Abs. 3). Nach § 23 Abs. 1 können sie als schutzwürdige Einzelschöpfungen der Natur in der Kategorie Naturdenkmal geschützt werden.

Auf europäischer Ebene ist die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) kein Instrument um Sölle zu beurteilen. Die WRRL beachtet nur stehende Gewässer ab einer Größe von 50 ha. International ist die RAMSAR-Konvention ein Instrument zum Schutz von Feuchtgebieten. Allerdings werden in der Konvention Kleingewässer gemäß Definition von Feuchtgebieten nicht explizit erwähnt. Dies spiegelt sich in der geringen Ausweisung von Kleingewässern als herausragende Feuchtgebiete mit internationaler Bedeutung wieder, obwohl es mehr als 10.000.000 Kleingewässer in Europa gibt.

5 Problem- und Zielstellung der Arbeit

Sölle sind als bedeutende Feuchthabitate Nordostdeutschlands nicht ausreichend geschützt. Insbesondere durch intensive Landwirtschaft werden sie oft in ihrer Habitatfunktion beeinträchtigt. Hinzu kommt ein großer Verlust von Söllen durch frühere Maßnahmen der Flurbereinigung. Neben dem Landnutzungs-

wandel ist der Klimawandel Hauptfaktor für rezente Habitatverluste. Söllen muss in diesem Zusammenhang besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden, da sie im Sinne der „Theorie der Inselbiogeographie“ bzw. des „Patches- und Matrix-Konzeptes“ isolierte Landschaftselemente sind.

Ökologische Bewertungsverfahren als Grundlage zur Ableitung von Schutz- und Managementmaßnahmen für Sölle liegen in Ansätzen vor. Bisher gibt es jedoch keine effektiven Entscheidungshilfen, die die Vielfalt der Solltypen ausreichend berücksichtigt. Der damit bedingte Finanz-, Personal- und Zeitaufwand macht außerdem die bisherigen Entscheidungshilfen in der Praxis, z. B. in der Landschaftsplanung, nicht umsetzbar. Zur Entwicklung von effektiveren Entscheidungshilfen sind Untersuchungen zur Biodiversität der Flora und Fauna sowie deren Indikatoreigenschaften nötig, um bestimmte Solltypen und deren naturräumlich- und/oder nutzungsbedingte Zustände zu charakterisieren.

Ziel der Arbeit ist es, einen Beitrag zur Entwicklung von standardisierten Entscheidungshilfen zum Schutz und Management von Söllen zu leisten. Das betrifft folgende Untersuchungsfelder:

- Grundlegende Darstellung der Diversität der Vegetation von Söllen und Solltypen
- Auswertung und Interpretation des Indikatorpotenzials der Makrophyten in Abhängigkeit von prägenden Standortfaktoren

6 Hypothesen

Zum Erreichen der Zielstellung stehen folgende Hypothesen im Mittelpunkt:

- 1) Es gibt regionale Unterschiede in der Diversität und Artenzusammensetzung.
- 2) Es können Umweltparameter identifiziert werden, die einen signifikanten Einfluss auf die Artenanzahl und Artenzusammensetzung haben.
- 3) Die hydrogeomorphologischen Solltypen unterscheiden sich in ihrer Artenanzahl und Artenzusammensetzung.
- 4) Das Auftreten von naturschutzfachlich bedeutenden Arten kann durch bestimmte Umweltparameter beschrieben werden.
- 5) Es können Arten identifiziert werden, die als Bioindikatoren entlang von Umweltgradienten fungieren.

7 Untersuchungsgebiete (UG)

Die Auswahl der Untersuchungsgebiete erfolgt in Abhängigkeit von der Datenverfügbarkeit und dem Bearbeitungsaufwand. Es werden Ergebnisse und Daten bereits abgeschlossener Forschungsvorhaben und kontinuierlicher Datenerhebung zu Söllen in Nordostbrandenburg verwendet. Der Schwerpunkt liegt in der Auswertung von Daten der Untersuchungsgebiete Müncheberg, Lietzen und Bölkendorf (ZALF seit 1992). Des Weiteren stehen Daten aus dem Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin (Hochschule Eberswalde) sowie dem Einzugsgebiet des Quillow (ZALF) zur Verfügung. Zusammenfassend liegen Daten aus unterschiedlichen Landschaften Nordostbrandenburgs mit einer charakteristischen Merkmalsausstattung des Jungmoränengebietes vor. Nordostbrandenburg ist von der Frankfurter Staffel und dem Pommerschen Stadium der Weichseleiszeit geprägt.

8 Wissensstand zur Diversität der Vegetation von Söllen in Nordostbrandenburg

Bis heute gibt es lediglich Arbeiten zur Diversität der Vegetation in Teilbereichen des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin. Es existieren keine umfassenden Untersuchungen, vor allem nicht in Abhängigkeit von verschiedenen Landschaftsräumen. DREGER (1997) bestimmte durch Literaturstudien und Freilandarbeiten die aktuelle und potentielle Hydrophytenvegetation von Söllen in der Uckermark. Von 67 submersen und emersen nachgewiesenen höheren Hydrophyten im Land Brandenburg wies DREGER (1997) 55 Hydrophyten aus, die im nordöstlichen Brandenburg an Fließ- und/oder Stillgewässern rezent vorkommen. Aufgrund der Standorteigenschaften von Söllen reduziert sich die Zahl der zu erwartenden höheren Hydrophyten auf 46. Davon konnten 26 Arten in Freilandarbeiten nachgewiesen werden. Fünf Arten traten häufig auf und 17 gelten als selten. Die meisten der nicht nachgewiesenen Arten bevorzugen vornehmlich mäßig nährstoffreiche Gewässer.

9 Methodik

Zunächst werden die Daten der verschiedenen Forschungsvorhaben aufbereitet und in eine Datenbank (Access 2003) eingearbeitet. Aufgrund der Datenheterogenität müssen die Daten überprüft werden, ob sie die Kriterien für statistische Analysen erfüllen und ob das Zusammenfassen von Daten unterschiedlicher Untersuchungen fachlich möglich ist. Um eine Übersicht über die Daten zu erhalten wird eine Datenstrukturanalyse durchgeführt. Nach Auswahl der Datensätze können die Hypothesen mit Hilfe statistischer Verfahren bearbeitet werden. Die grundlegenden Verfahren werden kurz vorgestellt.

Zur Ermittlung des Einflusses von Umweltparametern auf die durchschnittliche Artenanzahl wird das Allgemeine Lineare Modell in SPSS 14.0 verwendet. Umweltparameter können miteinander in Beziehung stehen. Tritt dieser Fall ein, erklären sie gemeinsam einen Streuungsanteil der durchschnittlichen Artenanzahl. Das hat einen unerwünschten Einfluss auf das Ergebnis. Um den dadurch verursachten Problemen entgegenzuwirken werden die entsprechenden Umweltparameter vor der Analyse mit Interkorrelationsanalysen und Kollinearitätsdiagnosen identifiziert und eliminiert.

Um den Einfluss von Umweltparametern auf naturschutzfachlich bedeutende Arten zu ermitteln, müssen zunächst die bedeutenden Arten bestimmt werden. Da oft mehrer Arten eine ähnliche Funktion im System übernehmen und die Ausprägung der Lebensform einen bedeutenden Einfluss hat, werden die Arten nach diesen zusammengefasst. Das multivariate Verfahren CCA kommt zur Anwendung.

Zur Identifizierung von Bioindikatoren entlang von Umweltgradienten wird ein Treue-Maß berechnet.

10 Bisherige Ergebnisse zur Datenstruktur

Insgesamt wurden 33.006 Datensätze zu Pflanzentaxa in der Datenbank zusammengeführt (Abb. 1 links), die sich auf 475 Arten verteilen. Im UG Müncheberg konnten 470 Arten, gefolgt von Schorfheide-Chorin mit 252 Arten gefunden werden. Im UG Quillow wurden 139 Arten kartiert. In Müncheberg stehen die meisten Datensätze zur Verfügung, es liegt die höchste Artenanzahl vor und es wurden die meisten Sölle untersucht (Abb. 1 rechts). Für die übrigen Untersuchungsgebiete sind andere Aussagen zu treffen. Die geringe Anzahl an Gesamtdatensätzen des UG Schorfheide-Chorin lässt nicht gleichzeitig auf eine geringe Anzahl von Arten schließen. Die Schlussfolgerung, dass eine hohe Anzahl untersuchter Sölle in Schorfheide-Chorin auf eine hohe Artenanzahl hinweist, gilt nicht für die anderen drei Untersuchungsge-

biote. Während für die Artenanzahl gilt $L (233) > B (181) > Q (139)$, ist bei der Anzahl der Sölle folgende Aussage zutreffen: $L (23) < B (37) < Q (38)$.

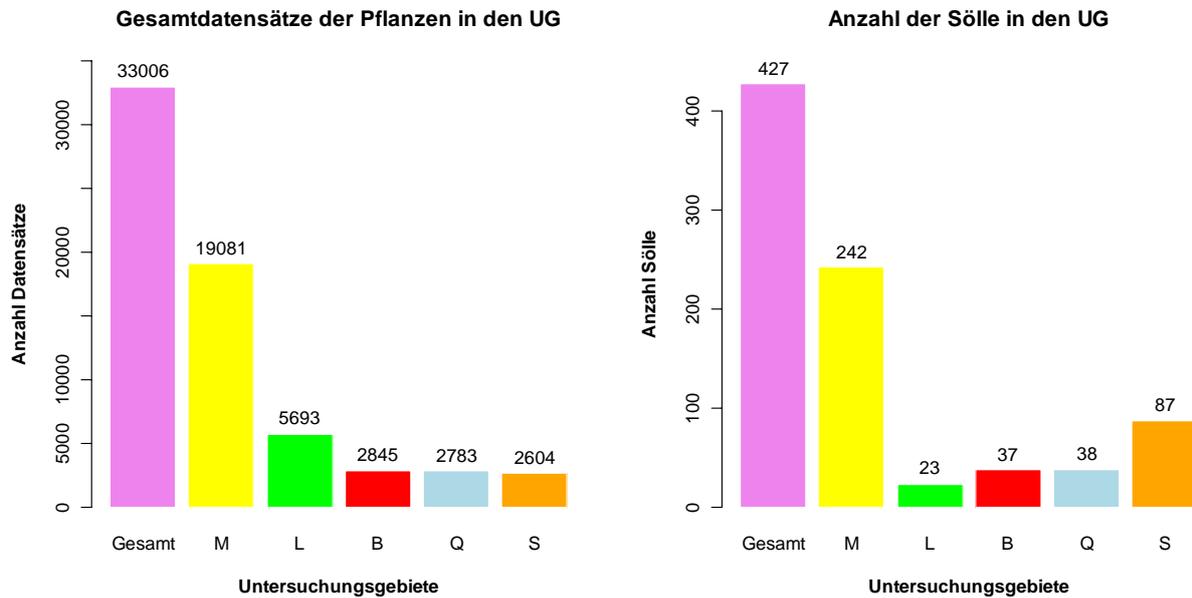


Abb. 1: Gesamtdatensatz der Pflanzen (links) und Anzahl der Sölle (rechts) in den Untersuchungsgebieten

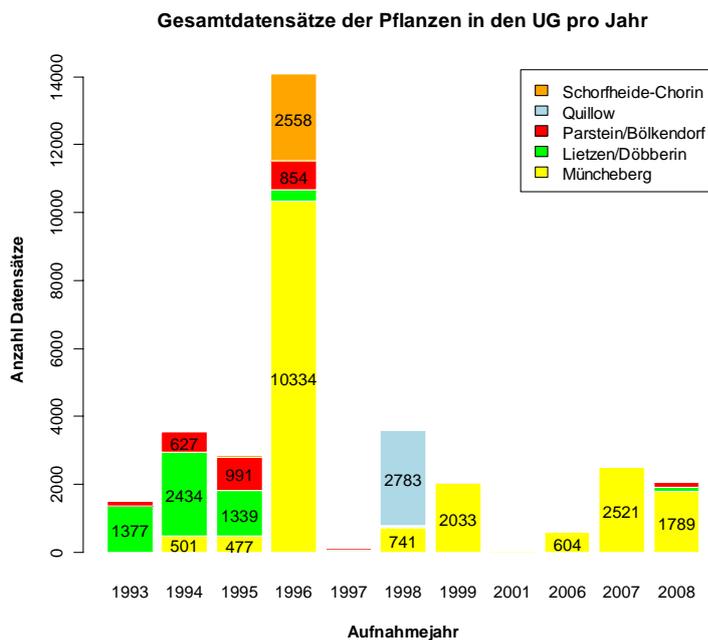


Abb. 2: Gesamtdatensätze der Pflanzen in den UG pro Jahr

Die Verteilung der Datensätze unterscheidet sich auch bei Betrachtung der Datensatzanzahl pro Jahr (Abb. 2). Die einzelnen Jahre können daher nicht ohne weiteres verglichen werden.

In Abb. 3 ist die geringere Gesamtartenzahl der UG Quillow und Schorfheide-Chorin im Gegensatz zu der hohen durchschnittlichen Anzahl der Hydrophyten auffällig. Dies kann darauf zurückgeführt werden, dass diese Untersuchungsgebiete nur in einem Jahr (Abb. 2), dafür aber intensiv kartiert wurden sind. Da sich die durchschnittliche Artenanzahl auf die mittlere Anzahl pro Jahr bezieht, ist sie bei diesen beiden

Untersuchungsgebieten höher. Im Gegensatz dazu ist die Gesamtartenzahl geringer, weil ein Wechsel von Arten über mehrere Jahre aufgrund sich ändernder Umweltbedingungen nicht berücksichtigt ist. Dementsprechend werden in der weiteren Analyse die Daten der beiden Untersuchungsgebiete vorerst nicht berücksichtigt. Zur Verfügung stehen die Daten von Müncheberg, Lietzen und Bölkendorf.

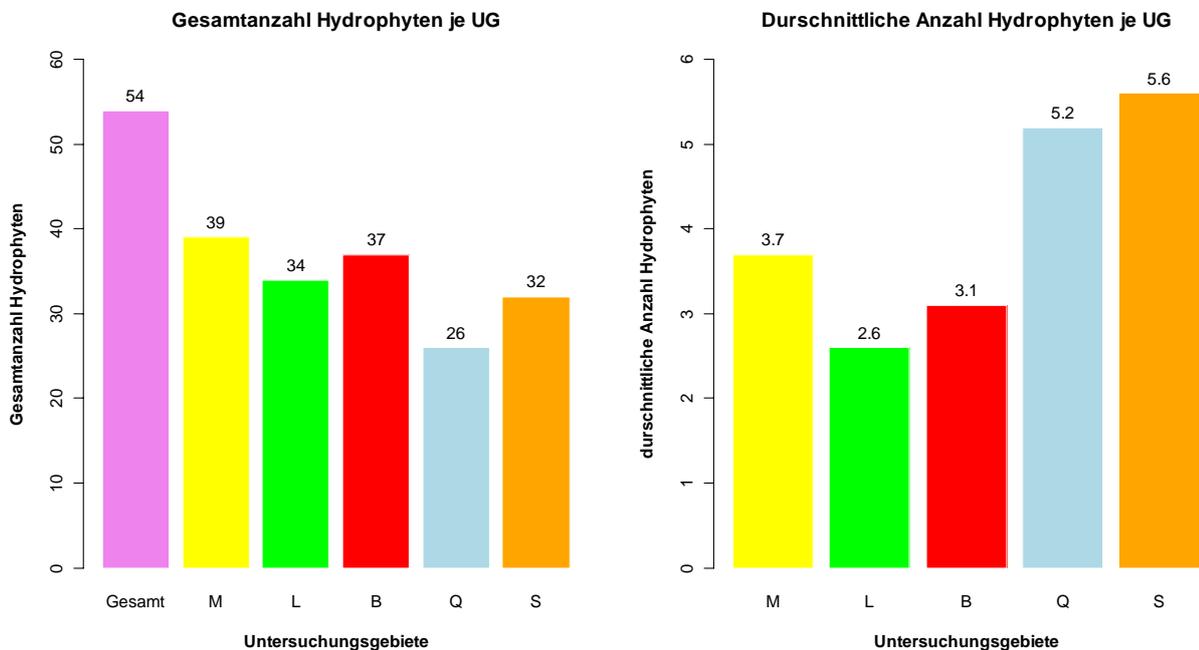


Abb. 3: Gesamtanzahl (links) und durchschnittliche Anzahl (rechts) der Hydrophyten je Untersuchungsgebiet

11 Literatur

- DAVIS et al. (2008): Comparative biodiversity of aquatic habitats in the European agricultural landscape. - *Agriculture, Ecosystems and Environment* 125:1-8.
- DREGER, F. (1997): Aktuelle und potentielle Hydrophytenvegetation wasserführender Sölle in der Uckermark. - *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* H. 4: 142-146.
- HAMEL, G. (1988): Nutzungsgeschichte, Sukzession und Habitatfunktion von Kleingewässern in der Agrarlandschaft. - *Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg* 24 (3): 67-79.
- KALETTKA, T. & RUDAT, C. (2006): Hydrogeomorphic types of glacially created kettle holes in North-East Germany. - *Limnologica* 36: 54-64.
- LUTHARDT, V. & DREGER, F. (1996): Ist-Zustands-Analyse und Bewertung der Vegetation von Söllen in der Uckermark. - *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg*. SH „Sölle“: 31-38.

Treffpunkt Biologische Vielfalt IX	2010	89-96	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	-------	--

Klimawandel, Hochwasser und Trockenfallen von Fließgewässern: Einfluss eines Abfluss-Regimes mit geringer Vorhersagbarkeit und sehr hoher Unregelmäßigkeit auf die Lebensgemeinschaften in zwei Waldbächen im Westharz

JOCHEN WULFHORST

Schlagwörter: Bach, Klimawandel; Abfluss-Ganglinie; Zeitreihenanalyse; Vorhersagbarkeit; Konstanz; Zufälligkeit; Dynamik-Quotient; nichtparametrischer Variationskoeffizient; Hyporheos; Bryorheos; Refugialraum; Harz

1 Anlass

Die Szenarien für den Klimawandel sagen ein verändertes Niederschlags-Regime voraus. Dies wiederum verändert die Abfluss-Ganglinien in Fließgewässern: längere Perioden mit Trockenwetter-Abfluss, längere Perioden mit hohen Abfluss-Werten im Winter sowie häufigere Hochwasser-Ereignisse. Die Folgen für die aquatischen Lebensgemeinschaften sind bisher fast gar nicht untersucht.

Es wurde deshalb der Zusammenhang zwischen dem Abfluss-Regime und den Besiedlungsdichten von 23 Taxa in zwei Waldbächen im Westharz analysiert.

2 Untersuchungsgebiet und Datengrundlage

Die beiden Bäche sind für Klimafolgen-Studien gut geeignet, weil ihr Abfluss-Regime bereits heute die oben prognostizierten Eigenschaften hat: geringe Vorhersagbarkeit und sehr hohe Unregelmäßigkeit der Abfluss-Ganglinie.

Die Daten stammen aus der Fallstudie Harz. Die Abb. 1 beschreibt das fast vollständig bewaldete Untersuchungsgebiet mit jeweils 3 Messstellen in der Alten Riefensbeek und Großen Söse. Es standen folgende Datensätze zur Verfügung:

- Abfluss-Ganglinie aus täglichen Messungen am Pegel Riefensbeek der Harzwasserwerke,
- eigene Abfluss-Messungen an den 6 Probestellen,
- Abundanz-Werte aus den Lebensgemeinschaften in den beiden Refugialräumen
 - Hyporheon, dem Lückenraum unter Bachsohle mit seinen Bewohnern (407 Proben),
 - Bryorheon, den untergetauchten Moospolstern mit seinen Bewohnern (84 Proben).

WULFHORST (2004) beschrieb das Gebiet und die Methoden näher und ordnete die beiden Refugialräume terminologisch und konzeptionell in die Fließgewässer-Aue ein.

3 Ergebnisse

In den beiden untersuchten Bächen stieg der Abfluss von den beiden quellnächsten Probestellen zur jeweils mittleren Untersuchungsstelle (R2, S2) signifikant ($p < 0.0001$) und dann zur jeweils untersten Messstelle nicht mehr signifikant an (Abb. 2). In der Großen Söse floss an S1 und S3 im Mittel signifikant mehr Wasser ($p < 0.05$) als an den korrespondierenden Untersuchungsstellen der Alten Riefensbeek; an S2 war der Abfluss dagegen nicht signifikant höher als an R2.

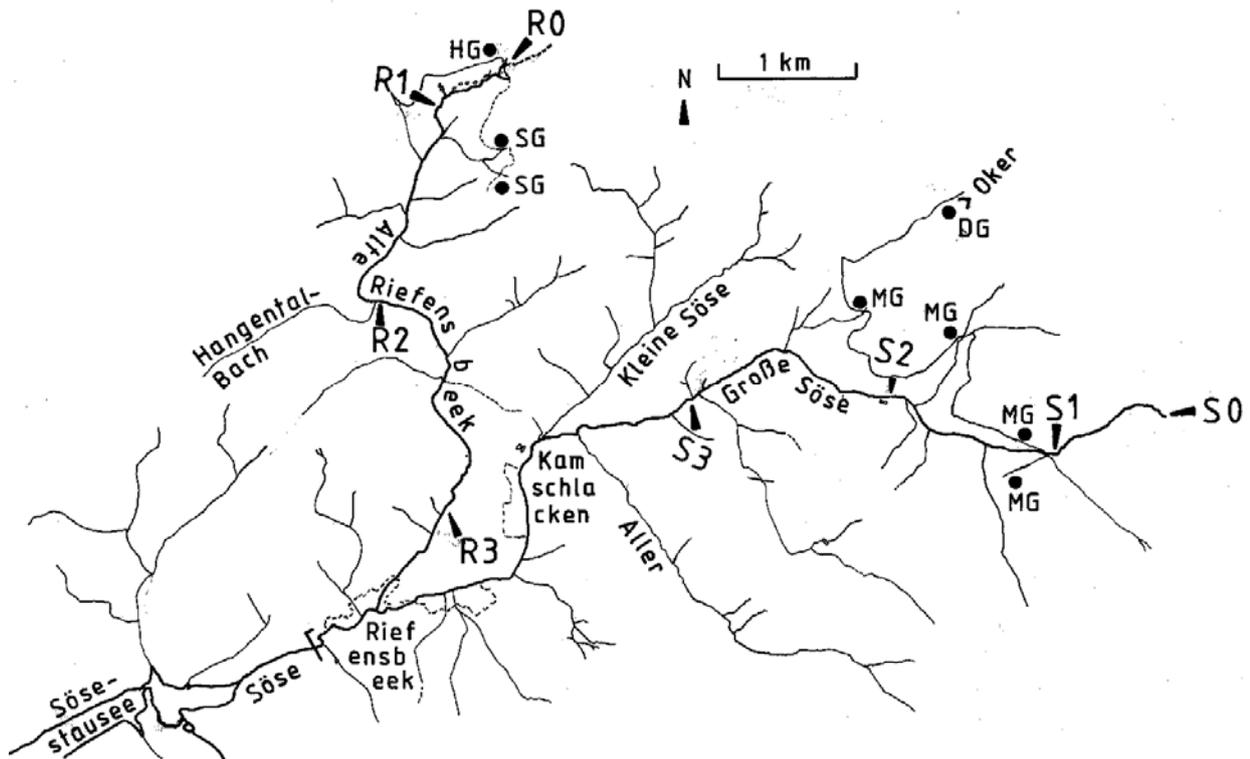


Abb. 1: Wassereinzugsgebiet der Söse in der Sösemulde.

R0, R1, R2, R3: Alte Riefensbeek; S0, S1, S2, S3: Große Söse. Γ : Pegel an der Söse. \bullet : künstliche Gräben
Dammgraben (DG), Huttaler Graben (HG), Morgenbrodstaler Graben (MG) und Schwarzenberger Graben (SG).

Die Abb. 3 gibt einen Überblick über die Abfluss-Ganglinie am Pegel Riefensbeek während der gesamten Hauptuntersuchungsperiode 1986 bis 1990.

Die Typisierung des Abfluss-Regimes am Pegel Riefensbeek nach GRIMM (1968) ergab für die Periode 1986 bis 1990: Die Söse hatte dort ein F-nivopluviales Abfluss-Regime (gemischte Regen- und Schneespeisung), der abflussreichste Doppelmonat war der März / April ($SK_{\max} = 1.92$), das Abfluss-Maximum war gering bis mäßig und durch die Schneeschmelze bestimmt. Das Nebenmaximum lag im winterlichen Doppelmonat Februar / März ($SK = 1.51$), die mittlere Abfluss-Spende betrug $18.32 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$, der abflussärmste Doppelmonat war der Juli / August ($SK_{\min} = 0.49$), der Abflussgang war nicht ausgeglichen, die Austrocknung war gering und das Abfluss-Minimum lag im Sommerhalbjahr.

Die Periodizität von saisonalen Ereignissen in der Natur lässt sich nach COLWELL (1974) mit den 3 Parametern der Periodizität beschreiben: Vorhersagbarkeit, Konstanz und Zufälligkeit. Dabei setzt sich die Vorhersagbarkeit aus Konstanz und Zufälligkeit zusammen. Diese 3 Parameter wurden mit einer Häufigkeitsmatrix (Häufigkeitsverteilung der monatlichen Abfluss-Minima bzw. -Maxima über die Abflussklassen) berechnet (Tab. 1). Mit Werten von 0.39 bzw. 0.25 war die Vorhersagbarkeit des Abfluss-Regimes der Sösemulde sehr niedrig, d. h. die Unregelmäßigkeit war sehr hoch. Insbesondere die monatlichen Abfluss-Maxima wiesen eine sehr geringe Konstanz auf ($C = 0.06$). An der Vorhersagbarkeit der Abfluss-Minima hatte zu 61 % die Konstanz und zu 39 % die Zufälligkeit (Kontingenz) Anteil ($C: P = 0.61$, $M: P = 0.39$, Tab. 1). Bei den Abfluss-Maxima wurde die Vorhersagbarkeit dagegen überwiegend, nämlich zu 78 %, von der Zufälligkeit bestimmt, während die Konstanz nur einen Anteil von 22 % hatte. Die Charakterisierung des Abfluss-Regimes mit den Methoden von GRIMM (1968) und von COLWELL

(1974) erfolgt zwar aus unterschiedlichen Blickwinkeln, beide Methoden kommen aber zu dem Ergebnis, dass das Abflussverhalten der Söse am Pegel Riefensbeek unregelmäßig war.

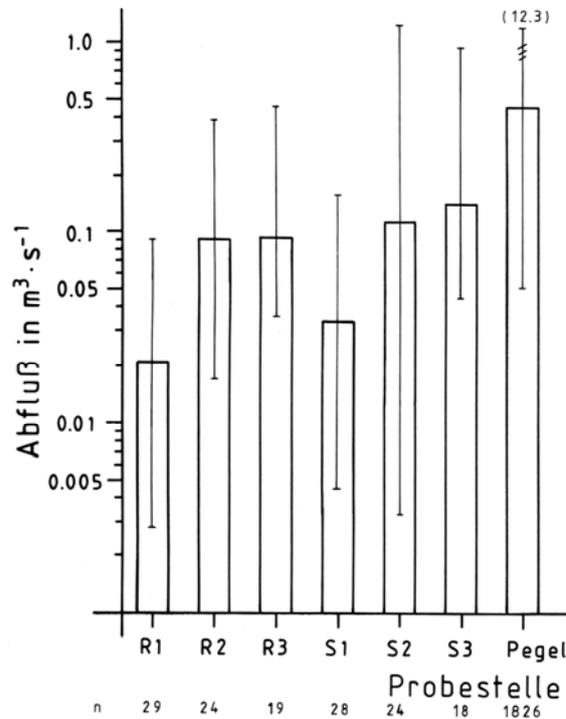


Abb. 2: Abfluss in $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ an den Messstellen R1 bis S3 (März 1987 bis November 1988) sowie am Pegel der Harzwasserwerke (Nov. 1985 bis Okt. 1990, d. h. in den Wasserwirtschaftlichen Jahren 1986 bis 1990) im Ort Riefensbeek unterhalb der Mündung der Alten Riefensbeek in die Söse. Geometrisches Mittel mit Minimum und Maximum (Fehlerbalken) und Zahl der Messwerte (n).

Tab. 1: Parameter der Periodizität des Abflussregimes am Pegel Riefensbeek.

Grundlage: Häufigkeitsverteilung der Klassen der monatlichen Abfluss-Minima und -maxima am Pegel Riefensbeek, siehe WULFHORST (2004).

Minimum					Maximum				
Vorhersagbarkeit P	Konstanz C	Kontingenz M	C : P	M : P	Vorhersagbarkeit P	Konstanz C	Kontingenz M	C : P	M : P
0.39	0.24	0.15	0.61	0.39	0.25	0.06	0.19	0.22	0.78

Die Tab. 2 vergleicht die Perioden 1941 bis 1965 (UHDEN 1972) und 1986 bis 1990 am Pegel Riefensbeek. Die Große Söse hatte in den Wasserwirtschaftlichen Jahren 1986 bis 1990 einen 19 % höheren mittleren Abfluss bzw. Abfluss-Spende als in den Jahren 1941 bis 1965. Die meisten der im Rahmen dieser Arbeit ausgewerteten biologischen Proben wurden also unter einem Abfluss-Regime entnommen, das nicht nur im fünfjährigen Mittel, sondern auch im Vergleich zu noch längeren Perioden überdurchschnittlich wasserreich war.

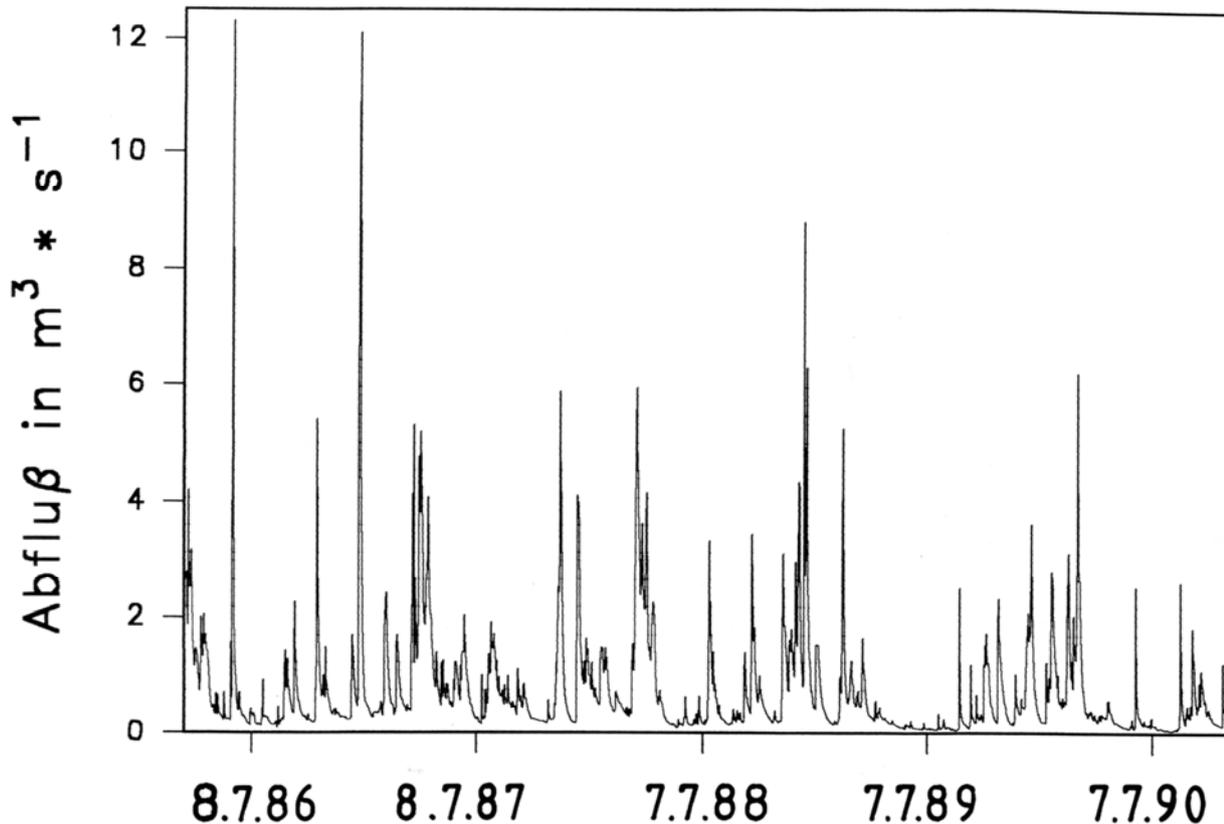


Abb. 3: Abfluss-Ganglinie in $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ am Pegel der Harzwasserwerke im gesamten Untersuchungszeitraum (März 1986 bis Juli 1990) im Ort Riefensbeek unterhalb der Mündung der Alten Riefensbeek in die Söse.

Die Dynamik des Abfluss-Regimes kann auch mit verschiedenen Dynamik-Quotienten untersucht werden (Tab. 3). Deren Wert nimmt zu, wenn die Dynamik zunimmt. Der Dynamikquotient des Abflusses stieg im Längslauf beider Bäche an und war an den Untersuchungsstellen S2 und S3 deutlich größer als an den 3 Stellen der Alten Riefensbeek (Tab. 3). Daran lässt sich die höhere Abflussdynamik der Großen Söse im Vergleich zur Alten Riefensbeek zeigen. Der Dauerlinien-Quotient war an S1 und S2 am höchsten, deutlich niedriger war er an allen Messstellen der Alten Riefensbeek und noch niedriger an S3. An S1 und S2 waren also Abflüsse mit einem hohen Anteil von Oberflächen-Abfluss am häufigsten unter den Untersuchungsstellen. An den Probestellen in der Riefensbeek bestimmte dagegen häufiger der Basisabfluss das Abfluss-Regime. Eine Ursache für die höhere Abflussdynamik in der Großen Söse dürfte sein, dass die Talhänge deutlich steiler sind als im Riefensbeek-Tal; Niederschlagswasser fließt also schneller in Richtung Bach.

Dass das Abflussverhalten der Bäche in der Sösemulde vergleichsweise dynamisch ist, wird durch den hohen Wert des Quotienten maximaler Wert: geometrisches Mittel von 28.1 des Abflusses am Pegel Riefensbeek untermauert. Die zeitlich raschen Abflussschwankungen verdeutlicht die Abfluss-Ganglinie an diesem Punkt der Söse (Abb. 3).

Tab. 2: Vergleich der arithmetischen Mittel von Abfluss und Abfluss-Spende zwischen verschiedenen Jahrzehnten; Pegel der Harzwasserwerke im Ort Riefensbeek unterhalb der Mündung der Alten Riefensbeek in die Söse. Werte von UHDEN (1972) umgerechnet auf 23.9 km² großes Wassereinzugsgebiet.

Zeitraum	Abfluss in m ³ • s ⁻¹	Abfluss-Spende in l • s ⁻¹ • km ⁻²
UHDEN (1972)		
Wasserwirtschaftliche Jahre 1941 bis 1965	0.644	26.95
Werte für diese Untersuchung		
Wasserwirtschaftliche Jahre 1986 bis 1990	0.766	32.034
31.3.1987 bis 13.4.1988 (Bryorheos-Proben)	1.100	46.041
21.4.1987 bis 3.5.1988 (Hyporheos-Proben)	0.990	41.427
Sommer 1987 (1.5. - 31.10.1987)	0.650	27.216
Sommer 1988 (1.5. - 31.10.1988)	0.455	19.038

Zur zeitlichen Dynamik der Besiedlungsdichten an jeder Untersuchungsstelle unter dem Einfluss des Abflusses sollen die beiden folgenden Hypothesen getestet werden. **Hypothese 1:** Hochwasser verringert die Abundanzen in den Moospolstern, bei mittlerem und niedrigem Abfluss nehmen dort die Abundanzen zu. **Hypothese 2:** Bei Hochwasser weichen die Invertebraten in das Hyporheon aus, dort nehmen die Abundanzen zu (Refugialfunktion des Hyporheons), im Bryorheon nehmen sie ab.

Tab. 3: Dimensionsloser Dauerlinien-Quotient DQ, Dynamik-Quotient DYQ und nichtparametrischer Variationskoeffizient (Dynamikkoeffizient) des Abflusses an den eigenen Untersuchungsstellen sowie am Pegel der Harzwasserwerke (HWW) im Ort Riefensbeek.

Berechnung auf Grund der Messungen zwischen März 1987 und Juli 1990 bzw. am Pegel in den Wasserwirtschaftlichen Jahren 1986 bis 1990. Berechnung und Bedeutung der Quotienten: siehe WULFHORST (2004).

Messstelle	Dauerlinien-Quotient DQ	Dynamik-Quotient DYQ	nichtparametrischer Variationskoeffizient DK
R1	3.5	4.5	4.3
R2	3.9	4.9	4.7
R3	3.9	5.0	4.8
S1	8.9	4.4	4.2
S2	18.7	10.6	10.6
S3	2.8	5.9	5.7
Pegel HWW	4.2	28.1	28.0

Die Korrelationen zwischen dem Abfluss und den Abundanzen der häufigeren Taxa waren in der Regel niedrig (Tab. 4). Von 160 berechneten Korrelationen waren nur 4 mindestens |0.7|, 13 waren zwischen |0.5| und |0.7|, die übrigen waren < |0.5|. Überwiegend waren die Korrelationskoeffizienten negativ

Tab. 4: Statistische Beziehung zwischen dem Abfluss (Einzelwerte an den Tagen der biologischen Probenahme) und den Abundanzen des Bryorheos und Hyporheos (alle Tiefen zusammen).

Rang-Korrelationskoeffizient von SPEARMAN. Grundlage: Einzelwerte an den Tagen der biologischen Probenahme. Signifikanz-Niveau: ≤ 0.05 (*), ≤ 0.01 (**), ≤ 0.1 (#) bei zweiseitigem Test. Kies: Hyporheon. n z.T. kleiner als Zahl der biologischen Proben, da keine Abfluss-Werte zur Verfügung. Es gibt keine deutschen Namen für die Taxa (Art, Gattung, Familie).

Taxon	R1		R2		R3		S1		S2		S3	
	Moos	Kies	Moos	Kies	Moos	Kies	Moos	Kies	Moos	Kies	Moos	Kies
Amphipoda (Flohkrebse)												
<i>Gammarus pulex</i>	-0.50#	-0.45**	-0.23	-0.54**		0.09						
Ephemeroptera (Eintagsfliegen)												
<i>Baetis spp.</i>	-0.28	-0.04	-0.41	-0.24#	-0.64*	-0.25#			-0.38	0.32**	-0.39	0.01
<i>Habroleptoides confusa</i>	-0.26	0.26*		-0.41**								
<i>Habrophlebia lauta</i>		-0.31**		0.01		-0.23#						-0.02
Plecoptera (Steinfliegen)												
<i>Amphinemura spp.</i>	-0.46	0.08	-0.07	-0.17	0.24	-0.26*	0.39	0.42**	0.08	0.44**	0.22	0.03
<i>Chloroperlidae</i>		-0.14		-0.20		-0.35**			-0.44	-0.17	-0.21	-0.36*
<i>Leuctra albi-da/aurita</i>		0.11		0.65**		0.24#		0.12				0.07
<i>Leuctra braueri</i>		0.15		0.15								
<i>Leuctra nigra</i>		-0.14	-0.07	-0.22#		0.04		-0.15	-0.44	-0.01		0.04
<i>Leuctra pseu-docingulata</i>		-0.03		-0.14		0.01		0.15		-0.13	-0.39**	
<i>Leuctra pseu-dosignifera</i>		-0.10		-0.19		-0.18	0.26		-0.44	-0.21#		0.25#
<i>Leuctra gr.inermis</i>	0.65*	0.15	-0.15	0.18	0.35	0.15	0.01	0.30*	0.27	-0.01		-0.10
<i>Nemoura spp.</i>	0.26	0.01	-0.47	-0.18		-0.38**	-0.85**	-0.20	-0.07	-0.44**	-0.48	0.21
<i>Protonemura spp.</i>	-0.38		-0.35	0.04	-0.45	0.01	-0.53#	-0.11	-0.25	-0.30*	-0.59	-0.12
Coleoptera (Käfer)												
<i>Elmis spp.</i>	0.28	-0.06	-0.25	-0.15	-0.45	0.12						
<i>Esolus angustatus</i>		-0.11	-0.24	0.01		0.16				-0.51	-0.07	
<i>Limnius perrisi</i>		-0.01	0.32	-0.19		0.20					-0.20	
<i>Scirtidae</i>	0.16	-0.09	0.51	-0.22#		0.04			-0.09	0.03		0.02
Trichoptera (Köcherfliegen)												
<i>Lithax niger</i>	0.44	0.14										
<i>Odontocerum albi-corne</i>		-0.10		0.04		0.12						
<i>Plectrocnemia spp.</i>		-0.24*		0.10		-0.19		-0.16		-0.08		-0.07
<i>Rhyacophila spp.</i>	-0.64*	0.02	-0.14		0.24		-0.26		0.51#			
<i>Sericostoma per-sonatum</i>		0.04		0.05		0.01						-0.19
Summenabundanz	-0.69*	-0.09	-0.57#	-0.41**	-0.71*	-0.38**	-0.82**	-0.23#	-0.54#	-0.27*	-0.73*	0.04
n	12	72	10	68	10	60	12	62	12	72	8	49

(96 von 160), d. h. die Abundanzen sanken mit steigendem Abfluss an jeder Untersuchungsstelle. Hoch (negativ) korreliert ($\geq |0.7|$) waren die Abundanz von *Nemoura* spp. in den Moospolstern an S1 sowie die Summenabundanz an R3, S1 und S3. Bei keinem Taxon gab es durchgängig für alle Probestellen Korrelationskoeffizienten von mindestens $|0.5|$, deren Höhe schwankte vielmehr von Probestelle zu Probestelle.

In der Mehrzahl der Fälle (14 von 17 derjenigen Koeffizienten $> |0.5|$) war die statistische Beziehung zwischen Abfluss und Abundanz in den Moosproben enger als in den Hyporheos-Proben. Dies ist ein Hinweis darauf, dass erstens der Faktor Abfluss einen größeren Einfluss auf das Bryorheos hatte als auf das Hyporheos, und dass zweitens das Hyporheon in den untersuchten Bächen nicht in dem Maß die Rolle eines Strömungsrefugiums hatte, wie es von anderen Autoren postuliert wurde. Die meisten Korrelationskoeffizienten waren $r_s < 0.5$. Ihre zeitlichen, räumlichen und taxonomischen Muster waren nicht einheitlich. Daraus lässt sich schließen, dass der abiotische Faktor Abfluss keinen überragenden Einfluss auf die untersuchten Populationen gehabt haben dürfte, und dass das untersuchte Hyporheon eine höchstens geringe Refugialfunktion für die Fauna gehabt haben dürfte. Die beiden Hypothesen können also nicht bestätigt werden.

4 Diskussion

Hat der Klimawandel über den Faktor Abfluss einen Einfluss auf aquatische Lebensgemeinschaften? Wird das Abfluss-Regime durch den Klimawandel zum wichtigsten abiotischen Stressor in Fließgewässern werden, wichtiger als Abwässer, Nährstoffbelastung, wasserbauliche Maßnahmen oder Gewässerversauerung?

- Ja: wenn Bachoberläufe zum ersten Mal seit langem wegen des Klimawandels austrocknen.
- Sehr wahrscheinlich nein: in den untersuchten Harzbächen, außer bei gehäuften Auftreten von Jahrtausend-Hochwasser. Andere abiotische Faktoren, z.B. Gewässerversauerung oder Korngrößenverteilung, hatten einen engeren statistischen Zusammenhang mit den Besiedlungsdichten als der Faktor Abfluss (WULFHORST 2004).
- Möglicherweise Ja: in Fließgewässern mit bisher gut vorhersagbarem und regelmäßigem Abfluss-Regime.

Die Übertragbarkeit und Allgemeingültigkeit der hier vorgestellten Ergebnisse wird eingeschränkt:

- Die beiden Harzbäche haben bereits natürlich ein Abfluss-Regime mit geringer Vorhersagbarkeit und sehr hoher Unregelmäßigkeit.
- Es können nur solche Arten im Bach leben, die an solch ein Regime angepasst sind. Das Abfluss-Regime kann (natürlicherweise) stark von Jahr zu Jahr schwanken, siehe Tab. 2.

In der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt (BMU 2007) hat der Autor keinen Hinweis auf die mögliche Veränderung des Abfluss-Regimes durch den Klimawandels gefunden. Es ist dringend nötig, dass in der Forschung und Diskussion über Klimafolgen nicht nur der Wassertemperatur und ihrer Wirkung auf den Stoffhaushalt, sondern auch dem Abfluss-Regime von Fließgewässern und dessen ökologischen Einfluss große Aufmerksamkeit geschenkt wird, und zwar insbesondere unter den Aspekten räumlicher und zeitlicher Variabilität. Die Tatsache, dass GRIMM (1968) in europäischen Flüssen 55 Typen des Abfluss-Regimes unterschied, gebietet eine Regionalisierung. Diese Fragen sollten im Rahmen von Langzeituntersuchungen geklärt werden.

5 Literatur

- BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hrsg.) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt, vom Bundeskabinett am 7. November 2007 beschlossen. 2. Aufl. -Berlin (Eigenverlag)
- COLWELL, R.K. (1974): Predictability, constancy, and contingency of periodic phenoma. -- Ecology (Durham) 55: 1148--1153
- GRIMM, F. (1968): Das Abflußverhalten in Europa -- Typen und regionale Gliederung. - Wissenschaftliche Veröffentlichungen des Deutschen Instituts für Länderkunde, Neue Folge 25/26 (0): 18-180
- UHDEN, O. (1972): Gebirgshochmoore und Wasserwirtschaft am Beispiel des Brockenfeldmoores im Oberharz. – Hannover. (Schriftenreihe des Kuratoriums für Kulturbauwesen)
- WULFHORST, J. (2004): Einfluß der Gewässerversauerung auf Hyporheos und Bryorheos: Untersuchungen an zwei Waldbächen im Westharz. - Kassel (Gesamthochschule Kassel, Universität des Landes Hessen, Fachbereich 19--Biologie / Chemie), (Dissertation) XXXIV + 1189 S.
<http://kobra.bibliothek.uni-kassel.de/handle/urn:nbn:de:hebis:34-2008081223227>

Diese Arbeit wurde mit finanzieller Unterstützung des Bundesministeriums für Forschung und Technologie (Förderkennzeichen 0339869B), des Fachgebiets Technische Chemie an der Gesamthochschule Kassel und des Evangelischen Studienwerks durchgeführt. Nur der Autor ist für den Inhalt dieser Veröffentlichung verantwortlich.

Molekularbiologische Untersuchungen zur Invasion aquatischer Neozoen

CORNELIA MORAWETZ

1 Einleitung

Die Biodiversität der mitteleuropäischen Binnengewässer wurde in den letzten Jahren durch die Einwanderung aquatischer Neozoen stark beeinflusst. Ein bekanntes Beispiel dafür ist die Invasion von *Dikergammarus villosus* im Bodensee. Molekularbiologische Untersuchungen zeigten, dass die ersten Tiere vermutlich aus dem Rhein stammten (KOPF & MORAWETZ, 2008).

Eine in Deutschland seltene aquatische Art ist die Donaukahnschnecke (*Theodoxus danubialis*). Sie wurde im Jahr 1828 von Pfeiffer beschrieben und ist in freifließenden Bereichen der Donau zu finden. Bunje wies *T. danubialis* in Italien, Österreich und Ungarn nach (BUNJE 2007).

Die Gemeine Kahnschnecke (*Theodoxus fluviatilis*) dagegen kommt im gesamten Gebiet des ehemaligen Tethys-Meeres vor, vom Westen (Spanien) bis Osten (Griechenland, Türkei), in Nord-Süd-Ausdehnung von Italien bis Schweden und Norwegen (BUNJE & LINDBERG, 2007). In Bayern war sie bisher nur in einem abgegrenzten Gebiet der Fränkischen Saale bekannt (BRAUCKMANN; 2005). 2001 gab es Erstfunde in der Donau, die in Niederösterreich beschrieben wurden. Ab 2006 gab es Funde von *T. fluviatilis* auch in der bayerischen Donau bei Windorf und bei Regensburg. Die Frage stellte sich, woher diese Tiere stammen, können sie bayerischen Fundorten zugeordnet werden? Das Problem dabei ist, dass *T. fluviatilis* in Europa eine sehr heterogene Population ist (BUNJE, 2007). Die Tiere gleichen sich äußerlich und sind aufgrund phänotypischer Merkmale nicht bestimmten Regionen zuzuordnen. Daher werden molekularbiologische Methoden zur Charakterisierung eingesetzt, die einen genaueren Vergleich zulassen. Für diese Methoden eignen sich besonders die Gene der Mitochondrien, da dieses Organell in hoher Kopienzahl in der Zelle vorliegt. Außerdem werden Mitochondrien über die mütterliche Eizelle vererbt, sie haben ein einheitliches Genom. Dagegen enthält der Zellkern die Eigenschaften von Vater und Mutter, die meisten Sequenzen sind heterogen und für eine Abstammungsanalyse nicht geeignet.

Das Bayerische Landesamt für Umwelt (LfU) untersucht zusammen mit der Wasserwirtschaftsverwaltung die Invasion und Ausbreitung der Gemeinen Kahnschnecke in der Donau. An verschiedenen Stellen wurden Schnecken gesammelt, in 70 % Ethanol konserviert und ins Labor des LfU transportiert.

2 Material und Methoden

Jedes Tier wurde einzeln bearbeitet. Dazu wurde das Schneckenhaus zerkleinert, die DNS mit dem DNA-Tissue Kit der Firma Qiagen extrahiert und anschließend mit dem Wizard®Plus-System von Promega gereinigt. Ein definierter Abschnitt der mitochondrialen Cytochrom-Oxidase wurde mittels Polymerase-Kettenreaktion (polymerase chain reaction, PCR) vervielfältigt. Folgende Primer begrenzen die gesuchte Region von 600 bp: Primer 1 (5'-AACTGCTCATGCTTTTGTAAATAATTT-3') und Primer 2 (5'-CGAGGAAATGCCATATCAGG-3') (BUNJE 2007). In einem Gesamtvolumen von 30 µl wurden 1 µl DNS-Extrakt, 1 Unit Taq-Polymerase, 3 nmol dNTP, 3 µl Pufferkonzentrat und je 50 pmol der beiden Primer gemischt. Die Parameter der PCR waren: 10 min bei 95°C, danach 40 Zyklen mit je 60 sec 95°C, 60 sec 54°C, 60 sec 72°C, anschließend 5 min 72°C. Ein Aliquot wurde dann im Agarosegel aufge-

trennt, um den Erfolg zu begutachten. War die Reaktion gut verlaufen, wurden die Einzelnukleotide (dNTP) mit dem PCR-Purification-Kit QIAquick® entfernt und die Amplifikate extern sequenziert (Eurofins-MWG).

Die Sequenzdaten wurden mit ClustalW® (<http://www.clustal.org>) verglichen. Die so erhaltenen Ähnlichkeiten können durch das Programm Phylodraw® (<http://pearl.cs.pusan.ac.kr/phylo draw/>) grafisch dargestellt werden.

3 Ergebnisse

Es wurden von sechs verschiedenen Orten 154 Tiere an das Labor des LfU geschickt (Tab 1).

Tab. 1: Probenorte und Anzahl der Exemplare von *T. fluviatilis*

Stadt	Gewässer (Land)	Anzahl	Sequenzen
Gmünden	Fränkische Saale (BRD)	19	10
Göd	Donau (Ungarn)	45	19
Mainz	Rhein (BRD)	25	22
Randersacker	Main (BRD)	19	6
Regensburg	Nordarm der Donau (BRD)	26	26
Trier	Kyll (BRD)	11	11
Windorf	Donau (BRD)	9	9

Die Proben kamen als Sammelproben, sodass bei hoher Stückzahl in geringem Volumen das Ethanol zu stark verdünnt wurde. Das hatte eine Zersetzung der Tiere mit Abbau der DNS zu Folge, wir konnten nicht aus allen Tieren brauchbares Erbmaterial extrahieren. Insgesamt konnten Sequenzen von 102 Tieren erstellt werden (Tab 1). Bei der Analyse durch ClustalW® wurden die Einstellungen des Programms der Version 2.0.11 übernommen. Eine Ähnlichkeit von 100 % bedeutet, dass alle Basen in derselben Reihenfolge in beiden Sequenzen vorhanden sind.

Da ClustalW® jede Sequenz mit jeder anderen vergleicht, ergibt sich bei 102 Sequenzen ein Datensatz von $(n+1) * n * 0.5 = 5253$ Daten (Gaußsche Summenformel). Das ist ohne Hilfe weiterer Programme nicht auszuwerten. Ein Beispiel für den Vergleich von 10 Proben aus Regensburg ergab eine Übereinstimmung von 4 % bis 99 % (Tab. 2).

Man kann die wahrscheinlichste Abstammung einer Probe aus den Zahlen errechnen (Tab. 3). Damit ergibt sich eine Übereinstimmung der Regensburger Proben mit Tieren folgender Vergleichsorte: 18/26 passen zu Tieren von Trier, 7/26 haben die größte Ähnlichkeit mit Tieren von Randersacker, 1/26 der Regensburger Proben stimmen am meisten mit einer Probe von Göd überein, allerdings beträgt diese Übereinstimmung nur 45 %. Von den Proben aus der Gegend um Windorf zeigen 6/9 Tieren eine Ähnlichkeit mit Vergleichproben von Randersacker, 2/9 ähneln Tieren von Trier und 1/9 zeigt große Homologie zu einer Probe von Mainz.

Tab. 2: Ähnlichkeiten einiger Sequenzen aus dem Nordarm der Donau bei Regensburg

SeqA	SeqB	Score
0703801	0703802	4
0703801	0703803	6
0703801	0703804	4
0703801	0703805	4
0703801	0703806	4
0703801	0703807	4
0703801	0703808	4
0703801	0703809	5
0703801	0703810	9
0703802	0703803	33
0703802	0703804	58
0703802	0703805	55
0703802	0703806	58
0703802	0703807	60
0703802	0703808	54
0703802	0703809	77
0703802	0703810	55
0703803	0703804	69
0703803	0703805	69
0703803	0703806	70
0703803	0703807	22
0703803	0703808	69
0703803	0703809	17
0703803	0703810	69
0703804	0703805	99
0703804	0703806	99
0703804	0703807	41
0703804	0703808	98
0703804	0703809	48
0703804	0703810	98
0703805	0703806	98
0703805	0703807	41
0703805	0703808	99
0703805	0703809	48
0703805	0703810	98
0703806	0703807	40
0703806	0703808	98
0703806	0703809	48
0703806	0703810	97
0703807	0703808	41
0703807	0703809	46
0703807	0703810	41
0703808	0703809	48
0703808	0703810	98
0703809	0703810	49

SeqA, SeqB: Interne Probennummer;
Score: Prozentuale Ähnlichkeit

Tab. 3: Größte Übereinstimmung der Sequenzen von den Neufunden aus der Donau

Probe aus der Donau	Vergleichsprobe	% maximale Übereinstimmung
R01	GdH18	45
R02	Ky01	58
R03	Ky06	64
R04	Ky01	93
R05	Ky01	93
R06	Ky01	93
R07	MRa10	52
R08	Ky01	93
R09	Ky08	56
R10	Ky01	94
R11	MRa10	91
R12	Ky01	94
R13	MRa10	88
R14	Ky01	94
R15	MRa10	60
R16	Ky01	93
R17	Ky01	93
R18	Ky01	94
R19	Ky08	59
R20	Ky01	59
R21	MRa10	91
R22	MRa09	48
R23	MRa10	64
R24	Ky01	94
R25	Ky01	94
R26	Ky01	93
Wi01	MRa10	90
Wi02	MRa10	69
Wi03	Mz12	60
Wi04	MRa10	90
Wi05	MRa10	91
Wi06	MRa10	91
Wi07	Ky01	79
Wi08	Ky08	66
Wi09	MRa10	91

Abkürzungen: R: Regensburg; Wi: Windorf;
GdH: Göd; Ky: Trier; MRa: Randersacker

PhyloDraw® setzt diese Daten in ein zweidimensionales Muster um, wobei von einem Mittelpunkt, der den (fiktiven) phylogenetischen Ursprung symbolisiert, die einzelnen Individuen anhand ihrer Verwandtschaft zueinander dargestellt werden. Je näher sich zwei Proben entlang der (orangefarbenen) Linie sind, umso enger ist die Ähnlichkeit ihrer Gensequenz, also kann eine nahe Verwandtschaft angenommen werden. Die grafische Darstellung der Ähnlichkeiten im Gen für die Untereinheit 1 der mitochondrialen Cytochrom-Oxidase (Abb. 1) zeigt vier „Äste“, Hauptbereiche von Verwandtschaft. Links unten ist der Großteil der Proben aus der Donau bei Regensburg zu finden, des Weiteren Sequenzen der Proben von Fränkischer Saale und Kyll (4/11). Im oberen Teil, nach links sortiert, findet man einige Proben aus Regensburg und viele Proben von Göd. Im oberen mittleren Teil der Abbildung liegen zwei Proben von Regensburg und der Großteil der Proben von Mainz. Im rechten „Ast“ sind Proben von allen sechs Probenahmestellen zu finden. Dabei zeigt sich, dass die größte Ähnlichkeit von Vergleichstieren nicht immer mit dem Gesamtbild der jeweiligen Gruppe übereinstimmt, wenn man die Ähnlichkeit der Proben von Regensburg bzw. Windorf untereinander mit einbezieht.

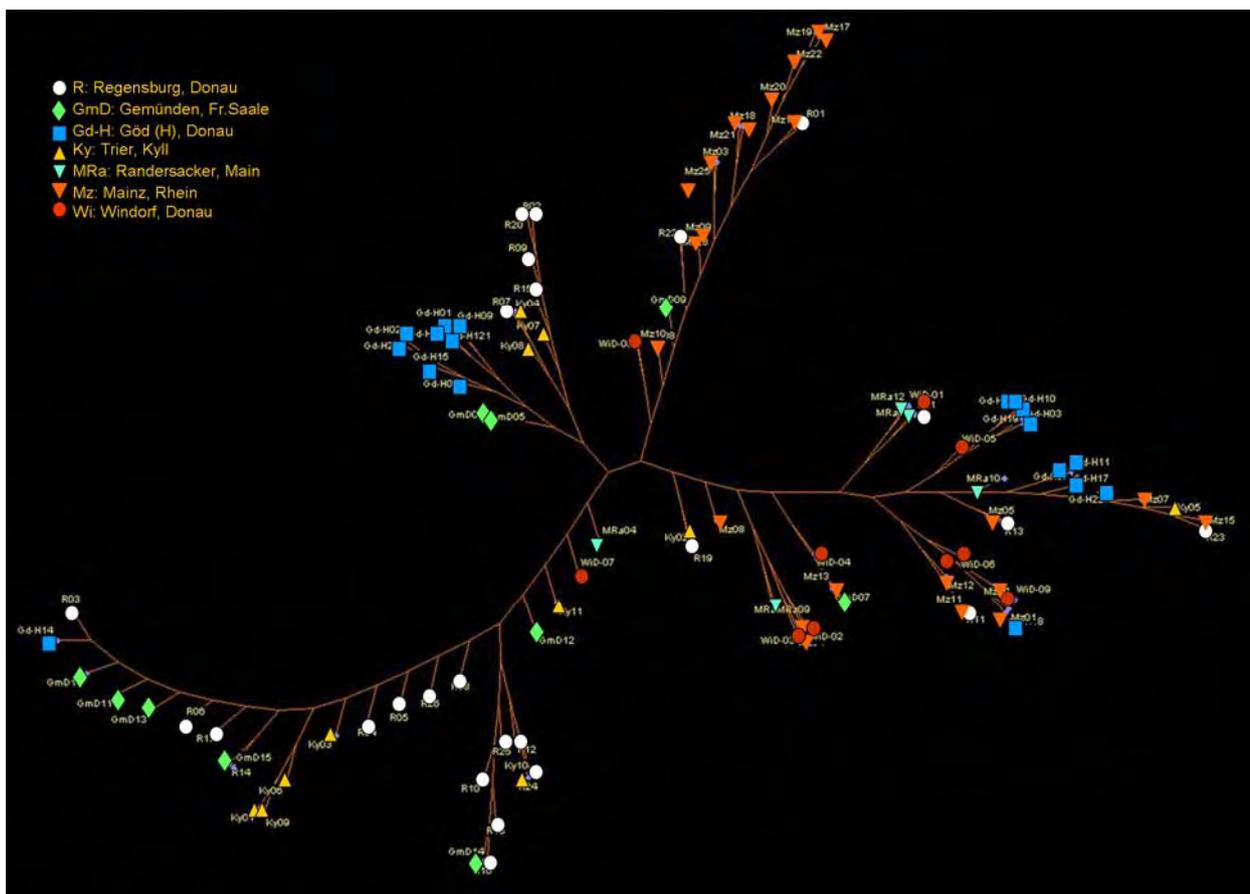


Abb. 1: Übereinstimmung von DNS-Sequenzen der Probestiere als zweidimensionale Darstellung.. Zur Erklärung der Abkürzungen und Zeichen siehe Legende in der Abbildung

4 Diskussion

Für die Donau bei Regensburg wird aufgrund der bisherigen Ergebnisse eine mehrfache Besiedelung sowohl flussabwärts über den Main-Donaukanal als auch flussaufwärts aus dem Bereich der unteren Donau angenommen. Schultz nehmen eine Eintragung von *T. fluviatilis* durch Ballastwasser von Schiffen an

(SCHULTZ & SCHULTZ, 2001). Ob mit Zunahme dieser fremden Art die Population der Donaukahnschnecke in Bayern zurückgehen wird, bleibt abzuwarten.

5 Zusammenfassung

Das Bayerische Landesamt für Umwelt untersucht zusammen mit der Wasserwirtschafts-verwaltung die Invasion und Ausbreitung der Gemeinen Kahnschnecke in der Donau. indem wir Erbmaterial von verschiedenen Fundorten mit dem von Donau-Fundtieren vergleichen. Dazu wird nach DNS-Extraktion ein Abschnitt der mitochondrialen Cytochrom-Oxidase mittels Polymerase-Kettenreaktion (PCR) vermehrt und die Gensequenzen der einzelnen Individuen einer Ähnlichkeitsanalyse unterzogen. Für die Donau bei Regensburg wird aufgrund der bisherigen Ergebnisse eine mehrfache Besiedelung sowohl flussabwärts über den Main-Donaukanal als auch flussaufwärts aus dem Bereich der unteren Donau angenommen.

Die vorliegenden Daten zeigen, dass der vermehrte Ausbau von Binnengewässern und die Vernetzung von bisher getrennten Ökosystemen zusammen mit einer Zunahme menschlicher Aktivitäten wie z. B. Wassersport, Schiffsverkehr die Invasion von aquatischen Neobiota begünstigt.

6 Literatur

- BRAUKMANN, U. et al. (2005): Ökologie und regionale Entwicklung der bayerischen Donau und ihrer Aue. Berichte im Rahmen der Kompakt- und Exkursionswoche des Fachbereiches 06 und 11, SS 2005. – Kassel (Universität Kassel)
- BUNJE, P. M. (2007): Phylographyy of a Danube Snail. - Biological Journal of the Linnean Society 90:, 603–617.
- BUNJE, P.M. & LINDBERG, D.R. (2007): Lineage divergence of a freshwater snail clade associated with post-Tethys marine basin development.
- KOPF, W.; & MORAWETZ, C. (2008): Invasive Aquatic Species. - 37th IAD Conference, Chisinau, Moldova
- SCHULTZ; H. & SCHULTZ; O. (2001): Erstnachweis der Gemeinen Kahnschnecke, *Theodoxus fluviatilis* (LINNAEUS,1758) in Österreich (Gastropoda: Neritidae). - Ann. Naturhist. Mus. Wien (103B): 231 - 241

Steigende Wassertemperaturen fördern die Konkurrenzfähigkeit von Neocyanobakterien in norddeutschen Gewässern

GRIT MEHNERT^{1,2}, FRANZISKA LEUNERT¹, SAMUEL CIRÉS^{1,3}, KLAUS JÖHNK¹ & CLAUDIA WIEDNER¹

Schlagwörter: Cyanobakterien; invasive Arten; Konkurrenz; Klimawandel

Verbreitungsgrenzen verschieben sich im Zuge klimatischer Veränderungen

Der Klimawandel bietet Organismen weltweit die Möglichkeit sich polwärts auszubreiten und neue Habitate zu besiedeln. Gebietsfremde Arten sind von generellem ökologischem Interesse, da sie die Organismengemeinschaften und ökologische Prozesse verändern können. Zahlreiche Beispiele zur Ausbreitung und Invasion von höheren Organismen des Tier- und Pflanzenreiches sind bereits bekannt. Das Wissen über die Veränderung der Gemeinschaft von Mikroorganismen und ihre ökologischen Folgen ist dagegen gering. Aufgrund ihrer geringen Größe ist eine Bestimmung anhand ihrer Morphologie oft nicht eindeutig möglich oder sie werden ganz einfach übersehen. So wurden erst kürzlich tropische Cyanobakterien in norddeutschen Gewässern entdeckt. Cyanobakterien, ursprünglich als Blaualgen bezeichnet, gehören zu den ältesten Organismen auf unserem Planeten. Sie sind systematisch den Bakterien (Prokaryoten) und nicht den Algen (Eukaryoten) zuzuordnen und zeichnen sich durch die Fähigkeit zur Photosynthese aus.

Wer sind die Neocyanobakterien?

In norddeutschen Gewässern wurden in den vergangenen Jahren erstmals drei neue Cyanobakterienarten nachgewiesen: *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Anabaena bergii* und *Aphanizomenon aphanizomenoides* (STÜKEN 2006). Die drei Neocyanobakterien gehören zur Ordnung der Nostocales. Nostocales sind zur Bildung von zwei spezialisierten Zelltypen befähigt: (i) Heterocyten, mit deren Hilfe sie atmosphärischen Stickstoff fixieren können und somit unabhängig von dem im Wasser gelösten Stickstoff sind und (ii) Akineten zur Überdauerung ungünstiger Umweltbedingungen, wie den Wintermonaten der gemäßigten Breiten (Abb. 1). Bisher ist nur für *C. raciborskii* die weltweite Ausbreitung von tropischen und subtropischen in gemäßigte Klimaregionen dokumentiert (PADISÁK 1997). Die besondere Aufmerksamkeit für dieses Cyanobakterium ist neben seiner raschen weltweiten Ausbreitung auch in seiner Fähigkeit zur Produktion des Hepatotoxins Cylindrospermopsin begründet, welches 1979 zur Erkrankung (Hepatoenteritis) einer mit verunreinigtem Trinkwasser versorgten Bevölkerungsgruppe auf Palm Island (Australien) führte.

Im Rahmen einer Laborstudie sollte die Frage geklärt werden, wie wachsen diese Neocyanobakterien im Vergleich zu einheimischen Cyanobakterien in Abhängigkeit der beiden Schlüsselfaktoren Licht und Temperatur und welche Aussagen lassen sich aus den gewonnenen Daten zu der weiteren Entwicklung der Neocyanobakterien in unseren Gewässern ableiten. Exemplarisch sollen an dieser Stelle die Ergebnisse

¹ Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung Limnologie Geschichteter Seen, Alte Fischerhütte 2, D-16775 Stechlin

² Korrespondierender Autor, E-mail: g.mehnert@igb-berlin.de

³ Departamento de Biología, C/Darwin, 2, Universidad Autónoma de Madrid, 28049 Madrid, Spain

für das Neocyanobakterium *Cylindrospermopsis raciborskii* und die einheimische nostocale Art *Aphanizomenon gracile* dargestellt werden (Abb. 1). *Aphanizomenon gracile* kommt häufig in nährstoffreichen (eutrophen) Flachseen mit einem hohen Biovolumenanteil vor (RÜCKER 2007). Dort ist es unter den Nostocales Hauptkonkurrent der Neocyanobakterien, welche in Norddeutschland ebenfalls vorwiegend in Flachseen auftreten (STÜKEN 2006). Um einschätzen zu können, ob mit der Ausbreitung weiterer neuer Arten in unsere Gewässer zu rechnen ist, wurde das potentiell invasive Cyanobakterium *Aphanizomenon ovalisporum*, welches bisher in Europa nur im Mittelmeerraum vorkommt, in die Studie integriert (Abb. 1). *Aphanizomenon ovalisporum* gehört ebenfalls zur Ordnung der Nostocales.

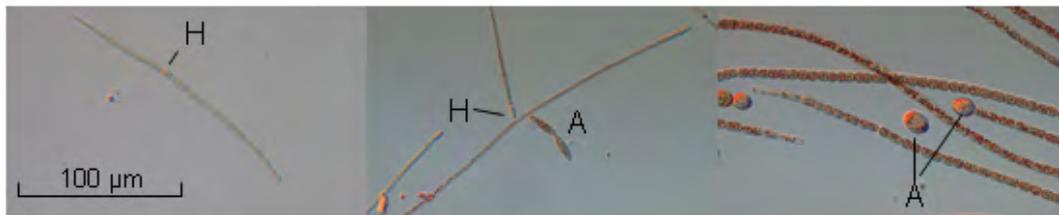


Abb. 1: Filamente (Zellfäden) von *Aphanizomenon gracile* (links), *Cylindrospermopsis raciborskii* (mitte) und *Aphanizomenon ovalisporum* (rechts); gekennzeichnet sind Akineten (A) und Heterocyten (H).

Für die Wachstumsstudien wurden Kulturstämme von *C. raciborskii* und *A. gracile* aus Gewässern der Region Berlin-Brandenburg sowie ein Kulturstamm von *A. ovalisporum* aus einem Teich in Madrid (Spanien) verwendet. Die Wachstumsexperimente wurden nach dem semi-kontinuierlichen Kulturverfahren durchgeführt, bei dem die Kulturen jeden 2. Tag mit frischem Nährmedium verdünnt werden und die Wachstumsrate aus der Änderung der Biomasse zwischen den Verdünnungen errechnet wird (KOHL & NICKLISCH 1988). Die spezifische Wachstumsrate μ [d⁻¹] wurde für Temperaturen zwischen 10 und 35°C (40°C) bei einer Lichtintensität von 80 $\mu\text{mol Photonen m}^{-2}\text{s}^{-1}$ sowie für Lichtintensitäten zwischen 20 und 300 $\mu\text{mol Photonen m}^{-2}\text{s}^{-1}$ bei 15 und 20°C ermittelt.

Wer mag es kalt, wer mag es warm?

Die Ergebnisse der Studie zeigen eindeutig, dass die drei Arten unterschiedlich an ihre Umgebungstemperatur angepasst sind. Bei niedrigen Temperaturen hat das einheimische Cyanobakterium *A. gracile* einen Konkurrenzvorteil gegenüber den beiden anderen Arten. Es wächst bei 10°C mit einer Rate von 0,15 d⁻¹, während es dem Neocyanobakterium *C. raciborskii* und dem potentiellen Invasor *A. ovalisporum* nicht möglich ist zu wachsen (Abb. 2A). Oberhalb von 20°C übersteigen die Wachstumsraten des Neocyanobakteriums und oberhalb von 27°C die Wachstumsraten des potentiellen Invasors die Wachstumskurve der einheimischen Art. Bei 35°C weist *A. gracile* kein Wachstum mehr auf, während *C. raciborskii* und *A. ovalisporum* mit Raten von 0,1 d⁻¹ beziehungsweise 0,34 d⁻¹ wachsen. Die Temperaturoptima aller untersuchten Cyanobakterien liegen über der durchschnittlichen Wassertemperatur ihrer Habitate zur Vegetationszeit. Somit würden sie alle von einem Anstieg der Wassertemperaturen profitieren und könnten höhere Biomassen erreichen. *Cylindrospermopsis raciborskii* und *A. ovalisporum* erreichen an ihrem jeweiligen Temperatur-optimum höhere Wachstumsraten als *A. gracile*. Ihre Populationsentwicklung würde daher durch einen Temperaturanstieg stärker begünstigt werden als die der einheimischen Art.

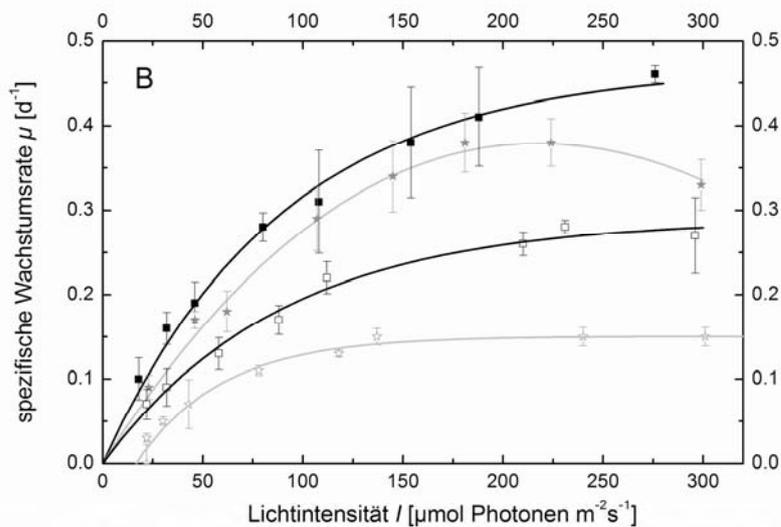
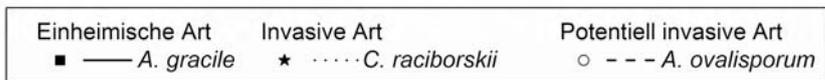
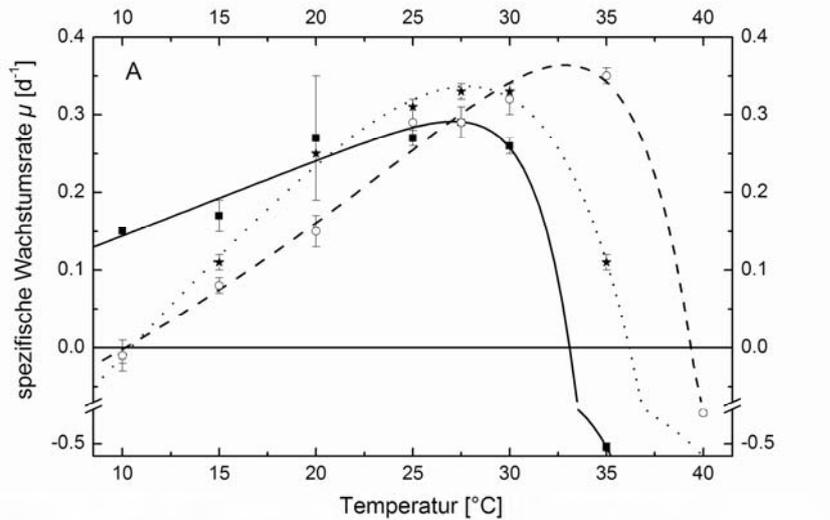
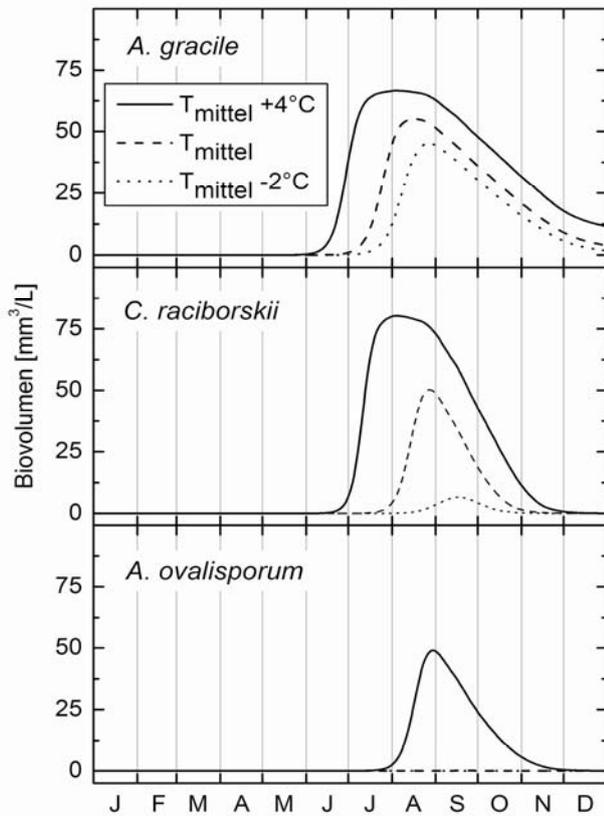


Abb. 2: (A) Temperatur-abhängiges Wachstum einer einheimischen, invasiven und potentiell invasiven Art bei einer Lichtintensität von $80 \mu\text{mol Photonen m}^{-2}\text{s}^{-1}$. (B) Licht-abhängiges Wachstum einer einheimischen und invasiven Art bei 15 und 20°C .

Die Ergebnisse des Licht-abhängigen Wachstums, die für *C. raciborskii* und *A. gracile* ermittelt wurden, zeigen, dass *A. gracile* bei 15°C über den gesamten Lichtbereich höhere Wachstumsraten aufweist als *C. raciborskii*, während sich die Wachstumsraten der beiden Arten bei 20°C nur gering voneinander unterscheiden (Abb. 2B). Die Form der Licht-abhängigen Wachstumskurven, welche durch Parameter wie Kurvenanstieg im Schwachlichtbereich und Lichtintensität bei einsetzender Lichtsättigung charakterisiert ist, unterscheidet sich dagegen zwischen den beiden Arten. Das bedeutet, dass die Unterschiede in den

Wachstumsraten der einheimischen und der invasiven Art aus ihrem unterschiedlichen Temperatur-abhängigen Wachstum resultieren. Licht hat folglich einen geringeren Einfluss als Temperatur auf die Konkurrenz zwischen dem Neocyanobakterium und der einheimischen Art.

Basierend auf den Ergebnissen des Temperatur-abhängigen Wachstums haben wir die saisonale Populationsdynamik der drei Cyanobakterien für drei



Klimaszenarien (früher, heute, zukünftig) mit Hilfe eines einfachen mathematischen Modells simuliert (Abb. 3). Es wird deutlich, dass eine Artverschiebung von *A. gracile* bei niedrigeren (-2°C) Temperaturen hin zu *C. raciborskii* bei derzeitigen Temperaturen bis zur Etablierung neuer Arten für zukünftige ($+4^{\circ}\text{C}$) Temperaturszenarien zu erwarten ist. *Cylindrospermopsis raciborskii* erhält mit steigenden Temperaturen einen Konkurrenzvorteil gegenüber *A. gracile*. *Aphanizomenon ovalisporum* fehlt in dem historischen Szenario, ist kaum in dem aktuellen Szenario detektierbar, nimmt jedoch im Zuge des Klimawandels massiv zu. Die Vegetationszeit aller drei Arten verlängert sich mit dem Anstieg der Temperatur, wodurch eine Zunahme ihrer Konzentration im Gewässer zu erwarten ist.

Abb. 3: Simulation der saisonalen Dynamik einer einheimischen, invasiven und potentiell invasiven Art für drei Temperaturszenarien (-2°C , aktueller mittlerer jahreszeitlicher Temperaturverlauf eines Flachsees, $+4^{\circ}\text{C}$).

Basierend auf unseren Ergebnissen lässt sich sagen, dass der Anstieg der Wassertemperaturen in den letzten Jahrzehnten die Etablierung von aus den Tropen und Subtropen bekannten Cyanobakterienarten begünstigt hat. Ein weiterer Anstieg der Wassertemperaturen fördert das Wachstum aller untersuchten nostocalen Cyanobakterienarten, ermöglicht es aber besonders den Neocyanobakterien hohe Biovolumina zu entwickeln. Die von der ICPV vorhergesagte Erwärmung um 4°C (IPCC 2007, Szenario A1F1) bis Ende dieses Jahrhunderts würde zudem die Ausbreitung und Etablierung neuer Arten in hiesige Gewässer ermöglichen.

Welche Konsequenzen sind durch die Ausbreitung (sub) tropischer Cyanobakterien zu erwarten?

Allgemein lässt sich sagen, dass sich die Biodiversität durch die Etablierung der Neocyanobakterien zunächst um drei Arten erhöht hat.

Die ökologischen Folgen, die sich aus der Ausbreitung der Neocyanobakterien ergeben, sind jedoch schwer einzuschätzen. Basierend auf dem jetzigen Ergebnisstand kann vorerst nur abgeleitet werden, dass sich sehr wahrscheinlich der Anteil der Neocyanobakterien in norddeutschen Gewässern im Zuge des

Klimawandels erhöhen wird. Ob das zur Verdrängung einheimischer Cyanobakterien führt oder ob die Neocyanobakterien innerhalb der derzeitigen Cyanobakteriengemeinschaft co-existieren können, kann zum jetzigen Zeitpunkt nicht beantwortet werden. Es ist ein Beispiel aus der Literatur bekannt, in dem mit dem Eintrag hoher Phosphorkonzentrationen zwischen 1960 und 1970 in den Balaton (Ungarn) die bis dahin häufig vorkommende Art *A. gracile* verschwand und neue Arten wie *C. raciborskii* und *A. aphanizomenoides* erstmalig auftraten. In den darauffolgenden Jahren kam es in besonders warmen Spätsommern zur Massenentwicklung von *C. raciborskii*. Seit Mitte 1980 wurde mit der Re-Eutrophierung des Sees begonnen. Daraufhin konnte erstmals nach fast 40 Jahren *A. gracile* wieder im Balaton nachgewiesen werden (PADISÁK & REYNOLDS 1998). Seitdem koexistieren die beiden Arten im Balaton.

Eine durch den Klimawandel geförderte Entwicklung der Nostocales könnte zu einer erhöhten Konzentration der von ihnen produzierten Toxine in unseren Gewässern führen. Von Nostocales produzierte Toxine sind das Hepatotoxin Cylindrospermopsin (CYN) und Neurotoxine, wie Anatoxin und Saxitoxin. Im Fall von CYN konnte bereits gezeigt werden, dass dieses Toxin in Gewässern der Region Berlin-Brandenburg weit verbreitet ist, allerdings in geringen Konzentrationen. Die höchste Konzentration bei einer 2005 durchgeführten Studie lag bei 12 µg/L (1 µg/L gilt als Grenzwert für Trinkwasser in Australien) und nur 18 der 115 Proben enthielten mehr als 1 µg/L (RÜCKER 2007). Überraschend war, dass in keinem isolierten *C. raciborskii* Stamm das Toxin nachgewiesen werden konnte (FASTNER 2003). Dagegen wurde die einheimische Art *Aphanizomenon flos-aquae* als CYN-Produzent identifiziert (PREUBEL 2006). Cylindrospermopsin kommt auch in anderen europäischen Gewässern vor. Auch in diesen wurde bislang kein CYN produzierender *C. raciborskii* Stamm gefunden. Sollte sich allerdings *A. ovalisporum* in unsere Gewässer ausbreiten, ist mit einem Anstieg der CYN Konzentrationen zu rechnen. Da sich bisher jeder isolierte *A. ovalisporum* Stamm als Produzent erwies (QUESADA 2006). Obwohl die in Deutschland isolierten *C. raciborskii* Stämme kein CYN enthalten, zeigen sich einige als toxisch im Test mit Leberzellen (FASTNER 2003). Die von ihnen produzierte unbekannte toxische Substanz, stellt ein bisher nicht abschätzbares Risiko für Mensch und Wasserorganismen dar.

Maßnahmen zum Gewässermanagement basieren auf Kenntnissen über die Organismengemeinschaft sowie der Funktionsweise der Gewässerökosysteme. Die Frage, nach der weiteren Entwicklung der Neocyanobakterien in unseren Gewässern und ihr Einfluss auf die einheimische Biodiversität kann nur durch umfassende weiterführende Labor- und Freilandstudien geklärt werden.

Danksagung

Wir möchten Monika Degebrot, Marén Lentz und Andrea Launhardt für die Unterstützung bei den Laborexperimenten sowie Karina Preußel für die Stammisolation danken. Diese Studie wurde finanziert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (Förderkennzeichen 0330792A) und das Kompetenzzentrum Wasser Berlin mit finanzieller Unterstützung der Berliner Wasserbetriebe und Veolia Water.

Literatur

FASTNER J. et al. (2003): Cylindrospermopsin occurrence in two German lakes and preliminary assessment of toxicity and toxin production of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) isolates. - *Toxicon* 42: 313-321

- IPCC (2007): Summary for Policymakers. - In: SOLOMON, S.D. et al. (eds.): Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change *Cambridge* (Cambridge University Press)
- KOHL, J.G. & NICKLISCH, A. (1988): Ökophysiologie der Algen. – Berlin (Akademie-Verlag)
- PADISÁK, J. (1997): *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolozynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. - Archiv für Hydrobiologie Suppl. 107: 563-593.
- PADISÁK, J., & REYNOLDS, C.S. (1998): Selection of phytoplankton associations in Lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to the cyanoprokaryotes. - Hydrobiologia 384: 41-53.
- PREUBEL, K. et al. (2006): First report on cylindrospermopsin producing *Aphanizomenon flos-aquae* (Cyanobacteria) isolated from two German lakes. - Toxicon 47: 156-162.
- QUESADA, A. et al. (2006): Toxicity of *Aphanizomenon ovalisporum* (Cyanobacteria) in a Spanish water reservoir. - European Journal of Phycology 41: 39-45.
- RÜCKER, J. et al. (2007): Concentrations of particulate and dissolved cylindrospermopsin in 21 *Aphanizomenon*-dominated temperate lakes. - Toxicon 50: 800-809.
- STÜKEN, A., et al. (2006): Distribution of three alien cyanobacterial species (Nostocales) in northeast Germany: *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Anabaena bergii* and *Aphanizomenon aphanizomenoides*. - Phycologia 45: 696-703.

Treffpunkt Biologische Vielfalt IX	2010	109-113	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	---------	--

Auswirkungen der invasiven Art *Heracleum mantegazzianum* (Riesenbärenklau) auf einheimische Pflanze-Bestäuber-Systeme

ULRICH ZUMKIER & MANFRED KRAEMER

Schlagwörter: Neophyten; Bestäubung; Heracleum sphondylium; Bestäubungseffizienz

1 Einleitung

Neben Klimaveränderung und veränderter Landnutzung gelten invasive gebietsfremde Arten als eine substantielle Bedrohung der Biodiversität, zumal invasive Organismen oft von beiden erstgenannten Faktoren gefördert werden. So ist es nicht verwunderlich, dass die Erforschung von Neophyten nicht nur einen Schwerpunkt der Pflanzenökologie bildet, sondern auch die Prävention, Kontrolle und Schadensminderung invasiver Ereignisse fester Bestandteil der CBD ist. Oftmals konnte gezeigt werden, dass invasive Pflanzenarten konkurrenzstärker als einheimische Pflanzen sind. Diese Erkenntnis bezieht sich aber fast ausschließlich auf die Konkurrenz von abiotischen Ressourcen, wie Licht, Nährstoffen oder Raum. Genauso wichtig jedoch ist die Konkurrenz um biotische Ressourcen, wie zum Beispiel bestäubende Insekten, zumal die meisten Blütenpflanzen auf Bestäubung für ihre Reproduktion angewiesen sind (BUCHMANN & NABHAN 1996). Negative Konkurrenzeffekte wirken sich oftmals direkt auf die Fitness der betroffenen Pflanzenart aus, da die Reproduktion direkt von mangelnder Bestäubung betroffen ist. Außerdem wirken diese Effekte, durch die Mobilität der bestäubenden Tiere, auf weite Distanzen. Dabei sind sowohl natürliche Habitate als auch Agrarsysteme gleichermaßen auf diese ökologische Dienstleistung angewiesen (ca. ein Drittel aller Nutzpflanzen werden durch Tiere bestäubt (PROCTOR et al. 1996)). Dadurch leisten die Erforschung und der Schutz von Pflanze-Bestäuber-Systemen einen wichtigen Beitrag zum Schutz der Biodiversität, zumal diese durch den starken Rückgang von Bestäubern akut gefährdet zu sein scheint (*Pollination Crisis*) (BIESMEIJER 2006). Um dieser Krise entgegenzuwirken, macht es sich die im Jahre 2000 im Rahmen der CBD gegründete *International Pollinator Initiative* zur Aufgabe den Erhalt der für die Natur und den Menschen essentiellen ökologischen Dienstleistung zu fördern.

Entscheidend bei der Konkurrenz um Bestäuber sind oft die Größe des Schauapparats, sowie die angebotene Ressourcenmenge (OHARA & HIGASHI 1994, CONNER & RUSH 1996, MITCHELL et al. 2004). Nicht einheimische Arten die dadurch attraktiver für bestäubende Insekten sind, können somit einen negativen Einfluss auf einheimische Pflanzen ausüben, so gezeigt in Experimenten mit invasiven *Lythrum* und *Impatiens* Spezies (LEVIN 1970, CHITTKA & SCHÜRKENS 2001, BROWN & MITCHELL 2001, BROWN et al. 2002). Des Weiteren konnte nachgewiesen werden, dass invasive *Impatiens* Arten zwar die Abundanz von Insektenarten erhöhen, jedoch die Qualität der Bestäubung sinkt (LOPEZARAIZA-MIKEL et al. 2007).

Ziel des Projektes ist es, mögliche Konkurrenz-Effekte der invasiven Pflanze *Heracleum mantegazzianum* auf die Bestäubung einheimischer Pflanzenarten zu untersuchen. *Heracleum mantegazzianum* ist eine monokarpe Pflanze, die bis zu 5 m groß werden kann und damit die größte krautige Pflanze Mitteleuropas (TILEY et al. 1996) ist. Die charakteristischen, großen, zusammengesetzten Dolden haben bis zu 80.000 Blüten (TILEY et al. 1996). Diese Pflanze ist invasiv in weiten Teilen Mitteleuropas und in Nordamerika. Problematisch ist, neben der Gefahr von Hautverbrennungen für Menschen, vor allem die Ausbildung von

Massenbeständen. Ähnlich in Morphologie und Blühphänologie ist die einheimische Art *Heracleum sphondylium*, die jedoch deutlich kleiner als der Neophyt ist.

2 Hypothesen

1. Die Bestäuberspektren der invasiven Art *H. mantegazzianum* und der einheimischen Art *H. sphondylium* überschneiden sich.
2. Dadurch das der Neophyt attraktiver für blütenbesuchende Insekten ist, kommt es zu einer Reduktion des Reproduktionserfolg der einheimischen Art

3 Material & Methoden

Um die Hypothese zu überprüfen, dass *H. mantegazzianum* einen Effekt auf die Bestäubung von *H. sphondylium* hat, wurden zunächst die Bestäuberspektren der beiden Arten ermittelt. Dazu wurden zwischen Anfang Juni und Anfang August 2008 Untersuchungen an Standorten im Großraum Bielefeld durchgeführt. Praktisch wurden Blütenstände der beiden Arten über einen Zeitraum von 10 min beobachtet und die besuchenden Insekten als Morphospezies klassifiziert und ihre Besuchsfrequenz notiert. Im Jahr der Untersuchungen überlagerte sich die Blühperiode der beiden Pflanzenarten nicht (was jedoch im Jahr zuvor und im Jahr danach der Fall war), so dass zunächst die Untersuchungen an *H. mantegazzianum* und dann an *H. sphondylium* durchgeführt wurden. Die Stichprobenanzahl betrug für beide Arten ca. 350 Beobachtungseinheiten.

Dadurch, dass diese Arten wenig spezialisierte Blüten aufweisen, die von einer Vielzahl von Insekten besucht werden, ist es wichtig Besucher von Bestäubern zu unterscheiden. Zwar lässt die einfache Struktur der Blüten zwar vermuten, dass alle besuchenden Insekten auch Bestäuber sind, Messungen der Bestäubungseffizienz bei Apiaceae ergaben jedoch, dass nur einige wenige Arten unter der Masse an Besucher effiziente Bestäuber sind (LINDSEY 1984, LINDSEY & BELL 1985, LAMBORN & OLLERTON 2000, ZYCH 2002, ZYCH 2007).

Neben Beobachtungen der Besuchsfrequenz wurde zusätzlich die Pollenladung der blütenbesuchenden Insekten, sowie Untersuchungen dazu ob männliche oder weibliche Blüten bevorzugt werden, angestellt. Da durch die Beschaffenheit der Blütenstände der beiden Pflanzen direkte Messungen der Bestäubungseffizienz nicht möglich waren, wurden die oben erwähnten Messungen dazu verwendet einen Index zu berechnen, um ein indirektes Maß der Bestäubungseffizienz zu erhalten.

4 Ergebnisse

Die Ergebnisse zeigen zunächst, dass *H. mantegazzianum* deutlich attraktiver als *H. sphondylium* ist. Dadurch das der Neophyt den deutlich größeren Schauapparat und damit verbunden die größere Ressourcenmenge aufweist, ist dieses Ergebnis einleuchtend. Interessant ist jedoch, dass die Artenzusammensetzung der beiden Besucherfaunen unterschiedlich ist. So wird *H. sphondylium* am meisten (ca. 85 % der Besucher) von Insekten der Ordnung Diptera (Zweiflügler, dazu gehören u. a. Fliegen, Schwebfliegen und Schmeißfliegen) besucht, gefolgt von Hymenoptera (dazu gehören u. a. Wespen und Bienen) (ca. 12 % der Besucher), sowie ein geringer Anteil an Coleoptera (Käfern, 2 %). Der Anteil von Hymenoptera und Diptera liegt bei etwa gleichen Teilen (43 % bzw. 54 %), die restlichen Besucher (ca. 2 %) sind Käfer. Der deutlichste Unterschied zeigt sich jedoch darin, dass die Honigbiene, *Apis mellifera*, die häufigste Besucherart an *H. mantegazzianum* ist, aber an *H. sphondylium* so gut wie gar nicht vorkommt. Berechnet

man nun die Bestäubungsleistung der einzelnen Insektenarten, so ergibt sich, dass die einheimische Pflanze von einer Gruppe aus verschiedenen Insektenarten bestäubt wird, deren Bedeutung für die Pflanze etwa gleich ist. Diese Gruppe besteht aus: Syrphini (Schwebfliegen der Gattungen *Syrphus* und *Epi-syrphus*), *Lucilia spec.* (Goldfliegen), Sarcophagidae (Fleischfliegen), *Eristalis spec.*, Vespidae (Wespen) und Muscidae (Echte Fliegen). Der Anteil der verschiedenen Arten an der Bestäubung ist bei *H. mantegazzianum* weniger gleichmäßig verteilt 69 % der Bestäubungsleistung geht auf *A. mellifera* zurück. Andere wichtige Bestäuberarten sind *Eristalis spec.* und Vespidae. *Lucilia spec.* und Syrphini sind bei dieser Art trotz zahlreicher Besuche wenig effiziente Bestäuber.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass *A. mellifera* sozusagen das Rückgrat der Bestäubung von *H. mantegazzianum* bildet, während bei der einheimische Art *H. sphondylium* keine nennenswerten Unterschiede in der Effizienz der einzelnen Bestäuber zu verzeichnen sind.

Ein einfaches Maß für die Ähnlichkeit zweier Populationen liefert die so genannte Percentage Similarity (KREBS 1989) (zwei komplett ähnliche Populationen liefern einen Wert von 100 %, zwei komplett unähnliche Population würden mit 0 % angegeben). Dabei liegt die Ähnlichkeit der beiden Besucherpopulationen bei 41,6 % und die, für die Pflanzen letztendlich ausschlaggebende, Ähnlichkeit der beiden Bestäuber-Populationen bei 31 %.

5 Diskussion

Für beide Arten konnte gezeigt werden, dass sie eine große Anzahl blütenbesuchender Insekten anziehen, unter diesen Besuchern haben jedoch nur einige eine Bedeutung als Bestäuber. Dabei ist die Honigbiene mit Abstand der wichtigste Bestäuber der invasiven Art. Dieses steht im Einklang mit der These das Neophyten ohne ihre angestammten Bestäuber in neuen Gebieten ankommen und sich mit Hilfe generalistischer Insekten fortpflanzen (RICHARDSON et al. 2000). Ein ähnliches Ergebnis liefern Untersuchungen an *Impatiens glandulifera* (LOPEZARAIZA-MIKEL 2007). Allerdings ist zu beachten, dass *A. mellifera* in der Ursprungsregion der Pflanze, dem Kaukasus, heimisch ist (RUTTNER 1988 und darin zitierte Literatur).

Die Gründe warum *A. mellifera* *H. mantegazzianum* bevorzugt, können neben dem größeren und somit attraktiveren Blütenstand (OHARA & HIGASHI 1994, CONNER & RUSH 1996), kann auch das Sammelverhalten der Honigbiene sein: Sammelnde Insekten sind in der Lage ihr Verhalten dementsprechend anzupassen, dass sie sich auf reiche Trachtquellen konzentrieren und verstreutere kleinere Quellen ignorieren (GOULSON 1999).

5.1 Auswirkungen auf die Biodiversität

Die Ergebnisse liefern einen Hinweis darauf, dass nicht einheimische Pflanzen durchaus in der Lage sind außerhalb ihres Ursprungsgebietes effiziente Bestäuber zu finden (siehe auch RICHARDSON et al. 2000). Darüber hinaus konnte gezeigt werden, dass *H. mantegazzianum* sehr attraktiv für blütenbesuchende Insekten ist. Dies muss nicht unbedingt negative Konsequenzen für einheimische Pflanze-Bestäuber-Systeme haben, denkbar ist auch, dass die Attraktivität von Flächen mit *H. mantegazzianum*, durch das vermehrte Angebot gesteigert wird. Allerdings konnte häufig ein negativer Effekt einer sehr attraktiven invasiven Art auf die Bestäubung nachgewiesen werden, sei es durch direkte Konkurrenz (CHITTKA & SCHÜRKENS 2001) oder indirekte Effekte (LOPEZARAIZA-MIKEL 2007). Des Weiteren ist *A. mellifera* ein wichtiger Interaktionspartner für viele einheimische, zum Teil landwirtschaftlich genutzte Pflanzen, so dass der Einfluss von *H. mantegazzianum* weiter reichen könnte als bislang angenommen. Diese und an-

dere Studien lassen vermuten, dass Neophyten auch Auswirkungen auf die von der Natur angebotene Dienstleistung Bestäubung haben und damit einen weitreichenden Einfluss (auf die Biodiversität) haben als bisher vermutet.

5.2 Schlussfolgerungen/Ausblick

Die Bestäuberspektren der beiden Pflanzenarten überschneiden sich, jedoch nicht so stark wie hypothetisch angenommen. Damit ist zwar die Konkurrenz um Bestäuber zwischen beiden Arten nicht ausgeschlossen, es ist jedoch weniger wahrscheinlich, dass dadurch die Fitness der einheimischen Art stark beeinträchtigt wird. Das liegt zum einen daran, dass die Insektenart auf die *H. mantegazzianum* am attraktivsten wirkt, *A. mellifera*, für *H. sphondylium* keine Rolle als Bestäuber spielt. Zum anderen ist *H. sphondylium*, dadurch dass die Pflanze mehrere gleich effiziente Bestäuber besitzt, weniger anfällig für Konkurrenzeinflüsse.

Wichtigstes Fazit ist jedoch, dass die Ergebnisse zeigen, dass es nötig ist den Fokus der Untersuchungen zu erweitern, um die Auswirkungen von *H. mantegazzianum* auf einheimische Pflanzen und Bestäuber zu erfassen. *A. mellifera* ist nicht nur für *H. mantegazzianum* der wichtigste Bestäuber, sondern auch für viele andere einheimische Arten. Somit lässt sich vermuten, dass *H. mantegazzianum* nicht nur mit *H. sphondylium*, sondern auch mit anderen gleichzeitig blühenden Arten in Interaktion tritt. Deshalb wurden im Sommer 2009 Experimente durchgeführt, die sich mit den Auswirkungen des Neophyten in Pflanze-Bestäuber Netzwerken beschäftigen.

Ziel dieser Arbeiten, deren Auswertung zur Zeit noch nicht abgeschlossen ist, ist es experimentell herauszufinden, welche Auswirkungen *H. mantegazzianum* auf Netzwerke von Blütenpflanzen hat. Überprüft werden soll, ob sich die Besuchsraten an anderen Pflanzen in der Anwesenheit des Neophyten verändern, ob sich der Reproduktionserfolg ändert und welche Rolle die Honigbiene als Generalist in diesen Netzwerken spielt.

6 Literatur

- BIESMEIJER, J.C.; ROBERTS, S.P.M.; REEMER, M.; OHLEMÜLLER, R.; EDWARDS, M.; PEETERS, T.; SCHAFFERS, A.P.; POTTS, S.G.; KLEUKERS, R.; THOMAS, C.D.; SETTELE, J. & KUNIN, W.E. (2006) Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands. - *Science* 5785: 351 - 354
- BROWN, B.J. & R.J. MITCHELL (2001): Competition for pollination: effects of pollen of an invasive plant on seed set of a native congener. - *Oecologia* 129: 43-49
- BROWN, B.J.; MITCHELL, R.J. & GRAHAM, S.A. (2002) Competition for pollination between an invasive species (purple loosestrife) and a native congener. - *Ecology* 83: 2328-2336
- BUCHMANN, S.L. & NABHAN, G.P. (1996) *The forgotten pollinators*. – Washington (Island Press)
- CHITTKA, L. & SCHÜRKENS, S. (2001) Successful invasion of a floral market. - *Nature* 6838: 653
- CONNER, J.K. & RUSH, S. (1996) Effects of flower size and number on pollinator visitation to wild radish, *Raphanus raphanistrum*. - *Oecologia* 105: 509-516
- GOULSON, D (1999) Foraging strategies of insects for gathering nectar and pollen, and implications for plant ecology and evolution. - *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 2: 185-209
- KREBS, C.J. (1989) *Ecological methodology*. – New York (Harper & Row)

- LAMBORN E. & OLLERTON J. (2000) Experimental assessment of the functional morphology of inflorescences of *Daucus carota* (Apiaceae): testing the 'flycatcher effect'. - *Funct. Ecol.* 14: 445–454
- LOPEZARAIZA-MIKEL, M.E.; HAYES R.B.; WHALLEY, M.R. & MEMMOTT, J. (2007) The impact of an alien plant on a native plant–pollinator network: an experimental approach. - *Ecol. Lett.* 10: 539-550
- LEVIN, D.A. (1970) Assortative Pollination in *Lythrum*. - *Amer. J. Bot.* 57: 1-5
- LINDSEY, A.H. (1984) Reproductive biology of Apiaceae. I. Floral visitors to *Thaspium* and *Zizia* and their importance in pollination. - *Amer. J. Bot.* 71: 375–387.
- LINDSEY, A.H. & BELL C.R. (1985) Reproductive biology of Apiaceae. II. Cryptic specialization and floral evolution in *Thaspium* and *Zizia*. - *Amer. J. Bot.* 72: 231-247
- OHARA, M. & HIGASHI, S. (1994) Effects of inflorescence size on visits from pollinators and seed set of *Corydalis ambigua* (Papaveraceae). - *Oecologia* 98:25-30
- PROCTOR, M.P.; YEO & A. LACK (1996): The natural history of pollination. – London (Harper Collins)
- Richardson, D.M & Allsopp, N.; D ´Antonio, C.M.; Milton, S.J. & Rejmánek, M. (2000) Plant invasions – the role of mutualisms. - *Biol. Rev.* 75: 65–93
- RUTTNER, F. (1988) Biogeography and taxonomy of honeybees. – Berlin (Springer)
- TILEY, G.E.; DODD, F.S. & WADE, P.M. (1996) *Heracleum Mantegazzianum* Sommier & Levier. - *J. Ecol.* 84: 297-319
- ZYCH, M. (2002) Pollination biology of *Heracleum sphondylium* L. (Apiaceae). The advantages of being white and compact. - *Acta Societas Botanicorum Poloniae* 71: 163-170
- ZYCH, M. (2007) On flower visitors and true pollinators: The case of protandrous *Heracleum sphondylium* L. (Apiaceae). - *Plant Syst. and Evol.* 263: 159-179

Entwicklung der Biodiversität Deutschlands innerhalb der letzten 50 Jahre Zikaden, Wanzen und Heuschrecken

SEBASTIAN SCHUCH¹, JULIAN BOCK¹, KARSTEN WESCHE² UND MATTHIAS SCHAEFER¹

Schlagwörter: Auchenorrhyncha; Individuendichte; Artenrückgang

1 Einführung

Das Projekt BioChange wurde ins Leben gerufen, um der Frage nachzugehen inwieweit sich Biodiversität und Individuenzahl einzelner Arten in verschiedenen Lebensräumen Deutschlands seit den 1950er Jahren verändert haben. Die bisher gängigsten Ansätze zur Dokumentation solcher Veränderungen sind die Bewertungsraster bei der Einstufung in Rote Listen, und Auswertungen von langfristigen Rasterkartierungen, die jedoch neben dem Vorteil einer großflächigen Übersicht den Nachteil einer recht geringen zeitlichen und räumlichen Auflösung mit sich bringen. Hier soll es nun darum gehen ausgewählte Flächen genauer zu untersuchen, um exemplarisch Veränderungen in einzelnen Lebensräumen aufzuspüren. Da es eine nicht zu bewältigende Aufgabe wäre, die Gesamtheit aller Lebensräume und deren komplettes Arteninventar zu erfassen, haben sich die Mitglieder des Projektes BioChange auf ausgewählte Lebensräume und Tiergruppen festgelegt.

1.1 Projekt BioChange

In der ersten Phase des Projektes BioChange versuchen Botaniker und Zoologen in enger Zusammenarbeit die Veränderungen der Arten- und Individuenzahlen von Gefäßpflanzen und ausgewählten Insektengruppen - Zikaden (Abb. 1), Wanzen und Heuschrecken - seit den 1950ern zu erfassen und zu bewerten. Auch sollen durch den Vergleich damaliger Luftbilder und Vegetationskarten mit heutigen Aufnahmen die Änderungen in der Landschaftstruktur und -nutzung der untersuchten Gebiete dokumentiert werden, um so ein relativ ganzheitliches Bild möglicher Einflussgrößen gewinnen zu können. Hier offenbart sich auch das Potential für das Übereinkommen über die biologische Vielfalt: Langfristige Veränderungen in der Zusammensetzung von Flora und Fauna zu erkennen und Ursachen für diese Veränderungen auszumachen sind ein notwendiger Grundbaustein, um erforderliche Strategien zum Erhalt der biologischen Vielfalt entwickeln zu können. Im Folgenden möchten wir kurz auf die ersten Ergebnisse zur Entomofauna eingehen, eine Übersicht der Untersuchungen zur Flora und Vegetation findet sich in WESCHE et al. (im Druck).



Abb. 1: Einheimische Zikade (*Acericerus ribauti*).

¹ Abteilung Ökologie, Johann-Friedrich-Blumenbach-Institut für Zoologie und Anthropologie, Georg-August-Universität Göttingen, Berliner Str. 28, D-37073 Göttingen

² Pflanzenökologie und Ökosystemforschung, Albrecht-von-Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften, Georg-August-Universität Göttingen, Untere Karspuele 2, D-37073 Göttingen

1.2 Die Fauna (Zikaden, Wanzen und Heuschrecken)

Bei der Untersuchung der Fauna liegt der Fokus auf drei Insektengruppen: Zikaden (Auchenorrhyncha), Wanzen (Heteroptera) und Heuschrecken (Orthoptera). Diese überwiegend herbivoren Gruppen stellen einen beträchtlichen Anteil der Arten und Biomasse der heimischen Fauna und sind für die Funktion der hiesigen Ökosysteme wichtig. Dennoch ist über langfristige Populationsentwicklungen wenig bekannt, was generell für Arthropodengruppen gilt. Die Arbeiten von MARCHAND (1953) im Feuchtgrünland und SCHIEMENZ (1969) auf Trockenrasen, deren Primärdatensätze glücklicherweise erhalten sind, bieten hier einmalige Vergleichsmöglichkeiten, denn sie sind umfangreich und hinsichtlich der Methodik gut dokumentiert, was diese reproduzierbar macht. In den Jahren 2008 und 2009 wurden große Teile der damaligen Untersuchungsgebiete in ähnlichem Umfang und mit derselben Methodik erneut beprobt wie schon in den 1950er und 1960er Jahren. Voraussichtlich werden die Geländearbeiten Ende 2009 abgeschlossen sein. Die daraus resultierenden Datensätze sollen helfen, folgende Fragen zu beantworten:

- - Gibt es Veränderungen im Artgefüge, also eine Artenzunahme, -abnahme oder -verschiebung?
- - Verändern sich die Individuenzahlen einzelner Arten?
- - Lassen sich funktionelle Aspekte mit einem möglichen Wandel verknüpfen? Gibt es beispielsweise weniger oder mehr Generalisten/Spezialisten als früher?
- - Wie wirken sich Veränderungen in Pflanzengesellschaften und Landschaftsnutzung auf die untersuchten Insektengruppen aus?

2 Vorgehen

2.1 Untersuchungsgebiete

Ein Großteil der zu untersuchenden Flächen befindet sich in Naturschutzgebieten Thüringens, Sachsens und Brandenburgs. Da SCHIEMENZ (1969) in den Jahren 1963-67 alles in allem 60, unter Botanikern z. T. sehr bekannte, Trockenstandorte untersuchte und sein Vorgehen gut dokumentierte, konnten 2008 insgesamt 21 (3x7) dieser Untersuchungsgebiete relativ leicht wiedergefunden werden (Abb. 2).

Anders verhält es sich mit den zwölf Standorten in dieser Studie von MARCHAND (1953) in Niedersachsen (Umgebung Stolzenau), die 1951 beprobt wurden. Vor allem, weil diese Flächen nicht in Naturschutzgebieten lagen, haben sie sich in den letzten 50 Jahren teilweise drastisch verändert. Zwei Flächen sind beispielsweise heute Äcker - eine andere ist größtenteils in einen Baggersee umgewandelt. Da diese Flächen mit denen aus den 1950er Jahren nicht mehr vergleichbar sind, erübrigt sich dort die Probenahme.

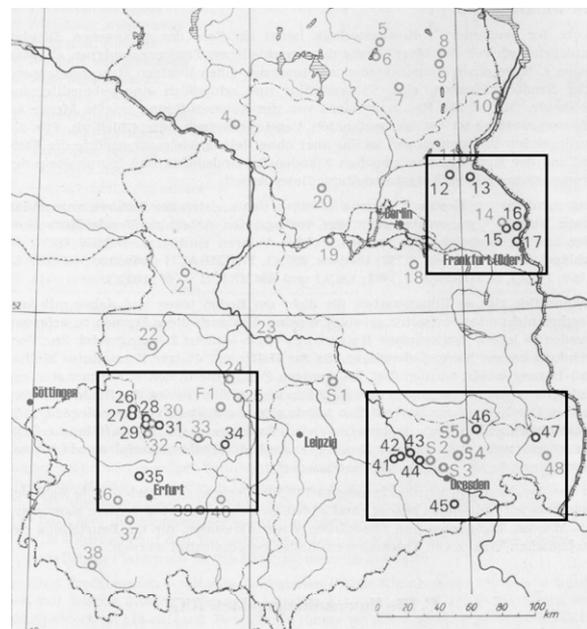


Abb. 2: Untersuchungsgebiete nach Schiemenz (1969). Schwarz umrandete Gebiete in den Jahren 2008 und 2009 erneut untersucht.

2.1 Fangtechnik

Sowohl Marchand als auch Schiemenz verwendeten hauptsächlich Streifkescher zum Fang von Arthropoden. Bei beiden Studien kamen solche mit kreisrundem Bügel (Durchmesser 30 cm) und einer Stiellänge von etwa 110 cm zum Einsatz. Dabei führten beide „mit dem Kescher äußerst rasche und kräftige Vor- und Rückwärtsschläge“ aus (SCHIEMENZ 1969). Besonders hervorzuheben ist, dass Marchand und Schiemenz normiert kescherten - pro Besuch eine festgeschriebene Anzahl an Kescherschlägen (Marchand 100 und Schiemenz 200).

2008 und 2009 wurden die in Abschnitt 2.1 beschriebenen Untersuchungsgebiete entsprechend erneut beprobt. Ein qualitativer und quantitativer Vergleich der Datensätze wird dadurch möglich, auch wenn dieser nicht auf Flächengrößen bezogen erfolgen kann. Da Kescherschläge kein adäquates Flächenmaß darstellen, werden zusätzlich mittels eines umgebauten Laubbläasers (Stihl SH 85, Stihl AG, Waiblingen, Deutschland) Saugproben genommen.

Diese Art der Probenahme stand zwar in den 1950er und 1960er Jahren nicht zur Verfügung, kann also nicht beim direkten Vergleich mit einbezogen werden, liefert aber flächenbezogene Daten und hilft, die Fauna gründlicher zu erfassen (bodennahe Tiere), als es allein durch Kescherfänge möglich ist. Der Datensatz wird somit entscheidend erweitert.

3 Vorläufige Ergebnisse und Diskussion

Alle hier vorgestellten Ergebnisse sind vorläufiger Natur - die Freilandarbeit wird Herbst 2009 beendet. Es können demnach nur Trends aufgezeigt werden. Eine abschließende Beurteilung des erhobenen Datenmaterials wird frühestens 2010 möglich sein.

3.1 Trockenrasen nach SCHIEMENZ (1969), 1963-67 / 2008-09

Datengrundlage für diese Ergebnisse sind insgesamt je sieben Flächen in den Bundesländern Thüringen, Sachsen und Brandenburg. Die Proben wurden im Juli und September 2008 und im Mai 2009 genommen. Entsprechende Vergleichsbeprobungen für die Jahre 1963-67 ließen sich aus den Primärdatentabellen von SCHIEMENZ (1969) entnehmen.

Tab. 1: Arten- und Individuenzahlen der Zikaden für drei Bundesländer (je 7 Flächen; pro Termin 200 Kescherschläge). 1963-67 Schiemenz, 2008/09 Schuch

	1963-67				2008/09			
	Mai	Juli	Sept.	Gesamt	Mai	Juli	Sept.	Gesamt
<u>Thüringen</u>								
Artenzahl				67				51
Individuenzahl	588	1616	1938	4142	448	644	447	1539
<u>Sachsen</u>								
Artenzahl				73				71
Individuenzahl	1392	2762	4187	7675	763	357	1617	2737
<u>Brandenburg</u>								
Artenzahl				57				57
Individuenzahl	1854	1980	5089	8923	325	223	2239	2769
Gesamtartenzahl	116				112			
Gesamtindividuenzahl	20740				7045			

Vor allem die Individuenzahlen waren in den 1960er Jahren deutlich höher als 2008/09 (Tab. 1). Gleiches gilt für die Bundesländer für sich betrachtet. Vergleicht man die Fangtermine einzeln, so lässt sich ein eindeutige Trend bei den Individuenzahlen ausmachen, während die Artenzahlen je Termin ähnlich ausfallen.

Betrachtet man die Arten-Akkumulationskurven für die Zikaden (Abb. 3), so zeigt sich, dass außer in Brandenburg und Sachsen der Zugewinn an Arten pro Fläche zwischen 1963-67 und 2008/09 fast gleich verläuft. Es gibt nur schwache Hinweise auf geringere Gesamtartenzahlen; auch scheinen bei steigender Flächenzahl damals wie heute ähnlich viele neue Arten hinzu zu kommen. Die Verhältnisse für die Untersuchungsflächen in Thüringen sind allerdings anders: Hier sind es 2008/09 insgesamt deutlich weniger Arten, auch erfolgt der Anstieg mit steigender Flächengröße deutlich langsamer. Die Fehlerbalken legen nahe, dass diese Unterschiede nicht zufälliger Natur sind.

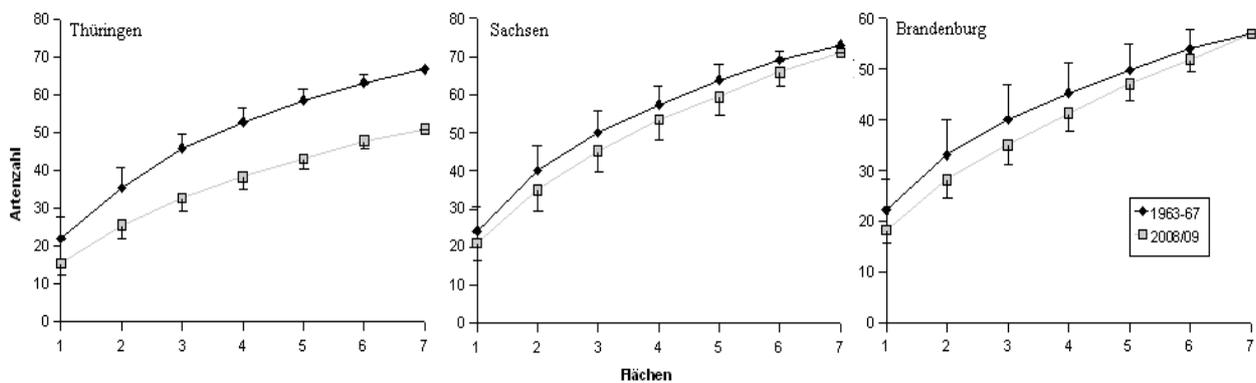


Abb. 3: Arten-Akkumulationskurven der Zikaden für Thüringen, Sachsen und Brandenburg für die Jahre 1963-67 und 2008/09 über jeweils 7 Flächen, mit 100 Zufallspermutationen pro Region.

Schon jetzt ist absehbar, dass sich an den Ergebnissen im Laufe des Jahres 2009 (zwei weitere Probenahmen, eine bereits zum Teil ausgewertet) wahrscheinlich nicht mehr viel ändern wird. Über die Ursachen für die geringere Individuenzahl der Zikaden des Zeitraums 2008/09 im Vergleich zu den 1960ern lässt sich nur spekulieren: Womöglich handelt es sich bei den Jahren 2008 und 2009 aufgrund zyklischer Schwankungen um besonders individuenarme Jahrgänge, also um ein zufälliges Ereignis. Das wird sich besser beurteilen lassen, wenn die Ergebnisse für das Jahr 2009 vorliegen. Dann lässt sich im Vergleich bewerten, ob die Ergebnisse von 2008 repräsentativ sind.

Wahrscheinlicher ist jedoch, dass es sich nicht um ein zufälliges Muster handelt. Ursachen hierfür könnten in zunehmender Verbuschung und dem damit einhergehenden verkleinerten Gesamt-Lebensraum zu finden sein. Auch die im Mittel wärmeren Winter (z. B. dadurch womöglich erhöhter Gelegeverlust durch Pilzbefall) oder ein in diesem Jahrzehnt mehrfach aufgetretener überdurchschnittlich trockener Frühling kommen als Ursache in Frage. Genauere Aussagen lassen sich jedoch erst machen, wenn nicht nur die Gesamtartenzahlen, sondern auch die Artenzusammensetzung ausgewertet sind. Dann wird sich auch abschätzen lassen, ob eher Generalisten/Spezialisten oder seltene Arten im Laufe der letzten Jahrzehnte Veränderungen zeigen.

3.2 Feuchtgrünland nach MARCHAND (1953), 1951 / 2009

Da die Daten zu dieser Studie ausschließlich 2009 erhoben werden, ist hierzu bisher nur sehr wenig Material ausgewertet. Erste vorsichtige Abschätzungen legen jedoch nahe, dass sich die Verhältnisse im Feuchtgrünland grundlegend von denen auf Trockenrasen unterscheiden. Zumindest bei Wanzen sind in den Frühjahrs- und Frühsommerterminen die Fänge erheblich artenreicher als es 1951 der Fall war. Auch scheinen Wanzen im Frühjahr 2009 deutlich individuenreicher als im Vergleichszeitraum 1951 aufzutreten. Für die Zikaden sind noch keine Trends erkennbar, Heuschrecken lassen sich ohnehin erst im Spätsommer und Herbst vollständig nachweisen.

Danksagung

Wir danken dem NLWK Niedersachsen dafür, dass er uns aktuelle Daten und Luftbilder überlassen hat, den Luftbildarchiven in Niedersachsen, Thüringen, Sachsen-Anhalt, Brandenburg und dem Bundesarchiv Berlin für die Bereitstellung historischer Luftbilder. *BioChange Germany* wird finanziert aus Mitteln des Niedersächsischen Landes-Exzellenzclusters "Funktionale Biodiversitätsforschung".

Literatur

- MARCHAND, H. (1953): Die Bedeutung der Heuschrecken und Schnabelkerfe als Indikatoren verschiedener Graslandtypen. - Beiträge zu Entomologie Berlin 3: 116-162.
- SCHIEMENZ, H. (1969): Die Zikadenfauna mitteleuropäischer Trockenrasen (Homoptera, Auchenorrhyncha): Untersuchungen zu ihrer Phänologie, Ökologie, Bionomie und Chorologie. - Entomologische Abhandlungen Staatliches Museum für Tierkunde in Dresden 36: 201-280.
- WESCHE, K., KRAUSE, B., CULMSEE, H. & LEUSCHNER, C. (im Druck): Veränderungen in der Flächen-Ausdehnung und Artenzusammensetzung des Feuchtgrünlandes in Norddeutschland seit den 1950er Jahren. – Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft 21.

Treffpunkt Biologische Vielfalt IX	2010	121-124	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	---------	--

RFID¹- und Internet-Technologie-gestütztes, automatisiertes Winter-Monitoring-System

KAI PETRA STICH & YORK WINTER

Schlagwörter: Monitoring; automatisiert; RFID; Transponder; Technologie; Vögel

1 Einleitung

Die Hauptziele der Biodiversitätskonvention sind der Erhalt der biologischen Vielfalt, ihre nachhaltige Nutzung und ein gerechter Vorteilsausgleich dieser Nutzung. Um dies zu erreichen ist einer der ersten notwendigen Schritte eine Bestandsaufnahme der existierenden Biodiversität, eine Beurteilung ihres Wertes und ihrer Wichtigkeit sowie ihrer Bedrohung (CBD 2007a). Als größte Herausforderungen gelten dabei u. a. die Möglichkeiten, eine solche Bestandsaufnahme und Beurteilung durchzuführen, eine nachfolgende Überwachung zu ermöglichen sowie Technologien besser zu nutzen (CBD 2007b).

Diese systematische Bestimmung und Überwachung (Monitoring) der biologischen Vielfalt wird im Falle von Tieren in vielen, wenn nicht den meisten Fällen sozusagen „per Hand“ durchgeführt, z. B. durch Beobachtung, Spurensuche und/oder kurzfristiges Einfangen. Dementsprechend ist sowohl die Feldarbeit als auch die Dokumentation meist ein sehr personen- und zeitaufwändiges Unterfangen, das außerdem nur relativ wenige Datenpunkte liefert. Wir beschäftigen uns mit der Entwicklung komplexer Überwachungssysteme, die dank Verwendung moderner Technologien größtenteils vollautomatisch laufen und so eine langfristige Überwachung z. B. von Vogelpopulationen und Besuchen von Zugvögeln ermöglichen.

2 Das Winter-Monitoring-System

Ein Beispiel für unsere automatisierten Überwachungssysteme ist das Winter-Monitoring-System. Dieses besteht aus beliebig vielen, einzelnen Futterstationen für Vögel, an denen die Tiere individuell mit Gewicht, Bild, Aufenthaltsdauer und – falls sie einen Transponder² tragen – auch mit ihrer individuellen Transpondernummer erfasst werden können, während sie sich Futter abholen.

Eine Futterstation besteht aus einem Futterbehälter, aus dem die Tiere Futter entnehmen können, wenn sie auf einer Stange sitzen (Abb. 1). Diese Sitzstange ist mit einer Waage verbunden, die das Gewicht des jeweiligen Tieres registriert. Unter der Stange befindet sich ein Transponderleser, der eine eventuell vorhandene Transpondernummer erfasst. Vögel können einen Transponder z. B. an einem Beinring tragen oder subkutan injiziert bekommen. Eine Mikrokamera befindet sich oben am Futterbehälter, so dass jedes Tier im Bild festgehalten werden kann. Der Besuch eines Tieres wird mit Datum, Uhrzeit und Besuchsdauer durch einen in der Futterstation befindlichen Minicomputer registriert. Dieser speichert außerdem die von der Waage und dem Transponderleser erfassten Daten. Des Weiteren können Umgebungsinformationen wie Temperatur und Luftfeuchte gespeichert werden, so dass man umfassende Informationen zum Standort und den Besuchen einer Futterstation völlig automatisiert, kontinuierlich und ohne Anwe-

¹ RFID: Radio Frequency Identification Device = Transponder

² Transponder sind ca. reiskorngroße, passive Schaltkreise, die ohne Batterieversorgung zeitlebens einen gespeicherten Code abgeben können.

senheit von Personen erfassen kann. Eine Notwendigkeit, die Futterstation tatsächlich zu besuchen, ergibt sich lediglich durch das Wiederauffüllen des Futterbehälters und das Wechseln des Akkus (ca. alle 7-14 Tage, je nach Auslastung). Letzteres lässt sich je nach Standort evtl. durch die Verwendung von Solarenergie hinauszögern.

Die aufgenommenen Daten können – inklusive der Bilder – über das Mobilfunknetz („Handy“, UMTS, GPRS) in Echtzeit auf einen Datenserver übertragen werden, von dem aus sie von überall per Internet abrufbar sind.

Wenn man die Kosten für eine entsprechende Mobilfunkdatenflatrate (derzeit etwa 30 Euro pro Monat) sparen möchte, kann man die Daten alternativ über Bluetooth oder USB auf einen PC herunterladen. Die Daten werden in einem Format gespeichert, das man beispielsweise problemlos mit einem Tabellenkalkulationsprogramm wie Excel einlesen und entsprechend weiterbearbeiten kann.

Die Futterstationen können in beliebig engen oder weitläufigen Netzen aufgestellt werden und so eine autonome Datenaufnahme ermöglichen, die zeigt, wie sich lokale Populationen bewegen (Transponder), und in welcher Weise Zug- oder Wanderpopulationen (Gewichts- und Fotoidentifikation) in ein Gebiet einfallen. Dies ermöglicht einen guten Überblick darüber, welche Arten sich mit welcher Individuendichte im untersuchten Areal befinden, so dass man bei Vögeln, die die Stationen besuchen, die Winterpopulationen, ihre Dichte, eventuelle Schwankungen und zeitweilige Besucher (Zugvögel) gut überwachen kann. Prinzipiell ist die Verwendung der Stationen natürlich auch im Sommer möglich, wobei zu prüfen wäre, ob eine Zusatzfütterung im Sommer für die Tiere sinnvoll ist oder nicht.

3 Weitere Systeme

3.1 Monitoring von Nestern

In abgewandelter Form kann dieses Monitoring-System während der Brutsaison zur Nestüberwachung eingesetzt werden. Dies ist sowohl an Horsten von Großvögeln möglich als auch über einen speziellen elektronischen Nistkasten (WINTER 2006). Dieser ermöglicht mit der gleichen Technologie wie das Winter-Monitoring-System die automatisierte Beobachtung eines brütenden Vogelpaares und seiner Jungen (Abb. 2). Mit Hilfe der Transponder und der Lichtschranken lässt sich ermitteln, welcher Elternteil sich wann und wie lange im Nistkasten aufgehalten hat. Durch die Waage kann man feststellen, wie viel gelegte Eier wiegen, welchen Gewichtszuwachs die Jungen haben, und wie viel Futter die Eltern einbringen. Auch hier können natürlich Umgebungs-informationen wie Temperatur und Luftfeuchte gespeichert werden.

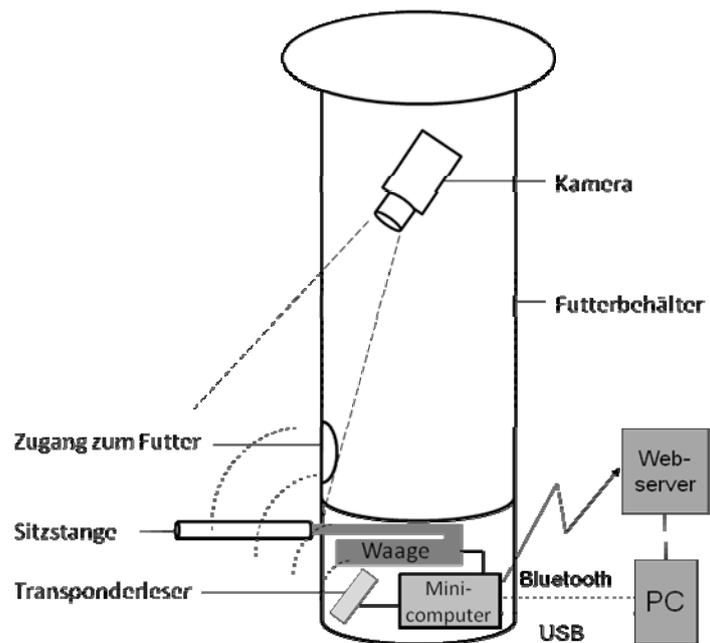


Abb. 1: Futterstation mit Überwachungselektronik (schematisch).

3.2 Monitoring von nektarivoren Fledermäusen

Eine andere Monitoring-Methode, die wir schon seit vielen Jahren im Freiland in Costa Rica verwenden, ist die Überwachung von Nektar trinkenden Fledermäusen. Diese trinken wie Kolibris Nektar aus Blüten, sind jedoch im tropischen Regenwald und aufgrund ihrer Nachtaktivität kaum zu beobachten. Mit unseren computergesteuerten, künstlichen Blüten (Abb. 3), die den Tieren Zuckerwasser als Nektar anbieten, können wir das Nahrungssuchverhalten dieser Tiere komplett computergesteuert überwachen. Wie bei dem Winter-Monitoring-System können die Blüten in großflächigen Netzwerken aufgestellt werden und ermöglichen es zu beobachten, welche bekannten (transponderten) Fledermäuse wann an welchen Blüten wie viel Nektar trinken, und wie viele Besuche von unbekanntem Fledermäusen an diesen Blüten erfolgen. Zusätzlich kann die Nektarabgabe beliebig und individuenbasiert gesteuert werden, so dass man diverse Informationen von Konkurrenzverhalten über Zeit- und Ortsgedächtnis bis hin zu Koevolution von Pflanzen und Tieren sammeln kann.

4 Schlussfolgerungen

Der Einsatz moderner Technologien kann – wie hier an drei Beispielen gezeigt – die Erforschung von Biodiversität, Verhalten von Populationen und Einzelindividuen, sowie langfristige und kontinuierliche Überwachungsmaßnahmen revolutionieren.

Mit der von uns bisher eingesetzten Überwachungstechnologie (Transpondersysteme, Kameras, Waagen, Lichtschranken etc.) ist es möglich, Informationen über Identität, Gewichtsentwicklung, räumliche und zeitliche Bewegung und vieles mehr kontinuierlich zu sammeln, ohne dass dazu eine Person anwesend sein muss. Dementsprechend werden die Tiere nicht durch Beobachter oder sogar drastischere Maßnah-

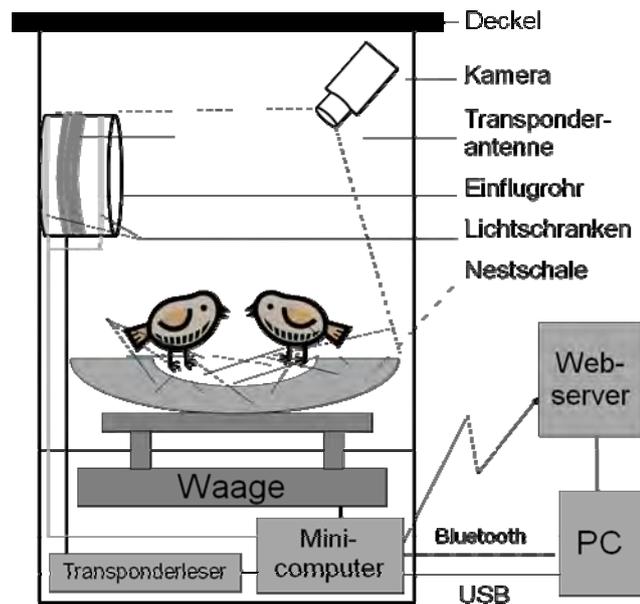


Abb. 2: Nistkasten mit Überwachungselektronik (schematisch).

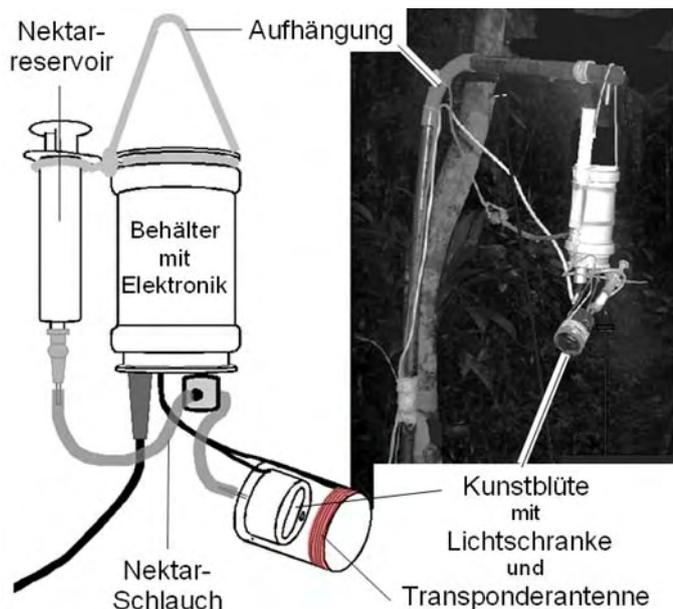


Abb. 3: Links: Kunstblüte für Blütenfledermäuse (systematisch). Rechts: Blüte im Freiland mit Aufhängung und Verkabelung (aus: THIELE 2006, mit Erlaubnis und kleinen Änderungen).

men (z. B. Gefangenwerden) gestört, und die Arbeitskraft der Person(en) kann anderweitig eingesetzt werden. Die Informationen können zeitlich prinzipiell auf eine Millisekunde genau festgehalten werden, und die Menge an Daten wird nur durch den zur Verfügung stehenden Speicherplatz beschränkt.

Verbindet man die Überwachungstechnologie noch mit der zur Verfügung stehenden Kommunikationstechnologie, kann man die gesammelten Daten sogar vom Schreibtisch im Büro oder zu Hause aus abrufen und dabei z. B. einen Blick in einen Nistkasten werfen, der viele Kilometer weit entfernt steht – und das, ohne die nistenden Tiere dabei zu stören.

Obwohl die gezeigten Beispiele recht speziell scheinen, beruhen sie doch alle auf der gleichen Technik und sind lediglich an verschiedene Anwendungen bzw. Tierarten angepasst. Die Anpassung an andere Tierarten bzw. Fragestellungen ist meist recht problemlos. So sind z. B. unsere Fledermaustränken mit geringfügigen Änderungen auch für Mäuse und Ratten geeignet.

Unserer Ansicht nach eignet sich insbesondere das Winter-Monitoring-System dafür, mit wenig Personalaufwand eine große Menge aussagekräftige, standardisierte Daten zu lokalen, regionalen und überregionalen (Vogel-)Populationsbewegungen zu erhalten und die Populationen dauerhaft zu überwachen – wertvolle Daten bzw. Methoden also für das Ziel der Biodiversitätskonvention, eine Bestandsaufnahme der existierenden Biodiversität durchzuführen, sie zu beurteilen und zukünftig weiter zu überwachen. Die mit diesem System mögliche Effizienz von erhobenem Datenvolumen zu Personaleinsatz kann bisher kaum mit anderen Methoden erreicht werden.

5 Literatur

CBD (2007a): <http://www.cbd.int/convention/guide.shtml?id=nataction>, Stand: 10. August 2009, 10:45 Uhr

CBD (2007b): <http://www.cbd.int/convention/guide.shtml?id=next>, Stand: 10. August 2009, 10:45 Uhr

WINTER, Y. (2006): Automatisierte Verhaltensforschung mit RFID. In: NAGUIB, M.: Methoden der Verhaltensbiologie. – Heidelberg (Springer): 187-193.

THIELE, J. (2006): Nahrungssuchstrategien der nektarivoren Fledermaus *Glossophaga commissarisi* (Phyllostomidae) im Freiland – eine individuenbasierte Verhaltensstudie unter Verwendung von Transpondertechnik. - München (Universität München, Fakultät für Biologie), (Dissertation): 113 S.

Treffpunkt Biologische Vielfalt IX	2010	125-130	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	---------	--

**Die Bestimmung von „High Nature Value Farmland“ Flächen mit GIS.
Vergleichende Untersuchungen zur Identifizierung von High Nature Value Farmland auf Basis von Biotoptypen, Acker- und Grünlandkennarten und der Flächeninanspruchnahme durch seltene Tierarten.**

JENS MÜLLER

Schlagwörter: HNV-Indikator; High Nature Value Farmland; Biotoptypen; Kennarten; Biodiversitäts-Indikator

1 Einführung

Agrar-Umweltindikatoren haben in den vergangenen Jahren sehr stark an Bedeutung gewonnen. Sie liefern Erkenntnisse über Veränderungen in den Wechselbeziehungen zwischen Landwirtschaft und Umwelt und können somit einen großen Beitrag zur Verbesserung der Agrarumwelt und des Naturhaushaltes leisten (vgl. BfN 2008). Der High Nature Value Farmland-Indikator (HNV-Indikator) ist einer von 35 EU-Umwelt-Indikatoren, der für die Einbindung von Umweltbelangen in die Gemeinsame Agrarpolitik genutzt wird (vgl. KOM 2001). Er wird dabei u. a. als so genannter Basisindikator (Biodiversität: ökologisch wertvolle landwirtschaftliche und forstwirtschaftliche Fläche) aufgeführt. High Nature Value Farmland beschreibt landwirtschaftlich geprägte Flächen mit einem hohen Naturwert. Nach ANDERSEN et al. (2003, S.9) kann HNV-Farmland in folgende drei Typen untergliedert werden:

Type 1: Farmland with a high proportion of semi-natural vegetation

Type 2: Farmland with a mosaic of habitats and/or land uses

Type 3: Farmland supporting rare species or a high proportion of European or World populations

Für die Bundesrepublik Deutschland koordiniert das Bundesamt für Naturschutz (BfN) die Entwicklung des HNV-Indikators. Im Jahr 2008 wurde ein Forschungsvorhaben vergeben, in dem mögliche Methoden zur Bestimmung des HNV-Indikators erarbeitet werden sollten. Im Ergebnis wurde festgestellt, dass der HNV-Indikator für das Bundesgebiet auf der Basis von Stichprobenflächen bestimmt werden könnte (vgl. BfN 2008). Dabei war zunächst vorgesehen, auf Daten aus Biotoptypenkartierungen und Brutvogelmonitoring zurückzugreifen. Inzwischen wurde der HNV-Indikator auf Bundesebene jedoch weiterentwickelt. So wurde im Endbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben (F+E-Vorhaben) „Entwicklung des High Nature Value Farmland-Indikators“ vorgeschlagen auf Acker- und Grünlandflächen neben Biotoptypen auch Pflanzen-Kennarten für die Bestimmung von HNV-Farmland heranzuziehen (vgl. BfN 2008). Durch die Verwendung von Kennarten, daneben aber auch durch das Hinzuziehen von Daten zu Lebensräumen seltener Tierarten, ergeben sich zwei Möglichkeiten HNV-Farmland zu identifizieren und gleichzeitig qualitativ zu bewerten. Die Bestimmung allein auf Basis von Biotoptypen lässt hingegen keine qualitative Beurteilung der HNV-Farmland-Flächen zu.

In dieser Arbeit ergaben sich vor dem Hintergrund des aktuellen Wissensstands folgende Fragestellungen: Welche Flächen werden durch die drei verschiedenen Bestimmungsverfahren als HNV-Farmland ausgewiesen und wie unterscheiden sich die ausgewiesenen HNV-Farmland-Flächen der drei Bestimmungsver-

fahren? Aus diesen Fragestellungen wiederum konnte die zentrale Hypothese der vorliegenden Arbeit hergeleitet werden:

Anhand von Acker- bzw. Grünlandkennarten und durch die Flächeninanspruchnahme seltener Tierarten lassen sich die gleichen Flächen als HNV-Farmland identifizieren wie durch Biotoptypen.

Nur für Flächen, die durch mehrere Bestimmungsverfahren identisch als HNV-Farmland ausgewiesen werden, bestünde die Möglichkeit, neben der Bestandsermittlung von HNV-Farmland gleichzeitig eine qualitative Beurteilung des Naturwerts vorzunehmen und so den maximalen Informationsgehalt aus allen drei Verfahren zu vereinen. Anhand von Daten zu 47 Stichprobenflächen der ökologischen Flächenstichprobe in NRW sollte die aufgestellte Hypothese durch die Anwendung der Bestimmungsverfahren und eine abschließende vergleichende Analyse überprüft werden:

2 Untersuchungsgebiet und verwendete Daten

Die Ökologische Flächenstichprobe (ÖFS) ist ein deutschlandweites Stichprobennetz von 1.000 Einzelflächen mit einer Flächengröße von jeweils 100 ha (1x1 km), welches für das Naturschutzmonitoring in der „Normallandschaft“ genutzt wird (vgl. DRÖSCHMEISTER 2001). Für das Bundesland Nordrhein-Westfalen liegen Erhebungsdaten für 170 ÖFS-Flächen vor, für die eine Vielzahl an ökologischen, floristischen und faunistischen Parametern zur Beurteilung der naturschutzfachlichen Wertigkeit erhoben wurden (vgl. KÖNIG 2006). Für die Untersuchungen in dieser Arbeit wurden durch das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV) Daten zu 47 Stichprobenflächen zur Verfügung gestellt.

3 Methodik

Anhand von Biotoptypen wurden für die untersuchten Stichprobenflächen diejenigen Teilflächen identifiziert, die einen hohen Naturwert aufweisen und somit als HNV-Farmland gewertet werden konnten. Im Endbericht zum F+E-Vorhaben „Entwicklung des High Nature Value Farmland-Indikators (vgl. BFN 2008) wurden Biotoptypen und Strukturelemente aufgeführt, die als HNV-Farmland der Typen 1 und/oder 2 gewertet werden können.

Für die Bestimmung von HNV-Farmland auf der Basis von Kennarten wurden Pflanzenlisten von allen 47 untersuchten Stichprobenflächen ausgewertet. Über Abfragen wurden zunächst in den Pflanzenlisten die Kennarten selektiert und die Anzahl verschiedener Kennarten innerhalb der Teilflächen aufsummiert. Zur Identifizierung artenreicher Grünlandflächen mit einem hohen Naturwert wurden die in der Erfassungsanleitung für die HNV-Farmland-Probeflächen (vgl. BFN 2009) aufgeführten Grünlandkennarten genutzt. Analog zu diesem Vorgehen wurden artenreiche Ackerflächen mit einem hohen Naturwert identifiziert. Anhand der Anzahl von Kennarten ließ sich für die einzelnen Teilflächen eine neue Klassifizierung durchführen. Hierbei wurden die Teilflächen einzelnen Qualitätsstufen (Stufen 3 bis 5) zugeordnet, deren Gliederung auf Angaben des BFN (2009) beruht. Die Klassifizierung erfolgte differenziert für Grünland und Ackerland. Als HNV-Farmland wurden nur diejenigen Flächen gewertet, die 4 oder mehr Grünlandkennarten aufweisen konnten. Für Ackerflächen lag hier der Schwellenwert bei 3 oder mehr Ackerkennarten.

Für die Bestimmung von HNV-Farmland durch die Flächeninanspruchnahme seltener Tiere (HNV-Typ 3) wurde die Vogelart Neuntöter (*Lanius collurio*, L., 1758) ausgewählt. Aus Daten der Brutvogel-Revierkartierung (LANUV 2008) wurden für diese Arbeit die Revierzentren abgeleitet und digitalisiert. Ausge-

hend von diesen Revierzentren wurde anschließend mittels einer Kosten-Distanz-Analyse ein fiktives Revier des Neuntöters abgegrenzt.

In der vergleichenden Analyse wurden die durch die drei verschiedenen Bestimmungsverfahren (Biotoptypen, Acker- und Grünlandkennarten sowie Neuntöterreviere) identifizierten HNV-Farmland-Flächen miteinander verglichen. Dabei wurden diejenigen Flächen bestimmt, welche sowohl mittels Biotoptypen, als auch mittels Kennarten als HNV-Farmland eingestuft wurden. Ebenso erfolgte ein Abgleich mit den fiktiven Neuntöterrevieren.

4 Zentrale Ergebnisse und Diskussion

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass mittels aller untersuchter Verfahren (Biotoptypen, Acker- und Grünlandkennarten sowie Neuntöterreviere) HNV-Farmland bestimmt werden konnte. Der Anteil an HNV-Farmland innerhalb der Stichprobenflächen variierte dabei jedoch sehr stark.

Mittels Biotoptypen konnte auf insgesamt 44 der untersuchten Stichprobenflächen HNV-Farmland nachgewiesen werden. Im Mittel betrug der HNV-Farmland-Anteil dabei 7,2 ha ($n = 47$, $sd = 8,6$). Die sehr hohe Standardabweichung zeigt, wie unterschiedlich der HNV-Farmland-Anteil auf den einzelnen Stichprobenflächen war. Der größte Teil des ausgewiesenen HNV-Farmlands wurde auf Grünlandflächen identifiziert, hingegen wurde auf Ackerflächen nur ein sehr geringer Anteil an HNV-Farmland nachgewiesen.

Im Gegensatz zur Bestimmung von HNV-Farmland auf der Grundlage von Biotoptypen wurde beim Bestimmungsverfahren auf der Basis von Kennarten wesentlich mehr HNV-Farmland auf Ackerflächen identifiziert. So konnte HNV-Farmland auf 34 der untersuchten Stichprobenflächen mithilfe von Ackerkennarten ausgewiesen werden, aber nur auf 14 Stichprobenflächen über Grünlandkennarten. Im Mittel waren dies für Ackerflächen 6,0 ha ($n = 46$, $sd = 9,0$), für Grünlandflächen 0,9 ha ($n = 46$, $sd = 2,3$). Auch hier zeigte die sehr hohe Standardabweichung, dass die HNV-Farmland-Anteile der untersuchten Stichprobenflächen sehr stark variierten. Der größte Anteil des ausgewiesenen HNV-Farmlands wurde der Qualitätsstufe 3 (Flächen mit einem hohen Naturwert) zugeordnet. Artenreiche bzw. sehr artenreiche (Qualitätsstufe 4-5) Grünland- und Ackerstandorte wurden in einem sehr geringen Maße nachgewiesen. Die hier ermittelten Ergebnisse sind nachvollziehbar, da artenreiche Grünland- und Ackerflächen in der sehr intensiv genutzten Agrarlandschaft Deutschlands sehr selten vorzufinden und noch immer im Rückgang begriffen sind (vgl. GÜTHLER & OPPERMAN 2005 S. 39, BRABAND et al. 2003 S. 146).

Die durch die Kosten-Distanz-Analyse ermittelten Neuntöterreviere hatten eine Flächengröße zwischen 0,4 ha und 2,0 ha. Die kleinen Reviere waren dabei ausschließlich im näheren Umfeld von intensiv genutzten Ackerflächen zu finden. Die beiden größeren Reviere wiesen hingegen einen hohen Grünlandanteil auf und waren in den Randbereichen durch Feldgehölze abgegrenzt. Die hierbei ermittelten Flächen entsprachen dabei in etwa den in der Literatur angegebenen mittleren Reviergrößen des Neuntöters in günstigen Gebieten (1,5-2,0 ha, BAUER, BEZZEL & FIEDLER 2005, S. 40). An den Revierstandorten mit den weniger gut geeigneten Habitatsigenschaften waren die Reviergrößen wesentlich kleiner. In der freien Natur gleichen Tiere schlechtere Habitatsigenschaften durch eine Vergrößerung des Reviers aus. Für das hier verwendete Verfahren wurde dies jedoch absichtlich nicht berücksichtigt, da hier lediglich Flächen mit einem hohen Naturwert identifiziert werden sollten. Auffällig war hier, dass sich die Form der Reviere sehr stark an die an den Standorten befindlichen Vertikal- und Kleinstrukturen (Hecken und Gebüsche) anpasste. Die starke Bindung des Neuntöters an Gebüsche und Hecken (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993, S. 1179) konnte somit auch bei der Kosten-Distanz-Analyse berücksichtigt werden.

Beim Vergleich der Bestimmung von HNV-Farmland mithilfe von Biotoptypen auf der einen und Acker- und Grünlandkennarten auf der anderen Seite konnte festgestellt werden, dass nur ein sehr geringer Teil des HNV-Farmlands in beiden Verfahren identisch war.

Für Ackerflächen konnte dabei festgestellt werden, dass um ein Vielfaches mehr HNV-Farmland mittels Ackerkennarten ausgewiesen wurde, als dies auf Basis von Biotoptypen erfolgte (HNV-Biotoptypen: 33,0 ha, HNV-Kennarten: 278,0 ha). HNV-Farmland, welches durch beide Verfahren bestimmt wurde, fand sich auf einer Fläche von insgesamt 24,2 ha. Dies entsprach ca. 73 % aller mittels Biotoptypen ausgewiesenen HNV-Farmland-Flächen, aber nur einem Anteil von lediglich ca. 9 % aller durch Kennarten ausgewiesenen HNV-Farmland-Flächen. Eine mögliche Ursache für diesen enormen Unterschied könnte in der Art der Erfassung der Pflanzenarten auf den Ackerflächen liegen. Aus den Pflanzenlisten ließ sich nicht ablesen, in welchem Bereich der betrachteten Fläche die Pflanzen zu finden waren. Gleichsam wurde eine Vielzahl der Pflanzenarten mit einem Deckungsgrad von $\leq 1\%$ aufgenommen. Es ist daher durchaus möglich, dass die Ackerkennarten nur in den Randbereichen der Flächen vorgefunden wurden. Randbereiche von Ackerflächen weisen in der Regel weniger Belastungen durch Pflanzenschutzmittel auf und sind nicht so nährstoffreich wie der restliche Teil der bewirtschafteten Ackerparzelle. Anhand der genutzten Daten konnte jedoch keine weitere Differenzierung der Flächen innerhalb der Ackerparzellen vorgenommen werden.

Eine weitere Ursache für den oben aufgezeigten Unterschied zwischen den beiden Bestimmungsverfahren könnte darin liegen, dass die Mindestanzahl an Kennarten, die zu einer Ausweisung als HNV-Farmland führt, zu niedrig gewählt wurde. Der größte Anteil des durch Ackerkennarten ausgewiesenen HNV-Farmlands hatte die Qualitätsstufe 3 (3-4 Ackerkennarten auf der Fläche). Übereinstimmungen mit den HNV-Farmland-Flächen, welche mittels Biotoptypen bestimmt wurden, fanden sich jedoch überwiegend in der Qualitätsstufe 5. Hier kann es durchaus sinnvoll sein die Qualitätsstufen bei der Weiterentwicklung des HNV-Indikators noch einmal anzupassen.

Für die Grünlandflächen konnte bei der vergleichenden Analyse festgestellt werden, dass wesentlich mehr HNV-Farmland mittels Biotoptypen als über das Bestimmungsverfahren auf Basis von Grünlandkennarten ausgewiesen wurde (HNV-Biotoptypen: 167,3 ha, HNV-Kennarten: 42,3 ha). Insgesamt wurden auf 35,8 ha identische HNV-Farmland-Flächen durch beide Bestimmungsverfahren ausgewiesen. Dies entspricht einem Anteil von ca. 85 % des gesamten durch Grünlandkennarten ausgewiesenen HNV-Farmlands und einem Anteil von lediglich ca. 21% des HNV-Farmlands, welches anhand von Biotoptypen identifiziert werden konnte. Hier stellt sich die Frage, ob mittels Biotoptypen zu viel HNV-Farmland oder im Umkehrschluss anhand von Grünlandkennarten zu wenig HNV-Farmland ausgewiesen wurde. Um den Anteil an durch Kennarten bestimmten HNV-Farmland-Flächen zu erhöhen, könnte die Liste der Grünlandkennarten, welche für die Bestimmung von HNV-Farmland herangezogen wurde, um weitere Pflanzenarten ergänzt werden. Die in dieser Arbeit verwendete Kennartenliste wurde jedoch bereits in der Praxis geprüft und erwies sich als durchaus brauchbar um artenreiches Grünland zu identifizieren (vgl. BFN 2009 bzw. GÜTHLER & OPPERMANN 2005).

Eine weitere Möglichkeit den HNV-Farmland-Anteil zu erhöhen bestünde darin, die Mindestanzahl an Kennarten, welche zur Ausweisung von HNV-Farmland notwendig sind, herabzusetzen. Es zeigte sich jedoch, dass HNV-Farmland-Flächen mit wenigen Grünlandkennarten auch weniger häufig mit HNV-Farmland-Flächen, welche durch Biotoptypen bestimmt wurden, übereinstimmten. Eine Änderung der Klassengrenzen scheint demnach auch nicht zielführend. Es liegt daher die Vermutung nahe, dass mittels

Biotoptypen zu viel HNV-Farmland ausgewiesen wurde. So stellt z. B. der Biotoptyp „extensiv bewirtschaftetes Grünland“, welcher in dieser Arbeit als HNV-Farmland eingestuft worden ist, nicht in jedem Fall eine Fläche mit hohem Naturwert dar (vgl. BENZLER 2009, S.4). Die ökologische Wertigkeit bzw. der Naturwert solcher Flächen müsste über die botanische Artenvielfalt beurteilt werden (ebd.). Für die Bestimmung von HNV-Farmland auf Grünlandflächen wäre daher eine Kombination aus beiden Verfahren am geeignetsten. Der Naturwert einer Fläche könnte so eindeutig ermittelt werden und das kombinierte Verfahren ließe eine differenzierte qualitative Beurteilung der untersuchten Flächen zu.

HNV-Farmland, welches anhand von errechneten Neuntöterrevieren ausgewiesen wurde, konnte aufgrund des sehr geringen Stichprobenumfangs von 5 Revieren in der vergleichenden Analyse nur untergeordnet betrachtet werden. Dennoch scheint das in dieser Arbeit verwendete Verfahren zur Berechnung der Flächeninanspruchnahme durch seltene Tiere durchaus brauchbar, um HNV-Farmland zu identifizieren. Die speziell auf HNV-Farmland ausgerichtete Kostenoberfläche ermöglichte es, für Habitate mit einem hohen Naturwert die maximale Flächeninanspruchnahme zu berechnen, hingegen wurden Habitate mit einem geringen Naturwert mit wenig Flächeninanspruchnahme bedacht. Es gilt jedoch zu überdenken, ob hier andere Tierarten besser für dieses Verfahren geeignet sind, als der Neuntöter.

5 Fazit

Die Hypothese, dass sich durch die verschiedenen Bestimmungsverfahren identische HNV-Farmland-Flächen identifizieren lassen, konnte durch die vergleichende Analyse der getesteten Bestimmungsverfahren widerlegt werden. Eine eindeutige qualitative Identifizierung von HNV-Farmland anhand eines einzigen Bestimmungsverfahrens für die verwendeten Daten ist zur Zeit nicht möglich. Eine Kombination der verschiedenen Verfahren erscheint vor dem Hintergrund des jetzigen Wissensstands am ergiebigsten.

Die in dieser Arbeit ermittelten Ergebnisse können jedoch in die weitere Entwicklung des HNV-Indikators für die Bundesrepublik Deutschland einfließen. Schwierigkeiten bei der Anwendung der untersuchten Bestimmungsverfahren wurden aufgezeigt. Zudem konnte in dieser Arbeit sehr gut verdeutlicht werden, welche Probleme sich bei der Verwendung von bestehenden, nicht speziell für den HNV-Indikator erhobenen Umweltfachdaten ergeben können.

6 Literaturverzeichnis

- ANDERSEN, E. et al. (2003): Developing a high nature value farming area indicator: Internal report. - Copenhagen (EEA)
- BAUER, H.-G.; E. BEZZEL & W. FIEDLER (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Band 2: Passeriformes – Sperlingsvögel. - 2. Aufl. – Wiebelsheim (AULA)
- BENZLER, A. (2009): Implementierung des HNV-Farmland-Indikators in Deutschland. - Newsletter des Europäischen Evaluierungsnetzwerks für ländliche Entwicklung. Rural Evaluation News Nr. 2, März 2009 http://ec.europa.eu/agriculture/rurdev/eval/network/newsletter/02_de.pdf (02.04.2009).
- BFN (2008): Endbericht zum F+E – Vorhaben „Entwicklung des High Nature Value Farmland-Indikators. FKZ 3507 80 800. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz) (unveröffentlicht).
- BFN (2009): Erfassungsanleitung für den High Nature Value Farmland-Indikator – Stand: März 2009. - (unveröffentlicht).

- BRABAND D.; S. HAACK; R. OPPERMANN; E. SCHILLER & T. VAN ELSSEN (2003): Artenreiches Ackerland – Kennarten und Methodik zur Feststellung förderwürdiger artenreicher Ackerflächen. - In: OPPERMANN R. & H.U. GUJER (Hrsg.) (2003): Artenreiches Grünland bewerten und fördern – MEKA und ÖQV in der Praxis. – Stuttgart (Ulmer)
- DRÖSCHMEISTER, R. (2001): Bundesweites Naturschutzmonitoring in der „Normallandschaft“ mit der Ökologischen Flächenstichprobe. - *Natur und Landschaft* 76 (2): 58-69.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & K. M. BAUER (1993): Handbuch der Vögel Mitteleuropas – Passeriformes (4. Teil) Bd. 13/II (Sittidae – Laniidae). – Wiesbaden (AULA)
- GÜTHLER, W. & R. OPPERMANN (2005): Agrarumweltprogramm und Vertragsnaturschutz weiter entwickeln. Mit der Landwirtschaft zu mehr Natur: Ergebnisse des F+E Projektes „Angebotsnaturschutz“. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz). – (Naturschutz und Biologische Vielfalt; 13)
- KOM (2001): Mitteilungen der Kommission an den Rat und das europäische Parlament. Statistischer Informationsbedarf für Indikatoren zur Überwachung der Integration von Umweltbelangen in die Gemeinsame Agrarpolitik, KOM (2001) 144.
- KÖNIG, H. (2006): Die Ökologische Flächenstichprobe (ÖFS) als Biodiversitätsmonitoring NRW. - In: BEGEMANN, F.; SCHRÖDER, S.; WENKEL, K.-O. & WEIGEL, H.-J. (Hrsg.) (2006): Monitoring und Indikatoren der Agrobiodiversität: Tagungsband eines Symposiums am 7. und 8. November 2006 in Königswinter. Agrobiodiversität. – (Schriftenreihe des Informations- und Koordinationszentrums für Biologische Vielfalt; 27): 166-176.
- LANUV (2008): Biodiversitätsmonitoring NRW. Ökologische Flächenstichprobe (ÖFS) - Arbeitsanleitung: Brutvogelkartierung. Stand: März 2008, (unveröffentlicht).

Treffpunkt Biologische Vielfalt IX	2010	131-136	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	---------	--

Gerechte Nutzung genetischer Ressourcen oder Biopiraterie? Ethische Kriterien für ein ausgewogenes und gerechtes benefit-sharing für pflanzengenetische Ressourcen in der Landwirtschaft

JULIA ROJAHN

Schlagwörter: genetische Ressourcen; benefit-sharing; Gerechtigkeit; Landwirtschaft

1 Einleitung

Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD, 1993) nennt als eines seiner drei Ziele die „ausgewogene und gerechte Aufteilung der sich aus der Nutzung der genetischen Ressourcen ergebenden Vorteile“ (Art. 1). Diese Aufteilung der Vorteile wird häufig unter dem entsprechenden englischen Begriff „benefit-sharing“ diskutiert, den ich auch hier verwenden möchte. Ich stelle die wichtigsten Ergebnisse meiner Dissertation vor, in der ich ethische Kriterien für ein ausgewogenes und gerechtes benefit-sharing für pflanzengenetische Ressourcen in der Landwirtschaft entwickelt habe.¹ Während die CBD genetische Ressourcen recht uneindeutig definiert als „genetisches Material von tatsächlichem oder potentielltem Wert“ (Art. 2) verstehe ich darunter Organismen oder biologisches Material, das aufgrund seiner genetischen Eigenschaften genutzt wird, und das für diese Nutzung nicht gleichwertig durch andere Arten, Sorten etc. ersetzbar ist.

Ausgangspunkt der Überlegungen zur Notwendigkeit eines benefit-sharing ist die Beobachtung, dass entlang der Wertschöpfungskette für genetische Ressourcen deren Verarbeitung etwa zu Medikamenten, Kosmetik oder landwirtschaftlichen Sorten zwar oft lukrativ ist und exklusive Verwertungsrechte (z. B. Patente, Sortenschutz) ermöglicht, aber die ursprünglichen Bereitsteller (englisch „provider“) der genetischen Ressourcen (z. B. Landwirte, indigene Völker) nicht an den späteren Gewinnen oder Eigentumsrechten beteiligt werden, obwohl ihr Wissen und ihre Vorleistungen oft entscheidend zur Wertschöpfung beitragen.² Hinzu kommen deutliche globale Unterschiede in der aktuellen Verteilung der Vielfalt an genetischen Ressourcen (v. a. in Entwicklungsländern bzw. Ländern des Südens) und, umgekehrt, den wichtigsten kommerziellen Nutzern dieser Ressourcen (v. a. in Industrieländern bzw. Ländern des Nordens).

¹ Die auf Englisch verfasste Arbeit wird voraussichtlich gegen Anfang 2010 auf den Internet-Seiten der Universitätsbibliothek Tübingen erhältlich sein (siehe <http://tobias-lib.ub.uni-tuebingen.de>).

² Dokumentierte Beispiele aus dem Bereich landwirtschaftlicher Ressourcen sind die patentierte Bohnensorte Enola (RURAL ADVANCEMENT FOUNDATION INTERNATIONAL 2001, ETC GROUP 2008), Patente auf Brazzein, einen aus der westafrikanischen Pflanze *Pentadiplandra brazzeana* gewonnenen Süßstoff (HELLEKANT&DANILOVA 2005), oder die Einkreuzung einer virus-resistenten brasilianischen Erdnuss-Sorte in US-amerikanische Sorten (EDMONDS INSTITUTE 2006).

In der Implementierungsphase der CBD³ hat sich benefit-sharing, in Verbindung mit dem internationalen Zugang zu genetischen Ressourcen, als eines der schwierigsten und konfliktrüchtigsten Themen erwiesen, zumal die Ausweitung geistiger Eigentumsrechte an genetischen Ressourcen (besonders Patente) immer wieder Vorwürfe von „Biopiraterie“, d. h. unrechtmäßiger Aneignung solcher Ressourcen, provoziert. Die ungelöste Frage des benefit-sharing für solche Aneignung und Nutzung genetischer Ressourcen hat viele Staaten dazu veranlasst, gemäß der Souveränität über ihre biologischen Ressourcen (CBD Präambel) den internationalen Zugang zu ihnen zu beschränken. Besonders für landwirtschaftlich genutzte genetische Ressourcen sind solche Zugangsbeschränkungen problematisch, da Züchter und Landwirte auf eine breite Arten- und Sortenvielfalt angewiesen sind (siehe z. B. FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION 2009).

2 Eigene Fragestellung

Während die Gestaltung von benefit-sharing zunehmend als eine Frage frei verhandelter privater Verträge zwischen Nutzern und Bereitstellern sowie der entsprechenden Gesetzgebung gesehen wird, wird nur noch selten explizit diskutiert, worin genau ein ausgewogenes und gerechtes benefit-sharing besteht.⁴ Um diese Frage ethisch fundiert zu beantworten, habe ich sie zunächst differenziert in folgende Leitfragen:

- Was sind die langfristigen Ziele der Regulierung von Zugang zu genetischen Ressourcen und benefit-sharing?
- Welchen mittel- und kurzfristigen Zweck soll benefit-sharing erfüllen?
- Wie sollten legitime Eigentumsrechte an genetischen Ressourcen und zugehörigem Wissen gestaltet werden?
- Wer sollte zu benefit-sharing verpflichtet sein?
- Wer sollten die Empfänger von benefit-sharing sein?
- Was sollten die Bestandteile von benefit-sharing sein?
- Wie können diese Forderungen national und international umgesetzt werden?

3 Gerechtigkeit als ethischer Bewertungsrahmen

Um diese Fragen auf ethischer Grundlage zu beantworten, habe ich aus zwei aktuellen Ansätzen zur Gerechtigkeitstheorie (John Rawls) bzw. zu globalen Gerechtigkeitsfragen (Thomas Pogge) zehn allgemeinere Prinzipien für gerechtes benefit-sharing abgeleitet. Diese beinhalten unter anderem:

- Benefit-sharing ist kein Almosen, sondern Pflicht der Wohlhabenden gegenüber denen, die durch die bestehenden globalen Institutionen auf vorhersehbare und vermeidbare Weise benachteiligt werden.

³ Seit 2001 verhandelt eine eigene „Ad Hoc Open-ended Working Group on Access and Benefit-sharing (ABS)“ über ein geplantes Internationales Regime zu Zugang und Vorteilsausgleich, dessen genauer Inhalt, Reichweite und Verbindlichkeit noch nicht geklärt ist. Außerdem trat 2004 der Internationale Vertrag über pflanzengenetische Ressourcen für Ernährung und Landwirtschaft (engl. ITPGR) in Kraft, der für eine Auswahl pflanzengenetischer Ressourcen ein „multilaterales System“ von vereinfachtem Zugang und pauschalem benefit-sharing vorsieht; bisher beinhaltet dieses multilaterale System vor allem öffentliche *ex situ* Sammlungen, d. h. Samen-/Genbanken, botanische Gärten u. ä.

⁴ Implizit wird wohl angenommen, dass eine freie und informierte Zustimmung der jeweils gesetzlich vorgesehenen Vertragsparteien in benefit-sharing-Verträgen ausreicht.

- Benefit-sharing sollte vor allem menschliche Grundbedürfnisse befriedigen (statt z. B. Nutzenmaximierung anzustreben).
- Eigentumsrechte an natürlichen Ressourcen dürfen im Interesse von Gerechtigkeit reguliert und gestaltet werden.
- Benefit-sharing sollte zur Erhaltung der natürlichen Ressourcen beitragen (Generationengerechtigkeit).
- Betroffene sollten sich an der politischen Gestaltung von benefit-sharing beteiligen können.
- Unterschiedliche Verhandlungsmacht sollte in internationalen Beziehungen nicht ausgenutzt werden.

Vor dem Hintergrund dieser Prinzipien wird deutlich, dass frei verhandelte private Verträge zwischen Nutzern und Bereitstellern nicht unbedingt ein ausgewogenes und gerechtes benefit-sharing zum Ergebnis haben – man denke z. B. an die unterschiedliche Verhandlungsbasis eines multinationalen Unternehmens gegenüber einer lokalen indigenen Gemeinschaft oder der zuständigen Behörde eines kleinen Landes. Private benefit-sharing-Verträge können außerdem nicht angemessen öffentliche Interessen wie die Erhaltung der Ressourcen oder die Befriedigung von Grundbedürfnissen berücksichtigen. Hinzu kommt, dass selbst existierende Verträge kaum international durchsetzbar oder einklagbar sind, und die Überwachung oder Rückverfolgung der genutzten genetischen Ressourcen über Staatsgrenzen hinweg schwierig ist.⁵ Es ist daher ein verbindlicher Rahmen für solche Verträge notwendig, der benefit-sharing auch als eine Frage globaler Gerechtigkeit behandelt.

4 Kriterien für ausgewogenes und gerechtes benefit-sharing

Auf der Grundlage der obigen Gerechtigkeitsprinzipien sowie vorhandener Literatur lassen sich nun die Leitfragen beantworten und entsprechende Kriterien für ausgewogenes und gerechtes benefit-sharing formulieren.

4.1 Ziel und Zweck von benefit-sharing

Die Regulierung des Zugangs zu genetischen Ressourcen sowie von benefit-sharing sollte drei Hauptziele verfolgen: die Erhaltung der Ressourcen, internationale Gerechtigkeit und Armutsbekämpfung, und die Förderung wünschenswerter Innovationen auf der Basis genetischer Ressourcen z. B. zur Ernährungssicherung. Der Anspruch, mit benefit-sharing solche übergeordneten Ziele zu verfolgen, entspricht zwar nicht unbedingt dem aktuellen internationalen Verhandlungsstand z. B. in der ABS Working Group (s. oben), die Ziele finden sich aber auch ähnlich in der CBD wieder (siehe z. B. Artikel 1, 15.2, 15.7, 16, 19, 20.4).

Mittel- und kurzfristig sollte benefit-sharing vor allem die Bereitsteller von genetischen Ressourcen und zugehörigem Wissen angemessen entlohnen bzw. entschädigen und ihnen Anreize bieten, Zugang dazu zu gewähren, und so den wünschenswerten Austausch genetischer Ressourcen nicht unnötig zu erschweren. Da private Einzelverträge den Wert dieser Ressourcen nicht angemessen berücksichtigen können, sollte benefit-sharing aus diesen Verträgen ergänzt werden durch öffentliche finanzielle und rechtliche

⁵ Bisher sind Nutzer genetischer Ressourcen (z. B. bei Patentanmeldungen) meist nicht zu Herkunftsangaben verpflichtet.

Unterstützung für die Bereitsteller, u. a. durch den Schutz ihrer legitimen Rechte an Ressourcen und zugehörigem Wissen.

4.2 Legitime Eigentumsrechte

Unter den Eigentumsrechten an genetischen Ressourcen und zugehörigem Wissen sind vor allem geistige Eigentumsrechte umstritten, besonders Patente.⁶ Den hier entwickelten Kriterien zufolge sollten Patente nur für echte Erfindungen (z. B. technische Verfahren) vergeben werden, nicht aber für biologisches Material selbst. Außerdem sollte bezüglich der geschützten Objekte mindestens zwischen unverändertem genetischen Material, „modernen“ Sorten und Zuchtlinien, traditionellen genetischen Ressourcen und traditionellem Wissen unterschieden werden, für die verschiedene konventionelle oder alternative Formen geistiger Eigentumsrechte genutzt werden können. Unverändertes Material sollte dabei nur einen sehr schwachen Schutz (z. B. Geschäftsgeheimnis) erhalten; für „moderne“ Sorten ist der etablierte konventionelle Sortenschutz (z. B. UPOV-Übereinkommen 1978⁷) angemessen; traditionelle Ressourcen und traditionelles Wissen sollten besser als bisher gegen unrechtmäßige Aneignung und gegen Verlust geschützt werden, z. B. durch geschützte Marken, Herkunftsangaben und spezielle Register und Datenbanken⁸. Alle geistigen Eigentumsrechte an pflanzengenetischen Ressourcen in der Landwirtschaft sollten den Landwirtenvorbehalt und den Züchternvorbehalt beinhalten, d. h. die Erlaubnis, geschütztes Material frei für den eigenen Nachbau oder für weitere Züchtung zu verwenden.

4.3 Beteiligung an benefit-sharing

Wenn man benefit-sharing nicht primär als Verhandlungssache zwischen individuellen Nutzern und Bereitstellern ansieht, sondern auch als globale Institution versteht, die einen Beitrag zu mehr Gerechtigkeit leisten soll, muss der Kreis der Beteiligten deutlich ausgeweitet werden: Ich schlage vor, benefit-sharing auf aktuell genutzte genetische Ressourcen auszudehnen, für die kein neuer Zugang oder Zugriff mehr nötig ist, weil sie z. B. schon öffentlich zugänglich sind. Verpflichtungen zu benefit-sharing könnten dann durch bestimmte Nutzungen genetischer Ressourcen ausgelöst werden (z. B. Züchtung, genetische Veränderung, taxonomische Forschung, Weiterverarbeitung von Inhaltsstoffen), sofern daraus ein definierter Nutzen („benefit“) entsteht (z. B. kommerzielles Produkt, Patenterteilung, wissenschaftliche Veröffentlichung).⁹ Nicht-kommerzielle Nutzer sollten nicht grundsätzlich von benefit-sharing-Verpflichtungen ausgenommen sein, in ihrem Fall könnte benefit-sharing aber z. B. primär in nicht-monetärer Form erfolgen (s. unten). Außerdem schlage ich vor, die Nahrungsmittelindustrie bzw. die Konsumenten an benefit-sharing zu beteiligen, z. B. in Form einer geringen Steuer, da auch sie Organismen oder biologisches Material aufgrund ihrer spezifischen genetischen Eigenschaften nutzen.¹⁰

⁶ In den USA und der EU werden z. B. Patente auf Gene, Sorten, Organismen mit bestimmten biologischen Eigenschaften, Zuchtmethoden sowie auf pflanzliche und tierische Produkte erteilt.

⁷ UPOV ist der Internationale Verband zum Schutz von Pflanzenzüchtungen; das mehrmals überarbeitete UPOV-Übereinkommen regelt das geistige Eigentum an Pflanzenzüchtungen in den beigetretenen Staaten (siehe http://www.upov.int/index_de.html; letzter Zugriff am 23.07.09).

⁸ siehe z. B. die *Traditional Knowledge Digital Library*, in der indisches traditionelles Wissen gesammelt und Patentämtern für Recherchen zur Verfügung gestellt wird (<http://www.tkdlib.res.in>; letzter Zugriff am 23.07.09)

⁹ Ich greife hier einen Vorschlag von TVEDT&YOUNG (2007: 62-70) auf.

¹⁰ Beispiele solcher spezifischer Eigenschaften von Nahrungsmitteln sind Vitamin- und Mineralstoffgehalte, Aussehen und Geschmack, Lager- und Verarbeitungseigenschaften.

Auch auf der Seite der Empfänger von benefit-sharing plädiere ich für eine Ausweitung über die aktuellen Bereitsteller hinaus, da anderweitig die obigen Ziele und Zwecke nicht erreicht werden können: Alle potentiellen Bereitsteller einer genetischen Ressource, die ursprünglichen Bereitsteller der Ressourcen in öffentlichen *ex situ* Sammlungen sowie, noch allgemeiner, alle Länder und Regionen hoher Agro-Biodiversität sollten an benefit-sharing beteiligt werden. Die Verteilung der „benefits“ im Einzelnen sollte sich wiederum an Gerechtigkeitsprinzipien orientieren und z. B. vor allem menschliche Grundbedürfnisse befriedigen.

4.4 Bestandteile und Umsetzung von benefit-sharing

Die Art und Verwendung der einzelnen Bestandteile von benefit-sharing ist ebenfalls ethisch relevant: Nicht-monetäre Komponenten sind langfristig mindestens so wertvoll wie monetäre und sollten Technologietransfer und Kapazitätsaufbau z. B. in den Bereichen Erhaltung und nachhaltige Nutzung von Ressourcen sowie ländliche Entwicklung beinhalten. Vor allem nicht-kommerzielle Nutzer sollten außerdem gemeinsame Forschung und gemeinsame Publikationen mit den Bereitstellern anstreben.

Ein umfassendes Konzept von benefit-sharing wie hier dargestellt setzt einen globalen institutionellen Rahmen voraus, in dem individuelle Verträge zu benefit-sharing durchgesetzt werden können und der benefit-sharing auch außerhalb von Einzelverträgen regelt. Als ersten Schritt hierzu sollten nationale Gesetze vor allem in Nutzerländern die Nutzer genetischer Ressourcen aus dem Ausland explizit dazu verpflichten, alle relevanten Gesetze der Herkunftsländer einzuhalten (vgl. TVEDT & YOUNG 2007: 99-127). Um die Verfolgbarkeit der genetischen Ressourcen zu vereinfachen, sollten außerdem verpflichtende Herkunftszertifikate und eine entsprechende Offenlegung bei Nutzung der Ressource eingeführt werden. Darüber hinaus sollten international einheitliche Auslöser und Minimalstandards für benefit-sharing definiert werden. Für Fälle, in denen benefit-sharing vorgeschrieben ist, aber kein Vertrag dazu besteht (z. B. weil die Ressourcen öffentlich zugänglich sind oder ihre Herkunft unbekannt ist), sollte ein Standardverfahren auf Basis eines pauschalen, multilateralen benefit-sharing vorgesehen sein (z. B. Beitrag der Nahrungsmittelindustrie bzw. der Konsumenten). Multilaterales benefit-sharing sollte einen globalen Fonds sowie ein globales Instrument für nicht-monetäres benefit-sharing¹¹ beinhalten; die Adressaten wären dann vor allem die oben erwähnten wünschenswerten Empfänger von benefit-sharing, die nicht in privaten Verträgen berücksichtigt werden. Abgesehen von diesen konkreten Instrumenten erfordert die prozedurale Gerechtigkeit die Beteiligung aller Betroffenen an der Verhandlung von benefit-sharing-Verträgen oder zumindest am nationalen und internationalen Gesetzgebungsprozess. Auf der internationalen Ebene sollten v. a. Industrie- und Entwicklungsländer gleichberechtigt verhandeln; die Selbstbestimmung von Ländern und (z. B. indigenen) Völkern sollte geachtet werden. Als eine Alternative zum Status Quo schlage ich ein globales benefit-sharing-Schema vor, das benefit-sharing aus Einzelverträgen und pauschales, multilaterales benefit-sharing außerhalb solcher Verträge kombiniert.

5 Fazit und Ausblick

Zurückgehend auf die ursprüngliche Frage, worin ein ausgewogenes und gerechtes benefit-sharing besteht, lässt sich als Fazit aus den einzelnen untersuchten Aspekten feststellen, dass ein solches benefit-sharing (auch) als Kompensation für existierende Ungleichheit und Ungerechtigkeit verstanden und kon-

¹¹ In einem solchen Instrument für multilaterales nicht-monetäres benefit-sharing könnten z. B. Regierungen und internationale Organisationen Projekte zu Technologietransfer und Kapazitätsaufbau konzipieren, zu denen Nutzer genetischer Ressourcen dann beitragen.

zipiert werden sollte. Trotz einiger entsprechender Formulierungen vor allem in der CBD und dem ITPGR¹² hat sich eine solche Sichtweise aber (noch) kaum in der Gesetzgebung niedergeschlagen; die meisten der oben dargestellten konkreten Forderungen sind bisher nicht erfüllt, und ein globaler verbindlicher Rahmen für benefit-sharing für genetische Ressourcen wird in näherer Zukunft wohl nur zustande kommen, wenn er sich auf die gegenseitige Anerkennung nationaler Gesetze und die Durchsetzung privater Verträge beschränkt. Mit meiner Arbeit möchte ich dagegen noch einmal den Blick auf die grundsätzlichen Ziele von benefit-sharing richten und seine Gestaltung als eine Frage globaler Gerechtigkeit betrachten, für die sich ethisch begründbare, konkrete Kriterien entwickeln lassen. Auch wenn mit benefit-sharing allein Ziele wie die Erhaltung von Ressourcen, internationale Gerechtigkeit und Armutsbekämpfung nicht unbedingt erreichbar sind, können die hier vorgeschlagenen Instrumente und Maßnahmen doch dazu beitragen und langfristig das Gefälle zwischen Bereitstellern „roher“ genetischer Ressourcen v. a. in Entwicklungsländern und der Aufbereitung und kommerziellen Nutzung v. a. in Industrieländern mildern: Die Bereitsteller könnten selbst einen größeren Teil der Wertschöpfungskette übernehmen und hochwertigere Produkte entwickeln, so dass mehr Ertrag aus der Wertschöpfung bei ihnen bleibt. Die Erhaltung genetischer Ressourcen wäre damit für sie lohnenswerter, ihre Möglichkeiten zu selbstbestimmter Entwicklung würden sich erweitern, und sie wären weniger darauf angewiesen, dass andere kommerzielle Nutzer ihrer Ressourcen ihnen einen Gewinnanteil in Form von benefit sharing zukommen lassen. Ob dies gelingt, ist nicht zuletzt eine Frage des politischen Willens in Nutzerländern wie Deutschland, wo die Öffentlichkeit bisher wenig für das Thema benefit-sharing sensibilisiert ist.

6 Literatur

- EDMONDS INSTITUTE (2006): Out of Brazil: A Peanut Worth Billions (to the US). – Edmonds (Edmonds Institute): 6 S.
- ETC GROUP (2008): Hollow Victory: Enola Bean Patent Smashed At Last (Maybe). Presseerklärung vom 29.04.2009 - http://www.etcgroup.org/en/materials/publications.html?pub_id=683 (letzter Zugriff 23.07.09)
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (2009, im Druck): Second Report on the State of the World's Plant Genetic Resources for Food and Agriculture. – Rome (FAO)
- HELLEKANT, G. & DANILOVA, V. (2005): Brazzein a Small, Sweet Protein: Discovery and Physiological Overview. - Chemical Senses 30 (Suppl. 1): i88-i89
- RURAL ADVANCEMENT FOUNDATION INTERNATIONAL (2001): Enola Bean Patent Challenged. Presseerklärung vom 05.01.2001 - http://www.etcgroup.org/en/materials/publications.html?pub_id=286 (letzter Zugriff 23.07.09)
- TVEDT, M.W. & YOUNG, T.R. (2007): Beyond Access: Exploring Implementation of the Fair and Equitable Sharing Commitment in the CBD. - Gland (IUCN) – (Environmental Policy and Law Paper 67/2): 172 S.

¹² siehe z. B. CBD Präambel, Artikel 15.7, 16-20; ITPGR Präambel, Artikel 9, 13.2, 13.3

Treffpunkt Biologische Vielfalt IX	2010	137-141	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	---------	--

Die sozio-kulturelle Bedeutung traditionellen Wissens für den Erhalt der biologischen Vielfalt in Südecuador

ULRICH HANZIG

Schlagwörter Biodiversität; nachhaltige Entwicklung; traditionelles Wissen indigener und lokaler Gemeinschaften; kollektives Gedächtnis; integrative Schutz- und Entwicklungskonzepte

1 Einleitung

Viele Gebiete in Entwicklungsländern, die eine hohe Biodiversität aufweisen, sind besiedelt von indigenen bzw. lokalen Gemeinschaften, die über spezifische Formen der Landnutzung und traditionellen Wissens verfügen. Integrative Entwicklungs- und Schutzkonzepte versuchen zum einen, den Erhalt der biologischen Vielfalt und zum anderen die kulturellen Rechte und Nutzungsansprüche der lokalen Bevölkerung zu berücksichtigen.

Der Begriff „Traditionelles Wissen“ bezeichnet die Kenntnisse, Innovationen und Praktiken indigener Völker und lokaler Gemeinschaften (vgl. GTZ, 2004). Diese Wissensinhalte werden seit Jahrhunderten weitergegeben, meist mündlich übertragen und spiegeln sich in Ausdrucksformen wie Erzählungen, Liedern, Mythen, Ritualen, Gesetzen, Tänzen etc. wider. Traditionelle Kenntnisse und Praktiken besitzen sowohl für die alltägliche Lebenswelt als auch für die nachhaltige Nutzung bzw. den Schutz der Biodiversität eine hohe (auch globale) Bedeutung. Dieser Zusammenhang wird durch den Artikel 8j der Biodiversitätskonvention (CBD) bestätigt, indem die Vertragsstaaten dazu aufgefordert werden, das traditionelle Wissen indigener und lokaler Gemeinschaften anzuerkennen und zu schützen (ebd.).

Die Annahme, dass der Erhalt und die nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt in Zusammenhang mit traditionellen Kenntnissen von indigenen bzw. lokalen Gemeinschaften steht, macht es erforderlich, sowohl die spezifischen Formen der Landnutzung als auch die sozio-kulturelle Bedeutung traditionellen Wissens zu untersuchen.

2 Biologische Vielfalt und indigene Gruppen in Südecuador

Die tropischen Bergregenwälder im Süden Ecuadors zeichnen sich durch eine besonders hohe Biodiversität aus. Diese im Übergangsbereich zwischen Andenhoch- und Amazonastiefland gelegene Bergwaldregion ist einerseits für den Erhalt genetischer Ressourcen von zentraler Bedeutung und bildet andererseits den Lebens- und Wirtschaftsraum des Menschen. Auf Grund menschlicher Eingriffe wie der Ausdehnung landwirtschaftlicher Nutzflächen, Straßenbau, Siedlungsdruck, dem Abbau von Bodenschätzen etc. ist die biologische Vielfalt unter dem Gesichtspunkt der Nachhaltigkeit als gefährdet anzusehen. (vgl. POHLE, 2004).

1982 wurden mit der Gründung des Podocarpus-Nationalparks eines der letzten zusammenhängenden Primärwaldareale unter Naturschutz gestellt und wenig später drei größere Waldschutzgebiete eingerichtet. Im Jahr 2007 wurde ein größeres Gebiet als Biosphärenreservat (Podocarpus - El Condor) ausgewie-

sen, in dem der weitgehend unberührte Bereich des Nationalparks die Kernzone darstellt und das von zwei indigenen Gruppen bewohnte und bewirtschaftete Umland die Puffer- und Entwicklungszone.

Sowohl auf Grund der geographischen Lage der jeweiligen Siedlungsräume als auch hinsichtlich der kulturellen Herkunft und sozio-ökonomischen Situation, unterscheiden sich die Lebens- und Wirtschaftsräume der indigenen Gemeinschaften. Die Siedlungsgebiete der Jívaro sprechenden Shuar erstrecken sich von den tiefer gelegenen Regionen des Bergregenwaldes bis ins Amazonastiefland. Die Shuar lebten lange Zeit nahezu unberührt von „westlichen“ Einflüssen – erst im 20. Jahrhundert kamen sie in Konflikt mit Missionaren und Kolonisten. Die andere indigene Gruppe – die Saraguro – gehören zur Sprachgruppe der Quichua an und leben überwiegend in den mittleren Höhenlagen der Anden. Ihre Herkunft ist bis heute nicht zweifelsfrei erwiesen, vermutlich stammen sie aus der Titicaca-Region Boliviens und wurden von den Inka während des 15. und 16. Jahrhunderts im südecuadorianischen Andenhochland angesiedelt.

Die externen Einflüsse (Missionierung, Agrarkolonialisierung, infrastrukturelle Erschließung, moderne Technik etc.) und der damit einhergehende kulturelle Wandel haben die Lebensformen der indigenen Gruppen (unterschiedlich) stark beeinflusst. Neben dem teilweisen Verlust von Sprache, Religion und traditioneller Kleidung ist bei den Saraguro zudem eine Schwächung des für die Überlieferung von Normen und Werten relevanten, kleinbäuerlich geprägten Familiensystems zu beobachten (BELOTE 1984/1997, S. 401f). Dennoch konnten sowohl die Shuar als auch die Saraguro das über Generationen hinweg tradierte Wissen – etwa in Bezug auf den Umgang mit der natürlichen Umwelt – teilweise bis heute bewahren.

3 Ethnospezifische Formen der Landnutzung

Die Shuar sind traditionelle Waldbewohner, die neben der Bewirtschaftung ihrer Hausgärten (huertas) auch als Jäger, Fischer und Sammler tätig sind. Die tropischen Hausgärten der Shuar zeichnen sich durch eine besonders hohe Arten- und Sortenvielfalt aus. Neben Knollengewächsen und verschiedenen Kochbananenarten zählen eine Vielzahl von traditionellen Landsorten zu den Hauptanbauprodukten. Die Wild- und Kulturpflanzen werden überwiegend als Nahrungsmittel und für medizinische Zwecke verwendet und bilden einen wichtigen Bestandteil der Subsistenzversorgung. Als traditionelle Waldbewohner verfügen die Shuar zudem über detaillierte Pflanzenkenntnisse und spezifisches Anwendungswissen. Die im Wald gesammelten Pflanzen werden mehrheitlich als Nahrungsmittel und als Konstruktionsmaterial verwendet, aber auch für medizinische und rituelle Zwecke (POHLE, a.a.O., S.16).

Die Hausgärten der Saraguro besitzen ebenfalls eine hohe Artenvielfalt. Dem Anbau von Obst und Gemüse sowie Medizinal- und Gewürzpflanzen kommt in Bezug auf die Nahrungsergänzung eine tragende Rolle zu, da der Hauptanteil der Produkte fast ausschließlich für den Eigenkonsum bestimmt ist. Die Grundnahrungsmittel wie Bohnen und Mais werden auf Feldern (chacras) angebaut. Seit dem 19. Jahrhundert halten die Saraguro zudem Rinder für den Verkauf. Zu Beginn des 20. Jahrhunderts führte diese flächenintensive Wirtschaftsform zu einer Verknappung des Weidelandes, was die massive Brandrodung der Bergwaldareale und vermehrte Agrarkolonialisierung tiefer gelegener Gebiete zur Folge hatte. Auf Grund von Infrastrukturmaßnahmen wuchs zudem die Bedeutung der regionalen Märkte. Mit dem Bau der Panamericana durch das Siedlungsgebiet der Saraguro entwickelte sich die Rinderhaltung ab den 1940er Jahren allmählich zu einem Hauptwirtschaftszweig, da der Verkauf von Fleisch, Milch und Käse nun auf überregionalen Märkten möglich wurde (BELOTE, a.a.O., S. 273ff).

4 Nutzung der Biodiversität und Bewahrung indigenen Wissens

Im Hinblick auf den Umgang mit der natürlichen Umwelt durch die beiden indigenen Gruppen zeigt sich unter dem Gesichtspunkt der nachhaltigen Nutzung ein differenziertes Bild. Während die Nutzung des Waldes durch die Shuar als biodiversitätserhaltend angesehen werden kann, ist die Nachhaltigkeit der Umweltnutzung bei den Saraguro zumindest teilweise in Zweifel zu ziehen (POHLE, a.a.O., S. 18f).

Das traditionell geprägte Biodiversitätsmanagement der Shuar basiert wesentlich auf einer kulturellen Sichtweise auf die natürliche Umwelt, die neben der ökonomischen auch eine spirituelle Bedeutung hat. Der ressourcenschonende Umgang mit den Waldprodukten erklärt sich daraus, dass dem Wald lediglich die für die Deckung des Eigenbedarfs benötigten Ressourcen entnommen werden. Gleichzeitig fließen traditionelle Umweltkenntnisse der Shuar in diese Form der Landnutzung ein, wie sich etwa beim geregelten Wanderfeldbau oder den umfangreichen Nutzung und Anwendung der aus dem Wald und den Hausgärten stammenden Pflanzen zeigt.

Ähnliches gilt für die Hausgärten der Saraguro. Auch bei ihnen ist noch ein umfangreiches Wissen über die Bewirtschaftung der Gärten und die Nutzung der Anbauprodukte vorhanden. In Bezug auf den Umgang mit den Bergwaldarealen haben die Saraguro als erfahrene Gebirgsbauern mittlerweile eine hinreichend ökologisch stabile Siedlungs- und Agrarlandschaft geschaffen (ebd.). Andererseits wurden und werden durch flächenhafte Brandrodung zwecks Weidegewinnung weite Teile der Bergwaldareale dezimiert, womit auch eine Reduzierung der biologischen Vielfalt einhergeht.

Wenn davon auszugehen ist, dass traditionelle und aktuelle Formen der Landnutzung unmittelbar mit der Existenz von traditionellen Kenntnissen in Zusammenhang steht, kommt der Analyse und Bewertung des ethnospezifischen Wissensvorrats eine essentielle Bedeutung zu. Daher ist zu untersuchen, welches traditionelle Wissen existiert bzw. bereits verloren gegangen ist. Die Datenauswertung aus meinem ersten Feldaufenthalt im Jahr 2008 belegt, dass sich die traditionelle Lebenswelt der Saraguro bereits nachhaltig verändert hat. An der Saraguro-Gemeinde San Lucas lässt sich exemplarisch der partielle Verlust der eigenen Sprache (Quichua) und der traditionellen Kleidung aufzeigen. Viele Saraguro sind zudem nicht mehr allein in der Landwirtschaft tätig, sondern gehen außerdem gewerblichen Tätigkeiten nach, arbeiten in Schulen, Krankenhäusern oder im handwerklichen Bereich. Andere Saraguro hingegen halten weiterhin am traditionellen dualen System fest, das den subsistenzorientierten Bereich (Feld- und Gartenbau) und den marktorientierten Bereich (Viehwirtschaft) integrativ miteinander verbindet. Traditionelles Wissen ist bei den in San Lucas lebenden Saraguro jedoch nach wie vor vorhanden.

In Bezug auf die Nutzung der natürlichen Ressourcen sind hier vor allem die Kenntnisse über das Anlegen von Terrassen an steilen Hanglagen, der Umgang mit Medizinalpflanzen, die Nutzung der Hausgärten und der Erhalt der Bodenqualität zu nennen. Das gleichzeitige Vorhandensein von traditionellen und modernen Einflüssen, von sich gegenseitig bedingenden Lebens- und Wirtschaftsformen und den damit verbundenen kulturellen Kenntnissen und Praktiken lässt die Frage aufkommen, wie traditionelles Wissen weitergegeben und erhalten werden kann bzw. wie überhaupt auf dieses zugegriffen wird.

4.1 Kollektives Gedächtnis und kulturelle Identität

Die Weitergabe bzw. Erhaltung traditioneller Wissensinhalte setzt zunächst voraus, dass diese erinnert werden. Ist ein spezifischer Inhalt einmal vergessen, ist er unwiderruflich verloren gegangen und es kann nicht mehr auf ihn zurückgegriffen werden – es sei denn, er wird anlässlich eines bestimmten Ereignisses

wieder erinnert. Es war der französische Soziologe Maurice Halbwachs, der in den 1920er und 1930er Jahren das Phänomen des Gedächtnisses von der individuellen Psyche auf einen kollektiven Kontext übertrug. Die Fähigkeit zur Erinnerung könne demnach nicht auf eine neuronale und hirnpfysiologische Funktion reduziert werden, sondern sei sozial bedingt. Die zentrale Erkenntnis von Halbwachs' Theorie beruht auf der Annahme, dass „soziale Rahmen“ die Erinnerung konstituieren und stabilisieren (vgl. HALBWACHS 1950/1967). Diese Zuordnung von Gedächtnis und Gruppe verweist darauf, dass Erinnerungen kollektiv sind, lediglich die Empfindungen individuell. Ein Vorteil dieses Ansatzes besteht darin, dass er auch das Vergessen zu erklären imstande ist. Wenn nur erinnert werden kann, was innerhalb von Bezugsrahmen einer jeweiligen Gegenwart rekonstruierbar ist, dann wird exakt das vergessen, was in einer solchen Gegenwart keinen Bezugsrahmen mehr hat.

Auf Grund der Eingebundenheit in kollektive Erinnerungs- und Erfahrungsräume ist das Individuum imstande, eine Identität auszubilden. Indem sich der Einzelne in sozialen Gruppen wiederfindet, entwickeln sich ein gemeinsames Selbstbild, gemeinsame Werte und ein kollektiver Zugriff auf Vergangenheit (ASSMANN 1992, S. 16). Der kollektive Rückgriff auf Vergangenheit qua Erinnerung besitzt sowohl eine soziale als auch eine zeitliche Dimension. Auf der sozialen Ebene entsteht durch die Bindung des Individuums an seine Mitmenschen ein gemeinsamer Erfahrungs-, Erwartungs- und Handlungsspielraum, der Vertrauen und Orientierung schafft. Die zeitliche Ebene verbindet Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft, indem sie vergangene Erfahrungen und Erinnerungen, Bilder und Geschichten präsent hält und gleichzeitig einen Ausgriff auf Zukunft einfließen lässt. Die zeitliche Dimension stiftet daher Erinnerung und Hoffnung. Die sozio-kulturelle Bedeutung kollektiver Erinnerung drückt sich also zum einen in der gemeinsamen Bindung an Normen und Werte aus und zum anderen in der Fähigkeit, das gemeinsam erinnerte in der Gegenwart präsent zu halten.

Eine weiterentwickelte Fassung von Halbwachs' Theorie findet sich bei Jan Assmann. Mit der inhaltlichen und begrifflichen Differenzierung von kommunikativem und kulturellem Gedächtnis verweist Assmann auf gesellschaftlich unterschiedliche Erinnerungsformen. Das kommunikative Gedächtnis ist die zentrale Überlieferungsform in Kulturen, in denen die Schrift eine eher untergeordnete Rolle spielt. Kollektive Erinnerungen werden hierbei mittels Sprache von Generation zu Generation weitergegeben. Der Zeithorizont dieser biographischen Erinnerungen beträgt etwa 80 bis 100 Jahre oder drei bis vier Generationen (ebd, S. 50). Das kommunikative Gedächtnis ist eher instabil, da bereits das Weitererzählen einer gehörten Geschichte starke Modifikationen gegenüber dem „Original“ aufweist und zudem nicht extern gespeichert (z. B. schriftlich fixiert) wird. Die Tradierung des Alltags- und Erfahrungswissens basiert wesentlich auf sozialer Interaktion.

4.2 Traditionelle Wissensinhalte – Bewahrung und Partizipation

Im Gegensatz zum kommunikativen Gedächtnis richtet sich das kulturelle Gedächtnis auf bestimmte Fixpunkte der Vergangenheit. Erinnert werden etwa Ursprungsmythen oder Gründergeschichten, Ereignisse einer „absoluten“ Vergangenheit. Diese Ereignisse werden von der Gemeinschaft als dauerhaft bewahrenswert erachtet und durch spezifische, meist an strenge Regeln gebundene Verfahren tradiert. Es kommt hierbei zu einer Externalisierung der Erinnerung, die eben nicht auf Alltagskommunikation gründet, sondern auf festen Objektivationen (Sprache, Tanz, Rituale, Kleidung etc.). Ein weiterer Unterschied zwischen den beiden Gedächtnisformen ist die Art und Weise der Partizipation. Beim kommunikativen Gedächtnis ist die Teilhabe an der Gruppe diffus. Zwar wissen die Alten in der Regel mehr als die Jungen, aber es gibt keine Experten oder Spezialisten für diese Art der informellen Überlieferung – alle sind

gleich kompetent (ebd., S. 53f). Die Partizipation am kulturellen Gedächtnis hingegen ist differenziert und vertraut auf spezialisierte Träger. Das kulturelle Gedächtnis weist daher einen höheren Grad an Selektivität und Reflexivität in Bezug auf das Tradierte auf.

Dies ist bei den Saraguro in San Lucas zu beobachten. Der Zugang zu zuvor unbekanntem Orten und Lebenswelten (durch den Bau der Panamericana), die Zunahme von außerlandwirtschaftlichen Erwerbsmöglichkeiten und das Aufkommen moderner Technik und Kommunikationsformen sind nur einige Gründe, die die kleinbäuerlich geprägte Lebenswelt und ihre traditionellen Kenntnisse und Werte nicht mehr als selbstverständlich erscheinen lassen. Gleichzeitig wird die Abnahme des traditionellen Wissens bewusst wahrgenommen und reflektiert, im Wesentlichen von Personen mit einem höheren Bildungsgrad. Als Hauptgründe werden die mangelnde Partizipation der Bevölkerung sowie eine Schwächung der Weitergabeformen selbst angegeben. Derzeit gibt es in San Lucas Bestrebungen, das noch vorhandene traditionelle Wissen zu dokumentieren und schließlich in Buchform den lokalen Schulen zugänglich zu machen. Diese Externalisierung und Institutionalisierung traditioneller Wissensinhalte könnte es ermöglichen, die noch vorhandenen Kenntnisse zu bewahren und diese einem großen Bevölkerungskreis zugänglich zu machen, zumindest der jungen Generation.

Auf der Basis der sozialen, ökonomischen und kulturellen Gegebenheiten wird die Dokumentation und Bewertung des vorhandenen traditionellen Wissens die Hauptaufgabe des nächsten Feldaufenthaltes sein. Dabei wird der Schutz der biologischen Vielfalt ebenso berücksichtigt wie der Erhalt der in Gedächtnis- und Überlieferungsformen aufbewahrten traditionellen (Umwelt)kenntnisse. Dieser integrative Forschungsansatz soll mit Hilfe der Verknüpfung von Datenauswertung und kulturwissenschaftlicher Gedächtnistheorien schließlich ermöglichen, Hinweise für die Bewahrung traditionellen Wissens im Sinne von Nachhaltigkeit zu geben.

5 Literatur

- ASSMANN, J. (1992): Das kulturelle Gedächtnis: Schrift, Erinnerung und politische Identität in frühen Hochkulturen. - München.
- BELOTE, J. (1984/1997): Los Saraguros del Sur del Ecuador. - Quito/Ecuador.
- BELOTE, J. & BELOTE, L. (1999): The Shuar and the Saraguros. - www.saraguro.org/shuar.htm
- GTZ (2004): Traditionelles Wissen zum Erhalt und zur nachhaltigen Nutzung biologischer Vielfalt. - www.gtz.de/biodiv
- HALBWACHS, M. (1950/1967): Das kollektive Gedächtnis. - Frankfurt/Main.
- MÜLLER-HOHENSTEIN, K.; PAUSCH, A.; PAULSCH, D. & SCHNEIDER, R. (2004): Vegetations- und Agrarlandschaften in den Bergwäldern Südecuadors. - In: Geographische Rundschau, H. 3: 48-55.
- POHLE, P. (2004): Erhaltung von Biodiversität in den Anden Südecuadors. - In: Geographische Rundschau, H. 3: 14-21.
- UNESCO (Hrsg.) (1984): Action plan for Biosphere Reserves. - In: Nature and Resources 20(4): 11-22.

The CBD and Traditional Kenyan (African) Healer: Myths and Reality

EVANSON CHEGE KAMAU

1 Brief survey of general African (traditional) healing practices

There are plenty myths about traditional knowledge (TK) of most African communities, especially healing practices, which are often regarded as supernatural and involving mystic powers, divination, magic, witchcraft etc. As a result, traditional healing processes were, for long, generally branded as heathen and barbaric (primitive). But is that what traditional knowledge (TK) really is?

Admittedly, some traditional healers invoke mystic powers in healing particular sicknesses the reason being that TK is holistic. That means, its application usually covers the mind, body and soul. Some diseases are considered as not merely resulting from malfunctioning of certain organs or a lesion therein, but essentially a rupture of life's harmony, to be imputed either to a material cause instinct with some "intangible force" or directly to that intangible force itself (SINDIGA et al. 1995, 20). Hence, the concept of illness in traditional medicine (TM) includes health conditions caused by both seen and unseen forces such as ancestors, spirits and enemies (TABUTI et al. 2003, 121).¹

For most Africans, good health means not only physical health, but also a healthy situation in everything that concerns them (COCKS & DOLD 2000). According to its users, TM cures both the physical/organic causes of a disease as well as its underlying causes, such as aggrieved ancestors or a neighbour's wrath and therefore it provides a complete cure explaining why people trust it especially for the treatment of psycho-spiritual conditions (e.g. to eliminate effects of witchcraft, treat mental illnesses) and chronic ailments. TM is hence, divided into several branches: herbal medicine, spiritualism, psychotherapy, bone-setting, traditional surgery and traditional birth attendance.²

TK's peculiar approach of not separating "secular" or "rational" knowledge from spiritual knowledge, intuitions and wisdom consists one of the distinctions that is often made to distinguish it from modern or "western" knowledge. TK is often embedded in a cosmology, and the distinction between "intangible" knowledge and physical things is often blurred. Indeed, holders of TK often claim that their knowledge cannot be divorced from the natural and cultural context within which it has arisen, including their traditional lands and resources, and their kinship and community relations (KOTHARI 2007). In administering their services, traditional practitioners therefore at times use a mishmash of pure herbal remedies and other psycho-spiritual practices e.g. against aggrieved ancestors, evil spirits or charms from one's enemies.

¹ According to a study carried out in the Bulamogi county of Uganda by Tabuti et al., respondents reported 97 physical illnesses and 26 magical, spiritual or ritual conditions.

² For the functions of the different branches see J. K. Githae, Potential of TK for conventional therapy: Prospects and limits, in KAMAU & WINTER (eds), Genetic Resources, Traditional Knowledge and the Law. Solutions for Access and Benefit Sharing, Earthscan, 2009, pp77-100 at p82ff.

1.1 Inventory practices of herbal medicine healers

There exists an immense body of medicinal knowledge among the traditional communities that, though referred to as “traditional,” involves a genuine inventory and dynamic process.³ It is not archaic or of an inferior nature as the term “traditional” might suggest. This terminological reference is based on the modes of its acquisition, storage and transmission and also since it is tradition-based; reflecting traditions of communities that created it.⁴ It is also referred to as such because it was initially practised within a traditional setup.⁵

Acquisition of and training in TK is not lax and poor as many people think. Knowledge acquisition is highly organized and structured, systematic, disciplined, demanding and living or evolutionary (dynamic).⁶ Training in herbal medicine is rigorous and demands the following, among others:

- keen plant identification
- proper collection and (composition) preparation ability
- proper acquisition of diagnostic skills, and
- proper medicine administration know-how.

Training demands substantial time and sacrifice, which makes a family the most convenient training institution. In exceptional cases, folk healers receive training from traditional expert healers outside their families. It is also important to note that, today traditional healing is not only undertaken by formally unlearned individuals restricted to remote areas as mostly perceived, but some of them have received training in conventional institutions, but decided to dedicate time to develop TK.

1.2 The nexus between African traditional healing practices and environmental conservation and sustainable use of biodiversity

Traditional medicine encompasses a body of knowledge linked to natural resources, specifically biodiversity. Local communities in Africa have an intimate relationship with nature and possess abundant indigenous (holistic) knowledge on the use of plants as well as a good knowledge of the biology and ecology of the species that they use. A dominant view exists that indigenous people normally make better predictions about the consequence of physical changes or stresses within a particular ecosystem than scientists who base their forecasts on narrow and non-holistic generalized models and field observations of a relatively short duration. In one of his widely publicized speech (of 1854) arguing in favour of ecological responsibility and respect of native Americans' land rights, Chief Seattle said

Governments have begun to view indigenous people and their knowledge of the land as an early warning system for environmental change, perhaps in much the same way as miners once viewed canaries. The difference is that a canary does not know why it died, or what was wrong; indigenous people do. The canary can not propose solutions or provide an example of lifestyles and ethics to restore ecological balance; indigenous people can. The canary does not foretell environmental change, but indigenous people accurately predict ecological distur-

³ For details see KAMAU (2009c), 145ff.

⁴ Ibid.

⁵ Ibid.

⁶ Ibid.

*bance, based on multi-generational accumulations of knowledge and experience.*⁷

Being holistic, traditional medicinal knowledge (TMK), like every other traditional ecological knowledge (TEK), focuses on the complex web of the relationships between humans, animals, plants, natural forces, spirits and landforms within a particular locality or territory (GITHAE 2009, 77). Through training, its processes are acquired and transmitted having in mind the obligation to uphold the welfare of both the human, living and dead, and the environment in which he lives. That obligation must be maintained in using and transferring TK.

Since knowledge confers heavy responsibilities, as well as the power to interfere with relationships between the dead and living, it must be transmitted personally to an individual apprentice who has been properly prepared. Misuse of knowledge is tantamount to an act of war on other species, breaking their covenants, and returning the land to a pre-moral and pre-legal vacuum. This is the reason why indigenous people take a precautionary to the use of the ecosystems (GITHAE 2009, 77f.)

Significant in the African tradition is the understanding of the concept of health. Human health and “ecosystem health” are regarded as being very dependent on each other. A human being is not considered totally healthy if the ecosystem he lives in is unhealthy. It is believed that some of the human sicknesses are a result of environmental infringement (see below). Demonstrating this interdependence, Githae compares human and ecosystem well-being or unwell-being with a good or bad egg, respectively (2009, 85).⁸ He says

...wellbeing is a combination of integrated sustainable development of the human being, as well as the ecosystem. This can only be understood if only we could think of the egg of the wellbeing. The ecosystem surrounds and supports people much as the white of the egg surrounds and supports the yolk. Just as the egg can be good only if both the yolk and the white are good, so a society can be well and sustainable if both the people and the ecosystem are well.

This factor of TM is very crucial to conservation and sustainable use of biodiversity. In fulfilling its mandate, TM therefore (like every area of TEK) underpins its medical practice on maintaining a balance between the human medical needs and a sound ecosystem. Consequently, high environmental skills that embrace the understanding of the environment (surrounding) and understanding the relationship between nature and human, i.e. how they co-existence, are a prerequisite to its practice.⁹ Thus, learning precision skills in collection, including identification, selection and extraction or separation¹⁰ and if necessary mak-

⁷ As quoted by chief Robert Wavay in Julian T. Inglis (Ed), *Traditional Ecological Knowledge Concepts and Cases*, IPTEC & IDRC, Ottawa, Canada, 1993.

⁸ Likewise see figure 5.3 illustration in Githae 2009, 86f.

⁹ It is said that observation shows that even a sick (African) sheep or goat while seeking for medication for itself during grazing does not browse plants indiscriminately or even to the ground for the selected species.

¹⁰ In an interview reported by VOA (Voice of America), Dr. Jack Githae laments the degradation of the “magic” medicinal tree (in Kenya) locally known as muiiri (*Prunus africana*) caused by indiscriminate harvesting by agents of drug companies with permits obtained corruptly from the government and without consultation of the locals who possess proper knowledge on the modes of harvesting. He adds that in spite of the usefulness of the tree based on the numerous diseases it is used to treat (abdominal problems, infectious diseases, allergies and in

ing collection trips outside the territory of occupation to avoid unbearable pressure on and depletion of the surrounding environment are key to TM practice. Learning to uphold the well-being of both human and the environment is also part and parcel of the acquisition, transmission, use and transfer processes of TEK. It is also vital to mention that many African traditional setups foresee punishment for injury of the environment in their customary laws.

2 Culture, conservation and sustainable use of biodiversity and traditional healers

Generally, conservation and sustainable use attitude, also of plant food varieties, is deep-rooted in most traditional practices and beliefs. Capra (1984, 41) notes that

Ecosystems sustain themselves in a dynamic balance based on cycles and fluctuations, which are nonlinear processes... Ecological awareness, then, will arise only when we combine our rational knowledge with an intuition for the nonlinear nature of our environment. Such intuitive wisdom is characteristic of traditional, non-literate cultures ... in which life was organized around a highly refined awareness of the environment.

Figure 1 below shows common ecological practices that are embedded in the lifestyles of most African communities. Some can be associated to scientific approaches while some are purely belief-based, but all produce environmental conservation and sustainability effects. They cover a wide spectrum involving forest practices, village level practices, farm practices, practices across landscapes and household practices. This makes it possible for a whole community (in all age groups) to get involved in environmental activities (and to develop a personal relationship with the ecosystem) – from a home setting, where responsibilities (for family interests) are borne and distributed between family members, to a village setting, where responsibilities (for the whole village) are borne and distributed among the dwellers of the particular village, and further to inter-village, inter-clan or inter-tribal relationships, where responsibilities for joined interests are shared at different levels.

Examples of shared interests are water sources and sacred trees and forests. At times ecological non-human entities such as trees, rivers, mountains, animals etc. are accorded human personality¹¹ and sometimes are used as temples (shrines) and hence are highly revered by everyone without exception across the whole spectrum, as are all sacred sites.

veterinary medicine), as well as the many of its parts possessing medicinal properties (roots, bark, leaves), when large-scale commercial harvesting of the bark of the tree for export began in Kenya about a decade ago, tractors and power saws were used to cut down the trees for de-barking and trunks were left to be used as firewood. The full report (*Africa's medicine tree facing extinction from greed, corruption*) is available at <http://www.voanews.com/english/archive/2006-05/2006-05-22-voa24.cfm> (accessed 19 August 2009).

¹¹ See e.g. Githitho as well as Githae.

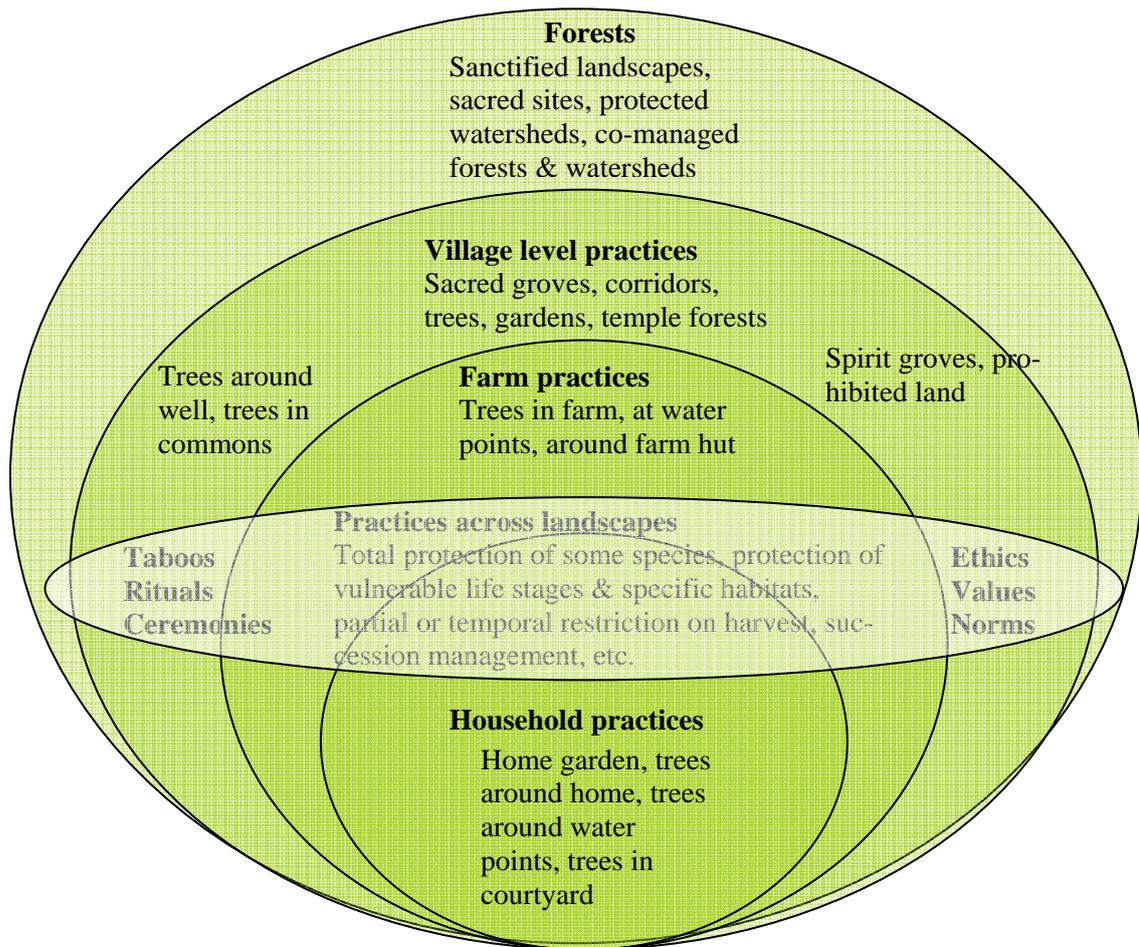


Fig. 1: Traditional practices relevant for the conservation and sustainable use of biological diversity

The concept of “sacred” in most societies implies something set apart, holy or revered. It is often associated with the secret or the forbidden. The main objective of the traditional management of sacred sites is to maintain their separateness or sanctity by controlling access to them. This is achieved largely through the strength of spiritual beliefs and social rules and norms. Taboos and other religious observations are frequently applied to regulate access and conduct at the sites, threatening dire punishment from the spirit world for those who flouted the rules. Such practices have proved fairly effective in reinforcing self-restraint among individual members of the group. If a breach does occur, purposely or not, intervention or intercession by spiritual leaders would be required to ward off harm to the trespasser.

At all levels, traditional environmental practices are guided by ethics, values, norms, taboos, rituals or ceremonies. There are numerous examples of the application of such practices in African communities. Examined below are examples of three Kenyan communities from different regions, which are characterized by a blending of pure conservation (and sustainable use) measures and traditional practices.

The Maasai (Rift valley province)

Loita, a 33,000-hectare forest located about 320km south of Nairobi and next to the world famous Maasai Mara Game Reserve is jealously protected by a community of about 25,000 people.

Loita is of great importance to the *Maasai* community living around it being a source of water,¹² medicinal herbs, human and animal food and building material. In addition, it is the site of the community's traditional and spiritual practices: every seven years, the Maasai assemble in the forest for age grade ceremonies and the blessing for female fertility, performed by the *Laibons*, Maasai spiritual leaders.

The forest is conserved through decrees by local Maasai traditional council of elders. The forest is guarded by *morans*, Maasai warriors, who report to the council of elders, led by a *Laibon*. Youth groups also go round the forest to make sure no one gets inside to cut trees.

As an organized community, the Loita Maasais even managed to oppose moves by the local government in the 90s to extend the Mara Reserve into Loita forest. The community formed the Naimina Enkiyio Conservancy Trust, which filed a lawsuit against Narok County Council in 1994 referring to Article 8(j) of the CBD. The trust won the case and was granted legal entitlement to the forest.

Instead of gazetting the forest as a game reserve, the trust chose alternative low-key tourist facilities such as tented camps and nature treks. Today, in recognition of the threats to their natural resources, the Loita Maasai have established the Loita Development Foundation, which is a community trust aimed at attaining sustainable use of natural resources in the Loita area and especially its famous sacred forest. They have also developed a forest management programme to establish their own permanent forest management structure and to safeguard the resource for ecotourism.

The spiritual leader (*Laibon*), together with the council of elders, traditionally control grazing, monitoring of wildlife and the state of the environment, the collection of entrance fees, camping fees and bed-night levies.

Loita Forest is quoted as the best example of what communities can do to conserve forests.

The Meru (Eastern province)

In Meru Central, trees such as the old *muuru* (Meru oak) thrive in the thick 20-acre *Giitune* sacred forest at the eastern slopes of Mt Kenya. Traditional decrees by the local *Njuri Ncheke* (council of elders) protect the forest from destruction (ORENGO). Defilers of the (best preserved) forest (e.g. illegal loggers) when caught are fined a hefty sum of money by the elders and in case they do not honour the fine, a traditional curse known as *gochiaro* is invoked against them.¹³

Giitune forest diminished from its original size of 30 acres due to uncontrolled deforestation. Since the recognition of the forest by the National Museums of Kenya as a national heritage site as well as the roles of *Njuri Ncheke* and community-based conservation authorities (e.g. *Giitune* Forest Conservation Committee), this trend has changed. It has been reported that the undergrowth in the forest had been stripped bare three years ago by people, who sought grass for their livestock and trees for charcoal but as the chairman of *Giitune* Forest Conservation Committee, Andrew Mutwiri, reported, “[T]he *Njuri Ncheke* closed it to the public for two years to stem the damage,”¹⁴ a good example of temporal restrictions on harvest.

¹² It is a source of two rivers, Kanunga and Kalasur which pour into Lake Magadi and Ewaso Nyiro River.

¹³ E.g. “May whoever continues to destroy this forest be bitten by its snakes and become humus for the trees.”

¹⁴ As quoted by Orenge.

“Cultural attachment to forests among the Meru is behind the mass tree planting farms and gazetted forests.”¹⁵ As a Meru elder expressed in the local language, there is a general understanding that “The environment can do without mankind, but mankind cannot do without the environment, not even for a single day.”¹⁶

The Mijikenda (Coast province)

The so-called *Mijikenda* consist of nine ethnic groups (the *Giriama, Digo, Duruma, Rabai, Kauma, Ribe, Jibana, Kambe, and Chonyi*) living at the coast of Kenya. The Mijikenda settled on the forested coastal plains and hills of Kenya about ten generations ago to escape from the onslaught of nomadic tribes who drove them from their former settlements north of Tana, which is the present Somalia (GITHITHO). They cleared parts of the forest and set up human settlements in form of fortified villages or homesteads (*Kayas*) with the surrounding forests acting as shelters.

These forests, which came to be known as Kaya forests, and the vegetation therein, were protected against destruction through taboos and other religious practices as they were regarded as sacred sites.¹⁷ Penalties for infringement varied depending on the magnitude of the transgression, but it usually consisted of fines of livestock or fowl, which were then sacrificed to appease offended spirits (GITHITHO). If the offence was committed secretly, it was believed it would come to light sooner or later when attempts were made by healers to investigate the root cause of an illness or other misfortune which would surely befall the culprit (GITHITHO). In such cases culprits were persuaded by guilt to confess.

When life became safer, the Mijikenda started moving out to cultivate out of the Kayas as well as set up new settlements, which always included a Kaya as a nucleus or focal point and a buffer environment (Kaya forest) around it.¹⁸ That way the Kaya settlements extended to an area estimated today at 200 km and consisting of 11 separate forest sites representing more than thirty surviving Kayas.¹⁹ These sites stand today on the coastal landscape as forest patches of varying sizes (approx. 30-300 ha.) – the only remains of the once extensive coastal lowland forest. Due to their (spi)ritual significance (as sacred graves, groves, caves etc.), certain restrictions on access and the utilization of natural forest resources are still observed. As a direct consequence, the biodiversity of the Kayas and forests surrounding them have been sustained.²⁰

The Kaya forests, being part of the complex mosaic of rich Eastern African coastal forests, are botanically diverse and have a high conservation value (see Table 1 below). More than half of Kenya’s rare plants are found in the coastal region, many in the Kayas (GITHITHO).

¹⁵ Statement by Njuguna Gichere, a research scientist on cultural heritage at the National Museums of Kenya and who has worked in Meru for more than 10 years, as quoted by Orengo.

¹⁶ M’mwongo M’Rimberia, as quoted by Orengo.

¹⁷ For traditional structures of management of fisheries in the Kaya zones see Kamau et al. (2009b), 115.

¹⁸ Cf. Githitho.

¹⁹ See Sacred Mijikenda Kaya forests, <http://whc.unesco.org/en/list/1231> (accessed 21 August 2009).

²⁰ On the role of Kayas in the management of fisheries see Kamau et al. (2009b), 118.

Tab. 1: Seven Kayas of the twenty coastal forests with the highest conservation value in Kenya

Kaya	Forested area (app)	No. of species	% of rare species
Jibana/ Pangan	250 ha	354	19.8
Kinondo	30 ha	112	14.3
Dzombo	295 ha	361	10.0
Kivara	130 ha	170	3.5
Muhaka	130 ha	278	9.0
Mrima	290 ha	271	9.2
Rabai	850 ha	425	4.7

Source: GITHITHO (after ROBERTSON and LUKE 1993).

According to Githitho, Kaya forests are the only known location of certain plant species and new surveys have continued to discover rare and interesting plant species. However, due to declining culture and respect of the Mijikenda practices as well as a consequent loss of their TK, it is feared that the Kaya forests might be facing external and internal threat.²¹

In the context of these cultures, the role of traditional healers in biodiversity conservation and sustainable use is paramount. With a heavy demand of their services, which highly depend on biodiversity, their environmental skills are a great asset to conservation. Also, whilst it is a taboo in most African communities to cut down medicinal trees, it is traditional healers who give guidance on such issues. In addition, they are the ones who unveil secret offences against the environment during treatment in some communities, e.g the Mijikenda (GITHITHO). Finally, their activities are also a vital resource for taxonomic work.

Such communities are the repositories of vast accumulations of traditional knowledge and experience ... Their disappearance is a loss for the larger society, which could learn a great deal from their traditional skills in sustainably managing very complex ecological systems (WCED 1987, 114-115).

3 Relevant CBD provisions

The CBD was adopted at the 1992 Earth Summit in Rio de Janeiro. It recognizes "...the close and traditional dependence of many indigenous and local communities embodying traditional lifestyles on biological resources, and the desirability of sharing equitably benefits arising from the use of traditional knowledge, innovations and practices relevant to the conservation of biological diversity and the sustainable use of its components" in the preamble. The relevant Articles for this discussion are 8j, 10c and 15.7.

Article 8j states

*Each Contracting Party shall, [S]ubject to its national legislation **respect, preserve and maintain** knowledge, innovations and practices of indigenous and local communities embodying traditional lifestyles relevant for the conservation*

²¹ See Sacred Mijikenda Kaya forests, above note 19.

*and sustainable use of biological diversity and **promote their wider application** with the approval and involvement of the holders of such knowledge, innovations and practices and **encourage the equitable sharing of the benefits** arising from the utilization of such knowledge, innovations and practices*

and 10c

*Each Contracting Party shall, ...[P]rotect and **encourage customary use of biological resources** in accordance with traditional cultural practices that are compatible with conservation or sustainable use requirements.*

These two provisions relate directly to traditional knowledge (TK) of which traditional healing practices are part. The third (Art. 15.7) relates more to genetic resources (GR), but since genetic resources are a vital resource for the healing practices of herbalists and based on the fact that many of the ecosystems in Kenya and Africa as a whole have been under the management of local communities for generations, a vital nexus exists between it and Articles 8j and 10c. It says

Each Contracting Party shall take legislative, administrative or policy measures ... with the aim of sharing in a fair and equitable way the results of research and development and the benefits arising from the commercial and other utilization of genetic resources with the Contracting Party providing such resources. Such sharing shall be upon mutually agreed terms.

In the following, I briefly show which legislative measures Kenya has taken to implement these provisions.

The CBD provisions on the conservation and sustainable use of biodiversity and the access of genetic resources and sharing of benefits therefrom were adopted in Kenya through the Environmental Management and Coordination Act (EMCA) of 1999 in Sections 50, 51, 52 and 53, respectively. In particular Sections 50(f) and 51(f) states that prescribed measures for conservation of biodiversity shall “protect indigenous property rights of local communities in respect” thereof and integrate “traditional knowledge for the conservation of biological diversity with mainstream scientific knowledge.” The Act consisted of a general legal framework and therefore these provisions needed concretization. This was done through *The Environmental Management and Co-ordination (Conservation of Biological Diversity and Resources, Access to Genetic Resources and Benefit Sharing) Regulations, 2006* (hereinafter Regulations 2006), which came into force in 2006.

The provisions of the Act on indigenous property rights and TK did not find any reflection in Regulations 2006. Hence, Article 8j remains unimplemented in Kenya.²² However, some provisions might be construed as having direct relevance for TK. Above all Section 9(2) requires that an application for an access permit shall be accompanied by the prior informed consent (PIC) of interested persons of which indigenous and local communities are. What relevance does PIC in access to genetic resources have for TK?

²² The Attorney General appointed a task force on the development of laws for the protection of traditional knowledge, genetic resources and folklore in February 2006, which was expected to deliver its recommendations within 2 years. In spite of repeated renewal of its mandate, the final document was still not released as of February 2009.

As seen above, some communities have lived around or near certain forests and utilized the biodiversity therein for ages to meet human and animal needs, including food and medicines. They have also developed skills and protocols for management of the ecosystems they interact with, which often include cultural aspects of their traditions and beliefs. Today, many of them have established organized conservation initiatives e.g. community based organizations and conservation funds. The communities in Kenya living around Mukogodo forest and organized by a council of elders known as ILMAMUSI (standing for four group ranches: Iingwesi, Makurian, Mukogodo and Sieku), or those living around Kakamega forest and organized by an organization called Kakamega Environmental Education Programme (KEEP) are good examples (KAMAU 2009a, 85). The biodiversity in such ecosystems is intertwined with the knowledge and cultures of the communities living within or around them. Lack of their involvement in access through PIC as well as inclusion of terms not mutually agreed with them in agreements might gravely hurt their rights and interests.²³

It is good that some government institutions are now collaborating with such communities to conserve the environment as well as develop products based on their TK. That helps to partially operationalize CBD Articles 8j and 10c that require CBD contracting parties to **preserve, maintain and promote the wider application of TK that is relevant to conservation and sustainable use as well as to “...encourage the customary use of biological resources in accordance with traditional cultural practices...”** However, through collaboration, much of the knowledge is disclosed to government officials and researchers. There is, therefore, a danger that, without a comprehensive legal framework and protocols, TK could leak to collectors of genetic resources without the awareness of the locals and result to the contravention of CBD Article 8j. On the other hand, (equitable) benefit sharing for the communities in such circumstances is not foreseen by the law. This contravenes the CBD benefit-sharing requirement of Articles 8j and 15.7. Therefore, Regulations 2006 should be amended to explicitly require the PIC of **such communities** and their involvement in (mutually) deciding the terms of access and benefit sharing as well as material transfer agreement (MTA), even where only permit for access to GRs has been applied for (KAMAU, 2009a, 85). In not doing this, Regulations 2006 have failed.

4 Some practical significance of TEK

It follows from the above considerations that the preservation of TEK is important not only for social and cultural reasons, but also for environmental conservation and sustainable use purposes. The following list of some of the practical significance of TEK is adopted from the IUCN Programme on Traditional Knowledge for Conservation (IUCN 1986):

- 1) Traditional knowledge for new biological and ecological insights. New scientific knowledge can be derived from perceptive investigations of traditional environmental knowledge systems, as in the case of life cycles of tropical reef fish.
- 2) Traditional knowledge for resource management. Much traditional knowledge is relevant for contemporary natural resource management, in such areas as wetlands. “Rules of thumb” developed by an-

²³ According to Section 43 of the EMCA, the Minister (of Environment) has the mandate to declare the traditional interests of local communities customarily resident within or around a lake shore, wetland, coastal zone or river bank or forest to be protected interests by notice in the Gazette.

cient resource managers and enforced by social and cultural means, are in many ways as good as Western scientific prescriptions.

- 3) Traditional knowledge for protected areas and for conservation education. Protected areas may be set up so as to allow resident communities to continue their traditional lifestyles, with the benefits of conservation accruing to them. Especially where the local community jointly manages such a protected area, the use of traditional knowledge for conservation education is likely to be very effective.
- 4) Traditional knowledge for development planning. The use of traditional knowledge may benefit development agencies in providing more realistic evaluations of environment, natural resources and production systems. Involvement of the local people in the planning process improves the chance of success of development.
- 5) Traditional knowledge for environmental assessment. People who are dependent on local resources for their livelihood are often able to assess the true costs and benefits of development better than any evaluator coming from the outside. Their time-tested, in-depth knowledge of the local area is, in any case, an essential part of any impact assessment.

5 Conclusion

There is a close relationship between the CBD objectives and the ecological activities of traditional healers. Through their TEK, they, and in general indigenous communities, have greatly contributed to the management of many ecosystems and thus to the first and second objectives of the CBD.

In a theoretical sense, the CBD went a long way to transform the situation before it by recognizing the activities of such communities and requiring that its contracting parties undertake appropriate measures to protect, preserve, maintain and encourage the use of traditional practices of such communities (based on their cultures) that are relevant for biodiversity conservation and sustainable use as well as share the resulting benefits with them. In Kenya, such measures are still lacking.

Though much work has been done since the adoption of the CBD, little tangible progress has been achieved in this respect. Great expectations have been put on the ongoing negotiations for an international regime in 2010.

6 References

- CAPRA, F. (1982): *The Turning Point*. - New York (Simon and Schuster)
- COCKS, M. & DOLD, A. (2000): The role of "African Chemists" in the health care system of the Eastern Cape province of South Africa. - *Social Science & Medicine* 51: 1505–1515
- GITHAE, J.K. (2009). Potential of TK for conventional therapy: Prospects and limits. – In: KAMAU, E.C. & G. WINTER (Eds): *Genetic Resources, Traditional Knowledge and the Law. Solutions for Access and Benefit Sharing*. – London (Earthscan): 77-100
- GITHITHO, A.N. (2009): The sacred Mijikenda Kaya forests of coastal Kenya and biodiversity conservation. Available at http://www.sacredland.org/PDFs/Mijikenda_Kaya.pdf (accessed 21 August 2009)
- INGLIS, J.T. (Ed) (1993): *Traditional Ecological Knowledge Concepts and Cases*. – Ottawa (IPTEC & IDRC)

- IUCN (1986): Tradition, Conservation and Development. Occasional Newsletter of the Commission on Ecology's Working Group on Traditional Ecological Knowledge No. 4. - Gland Switzerland
- KAMAU, E.C. (2009a): Sovereignty over genetic resources: Right to regulate access in a balance. The case of Kenya. - *Revista Internacional de Direito e Cidadania* No. 3.: 73-88
- KAMAU, E.C. et al. (2009b): Promotion and management of fisheries in Kenya. – In: WINTER, G. (Ed.). *Towards Sustainable Fisheries Law. A Comparative Analysis.* – Gland (IUCN): 83-137
- KAMAU, E.C. (2009c): Protecting TK amid disseminated knowledge – A new task for ABS regimes? A Kenyan legal view. – In: KAMAU, E.C. & G. WINTER (Eds): *Genetic Resources, Traditional Knowledge and the Law. Solutions for Access and Benefit Sharing.* – London (Earthscan): 143-170
- KOTHARI, A. (2007): Traditional knowledge and sustainable development. Available at http://www.iisd.org/pdf/2007/igsd_traditional_knowledge.pdf (accessed 4 September 2009)
- ORENGO, P. (2009): Where elders curse those who cut indigenous forests, Newspaper article. *The Standard*, June 25, 2009. Available at <http://www.eastandard.net/InsidePage.php?id=1144017781&cid=467&> (accessed 19 August 2009)
- SINDIGA, I.; NYAIGOTTI-CHACHA, C. & KANUNAH, M. (Eds) (1995): *Traditional Medicine in Africa.* – Nairobi (East African Educational Publishers Ltd.)
- TABUTI, J.R. et al. (2003). Traditional medicine in Bulamogi county, Uganda: Its practitioners, users and viability. - *Journal of Ethnopharmacology* 85: 119–129
- VOA (Voice of America) (2009): Africa's medicine tree facing extinction from greed, corruption. Available at <http://www.voanews.com/english/archive/2006-05/2006-05-22-voa24.cfm> (accessed 19 August 2009)
- WAVEY, R. (1993): In: Inglis, J.T. (Ed): *Traditional Ecological Knowledge Concepts and Cases.* Ottawa (IPTEC & IDRC)
- WCED (1987): *Our Common Future. The World Commission on Environment and Development.* - Oxford (Oxford University Press)

Authentische Lernumgebungen als Zugang zu Biodiversität – Kompetenzerwerb durch Schulgartenarbeit

DOROTHEE BENKOWITZ

Schlagwörter: Biodiversität; Wahrnehmung; Grundschulkind; Schulgarten

1 Einleitung

Biodiversität ist für den Menschen aus ökologischen und ökonomischen Gründen existentiell wichtig. Die Nationale Strategie hat sich auf der Grundlage des Übereinkommens zur biologischen Vielfalt (CBD) u. a. zum Ziel gesetzt, die Bedeutung von Biodiversität zunehmend im Bewusstsein der Bevölkerung zu verankern (BMU 2007, 61). Zur Einbeziehung des Themas in das Bildungssystem unter Anknüpfung an die UN Dekade „Bildung für Nachhaltige Entwicklung“ ist die Anlage und Nutzung von Schulgärten explizit genannt, um die Wahrnehmungsfähigkeit und die Wertschätzung für biologische Vielfalt zu fördern (ebd. 89). Schulgärten bieten als authentische, situierte Lernumgebung mannigfaltige Möglichkeiten, um mit pflanzlicher Vielfalt in Berührung zu kommen.

2 Bisherige Studien

WANDERSEE & SCHUSSLER (2001) stellen fest, dass aus kognitionspsychologischen Gründen die Perzeption pflanzlicher Lebensformen ein Problem darstellt: Pflanzen bewegen sich nicht, stellen i. d. R. keine Gefahr für Menschen dar, treten oft wenig aus dem grünen Hintergrund hervor und entgehen so unserer Aufmerksamkeit. Die Autoren bezeichnen dies als „Plant Blindness“. Gleichzeitig wird vor allem in den Industrienationen der Verlust der Wahrnehmungsfähigkeit für pflanzliche Vielfalt beklagt (BENKOWITZ & KÖHLER 2010, JÄKEL & SCHAER 2004, HESSE 2002). Die Häufigkeit und Dauer von Naturerfahrungen fördert nicht nur die Wahrnehmung pflanzlicher Vielfalt und Artenkenntnis (POHL & SCHRENK 2005, LINDEMANN-MATTHIES 2002a), sondern ist auch mit der Bereitschaft zum Umwelthandeln positiv korreliert (BÖGEHOLZ 1999).

3 Fragestellung

Ausgehend von der Hypothese, dass Schulgartenarbeit ein geeignetes Instrument zur Steigerung von Wahrnehmung und Wertschätzung pflanzlicher Biodiversität ist, wurden Studien im Quer- und Längsschnitt durchgeführt. Dabei wurde einerseits der Einfluss von Schulgartenarbeit auf die Wahrnehmungsfähigkeit von Kindern für pflanzliche Biodiversität untersucht, andererseits die Entwicklung eines Bewusstseins für die Bedeutung und die Wertschätzung biologischer Vielfalt erforscht.

Folgende ausgewählte Fragen standen dabei im Mittelpunkt:

- (1) Gibt es Kompetenzunterschiede zwischen Kindern mit und ohne Schulgartenerfahrung in der Wahrnehmung pflanzlicher Biodiversität?
- (2) Beeinflusst die Artenvielfalt den ästhetischen Wert, den Kinder einer Pflanzengemeinschaft beimessen?

- (3) Von welchen Vorerfahrungen hängt die Wertschätzung pflanzlicher Vielfalt ab (Schulgarten, Sachunterricht, Familie)?
- (4) Kennen Kinder mit Schulgartenerfahrung mehr Pflanzen mit Namen?

4 Forschungsdesign

In einer vergleichenden Pretest- Posttest-Studie wurden SchulanfängerInnen (n=136) aus 8 verschiedenen Klassen mit und ohne Schulgartenerfahrung mit leitfadenstrukturierten Einzelinterviews befragt. Das von LINDEMANN-MATTHIES (2002b) in Anlehnung an die Biodiversitätsstudie von HECTOR et al. (1999) entwickelte „Wiesenexperiment“ zur Erfassung der Wahrnehmungsfähigkeit für Artenvielfalt wurde dabei als Testinstrument eingesetzt. Den Kindern wurden jeweils vier quadratische Holzkästen mit 49 getopften Wiesenpflanzen präsentiert, die 2, 4, 8 bzw. 16 Arten in zufälliger Reihenfolge und Anordnung enthielten. Die Auswahl der Wiesenpflanzen erfolgte nach den Stetigkeitstabellen von OBERDORFER (1993). Die Kinder schätzten in allen vier Testflächen ohne Zeitlimit die Artenzahl, die Pflanzen durften mit allen Sinnen erkundet werden. Zusätzlich wurden personenbezogene Daten, Fragen zur qualitativen Wahrnehmung von Pflanzen und ihrer ästhetischen Bewertung sowie zu sonstigen Einflussfaktoren erhoben. Nach dem Pretest arbeitete die Testgruppe (n=66) ein Jahr im Schulgarten, wobei Unterrichtsbausteine zur Schulgartenarbeit zur Verfügung standen, die nach Bedarf zusammengestellt werden konnten. Die Schulgärten wurden vermessen und kartiert. Die Kontrollgruppe (n=70) wurde im Klassenzimmer unterrichtet. Alle Lehrkräfte wurden vorher und nachher befragt und gebeten, ein Protokoll zum Unterricht über Zeit und Inhalt zu führen. Parallel zum Posttest wurden die Eltern befragt. Die Kinderinterviews wurden transkribiert und quantitativ (SPSS 15) bzw. qualitativ (MAXQDA 2007) ausgewertet.

5 Ergebnisse

Bei der Schätzung der Artenzahl in den Testwiesen konnte im Posttest kein signifikanter Einfluss der Schulgartenerfahrung festgestellt werden (Abb. 1). Die Standardabweichung der Schätzung von der realen Artenzahl war allerdings bei den Kindern mit Schulgartenerfahrung geringer.

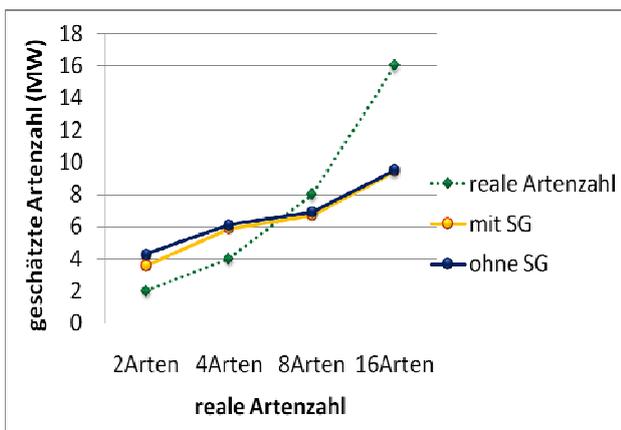


Abb. 1: Schätzung der Artenzahl (Mittelwert) im Posttest, Testgruppe = „mit SG“, Kontrollgruppe = „ohne SG“ (n = 136). Zur besseren Orientierung wurde nochmals die reale Artenzahl aufgetragen.

Die Schätzung der 8- und 16-Arten-Wiese korrelierte höchst signifikant mit der Artenkenntnis der Kinder ($p < .000$). Die Artenzahl und die ästhetische Bewertung einer Wiese waren höchst signifikant korreliert

($p < .000$): Je mehr Arten im Wiesenarrangement vorkamen, desto besser wurde die Wiese bewertet und dies auch mit der Vielfalt begründet. Die 16-Arten-Wiese wurde von der Testgruppe signifikant häufiger mit *sehr gut* bewertet ($p < .035$).

Die Wahl einer Lieblingswiese im Posttest hing jeweils höchst signifikant von der Wahl im Pretest, der Anzahl der blühenden Pflanzen (Beta positiv), der Höhenvariation der Pflanzen (Beta negativ) in der Wiese und der Schulgartenerfahrung ab. Bei Kindern mit Schulgartenerfahrung korrelierte die Wahl zusätzlich zu diesen Effekten mit der im Schulgarten verbrachten Zeit und der darin vorhandenen Artenvielfalt ($r^2 = 0.8$). Bei der Bewertung aller Wiesen hatten die Artenzahl, die Anzahl der Blühenden (Beta negativ) und die Höhenvariation (Beta negativ) einen Effekt.

Der Zuwachs an pflanzlicher Artenkenntnis hing signifikant ($p < .015$) mit der Schulgartenarbeit zusammen (Abb. 2).

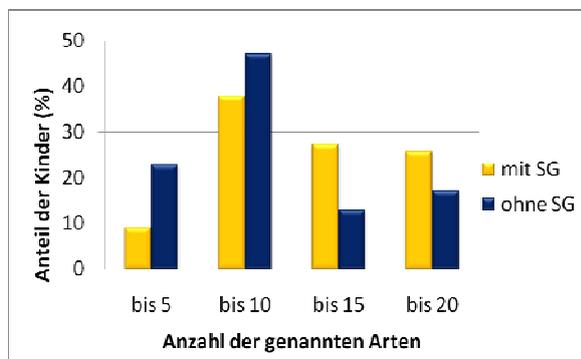


Abb. 2: Vergleich der Artenkenntnis von Kindern mit („mit SG“) und ohne Schulgartenerfahrung („ohne SG“) im Posttest (n = 136).

In einer hierarchischen Varianzanalyse ($r^2 = 0.7$) wurden als weitere Effekte für den Erwerb der Artenkenntnis neben dem Vorwissen und dem Benennen von Pflanzenteilen ($p < .000$), Angaben über die Quelle der Artenkenntnis ($p < .013$), die Artenkenntnis der Eltern ($p < .028$), die Schulgartenarbeit ($p < .001$) sowie das Anschauen von Büchern über Pflanzen ($p < .006$) ermittelt.

6 Diskussion und Ausblick

Die Kinder nahmen alle einen Anstieg der Artenzahl in den Testwiesen wahr, überschätzten jedoch artenärmere, während sie artenreichere unterschätzten. Studien mit Besuchern von botanischen Gärten zeigten das gleiche Ergebnis (JUNGE 2004). Schulgartenarbeit hatte nach einem Jahr noch keinen statistisch nachweisbaren Einfluss auf die Wahrnehmung pflanzlicher Vielfalt, auch wenn die Schätzung der Testgruppe im Posttest eine deutliche Verbesserung in der Abweichung vom Mittelwert zeigte. Alle Kinder zeigten im Posttest eine höhere Wertschätzung gegenüber der Vielfalt: Kinder erkennen Vielfalt als solche und schätzen sie. Ein Wechsel von artenärmeren zu artenreicheren Testwiesen als Favorit war nur innerhalb der Schulgartengruppe signifikant. Zudem hatte die Zeit im Schulgarten und die Artenvielfalt einen signifikanten Einfluss: Je mehr Zeit die Kinder dort verbrachten und je größer die Artenvielfalt im Garten war, desto häufiger wurde eine artenreichere Wiese gewählt. Der Unterricht im Schulgarten hat somit nachweislich die Wertschätzung von Artenvielfalt gesteigert.

Bei der Bewertung aller Wiesen korrelierte im Posttest die Artenzahl negativ mit der Anzahl der blühenden Pflanzen, d. h. für die Wertschätzung war nicht die Anzahl der blühenden Pflanzen entscheidend,

sondern die Artenvielfalt. Je höher die Variation der Wuchshöhe der Pflanzen, desto weniger gefiel die Wiese. Die Kinder bevorzugten demnach Wiesen, die eine große Artenvielfalt und eine einheitliche Wuchshöhe zeigten. Neben diesen Effekten spielte auch die Schulgartenarbeit bei der Bewertung eine signifikante Rolle.

Zwischen der Schätzung der Artenzahl und der Artenkenntnis besteht ein höchst signifikanter Zusammenhang. Da der Erwerb von Artenkenntnis und die Wahrnehmung von pflanzlicher Vielfalt somit in direktem Zusammenhang stehen, legt dies nahe, dass auch Schulgartenarbeit auf längere Sicht über den Erwerb von Artenkenntnis die Wahrnehmung von pflanzlicher Biodiversität fördert. Für die Schule bedeutet dies, dass wieder mehr Wert auf die Vermittlung von Artenkenntnis in authentischer Lernumgebung gelegt werden sollte, wenn ein Beitrag zur Verbesserung der Wahrnehmung von Pflanzen geleistet werden soll.

An die quantitative Auswertung soll sich nun eine qualitative Analyse einzelner Interviews anschließen, um individuelle Entwicklungen festzustellen.

7 Literatur

- BENKOWITZ, D. & KÖHLER, K. (2010): Perception of Biodiversity - The Impact of School Gardening on Getting in Touch with Plants. - In: MÜLLER, N.; WERNER, P. & KELCEY, J.D. (eds): Urban Biodiversity and Design. – Chichester (Blackwell): 425-440 (*in press*)
- BMU (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. - Berlin (BMU).
- BÖGEHOLZ, S. (1999): Qualitäten primärer Naturerfahrung und ihr Zusammenhang mit Umweltwissen und Umwelthandeln. - Opladen (Leske & Budrich) 237 S.
- HECTOR, A. et al. (1999): Plant Diversity and Productivity Experiments in European Grasslands. - Science, Vol. 286: 1123-1127
- HESSE, M. (2002): Eine neue Methode zur Überprüfung von Artenkenntnis bei Schülern. - ZfDN 8: 53-66.
- JÄKEL, L. & SCHAER, A. (2004): Sind Namen nur Schall und Rauch? Wie sicher sind Pflanzenkenntnisse von Schülerinnen und Schülern? - IBD Münster 13: 1-24
- JUNGE, X. (2004): Wahrnehmung und Wertschätzung pflanzlicher Biodiversität durch die Bevölkerung (unveröffentlicht). - Marburg (Philipps-Universität), (Diplomarbeit) 59 S.
- LINDEMANN-MATHIES, P. (2002a): Wahrnehmung biologischer Vielfalt im Siedlungsraum durch Schweizer Kinder. - In: KLEE, R. & BAYRHUBER, H. (Hrsg.): Lehr- und Lernforschung in der Biologiedidaktik. Innsbruck (StudienVerlag): 117-130
- LINDEMANN-MATTHIES, P. (2002b): Das „Wiesenexperiment“ – eine Pilotstudie über das Erkennen von Artenvielfalt durch Studierende. Natur und Landschaft 77 (7): 319-320
- OBERDORFER, E. (1993): Süddeutsche Pflanzengesellschaften Teil III: Wirtschaftswiesen und Unkrautgesellschaften. - 3. Aufl. - Stuttgart (Fischer): 404-414.
- POHL, D. & SCHRENK, M. (2005): Naturwahrnehmung von Schülerinnen und Schülern im Grundschulalter. In: KLEE, R. et al. (Hrsg.): Lehr- und Lernforschung in der Biologiedidaktik 2. - Innsbruck (Studienverlag): 115-131

WANDERSEE, J.H. & SCHUSSLER, E.E. (2001): Towards a Theory of Plant Blindness. In: Plant Science Bulletin Vol. 47 (1): 2-8 <http://www.botany.org/plantsciencebulletin/psb-2001-47-1.php> [14.08.2009]

Treffpunkt Biologische Vielfalt IX	2010	161-166	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	---------	--

Bildungspotenzial naturnaher Standorte in Botanischen Gärten zur Förderung der Wahrnehmung lokaler Biodiversität

KATRIN LÜCKMANN, VERENA LAGEMANN & SUSANNE MENZEL

Schlagwörter: Botanische Gärten; Biodiversität; Landschaftstheorien

1 Einleitung

Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD, 1992) thematisiert explizit die Notwendigkeit, Aufklärung und Bewusstseinsbildung in der Öffentlichkeit vorzunehmen (Art. 13 a). In der Wahrnehmung lokaler biologischer Vielfalt weisen deutsche Schülerinnen und Schüler jedoch deutliche Defizite auf (MENZEL & BÖGEHOLZ, 2009). Auch internationale Studien belegen Defizite junger Menschen, lokale Pflanzen zu benennen bzw. zu erkennen (BEBBINGTON, 2005; LINDEMANN-MATTHIES, 2002), was neben ökosystemarer und genetischer Vielfalt ein zentraler Aspekt der Biodiversität ist. Um diesem Defizit zu begegnen ist es wichtig, lokale Biodiversität in Bildungsprogramme einzubinden (CBD, 1992). Botanische Gärten bieten als außerschulische Lernorte ein großes Potenzial, Biodiversität auf den Ebenen der genetischen und ökosystemaren Vielfalt sowie der Artenvielfalt zu thematisieren (SANDERS, 2007).

In Deutschland gibt es 95 Botanische Gärten (ROSCHER et al., 2007), die annähernd 50.000 Arten kultivieren und mehr als 14 Millionen Besucher jährlich zählen (BFN, 1999). Botanische Gärten präsentieren somit lokale und globale biologische Vielfalt auf engem Raum. Dieses Bildungspotenzial Botanischer Gärten wird in der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt anerkannt und der Ausbau von Botanischen Gärten zu Konzentrationspunkten der Biodiversitätsbildung gefordert (BMU, 2007).

Lernen gelingt Schülerinnen und Schülern am besten in Umgebungen, in denen sie sich wohl fühlen. Zugleich stellt sich die Frage, welche Lernumgebungen besonders geeignet sind, um inhaltliche Aspekte des Themas Biodiversität zu behandeln. Die Ausgestaltung Botanischer Gärten variiert erheblich zwischen eher klassisch angelegten Elementen und teils stark naturnahen Flächen. Auch in der An- bzw. Abwesenheit von bestimmten Landschaftselementen zeigen sich Unterschiede. In Bezug auf Landschaftspräferenzen belegen Studien, dass beispielsweise Wasser ein äußerst signifikanter Faktor für positive Landschaftsbewertungen ist (z. B. ULRICH, 1981).

Nach Kenntnis der Autorinnen liegen bisher keine empirischen Evidenzen zur a) Eignung der unterschiedlichen Landschaftsausgestaltungen für eine Biodiversitätsbildung und b) zur Wahrnehmung der unterschiedlichen Landschaftsausgestaltungen durch junge Menschen vor. Wir gehen der Frage nach, wie klassisch und naturnah gestaltete Standorte in Botanischen Gärten durch Schülerinnen und Schüler bewertet, wahrgenommen und präferiert werden, um einzuschätzen, inwieweit sich die jeweiligen Flächen als Lernumgebung eignen.

2 Theorie

Basierend auf dem *Model of Landscape Perception* (TAYLOR et al. 1987) werden Theorien zur Erhebung von Landschaftspräferenzen in vier unterschiedliche Paradigmen eingeteilt. Drei dieser Paradigmen kommen in dieser Studie zum Einsatz: das psychophysische, das kognitive und das Expertenparadigma.

DANIEL & BOSTER (1976) liefern mit ihrer *Scenic Beauty Estimation* Theorie (SBE) eine psychisch-physische Sicht auf Landschaften, die durch eine ästhetische Bewertung von Landschaft zugänglich ist. Die Bewertung erfolgt methodisch ursprünglich anhand von Dias verschiedener Landschaften, die durch die Befragten mit Hilfe einer Skala von 1 - 10 (nicht schön - schön) bewertet werden.

Eine weitere Möglichkeit der Wahrnehmung von Landschaften ist der kognitive Zugang. Dieser Zugang wird durch die evolutionsbiologischen Ansätze von APPLETON (1975) und KAPLAN (1979) theoretisch begründet. Die ästhetische Präferenz wird bei APPLETON (1975) durch evolutionsbiologisch begründete physische Bedürfnisse erklärt, wie z. B. die Notwendigkeit von Schutz und Überblick (*Prospect-Refuge* Theorie). Die *Information-Processing* Theorie nach KAPLAN (1979) postuliert hingegen, dass jene Landschaften bevorzugt werden, die eine Informationsbeschaffung stimulieren und erleichtern. Die zentralen Eigenschaften einer Landschaft für die Landschaftspräferenzen nach Kaplan sind demnach Komplexität, Mysteriosität, Kohärenz und Lesbarkeit (HUNZIKER, 2000).

Zusätzlich erfolgt, im Hinblick auf das Expertenparadigma nach TAYLOR et al. (1987), eine objektive Bewertung der Standorte in Botanischen Gärten mit dem Ziel, ein objektives Maß für klassische und naturnahe Gestaltung von Gärten zu entwickeln (LÜCKMANN & MENZEL, 2009). Dazu wird durch Betrachtung der Aspekte Wegbeschaffenheit, Beschilderung und sonstiger anthropogener Einflüsse ein Maß für die Unterscheidung zwischen naturnaher und naturferner Gestaltung von Flächen entwickelt.

3 Untersuchungsaufbau und Methoden

3.1 Überblick über die Gesamtstudie

Die Gesamtstudie „Bildungspotenzial naturnaher Standorte in Botanischen Gärten zur Wahrnehmung von lokaler Biodiversität“ ist als qualitativ-quantitative Querschnittstudie angelegt (Tab. 1). Sie setzt sich aus qualitativ-quantitativen, explorativen Vorstudien (Phase I) und einer quantitativen Hauptstudie zusammen (Phase II).

Tab. 1: Aufbau der Studie "Bildungspotenzial naturnaher Standorte in Botanischen Gärten zur Wahrnehmung lokaler Biodiversität".

Qualitativ – quantitative Querschnittstudie		
I. Phase	II. Phase	
Vorstudien	Vorerhebung der Hauptstudie	Hauptstudie
Explorative Interviews exemplarisch im Botanischen Garten Osnabrück (April - August 2009)	Fragebogenvorerhebung exemplarisch im Botanischen Garten Osnabrück (geplant September – Oktober 2009)	Fragebogen-Hauptstudie in verschiedenen deutschen Botanischen Gärten (geplant April – September 2010)
Fragebogen-Vorstudie a (Mai – Juni 2009)		
Fragebogen-Vorstudie b (Juni - Oktober 2009)		

Phase I gliedert sich in eine Vorerhebung mit Interviews und zwei Fragebogenerhebungen, die mit Schülerinnen und Schülern der 7.-10. Klasse unterschiedlicher Schulformen durchgeführt werden. Die Hauptstudie wird 2010 in verschiedenen deutschen Botanischen Gärten mit Schülerinnen und Schülern der 7.-10. Jahrgangsstufe unterschiedlicher Schulformen durchgeführt

3.2 Forschungsfragen der explorativen Vorstudie

Im Folgenden werden erste Ergebnisse der explorativen Vorstudie präsentiert. Für diese Projektphase haben uns folgende Forschungsfragen geleitet:

F1: Eignet sich die *Scenic Beauty Estimation* Theorie, um Standortpräferenzen von Schülerinnen und Schülern darzustellen?

F2: Werden naturnahe oder naturferne Standorte in Botanischen Gärten von Schülerinnen und Schülern präferiert?

3.3 Methodik der explorativen Vorstudie

An der Erhebung im Rahmen der Vorstudie nahmen 28 Schülerinnen und Schüler der 9. Jahrgangsstufe verschiedener Schulformen (Hauptschule, Realschule und Gymnasium) teil. Die Schülerinnen und Schüler besuchten in Zweiergruppen nacheinander zwei unterschiedliche Standorte im Botanischen Garten Osnabrück. Durch die Beurteilung der Flächen mit Hilfe des objektiven Profils (LÜCKMANN & MENZEL, 2009) wurde ermittelt, dass der ältere Teil des Gartens im Vergleich zu einer neu erworbenen Fläche („2. Steinbruch“) eher klassisch gestaltet ist.

Die Aufgabe der Probandinnen und Probanden bestand darin, jeweils fünf Standorte in den beiden Bereichen des Botanischen Gartens zu wählen, die ihnen besonders auffielen und diese mit farbigen Fähnchen zu markieren. Die Teilnehmenden bewerteten diese Standorte anschließend mit Hilfe einer veränderten Version der *Scenic Beauty Estimation* (SBE) Skala direkt vor Ort (DANIEL & BOSTER, 1976). Dazu wurde den Schülerinnen und Schülern eine Skala aus Pappe an die Hand gegeben, an der, farblich passend zu dem Markierungsfähnchen, eine Bewertung durch farbige Klettpunkte vorgenommen werden konnte. Die Bewertungsskala deckte die SBE-Punkte eins bis neun ab, um eine Einteilung in einen positiven (SBE-Note 9 – SBE-Note 7), einen neutralen (SBE 6-Note – SBE-Note 4) und einen negativen Bereich (SBE-Note 3 – SBE-Note 1) zu ermöglichen. Die ausgewählten Standorte wurden von den Befragten zusätzlich fotografisch festgehalten, um die eingennommene Perspektive zu dokumentieren. Anschließend wurden die Probandinnen und Probanden bei einem erneuten Rundgang zu der Wahl ihrer Standorte befragt. Dieses kurze Interview wurde transkribiert und zur grammatikalischen Glättung redigiert. Die redigierten Aussagen wurden in das computergestützte Programm MAXqda (Version 2007) eingelesen. Der Code-Baum enthielt jeweils für den klassischen und für den naturnahen Standort im Botanischen Garten die SBE-Noten von eins bis neun als oberste Klassifizierung, sodass die Interviewpassagen der entsprechenden SBE-Bewertung zugeordnet werden konnten.

4 Erste Ergebnisse

Abb. 1 zeigt einen Überblick über die Aussagen zu positiv, neutral und negativ bewerteten Standorten in der eher klassisch und eher naturnah gestalteten Fläche. Auf der horizontalen Achse befinden sich die Nummern der Probandinnen und Probanden und auf der vertikalen Achse die jeweils vergebenen SBE Punkte. Die farblich unterschiedlich gekennzeichneten und unterschiedlich großen Kästchen stellen die

jeweilige Anzahl der Aussagen, die eine Testperson zu einem Aspekt aus dem Codebaum geäußert hat, dar.

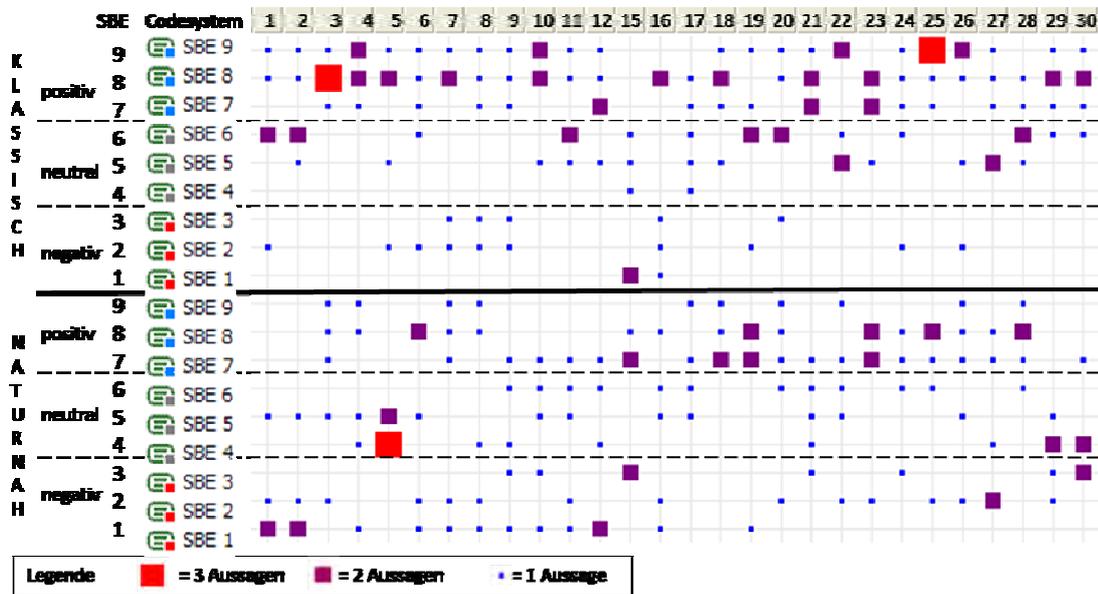


Abb. 1: Code-Matrix Browser der Verteilung der Aussagen über die SBE-Noten im klassischen und naturnahen Garten.

Abb. 1 macht deutlich, dass im klassischen Botanischen Garten im Vergleich zur naturnah gestalteten Fläche tendenziell häufiger Standorte im positiven Bereich der SBE gewählt und kommentiert wurden. Die Schülerinnen und Schüler wählten also eigenständig mehr positiv bewertete Orte im klassischen als im naturnahen Teil des Botanischen Gartens aus. In Tab. 2 sind Ankerbeispiele aus den Interviews der Probandinnen und Probanden zu positiven und negativen Bewertungen der beiden Standorte dargestellt.

Tab. 2: Ankerbeispiele für die positive und negative Bewertung im klassischen und naturnahen Botanischen Garten Osnabrück.

Proband	Standort (SBE-Wert)	Ankerbeispiel
3	klassischer Garten (SBE8)	Ja. Also [...] wir stehen hier [am Standort 1] [...] an einem See und den find ich [...] schön, weil [um diesen] auch ein paar Steine liegen. [Am Standort 1] wächst immer relativ das Gleiche und das sieht dann immer schön aus. [...] Der [See] ist auch nicht ganz so groß und deswegen hab ich [den Standort 1] genommen. (3-5) ¹
6	klassischer Garten (SBE2)	Also hier [am Standort 5] ist eine Rasenfläche und dann ist da noch ein Stück von dem Teich, in dem überall [...] Gräser drin sind. [...] Der Weg [...] dahinter ist aus Beton und das sieht man halt noch. Und davor sind noch [...] vertrocknete Pflanzen überall. (17-19)
19	naturnaher Garten (SBE8)	[...] Ja ich fand die Aussicht [am Standort 1] recht schön. Ich fand das sehr belebend [...]. Hier kann man [...] eigentlich auch viel machen und so. Hier kann man sich auch schön ausruhen und einfach nur die Landschaft genießen. (3-5)
22	naturnaher Garten (SBE2)	Ja also ich hab das [am Standort 3] [...] ausgewählt, also mit zwei [bewertet]. Ich fand das nicht so schön, weil das war einfach so ein Haufen voller Steine und nichts mit Grün oder so. Ja. (11-12)

¹ Die Ziffern geben die Zeilenzahl im Originaltranskript des Interviews an.

Die Ankerbeispiele zeigen, dass die Befragten auf unterschiedliche Einzelaspekte der Landschaft eingehen. Proband 3 beschreibt beispielsweise einen positiv bewerteten Standort im klassischen Botanischen Garten und geht dabei genauer auf Wasserelemente ein. Im Gegensatz dazu zeigt die Aussage von Proband 6, dass Standorte mit Wasserelementen auch negativ bewertet werden können. Weiterhin gehen die Probandinnen und Probanden bei ihren Standortbeschreibungen auf den Freizeitwert des Gartens ein (vgl. Proband 19).

5 Diskussion

Die beschriebenen Ergebnisse machen deutlich, dass sich die SBE Theorie grundsätzlich dazu eignet, Standortpräferenzen junger Menschen aufzudecken (vgl. Forschungsfrage eins - **F1**). Die SBE Methode ist durch leichte Veränderungen gut im Feld einsetzbar und liefert wertvolle Hinweise auf die Präferenzen der Schülerinnen und Schüler. Durch die einfache und schnelle Handhabung der SBE-Skala ist es möglich, Präferenzen der befragten Schülerinnen und Schüler innerhalb kurzer Zeit aufzudecken.

Im Hinblick auf die zweite Forschungsfrage (**F2**) hat sich gezeigt, dass tendenziell eher der klassische Botanische Garten von den befragten Schülerinnen und Schülern präferiert wird. Weiterhin zeigen die Aussagen der Probandinnen und Probanden, dass das Landschaftselement Wasser auch in der vorliegenden Studie einen scheinbar wichtigen Faktor für die Bewertung der Landschaft darstellt (vgl. ULRICH, 1981). Es resultiert eine positive Bewertung des Standortes, wenn das Landschaftselement Wasser in relativ gepflegter Form vorhanden ist (vgl. Proband 3, SBE 8), während beispielsweise „Gräser“ eher als störend empfunden werden (vgl. Proband 6, SBE 2). Die Befragten präferieren offensichtlich eine gewisse gärtnerische Pflege und nehmen Bewertungen tendenziell negativer vor, wenn diese ausbleibt und beispielsweise vertrocknete Pflanzen (Proband 6) oder ungeordnete Steinhaufen (Proband 22) sichtbar werden. Gleichzeitig führt eine wenig natürlich gestaltete Wegführung („Weg [...] aus Beton“, Proband 6) zu einer negativeren Einstufung. Auch die Freiheit in der Nutzung der naturnah gestalteten Fläche wird honoriert, was möglicherweise auf eine fehlende Beschilderung und Wegführung zurück zu führen ist, die eine Nutzung stärker vorgeben würde. Trotz der tendenziell negativeren Bewertung der naturnah gestalteten Fläche, scheint auch diese Potenzial für einen ästhetischen Zugang der befragten Schülerinnen und Schüler zu haben. Es wäre wichtig, Zugangsstrategien zu entwickeln, die auch wenig gärtnerisch gestaltete Flächen für junge Menschen attraktiv machen. Gerade in unauffälligeren Pflanzengesellschaften verbergen sich Arten, die die lokale biologische Vielfalt auszeichnen. Es wäre wünschenswert, dieses Potenzial auf naturbelassenen Flächen auszuschöpfen, sodass junge Menschen auch außerhalb Botanischer Gärten lokale biologische Vielfalt entdecken und wertschätzen können.

6 Ausblick

Für die zukünftige Studie ist geplant, tiefere Einblicke in die Standortpräferenz von Schülerinnen und Schülern insbesondere im Hinblick auf die Wahrnehmung, das Erkennen und das Wertschätzen von Biodiversität zu erlangen. Weiterhin wird eine veränderte Version des *Environmental Preference Questionnaire* von KAPLAN (1977) verwendet, um unterschiedliche Typen der Umweltwahrnehmung zu identifizieren.

7 Literatur

- APPLETON, J. (1975): The experience of landscape. - New York (Wiley) 293 S.
- BEBBINGTON, A. (2005): The ability of A-level students to name plants. - *Journal of Biological Education* 39: 62-67.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (2007): Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt. - Berlin (Eigenverlag) 180 S.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN)(1999): Botanische Gärten und Biodiversität. - Bonn (Landwirtschaftsverlag) 70 S.
- CBD - KONVENTION ÜBER DIE BIOLOGISCHE VIelfALT (1992): Convention on Biological Diversity vom 5. Juni 1992. – Bundesgesetzblatt II
- DANIEL, T.C., BOSTER, R.S. (1976): Measuring Landscape Esthetics: The Scenic Beauty Estimation Method. - USDA Forest Service Research Paper RM 167.
- HUNZIKER, M. (2000): Theorien der Landschaftspräferenz – die biologische und soziale Dimension. – In: HUNZIKER, M., (2000): Einstellungen der Bevölkerung zu möglichen Landschaftsentwicklungen in den Alpen. - Birmensdorf (Eidg. Forschungsanstalt WSL) 157 S.
- KAPLAN, S. (1979): Perception and landscape: Conceptions and misconceptions. – In: ELSNER, G.H. & SMARDON, R.C. (Eds.): Proceedings of Our National Landscape. - Berkeley (USDA Forest Service) S. 241-248.
- KAPLAN, R. (1977): Patterns of Environmental Preference. - *Environment and Behavior* 9: 195-216.
- LINDEMANN-MATTHIES, P. (2002): The influence of an educational program on children's perception of biodiversity. - *The Journal of Environmental Education* 33: 22–31.
- LÜCKMANN, K. & MENZEL, S. (2009): Objektives Profil – naturnahe Standorte in Botanischen Gärten. - Osnabrück (unveröffentlicht).
- MENZEL, S. & BÖGEHOLZ, S. (2009): The Loss of Biodiversity: How do Students in Chile and Germany perceive Resource Dilemmas and what Solutions do they see? - *Research in Science Education* 39: 429-447.
- ROSCHE, K.; ENGELSCHALL, B.; HETHKE, M. & WÖHRMANN, F. (2007): Paragraph trifft Publikum - Biodiversität und Botanische Gärten. – Tharandt (Selbstverlag) 110 S.
- SANDERS, D.N. (2007): Making Public the Private Life of Plants: The contribution of informal learning environments. - *International Journal of Science Education* 29: 1209-1228.
- TAYLOR, J.G.; ZUBE, E.H. & SELL, J.L. (1987): Landscape assessment and perception research methods. - In: BECHTEL, R.; MARANS, R. & MICHAELSON, W. (Eds.): Methods in environment and behavioral research. - New York (Van Nostrans Reinhold): 361-393.
- ULRICH, R.S. (1981): Natural versus urban scences: Some Psychophysiological effects. - *Environment and Behavior* 13: 523-556.

Biodiversität unterrichten: Die Perspektive angehender Biologie-Lehrender – Ein interkultureller Vergleich

FLORIAN FIEBELKORN & SUSANNE MENZEL

Schlagwörter: Biodiversitätslehre; Lehrbereitschaft; Umweltwissen; Costa Rica

1 Einleitung

Schulen fällt im Kontext der Biodiversitätslehre ein wichtiger Bildungsauftrag zu. Durch eine Implementierung der Thematik in Schulen können neben den Schülerinnen und Schülern weitere Teile der Gesellschaft erreicht werden (VAUGHAN et al. 2003, LINDEMANN-MATTHIES et al. 2009), so dass eine umfassende Bildung und Aufklärung der Öffentlichkeit im Sinne der CBD (nach Artikel 13a) erfolgen kann. Die Erfassung der auf Biodiversität bezogenen Kenntnisse von Studierenden des Lehramts und deren Bereitschaften, Biodiversitätsaspekte im Unterricht zu behandeln, kann wichtige Hinweise für die Ausgestaltung der universitären Lehrerbildung liefern.

Der Verlust der Biodiversität auf Ebene der Gene, Arten und Ökosysteme ist ein sensibles, globales Thema, was u.a. durch die Definition so genannter *Biodiversity-Hotspots* (MYERS et al. 2000) deutlich wird. Kenntnisse und Bereitschaften zur Vermittlung biodiversitätsrelevanter Inhalte durch Lehrkräfte, die an einem *Hotspot* unterrichten, mögen sich stark von denen unterscheiden, die Lehrerinnen und Lehrer in einem Industrieland aufweisen. Ein interkultureller Vergleich der Perspektiven Studierender mit dem Berufziel Lehrerin, bzw. Lehrer aus Deutschland und Costa Rica kann in dieser Hinsicht wertvolle Hinweise auf die Gestaltung von Bildungskonzepten für angehende Lehrende geben.

2 Theorie

Das *Model of Environmental Education Commitment* (MEEC) (KO & LEE 2003) dient der Erklärung von Bereitschaften, umweltrelevante Themen im Bildungskontext aufzugreifen. Im Rahmen des vorliegenden Projekts wurde das MEEC erweitert, um zusätzliche Bestimmungsfaktoren zu integrieren. Es wurden Konstrukte zu Werten, Normen und Überzeugungen (in Anlehnung an die *Value-Belief-Norm* Theorie nach STERN 2000), umweltbezogenem Wissen (nach FRICK 2003) und zur Selbstwirksamkeitserwartung (MOSELEY & UTLEY 2008) integriert (vgl. Abb. 1).

Die in diesem Artikel präsentierten Ergebnisse konzentrieren sich auf Teilaspekte des Systemwissens und die Bereitschaft, Biodiversität zu unterrichten. Unter Systemwissen versteht FRICK (2003) sowohl das Wissen über die Zusammenhänge in Ökosystemen und damit einhergehend das Wissen über Arten, als auch das Wissen über die Ursachen von Umweltproblemen. Das Systemwissen stellt vermutlich die Ausgangsbasis einer Kette von kognitiven Verarbeitungsschritten dar, die zu einem ökologischen Verhalten führt. Das Unterrichten von Biodiversität in der Schule ist dabei als indirektes ökologisches Verhalten anzusehen. Im Folgenden wird biodiversitätsbezogenes Systemwissen kurz Biodiversitätswissen genannt (vgl. Abb. 1).

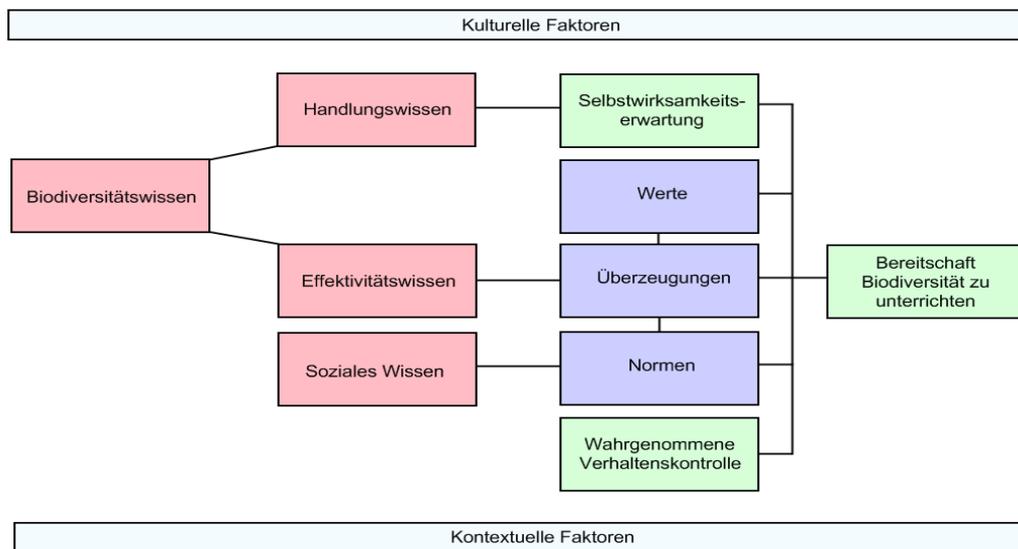


Abb. 1: Modell zu Erklärung der Bereitschaft, Biodiversitätsaspekte im Unterricht zu behandeln. Grün markierte Faktoren stammen aus dem MEEC (KO & LEE 2003), blau markierte Faktoren wurden in Anlehnung an die VBN-Theorie (STERN 2000) integriert, rot markierte Faktoren wurden von FRICK (2003) übernommen. Zusätzlich werden kontextuelle und kulturelle Faktoren als Einflussfaktoren angenommen.

3 Untersuchungsaufbau und Methoden

Im Gesamtprojekt kommen sowohl qualitative als auch quantitative Methoden zum Einsatz. Die Daten der qualitativen Projektphase mit Studierenden in Deutschland wurden im Sommer 2009 erhoben, die Erhebung in Costa Rica im September 2009. Aufbauend auf den Ergebnissen der qualitativen Studie wird ein standardisierter Fragebogen entwickelt, der die zweite Projektphase darstellt. Die quantitative Fragebogenstudie wird im Sommer 2010 in Deutschland und Costa Rica durchgeführt. Im Folgenden werden erste Ergebnisse aus acht der zwölf geführten Interviews der deutschen Stichprobe der qualitativen Projektphase präsentiert.

Die deutsche Stichprobe der qualitativen Projektphase setzt sich insgesamt aus zwölf Biologie-Lehramtsstudierenden zweier norddeutscher Universitäten zusammen. Alle Befragten befanden sich in der Endphase ihres Studiums. Es wurden semistrukturierte, leitfadengestützte Interviews geführt, mit einer durchschnittlichen Dauer von zwei Stunden. Als theoretische Basis zur Erstellung der Fragen des Interviewleitfadens diente das in Abb. 1 dargestellte Modell. Der Leitfaden beinhaltet insgesamt 78 Fragen, die sich in 19 thematische Schwerpunkte untergliedern (vgl. Tab. 1). Das Interview umfasst auch drei praktische Aufgaben, wobei für die hier präsentierten Ergebnisse die Aufgabe „Intervention Weltkarte“ von Bedeutung ist. Bei dieser Intervention sollten die befragten Studierenden die Regionen in einer Weltkarte markieren, die ihrer Meinung nach eine hohe Biodiversität aufweisen. In einem zweiten Schritt wurden durch die Befragten Regionen mit einer nach ihrer Ansicht stark gefährdeten Biodiversität markiert. Anschließend begründeten die Probanden ihre Auswahl. Die Interviews wurden digital aufgezeichnet, transkribiert und anschließend redigiert. Die Auswertung erfolgte mittels einer qualitativen Datenanalyse-Software (MAXqda 2007) und folgte primär der Methode der Qualitativen Inhaltsanalyse nach MAYRING (2008), wobei in einem zweiten Schritt zur Generierung induktiver Kategorien die Vorgehensweise der *Grounded Theory* nach STRAUSS & CORBIN (2008) gewählt wurde.

Tab. 1: Thematische Schwerpunkte des Interviews (Auswahl). (BD=Biodiversität; BNE=Bildung für eine Nachhaltige Entwicklung).

Thematische Schwerpunkte	Interventionen
BD-Konzept	<ul style="list-style-type: none"> • Was verstehst du unter dem Begriff BD? • Was verstehst du unter dem Begriff Artenvielfalt/ Vielfalt der Ökosysteme und Genetischer Vielfalt? • Durch welchen anderen Begriff würdest du BD ersetzen?
Biodiversity-Hotspots	<ul style="list-style-type: none"> • Hast du schon einmal den Begriff „<i>Biodiversity Hotspot</i>“ gehört? • Was verbindest du mit diesem Begriff? • Kannst du versuchen, dir den Begriff herzuleiten?
BD auf globaler Ebene	<ul style="list-style-type: none"> • Wo auf unserer Welt gibt es Regionen mit einer besonders hohen/ gefährdeten BD? (Regionen werden auf einer Weltkarte mit farbigen Stiften markiert = „Intervention Weltkarte“) (Abb. 2) • Wieso sind deiner Meinung nach genau diese Regionen so stark betroffen? (Frage wird nach dem Eintragen exemplarischer Hotspots in die Weltkarte gestellt)
Bereitschaft BD zu unterrichten	<ul style="list-style-type: none"> • Wie wichtig ist es für dich, BD mit ökonomischen und sozialen Aspekten zu lehren? • Bist du daran interessiert BD unter Berücksichtigung sozioökonomischer Aspekte zu unterrichten? • Würdest du dir jetzt zutrauen BD mit sozialen und ökonomischen Aspekten in der Schule zu unterrichten? • Fühlst du dich dazu verpflichtet BD mit den Komponenten Ökonomie und Soziales zu unterrichten? • Man könnte ja sagen, dass Biologielehrer eigentlich zuständig sind für den ökologischen Teil der Biodiversitätsausbildung und Politik- bzw. Erdkundelehrer für Ökonomie und Soziales, oder nicht?

4 Ergebnisse

4.1 Begriff Biodiversität und Biodiversitäts-Hotspots

Eine Untergliederung von Biodiversität in Artenvielfalt, Ökosystemvielfalt und Genetische Vielfalt wurde von keinem der Befragten vorgenommen. Die am häufigsten genannte Komponente und gleichzeitig auch das am häufigsten genannte Synonym für den Begriff Biodiversität ist Artenvielfalt. Es erfolgt meist eine alltagsweltliche Herleitung des Begriffs Biodiversität unter Verwendung einzelner Fachbegriffe, wie in folgendem Beispiel: „[Für mich beinhaltet Biodiversität] [...] die [...] Unterschiedlichkeiten [...] innerhalb von Arten und ja, Pflanzen und Tieren“ (Nadja¹ 153-154²). Verständnisprobleme treten vor allem beim Begriff der Genetischen Vielfalt auf. Eine klare Trennung zwischen Artenvielfalt und Genetischer Vielfalt ist für die Befragten oft nicht möglich, wie folgende Aussagen verdeutlichen: „Ich verstehe halt nicht, wo der Unterschied zwischen Genetischer Vielfalt und Artenvielfalt ist, weil Arten sind ja genetisch definiert“ (Anna 246-251, 256). Es wird auch davon ausgegangen, dass die Genetische Vielfalt „einfach eine ganz andere Dimension von [dem] Begriff“ ist (Anna 261-262).

Der Begriff *Biodiversity Hotspot* ist den befragten Studierenden nicht bekannt. Die Vorstellung, dass „[*Biodiversity Hotspots*] [...] Bereich[e] sind, in denen die Biodiversität besonders hoch ist“ (Thomas 419) kann jedoch bei allen Probanden gefunden werden. Lediglich zwei Probanden berücksichtigen, dass *Hotspots* auch „diejenigen [Regionen] sind, die auch am schützenswertesten [sind oder] die man am meisten schützen sollte, weil gerade diese [Regionen] besonders viele [Arten und], ja, eine besondere Vielfalt

¹ Die Namen der Studierenden wurden geändert, um die zugesicherte Anonymität zu gewährleisten.

² Die Ziffern geben die Zeilenzahl der redigierten Version des Interviews an.

aufweisen oder, ja, weil gerade diese [...] Orte auch vom Menschen [genutzt werden und] weil dort zu sehr eingegriffen wird“ (Nadja 448-451).

4.2 Verteilung und Bedrohung der Biodiversität

Bei der in das Interview integrierten Aufgabe „Intervention Weltkarte“ lassen sich die Eintragungen der Studierenden zwei unterschiedlichen Antwortmustern zuordnen: In einem ersten Muster überlagern sich die eingetragenen Bereiche mit hoher und gefährdeter Biodiversität (Abb. 2a). Es lassen sich innerhalb dieser Art der Aufgabenlösung weitere Strategien differenzieren: Einerseits gibt es zusätzlich zu den Regionen, in denen die Biodiversität gleichzeitig hoch und gefährdet ist, separate Regionen mit hoher Biodiversität. In manchen Fällen werden zusätzlich Regionen mit einer gefährdeten Biodiversität ergänzt (Abb. 2a). Im Rahmen eines zweiten Antwortmusters nehmen die Probandinnen und Probanden grundsätzlich eine klare Trennung zwischen Bereichen mit hoher und gefährdeter Biodiversität vor, sodass es nicht (im Sinne eines *Hotspots*) zu Überlagerungen von Regionen mit hoher und gefährdeter Biodiversität kommt (Abb. 2b).

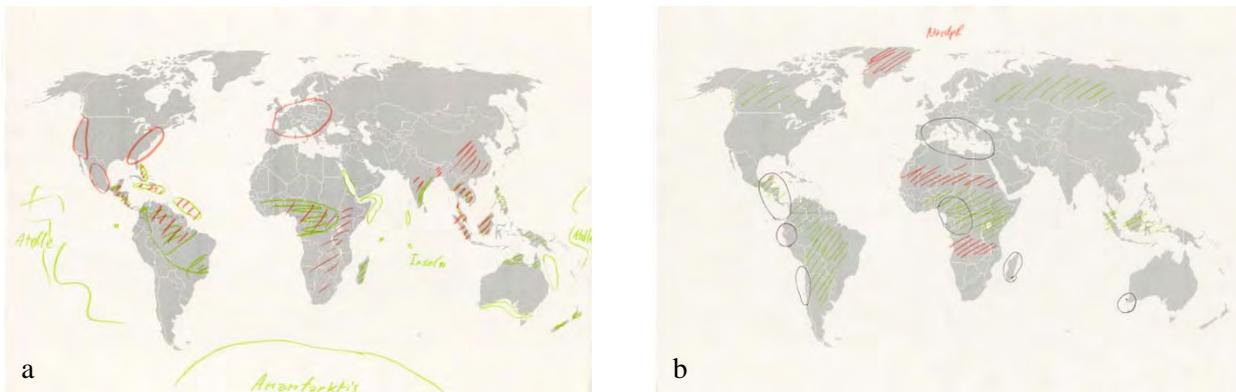


Abb. 2: „Intervention Weltkarte“; Skizzen der Probanden Andreas (a) und Erna (b). Grün markiert sind Regionen, in denen die Probanden eine hohe Biodiversität erwarten. Rot markierte Bereiche stellen Regionen mit gefährdeter Biodiversität dar. Schwarz umkreiste Bereiche (Abb. 2b) wurden zur Anregung der Diskussion durch den Interviewer nach Beendigung der Aufgabe markiert. Sie zeigen exemplarisch *Biodiversity-Hotspots*.

Als Regionen mit einer besonders hohen Biodiversität werden überwiegend die Regenwälder Südamerikas, Afrikas und Südostasiens angesehen. Es können sieben prominente Begründungen für die Auswahl von Regionen mit hoher Biodiversität ermittelt werden. Zu diesen Begründungen werden im Folgenden Ankerzitate angeführt: **1. Vorhandensein von Urwald:** „Für mich sind [...] Regionen [mit hoher Biodiversität] [...], in denen viel Urwald [vorhanden] ist.“ (Nadja 356). Meistens wird der Regenwald von Südamerika zuerst genannt. Erst danach folgen die Regenwälder Afrikas und Südostasiens, wobei die geografische Verortung deutlich schwieriger zu sein scheint, als im Fall von Südamerika. **2. Ausschluss des Menschen/ Unberührtheit der Natur:** „Meiner Meinung nach sollte man vielleicht die Bereiche [grün] schraffieren, wo der Mensch vielleicht nicht so stark vertreten ist und dementsprechend nicht so stark eingegriffen hat.“ (Thomas 349-351). „Ich denke schon, dass [es] da [in Russland] sehr viele [...] unberührte Flecken der Natur gibt“ (311-312). Ähnliche Zitate können auch für Kanada gefunden werden. **3. Geografie-Klima:** „Und aufgrund der Äquator[regionen] habe ich aus Erfahrung einfach irgendwie inne, dass da halt auch viele Arten leben“ (Nadja 359-360) oder „das ist halt [dort] [...], wo ich auch feuchtwarmes Klima [...] erwarte“ (Matthias 381-383). **4. Dynamik-Energie:** „Gebirge natürlich [haben eine

hohe Biodiversität], weil das halt immer [ei]ne hohe Dynamik [...] in Ökosysteme bringt.“ (Darius 408-409). **5. Faszination Natur:** Oft werden auch Reiseziele der Studierenden und Inseln als Orte mit einer besonders hohen Biodiversität angesehen. „Also Galapagos hab[e] ich nur jetzt eingezeichnet, weil ich es so faszinierend finde. Wir hätten hier zum Beispiel Neuseeland, als so kleines Biodiversitätsland in sich selber.“ (Heike 635; 299-300). **6. Evolution:** „So jetzt könnte man noch überlegen, wo sind denn die alten Kerne unserer Welt, [...] [weil] jetzt alte Ökosysteme [...] generell eine höhere Biodiversität als junge [haben]“ (Anna 413-415). **7. Endemismus:** „Also da gibt [e]s halt Arten, [...] die es sonst nirgendwo gibt.“ (Nadja 365-366).

Es lassen sich zwei Muster bei der Erläuterung von Regionen mit gefährdeter Biodiversität erkennen, die eine Kategorisierung in „Industriestaaten“ und „Nicht-Industriestaaten“ zulassen. Als Regionen mit einer besonders hohen Gefährdung von Biodiversität werden einerseits vor allem Nordamerika und Europa angesehen: „Ich würde sagen, dass bevölkerungsreiche Länder oder Staaten wie Amerika [und] Europa, wo alles dicht besiedelt ist, dort [die Biodiversität gefährdet ist].“ (Thomas 410). Oder „Dann bin ich natürlich auch so ein bisschen „industriestaatenmäßig“ vorgegangen, dass halt durch industrielle Verdrängung [...] und einfach auch durch Platzwegnahme, quasi einfach Ökosysteme wegfallen“ (Darius 426-428). Hauptargumentationspunkte beziehen sich häufig auf Bevölkerungsdichte, Besiedlungsdichte, Industrie und Infrastruktur. Es wird von den Studierenden andererseits jedoch auch gesehen, dass Biodiversität außerhalb von Industriestaaten gefährdet sein kann: „Allerdings wird die Biodiversität natürlich auch in den biodiversitätreichen Zonen eingeschränkt oder bedroht, durch Abholzung zum Beispiel.“ (Matthias 401-403). Anna (467-471) sieht Biodiversität in „wirtschaftlich armen Ländern mit verhältnismäßig vielen Menschen auf jeden Fall [als] sehr viel gefährdeter als in reichen Ländern“. Hauptargumentationspunkte für den Verlust der Biodiversität in „Nicht-Industriestaaten“ sind beispielsweise die Abholzung von Regenwald, niedrige Bildungsrate und politische Unruhen. Gefährdung wird häufig auch durch ausbleibenden Naturschutz in „Nicht-Industrielländern“ begründet: „Da lass ich den „Westen“ jetzt komplett aus [bei Regionen mit einer gefährdeten Biodiversität], aber [das] stimmt ja auch nicht so ganz. Aber wir kümmern uns wenigstens [...] [um Naturschutz], es wird zumindest darüber geredet, deswegen lass ich das mal [und] mach[e] [...] [Europa] mal nicht rot [in der Karte]“ (Andreas 433-435).

4.3 Bereitschaft Biodiversität zu unterrichten

Die befragten Studierenden äußern großes Interesse daran, Biodiversität in ihrem künftigen schulischen Unterricht zu behandeln und sehen auch ihre Verpflichtung dazu. Es wird zudem als wichtig erachtet, eine sozial-ökonomische Perspektive einzubinden. Bei den geäußerten Vorstellungen zur Umsetzung der interdisziplinären Perspektive im Biologieunterricht kann man zwei Tendenzen differenzieren. Zum einen wird fächerübergreifender Projektunterricht gefordert, zum anderen wird er abgelehnt: „denn wenn man die [Bereiche] [...] von sich aus schon so gegeneinander abgrenzt [...] dann wird [e]s wahrscheinlich in den Köpfen der Schüler auch gegeneinander abgegrenzt und dann [...] werden diese großen Zusammenhänge nicht gesehen werden können“ (Thomas 1021-1023). Die allgemeine Bereitschaft der Studierenden, Biodiversität in der Schule zu unterrichten, ist hoch, trotz einiger Unsicherheiten bezüglich sozial-ökonomischer Aspekte des Themas.

5 Diskussion

Unsere Ergebnisse zeigen, dass mehr als 17 Jahre nach der Unterzeichnung der *Convention on Biological Diversity* angehende Lehrerinnen und Lehrer über eine hohe Bereitschaft verfügen, Biodiversität zu unter-

richten. Gleichzeitig bildet sich aber ein nur unzureichendes Biodiversitätswissen künftiger Biologielehrerinnen und -lehrer ab. Beispiele sind das *Biodiversitätskonzept* und *Biodiversity Hotspots*, welche beide stark von alltagsweltlichen Vorstellungen geprägt werden. Die Ergebnisse decken sich mit Präkonzepten zur Biodiversität, die bei Schülerinnen und Schülern der Oberstufe identifiziert werden konnten (MENZEL & BÖGEHOLZ, 2006, 2009). Interessant ist, dass auch Studierende über das teils naive Konzept des Biodiversitätsverlusts durch zu wenig Platz in Industrieländern verfügen. Die reine Abwesenheit von Menschen scheint entsprechend als ein Biodiversität fördernder Faktor gesehen zu werden. Möglicherweise wird die Thematik im Rahmen des Biologiestudiums nicht hinreichend aufgegriffen, sodass kaum Wissenszuwächse gegenüber der Oberstufe zu verzeichnen sind. Diese Annahme wird auch gestützt durch die vielfachen Alltagsbezüge, die in den Interviews anstelle fachwissenschaftlicher Konzepte herangezogen werden. Die sich anschließende quantitative Phase dieser Studie wird Aufschluss über die Situation innerhalb einer größeren Stichprobe geben.

Das Präkonzept, dass es sich bei den *Biodiversity Hotspots* um Regionen handelt, die eine hohe Biodiversität aufweisen, ist sehr konsistent unter den Studierenden und bietet einen guten Anknüpfungspunkt zur Thematisierung des *Hotspot*-Konzeptes. Dass es sich aber gleichzeitig um Regionen handelt, in denen die Biodiversität aufgrund sozial-ökonomischer Ursachen gefährdet ist, sollte in der Ausbildung unbedingt Berücksichtigung finden, um *Hotspots* hinreichend zu verstehen. Erschwerend ist jedoch damit zu rechnen, dass sich künftige Lehrerinnen und Lehrer mit sozialwissenschaftlichen Konzepten zur Erklärung des Biodiversitätsverlusts überfordert fühlen könnten (GAYFORD 2000), daher sollten interdisziplinäre Aspekte auch in der fachbiologischen Ausbildung thematisiert werden. Einige Universitäten in Deutschland integrieren bereits bioethische Themen in das Curriculum für Lehramtsstudierende der Biologie, was auch hier als ein vielversprechender Weg erscheint, um Nachhaltigkeitsthemen unter interdisziplinärer Perspektive zu integrieren. Die universitäre Ausbildung künftiger Lehrerinnen und Lehrer zur Thematik Biodiversität sollte insgesamt sowohl auf fachwissenschaftlicher als auch auf didaktischer Ebene gefördert werden, damit die vorhandene hohe Bereitschaft der Studierenden, Biodiversität zu lehren, nicht versiegt.

6 Literatur

- CBD-KONVENTION ÜBER DIE BIOLOGISCHE VIELFALT (1992): Convention on Biological Diversity vom 05. Juni 1992. – Bundesgesetzblatt II.
- FRICK, J. (2003): Umweltbezogenes Wissen: Struktur, Einstellungsrelevanz und Verhaltenswirksamkeit. - Zürich (Universität Zürich, Philosophische Fakultät), (Dissertation): 173 S.
- GAYFORD, C. (2000): Biodiversity Education: a teacher`s perspective. - Environmental Education Research 6 (4): 348-361.
- KO, A.C. & LEE, J.C. (2003): Teachers` perceptions of teaching environmental issues within the science curriculum: A Hong Kong perspective. - Journal of Science Education and Technology 12 (3): 187-204.
- LINDEMANN-MATTHIES, P.; CONSTANTINOU, C.; JUNGE, X.; KOHLER, K.; MAYER, J.; NAGEL, U.; RAPER, G.; SCHULE, D. & KADJI-BELTRAN, C. (2009): The integration of biodiversity education in the initial education of primary school teachers: four comparative case studies from Europe. - Environmental Education Research 15 (1): 17-37.

- MENZEL, S. & BÖGEHOLZ, S. (2006): Vorstellungen und Argumentationsstrukturen von Schüler(inne)n der elften Jahrgangsstufe zur Biodiversität, deren Gefährdung und Erhaltung. - Zeitschrift für Didaktik der Naturwissenschaften 12: 199-217.
- MENZEL, S. & BÖGEHOLZ, S. (2009): The loss of biodiversity as a challenge for sustainable development: How do pupils in Chile and Germany perceive resource dilemmas? - Research in Science Education 39: 429-447.
- MAYRING, P. (2008): Qualitative Inhaltsanalyse: Grundlagen und Techniken. - 10. Aufl. - Weinheim (Beltz): 135 S.
- MOSELEY, C. & UTLEY, J. (2008): An exploratory Study of Preservice teachers` beliefs about environment. - The Journal of Environmental Education 39 (4): 15-29.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; DA FONSECA, G.A. & KENT, J. (2000): Biodiversity hotspots for conservation priorities. - Nature 403: 853-858.
- STERN, P.C. (2000): Toward a coherent theory of environmentally significant behavior. - Journal of Social Issues 56 (3): 407-424.
- STRAUSS, A. & CORBIN J. (2008): Basics of qualitative research: Techniques and procedures for developing grounded theory. - 3. Aufl. - Los Angeles (Sage Publications) : 379 S.
- VAUGHAN, C.; GACK, J.; SOLORAZANO, H. & RAY, R. (2003): The effect of environmental education on schoolchildren, their parents, and community members: A study of intergenerational and intercommunity learning. - The Journal of Environmental Education 34 (3): 12-21.

Wahrnehmung von Ressourcen-Nutzungsdilemmata im Regenwaldrandbereich durch Studierende in Indonesien

SEBASTIAN KOCH, JAN BARKMANN & SUSANNE BÖGEHOLZ

Schlagwörter: Bildung für Nachhaltige Entwicklung; Biodiversität; Ressourcen-Nutzungsdilemmata; Indonesien

1 Einleitung

Indonesien besitzt weltweit die drittgrößte Fläche tropischer Regenwälder. Gleichzeitig weist Indonesien mit 2,0 % eine der höchsten Entwaldungsraten weltweit auf und ist für zwei Drittel des Waldverlusts in Süd- und Südostasien verantwortlich. Die tropischen Bergregenwälder der indonesischen Provinz Zentralsulawesi sind Teil des Wallacea Biodiversität-Hotspots (MYERS et al. 2000). Der dortige Lore Lindu Nationalpark (LLNP) zählt zu den weltweit bedeutendsten Zentren endemischer Arten (WALBERT et al. 2004). Zentralsulawesi ist gleichzeitig eine der ärmsten Provinzen Indonesiens (VAN EDIG et al. 2007). Der fortschreitende Verlust biologischer Vielfalt ist größtenteils auf Ausweitung und Intensivierung der Landwirtschaft zurückzuführen (STEFFAN-DEWENTER et al. 2007). Für bestimmte Waldressourcen – wie beispielsweise Rattan (*Calamus* sp.) – spielt aber auch die direkte Ausbeutung eine Rolle (SIEBERT 2004).

Indonesien ist Mitgliedstaat der *Convention on Biological Diversity* (CBD). Artikel 13 der CBD fordert von allen Unterzeichnerstaaten Aufklärung und Bewusstseinsbildung zur Bedeutung der biologischen Vielfalt. Dieser Aufgabe nimmt sich die Bildung für Nachhaltige Entwicklung (BNE) an (UNESCO 2005). Um die Anwendung von Strategien zur nachhaltigen Ressourcennutzung zu fördern, müssen die Multiplikator(inn)en lokaler Umweltbildung die ökonomischen, ökologischen, sozialen sowie institutionellen Zusammenhänge der Ressourcennutzung verstehen. Dies schließt in den meisten Fällen – u. a. am Regenwaldrand in Zentralsulawesi – ein Verständnis von Ressourcen-Nutzungsdilemmata ein.

2 Ressourcen-Nutzungsdilemmata in Zentralsulawesi (Indonesien)

Die Landnutzung der Lore Lindu Region verändert sich seit den 1980er Jahren durch einen ‚Kakaoboom‘ (RUF et al. 1996). Der Kakaoboom lockt Migrant(inn)en in die Gegend (WEBER 2006) und führt zu einem zusätzlichen Nutzungsdruck auf die Naturressourcen. Viele Zuwanderer betreiben eine wirtschaftlich besonders erfolgreiche, intensive Kakaoproduktion im Vergleich zur lokal ansässigen Bevölkerung. Dies ermöglicht es ihnen, lokalen Haushalten bestehende Kakaoflächen abzukaufen. Diese wiederum konvertieren neue Flächen im Regenwald oder sammeln vermehrt Rattan. Besonders der ärmste Teil der Bevölkerung ist von der Rattanextraktion als wichtige Einnahmequelle abhängig (SCHWARZE 2004).

Der Verlust biologischer Vielfalt kann negative Rückwirkungen auf die Nutzungsmöglichkeiten tropischer Ökosysteme durch die ortsansässige Bevölkerung haben (CHAPIN et al. 2000). Andererseits hat auch die Ausweisung von Schutzgebieten Nachteile. Insbesondere gehen reduzierte Möglichkeiten zur Ausweitung der Landwirtschaft oder zur Extraktion von Waldressourcen oft einseitig zu Lasten der lokalen Bevölkerung (BAWA et al. 2004). Es gilt, die Erhaltung des Regenwaldes mit den kurz- und langfristigen Bedürfnissen der Bevölkerung abzustimmen (LUCK et al. 2004).

Das Auseinanderklaffen von begünstigten und belasteten Bevölkerungsgruppen oder Individuen führt zu *ökologisch-sozialen Dilemmata* (ERNST 1997). Aus wirtschaftswissenschaftlichem Blickwinkel sind ökologisch-soziale Dilemmata oft von *externen Kosten* begleitet (MISHAN 1969). Dies bedeutet, dass ein(e) wirtschaftliche(r) Akteur(in) bestimmte *Kosten des eigenen Handelns für andere Akteur(inn)e(n)* nicht in ihre/seine Entscheidungen über die Ressourcennutzung einbezieht. Kennzeichnend für viele ökologisch-soziale Dilemmata ist dabei die Nutzung einer frei zugänglichen, jedoch begrenzten Naturressource durch mehrere konkurrierende Personen(-gruppen) (*Open Access*-Situation). Dies führt leicht zu einer Übernutzung der Ressource (vgl. HARDIN 1968). Während eine behutsame Nutzung für alle langfristig besser wäre, hat die/der einzelne Akteur(in) doch keinen Anreiz – möglicherweise als einzige(r) – auf die Vorteile einer raschen Ausbeutung zu verzichten. Dies ist ein typisches Ressourcen-Nutzungsdilemma wie es auch bei der Rattan-Extraktion auftritt.

Die kletternde Palme Rattan ist mit 340 Arten die artenreichste Palmengattung überhaupt. Der Rattanspross wird industriell für die Möbelindustrie genutzt. Indonesien ist der größte Rattanexporteur weltweit. Nach weitgehender Erschöpfung der Bestände auf der Nachbarinsel Kalimantan avancierte Sulawesi zum größten Herkunftsgebiet für Rattan (SIEBERT 2004). Im Lore Lindu Gebiet ist nur eine begrenzte Rattannutzung erlaubt, wobei gesetzliche Regelungen durch ein nicht funktionierendes Konzessionssystem unterlaufen werden. Vor Einrichtung des LLNP war das Gebiet zwischen den angrenzenden Dörfern in exklusive Nutzungszonen eingeteilt, die auch die Rattanextraktion regelten. Durch die Aufhebung der traditionellen Nutzungsrechte durch das Nationalparkrecht ist nun *de facto* eine 'Open Access'-Situation entstanden. Damit ist eine schonende Rattan-Nutzung für die einzelnen Rattansammler nicht mehr rational. Schließlich ist nicht auszuschließen, dass bei schonender Nutzung konkurrierende Rattansammler vom eigenen Verzicht profitieren. In den letzten Jahren hat sich bereits die Strecke verdreifacht, die die Sammler in den Wald (d. h. zumeist in den Nationalpark) vordringen müssen, um Rattan ernten zu können (GLENK 2006).

Für die einzelnen Rattansammler besteht das Ressourcen-Nutzungsdilemma objektiv, da auf der Ebene des individuellen Akteurs – wenn überhaupt – nur wenige Erfolg versprechende Handlungsmöglichkeiten verfügbar sind. Es gibt daher keine einfachen Lösungen, die Bildungsmaßnahmen nun freiweg propagieren könnten. BNE ist hier gefordert, Kompetenzen zu vermitteln, die es den Akteur(inn)en erlauben, vorhandene Spielräume zu erkennen, zu erweitern und gegebenenfalls nutzen zu können.

3 Biodiversitätsbildung in Indonesien

Das indonesische Umweltministerium hat im Jahr 2004 Richtlinien für die Umweltbildung herausgegeben. Ziel ist, das Umweltwissen und die Wahrnehmung von Umweltwerten und -problemen in der Bevölkerung zu verbessern und damit Einstellungs- und Verhaltensänderungen anzustreben (KEMENTERIAN LINGKUNGAN HIDUP 2004). In den Rahmenrichtlinien zur Entwicklung der höheren Bildungswege in Indonesien wird explizit gefordert, Fähigkeiten zu einer nachhaltigen Nutzung natürlicher Ressourcen aufzubauen (DIREKTORAT JENDERAL PENDIDIKAN TINGGI 2003). Die Lehrkraft soll dabei nicht nur die Rolle des Wissensvermittlers, sondern auch die eines Moderators beispielsweise in sozialkundlich geprägten Diskussionsrunden einnehmen. Die für Indonesien typischen Lehr- und Lernformen des Vortragens, Mitschreibens und Auswendiglernens dominieren jedoch den Schulalltag und traditionell auch die Hochschulen (WAHYUDI & TREAGUST 2004).

Realweltliche, lokale Umweltprobleme finden bislang kaum Eingang in die schulische Bildung in der Lore Lindu Region. D. h. es wird wenig zu den komplexen Umweltproblemen der Land- und Ressourcennutzung gearbeitet (KEMPER et al. 2008). Solche Themen sind bislang nicht im nationalen Lehrplan der obligaten sechsjährigen Grundschule verankert (INTERNATIONAL BUREAU OF EDUCATION 2004). Weiterführende Schulen und insbesondere Fachschulen für Landwirtschaft werden trotz neunjähriger Schulpflicht nur von einem Bruchteil der Bevölkerung besucht. In Indonesien bestehen Defizite darin, eine qualitativ hochwertige Bildung u. a. zu Agroforstsystemen anzubieten, die die Erfordernisse einer BNE reflektiert, für tertiäre Bildungswege aufgreift und weiterentwickelt (RUDEBJER & DEL CATELLO 1999). Durch die Tätigkeit vieler Nichtregierungsorganisationen in der Lore Lindu Region, die zumindest teilweise eine explizite Naturschutzzielsetzung verfolgen (z. B. *The Nature Conservancy* [TNC]), sind allerdings einige Zusammenhänge zwischen der Umwandlung von Wald in Agrarflächen und negative Auswirkungen auf Bodenerosion, Wasserversorgung und Überflutungsschutz als deklaratives Wissen in der Bevölkerung verfügbar.

Festzuhalten ist, dass die Lehrerbildung in Zentralsulawesi im Allgemeinen und die von Biologielehrer(inne)n im Besonderen für die Grundschule und die weiterführenden Schulen deutlich verbesserungsbedürftig ist (NATIONAL EDUCATION FORUM 2003). Hier setzt unser Projekt mit einer IST-Analyse zur Wahrnehmung von Ressourcen-Nutzungsdilemmata an.

4 Vorgehensweise

Das Projekt nutzt die Theorie öffentlicher Umweltgüter zur sozio-ökonomischen Analyse von Ressourcen-Nutzungsproblemen. Ohne günstige institutionelle Bedingungen (z. B. Einhaltung von Regeln, effektive Sanktionsmöglichkeiten) sind viele Probleme der Übernutzung von Waldressourcen nicht lösbar. In Ergänzung nutzen wir die Theorie ökologisch-sozialer Dilemmata (ERNST 1997) für die umweltsychologische Beschreibung der Problemlagen. Die *Protection Motivation Theory* (PMT), die GARDNER & STERN (1996) auf den Umweltbereich übertragen, dient schließlich der sozial-psychologisch motivierten Untersuchung der Bedrohungs- und Bewältigungseinschätzungen zukünftiger Multiplikator(inn)en. Bedrohungseinschätzungen können durch Vorwissen geprägt werden; Bewältigungseinschätzungen hängen von Bestehen, der Bewertung und ggf. Einflussmöglichkeit auf die Entwicklung von Handlungsoptionen ab.

Ziel der Studie ist die Erfassung des Vorwissens zukünftiger Multiplikator(inn)en der Umweltbildung bezüglich lokaler Umweltprobleme sowie die Identifikation und Exploration diesbezüglicher Bedrohungs- und Bewältigungseinschätzungen. Darauf aufbauend soll die Wahrnehmung von ökologisch-sozialen Dilemmata seitens der zukünftigen Multiplikator(inn)en herausgearbeitet werden. Befragt wurden 19 Studierende mit Berufsziel Biologielehramt oder Agrarberater(in).

In dem teilstrukturierten Interviewleitfaden folgten auf Fragen zu Vorwissen und Bedrohungs- und Bewältigungseinschätzungen Interventionstexte zur regionalen Sammlung von Rattan. Abschließend wurden Handlungsoptionen für die lokale Bevölkerung skizziert, die von den Studierenden zu kommentieren waren. Die transkribierten, in die englische Sprache übersetzten und redigierten Interviews wurden nach der qualitativen Inhaltsanalyse (MAYRING 2007) computergestützt mit MAXqda2 analysiert. Die Kategorien wurden deduktiv nach der PMT entwickelt und induktiv ergänzt.

5 Erste Ergebnisse

Erste Analysen weisen darauf hin, dass sich das Vorwissen der Befragten oft auf allgemeine Ökosystemzusammenhänge beschränkt. So wird hauptsächlich das Problem der fortschreitenden Entwaldung, welches auch in der lokalen Presse präsent ist, und die daraus resultierende Veränderung des Wasserhaushalts als Problem genannt. Naturressourcen werden – selbst von Biologiestudierenden – mit ökonomischer Produktivität gleichgesetzt. Ein Begriffsverständnis bezüglich nachhaltiger Nutzung der Naturressourcen ist lediglich bei wenigen Befragten vorhanden.

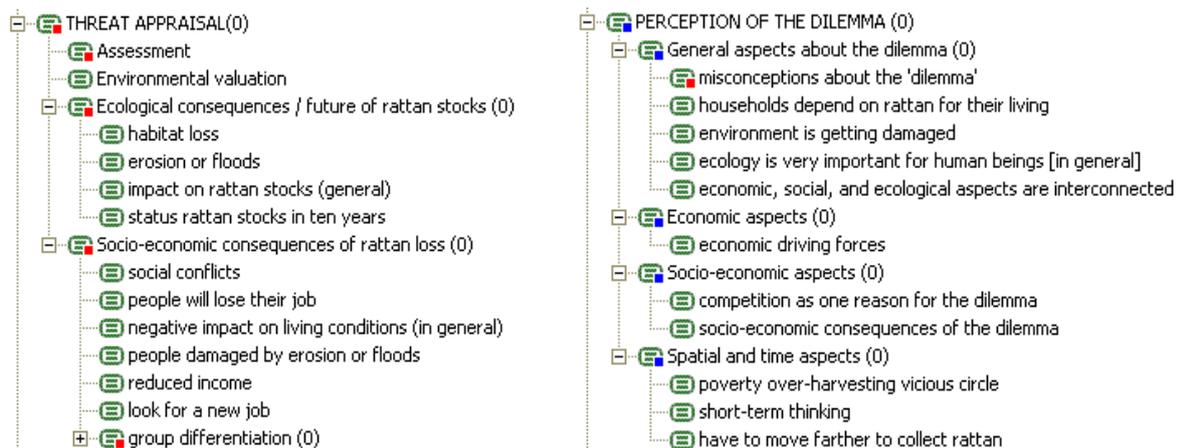


Abb. 1: Auszug aus dem Kategoriensystem

Nach Vorlage der Intervention zur Rattanextraktion nannte ein Großteil der Befragten – im Wesentlichen unzutreffend – Erosion und Überflutung als ökologische Folgen der (Über-) Nutzung von Rattan. Zutreffende Nennungen betrafen den (geringen) Habitatverlust für einige Tiere und Insekten.

Als Handlungsoption wird von den Studierenden primär nach staatlichen Eingriffen zur Regulierung verlangt. Jedoch wurde angesichts schwacher staatlicher Institutionen der Kern der Ressourcen-Nutzungsdilemmata nicht erkannt. Entsprechend fehlte ein Bewusstsein für das Erfordernis, lokale Institutionen zu stärken, um kurzfristige individuelle Interessen und langfristige Gemeinschaftsinteressen in Einklang zu bringen.

Bezogen auf die Umsetzung einer Biodiversitätsbildung wurde von den Studierenden vor allem die Forderung nach ‚praktischem Lernen‘ deutlich. Handlungswissen soll über die Theorie hinaus anwendungsbezogen beispielsweise über optimierte und zugleich Ressourcen schonende Anbaumethoden vermittelt werden.

6 Diskussion und Ausblick

Die ersten Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass ein umfassendes Verständnis der ökologischen, ökonomischen, sozialen und institutionellen Zusammenhänge des Umgangs mit Naturressourcen kaum vorhanden ist. Die zukünftigen Multiplikator(inn)en der Umweltbildung nennen in erster Linie ökologische (oft wenig bedeutsame) Folgen der Übernutzung von Rattan (ähnlich: SUMMERS et al. 2004). Es erscheint notwendig, die sozio-ökonomische Problemwahrnehmung der zukünftigen Multiplikator(inn)en zu stärken (vgl. MENZEL & BÖGEHOLZ 2009). Erste Ansätze für eine entsprechende Ausrichtung der Ausbildung

sind beispielsweise in Bezug auf ein nachhaltiges Agroforst-Management erkennbar (vgl. SEANAFE 2009).

Damit die Multiplikator(inn)en typische ökologisch-soziale Dilemmata und grundsätzlich verfügbare Lösungsmöglichkeiten erkennen und einen auf die jeweilige Situation angepassten Einsatz vermitteln können, ist ein Überwinden des bislang vorwiegend innerfachlichen Ökologieunterrichts sowie der tradierten Lehr- und Lernformen erforderlich (WAHYUDI & TREAGUST 2004). Zentrale Ansatzpunkte für eine verbesserte Biodiversitätsbildung in Indonesien könnten darin bestehen relevante, lokale, realweltliche und lebensnahe Kontexte für die Analyse von Ressourcen-Nutzungsdilemmata zu identifizieren und aufzubereiten. Auf dieser Grundlage könnten dann zentrale und möglichst transferierbare Strukturen an exemplarischen Beispielen von Ressourcen-Nutzungsdilemmata herausgearbeitet werden. Unsere Interview- und Interventionmaterialien zur Rattanextraktion selbst bieten erste Vorarbeiten in diese Richtung.

7 Danksagung

Unser Dank gilt Stephanie Rüter für die Datenerhebung und wichtige Vorarbeiten zur Studie.

8 Literatur

- BAWA, K.; KRESS, W.; NADKARNI, N. et al. (2004): Tropical Ecosystems into the 21st Century. - Science 306: 227-228.
- CHAPIN, F.; ZAVALA, E.; EVINER, V. et al. (2000): Consequences of Changing Biodiversity. - Nature 405: 234-242.
- DIREKTORAT JENDERAL PENDIDIKAN TINGGI (General Directorate of Higher Education) (2003): Basic Framework for Higher Education Development (KPPTJP IV). 2003-2010. Draft.
- ERNST, A. (1997): Ökologisch-soziale Dilemmata. Psychologische Wirkmechanismen des Umweltverhaltens. – Weinheim (Psychologische Verlags Union)
- GARDNER, G. & STERN, P. (1996): Environmental Problems and Human Behavior. – Boston (Allyn & Bacon)
- GLENK, K. (2006): Economic Valuation of Biological Diversity - Exploring Non-market Perspectives in the Vicinity of the Lore-Lindu National Park in Indonesia`s Central Sulawesi Region: Dissertation. - Göttingen (Institut für Agrarökonomie, Georg-August-Universität Göttingen)
- HARDIN, G. (1968): The Tragedy of the Commons. - Science 162: 1243-1248.
- INTERNATIONAL BUREAU OF EDUCATION (IBE) (2004): Quality Education for all Young People: Challenges, Trends and Priorities in Indonesia. Country Report. 47th International Conference on Education, Geneva.
- KEMENTERIAN LINGKUNGAN HIDUP (Umweltministerium) (2004): Kebijakan Pendidikan Lingkungan Hidup (Richtlinien für die Umweltbildung). Jakarta.
- KEMPER, D.; NOLTZE, M.; WEBER, R. et al. (2008): The Role of Agricultural Knowledge in Rural Communities in Central Sulawesi, Indonesia. STORMA Discussion Paper Series No. 8, Göttingen, Germany, and Bogor, Indonesia. [online] <http://www.storma.de/DPS/pdf/SDP27.pdf> (Zugriff 12.08.2009)
- LUCK, G.; RICKETTS, T.; DAILY, G. et al. (2004): Alleviating Spatial Conflict between People and Biodiversity. - Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS) 101: 182-186.

- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.; MITTERMEIER, C. et al. (2000): Biodiversity Hotspots for Conservation Priorities. - *Nature* 403: 853-858.
- MAYRING, P. (2007): *Qualitative Inhaltsanalyse - Grundlagen und Techniken*. – Weinheim (Beltz)
- MENZEL, S. & BÖGEHOLZ, S. (2009): The Loss of Biodiversity as a Challenge for Sustainable Development: How Do Pupils in Chile and Germany Perceive Resource Dilemmas? - *Research in Science Education (RISE)* 39 (4): 429-447.
- MISHAN, E. (1969): The Relationship between Joint Products, Collective Goods, and External Effects. - *The Journal of Political Economy* 77 (3): 329-348.
- NATIONAL EDUCATION FORUM (2003): National Plan of Action. Indonesia's Education for all. 2003/2015 (Draft). 118 S.
- RUDEBJER, P. & DEL CATELLO, R. (1999): How Agroforestry is taught in Southeast Asia. A Status and Needs Assessment in Indonesia, Lao PDR, the Philippines, Thailand and Vietnam. Bogor, Indonesia, Southeast Asian Network for Forestry Education (SEANAFE).
- RUF, F.; EHRET, P. & YODDANG, C.-T. (1996): Smallholder Cocoa in Indonesia: Why a Cocoa Boom in Sulawesi? - In: CLARENCE-SMITH, W.G. (Ed.): *Cocoa Pioneer Fronts since 1800 – The Role of Smallholders, Planters and Merchant*. – New York (St. Martin's Press) 212-232.
- SCHWARZE, S. (2004): Determinants of Income Generating Activities of Rural Households: A Quantitative Study in the Vicinity of the Lore Lindu National Park in Central Sulawesi/Indonesia. Diss. – Göttingen (Institut für Rurale Entwicklung, Georg-August-Universität Göttingen)
- SEANAFE (2009): Southeast Asian Network for Agroforestry Education [online] <http://www.worldagroforestry.org/sea/seanafe/NationalNetworks/Indonesia/tabid/100/Default.aspx> (Zugriff 12.08.2009)
- SIEBERT, S. (2004): Demographic Effects of Collecting Rattan Cane and Their Implications for Sustainable Harvesting. - *Conservation Biology* 18 (2): 424-431.
- STEFFAN-DEWENTER, I.; KESSLER, M.; BARKMANN, J. et al. (2007): Tradeoffs between Income, Biodiversity, and Ecosystem Functioning during Tropical Rainforest Conversion and Agroforestry Intensification. - *Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)* 104: 4973-4978.
- SUMMERS, M.; CORNEY, G. & CHILDS, A. (2004): Student Teachers' Conceptions of Sustainable Development: The Starting-points of Geographers and Scientists. - *Educational Research* 46 (2): 163-182.
- UNESCO (2005): United Nations Decade of Education for Sustainable Development 2005-2014. Draft International Implementation Scheme.
- VAN EDIG, X.; SCHWARZE, S. & ZELLER, M. (2007): Indicator based Poverty Assessment for Rural Central Sulawesi. - *Quarterly Journal of International Agriculture* 46 (2): 145-158.
- WAHYUDI & TREAGUST, D. F. (2004): An Investigation of Science Teaching Practices in Indonesian Rural Secondary Schools. - *Research in Science Education (RISE)* 34 (4): 455-474.
- WALERT, M.; MARDIASTUTI, A. & MÜHLENBERG, M. (2004): Effects of land use on bird species richness in Sulawesi, Indonesia. - *Conservation Biology* 18 (5): 1339-1346.
- WEBER, R. (2006): *Kulturlandschaftswandel in Zentralsulawesi*. - Göttingen (Universitätsverlag Göttingen)

Treffpunkt Biologische Vielfalt IX	2010	181-187	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	---------	--

Dilemmasituation „Rückkehr großer Wildtiere“ in Deutschland – Welche Schutzmotivationen haben Schülerinnen und Schüler?

NADIN HERMANN & SUSANNE MENZEL

Schlagwörter: Wiederansiedlung Wildtiere; Protection Motivation Theory; Schülerargumentationen

1 Einleitung

Bedingt durch das steigende ökonomische Wachstum unserer Gesellschaft werden zunehmend natürliche Habitate für menschliche Interessen genutzt. Die Folge ist der Rückgang unserer einheimischen Wildtierarten durch den Verlust von geeigneten Lebensräumen. Deutschland benennt als Konsequenz in der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt daher explizit den Schutz von Lebensräumen und den Schutz von wildlebenden Tieren und fördert in einigen Projekten die Wiederansiedlung ehemals heimischer Tierarten (BMU 2007). Die intensive Nutzung und Besiedlung von Lebensräumen führt jedoch zu Konflikten zwischen Mensch und Tier, da diese immer häufiger aufeinandertreffen. Aktuelle Diskussionen zur Wiederansiedlung ehemals heimischer Wildtiere zeigen, dass für den Erfolg die Akzeptanz der Wildtierart in der Bevölkerung von hoher Bedeutung ist (HUNZIKER & LANDOLT 2001, KACZENSKY 2006, DECKER et al., 2008). Besonders große Wildtiere stellen einen hohen Anspruch an ihre Umgebung. Ihre Anwesenheit bringt die lokale Bevölkerung unter Umständen in eine Dilemmasituation zwischen dem Schutz der Tierart, den eigenen Interessen und der eigenen Sicherheit. Auch kleinere Wildtiere bergen Konfliktpotenzial, wenn menschliche Nutzungsinteressen dem Erhalt der Art entgegenstehen.

In Artikel 13a der CBD wird eine Aufklärung und Bewusstseinsbildung der Öffentlichkeit über die biologische Vielfalt gefordert. Diesem Auftrag kann besonders die Schulbildung gerecht werden, da hier junge Menschen aller Regionen und gesellschaftlichen Schichten erreicht werden können. Darüber hinaus können Informationen intergenerationell beispielsweise an Eltern vermittelt und somit auch weitere Zielgruppen erreicht werden (BALLANTYNE et al. 2001, VAUGHAN 2003). Für die Entwicklung von Bildungskonzepten zur Wiedereinwanderung oder Wiederansiedlung von ehemals einheimischen Wildtieren ist empirische Grundlagenforschung zu Lernvoraussetzungen von großer Bedeutung, da Konzepte dann adressatengerecht entwickelt werden können. Im Fokus unserer Untersuchung steht die Schutzbereitschaft von Schülerinnen und Schülern gegenüber zwei Arten großer Wildtiere, über deren Rückkehr kontrovers diskutiert wird und die durch menschliche Aktivitäten verdrängt wurden: der Wolf (*Canis lupus*) und der Wisent (*Bison bonasus*).

2 Theoretischer Hintergrund

Zur Erklärung der Schutzbereitschaften ehemals heimischer Wildtierarten können sozialpsychologische Theorien heran gezogen werden. Für das Forschungsvorhaben wurde die Protection Motivation Theory (PMT) nach Rogers & Prentice-Dunn (1997) gewählt, die bereits erfolgreich auf unterschiedliche Fragestellungen zum Umweltschutzverhalten angewendet wurde (GARDNER & STERN 1996, MARTENS 1999, MENZEL 2003). Die Theorie erklärt schützendes Verhalten durch einen kognitiven Bewertungsprozess zwischen den zentralen Aspekten Bedrohungs- und Bewältigungseinschätzung (Abb. 1). Der kognitive

Bewertungsprozess bzw. die Handlungsgenese wird durch eine risikobezogene Information ausgelöst. Dabei werden verschiedene Interaktionen bei unterschiedlich starker Bedrohungs- und Bewältigungseinschätzung angenommen: Eine hohe Bedrohungs- und Bewältigungseinschätzung führt zu der Ausbildung einer hohen Schutzmotivation. Ist jedoch die Bewältigungseinschätzung niedrig und die Bedrohungseinschätzung hoch, so erfolgt nach der Theorie problemabgewandtes Verhalten, wie z. B. Fatalismus, Hoffnungslosigkeit oder Vermeidung. Wir gehen in unserer Studie davon aus, dass drei unterschiedliche Bedrohungen von einer Person wahrgenommen werden können: (1) Die Bedrohung der Tierart, (2) die Bedrohung des Selbst und (3) anderer Menschen durch das Wildtier. Treten die Bedrohungen gleichzeitig auf, befindet sich die Person in einer Dilemmasituation zwischen dem Schutz der Tierart und den eigenen Interessen oder denen anderer Menschen. Je nach Ausprägung der Bedrohungswahrnehmungen und Bewältigungseinschätzungen könnten unterschiedliche Schutzmotivationen erzeugt werden. Während eine hohe Bedrohungs- und Bewältigungseinschätzung der Bedrohung der Tierart zu einer Schutzmotivation gegenüber dem Wildtier führen könnten, würden die anderen Bedrohungswahrnehmungen eher auf den Schutz des Menschen fokussieren – und damit möglicherweise zu einer Ablehnung der Wildtierbestände im eigenen Lebensumfeld führen. Somit könnte die PMT einen prognostizierenden Wert für unterschiedliche Schutzmotivationen liefern: den Schutz des Wildtiers, den Schutz anderer Menschen oder den Schutz des Selbst.

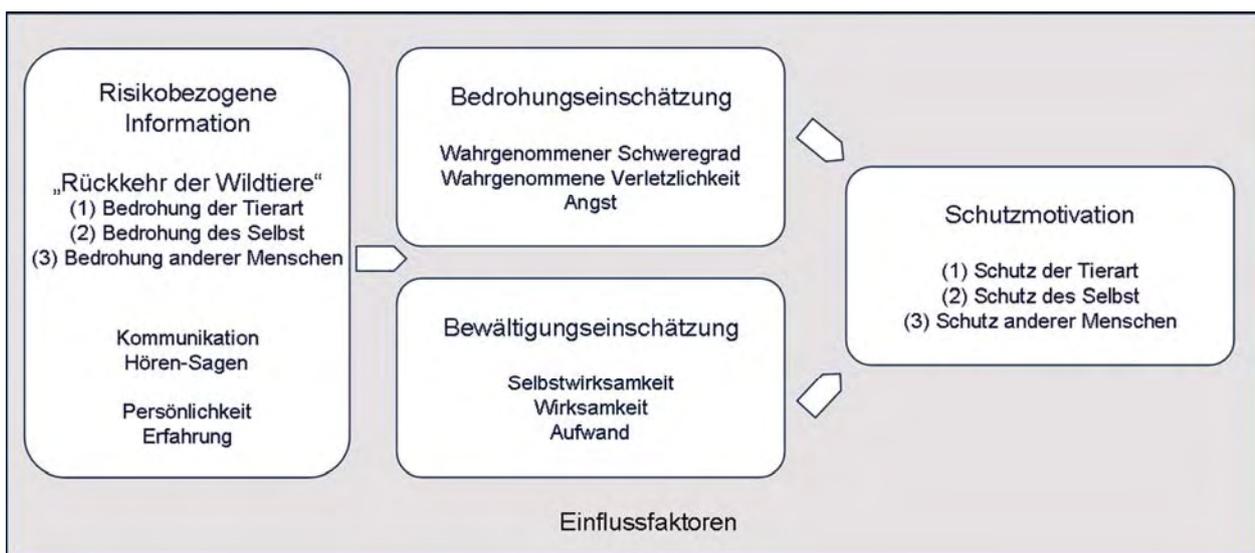


Abb. 1: Modell zur Darstellung und Erklärung der Dilemmasituation „Rückkehr großer Wildtiere“ durch die Protection Motivation Theory (PMT, modifiziert; nach ROGERS & PRENTICE-DUNN 1997)

3 Ziele und Fragestellungen

Untersucht werden sollen Lernvoraussetzungen, Argumentationsstrukturen und Schutzmotivationen von Schülerinnen und Schülern verschiedener Altersgruppen. Die Dilemmasituation einer Person durch die mögliche gleichzeitige Wahrnehmung der gegenläufigen Bedrohungen soll im Sinne der PMT dargestellt und Bewältigungsprozesse identifiziert werden. Zudem soll die Frage geklärt werden, welche Faktoren einen Einfluss auf die Bedrohungswahrnehmung sowie die Bedrohungs- und Bewältigungseinschätzung haben. Sind diese bekannt, könnten gezielte Interventionen zu einem Abbau der Bedrohungswahrnehmung des Selbst und anderer Menschen und zu einer Stärkung der korrespondierenden Bewältigungseinschätzungen führen und einen langfristig positiven Effekt auf die Akzeptanz von Wildtieren bewirken. Daraus ergeben sich für das Forschungsvorhaben folgende Fragestellungen: (a) Welche Lernvorausset-

zungen weisen Schülerinnen und Schüler zum Thema der Rückkehr großer Wildtiere auf? (b) Lässt sich die Dilemmasituation bzw. die gleichzeitig auftretenden Bedrohungen, die von einer Person wahrgenommen werden können, durch die PMT abbilden? (c) Welche Faktoren haben einen Einfluss auf die Wahrnehmung und Bewältigung der Bedrohungen? (d) Welchen Einfluss haben die drei Bedrohungswahrnehmungen auf den kognitiven Bewertungsprozess und die Ausbildung einer Schutzmotivation?

4 Methoden

Das Forschungsprojekt besteht aus einer qualitativen Vorstudie und einer quantitativen Hauptstudie. In einer Querschnittstudie soll zunächst qualitativ mittels leitfadengestützter Interviews mit einem integrierten *Concept Mapping*-Verfahren und einem Assoziationstest die Frage geklärt werden, ob sich die drei angenommenen Lesarten der PMT abbilden und sich bereits Einflussfaktoren und Bewertungsprozesse identifizieren lassen. Diese Untersuchungen dienen als Grundlage für die übergeordnete quantitative Fragebogenstudie. Die qualitative und quantitative Studie werden in den betroffenen Regionen der Wiederansiedlungsprojekte (Wisent/Rothaargebirge und Wolf/Lausitz) und in nicht betroffenen Vergleichsregionen (Region Berlin/Osnabrück) mit Schülerinnen und Schülern im Alter von 13 bis 19 Jahren durchgeführt.

Der vorliegende Beitrag stellt die ersten Ergebnisse von sechs Interviews der qualitativen Studie vor. Die Interviewfragen thematisieren in Anlehnung an die PMT explizit die Perspektive auf den Schutz von Wildtierarten, den Schutz des Selbst und anderer Menschen. Zusätzlich wurden Fragen zur Erfahrung mit einheimischen Wildtieren, Vorstellungen zur Notwendigkeit von Schutzmaßnahmen und zum Wissen über aktuelle Schutzprojekte gestellt. Die Dauer der Einzelinterviews betrug 35 bis 50 Minuten. Die Interviews wurden mittels qualitativer Inhaltsanalyse nach MAYRING (2000) und mit Hilfe der Software MAXQDA (Version 2007) analysiert. Die Aussagen zur Bedrohungs- und Bewältigungseinschätzung wurden deduktiv in das auf der PMT basierende Categoriesystem eingeordnet. Zusätzlich wurden Textpassagen induktiv kodiert, um Faktoren zu identifizieren, die über antizipierte Variablen der PMT hinausgehen.

5 Erste Ergebnisse

Die Analyse der ersten sechs Interviews zeigt, dass die befragten Schülerinnen und Schüler Schwierigkeiten haben, verdrängte oder gefährdete Tierarten in Deutschland zu nennen (Abb. 2). So äußert sich Rolf¹ (16 Jahre) folgendermaßen: „Nein, [ich kann mir auch keine Tiere vorstellen, die in Deutschland verdrängt worden sind], nicht wirklich eigentlich so. Weil [...] ich glaube gerade in Deutschland wird schon ziemlich darauf geachtet, dass die Natur hier so bleibt und so“ (154-155²).

Lediglich Lars (18 J.) kann mehrere Tiere benennen: „[Wildtiere, die hier mal gelebt haben, aber verdrängt wurden oder gefährdet sind], na dann, Bären haben hier mal gelebt und seitdem ihr Lebensraum verkleinert wurde durch die Menschen, sind sie wohl ausgestorben und ausgewandert. Und [...], Wölfe gibt es wenige hier in Deutschland. Ich weiß nicht genau, wie es mit Wildkatzen ist. Ich glaube, da gibt es auch nicht mehr so viele“ (215-218). Marion (17 J.), die in der Wisent-Region „Rothaargebirge“ wohnt, benennt zutreffend Wolf und Wisent als verdrängte oder gefährdete Tierarten.

¹ Alle Namen der Schülerinnen und Schüler wurden aufgrund der zugesicherten Anonymität geändert.

² Die Ziffern geben die Zeilenzahlen im Originaltranskript der Interviews an.

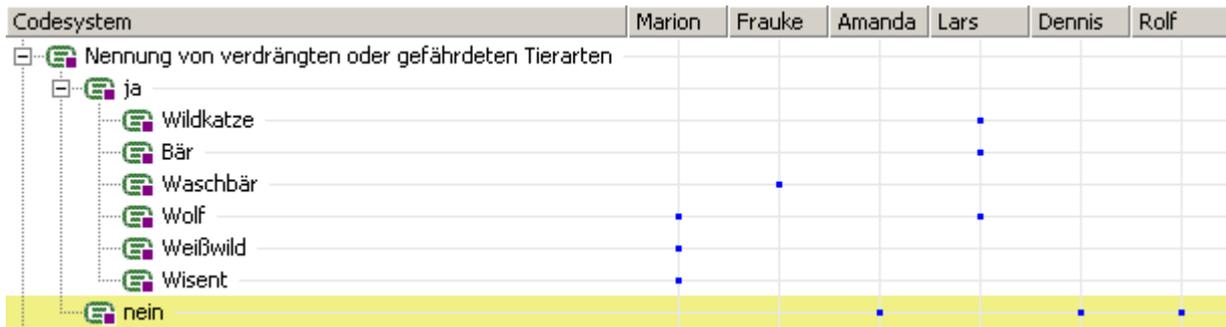


Abb. 2: Auswertungsschema der Nennung von verdrängten oder gefährdeten Tierarten Deutschlands

Weitere Ergebnisse der Interviewanalyse lassen vermuten, dass sich die drei theoretisch postulierten Bedrohungswahrnehmungen in einer Person darstellen lassen. Beispielsweise äußert sich Marion (17 J.) in ihrem Interview zu allen drei angenommenen Bedrohungen (Tab. 1).

Tab. 1: Äußerungen zur Bedrohungswahrnehmung durch die Rückkehr der Wölfe von Marion (17 J.)

Bedrohung anderer Menschen	Bedrohung der Tierart	Bedrohung des Selbst
„Natürlich, wenn die Wölfe jetzt zu nah an die Häuser kommen würden, ist es vielleicht auch wirklich eine Gefahr für Kinder, die das [...] ja alles nicht verstehen“ (550-552)	„Ein bisschen freuen würde ich mich [über die Anwesenheit von großen Wildtieren], [...], schon. Dass man einfach weiß, da ist wieder eine Tierart mehr, weil ich einfach sowieso wirklich ein Tierfreund bin und sowieso schlimm finde, wie viele Tierarten aussterben“ (281-284)	„Ja, [mögliche negative Folgen, die der Wolf mit sich bringt zu akzeptieren] kommt [...] auch auf den Grad [...] an. Also, was es jetzt wirklich für Folgen sein sollten. Wenn jetzt die Folge z. B. wäre, dass keiner in den Wald kann, dann wäre ich auch stutzig [...]“ (651-653).

Dennoch betont sie ihre Schutzmotivation gegenüber dem Tier: „Fände ich auf jeden Fall wirklich auf Deutsch gesagt scheiße [wenn die Wiedereinwanderung des Wolfs scheitern würde]. Weil ich einfach denke, dass jedes Tier eine Chance haben sollte frei zu leben und man kann es einfach ausprobieren, [...]. [Wenn ich an eine Vertreibung von Wölfen denke, fühle ich] Wut, einfach spontan [...] würde ich sagen, einfach Wut. .. und Aggression. Weil [...] ich das sowieso schon nicht leiden kann, schon alleine als Vegetarier, dass die Tiere da vertrieben werden. Ganz einfach, es sind auch nur Tiere. Und die können sich nicht wehren, die können dazu nichts sagen. Die sind uns einfach ausgeliefert“ (548-550; 562-565).

In Bezug auf die Einstellung zu einer Wiederansiedlung von ehemals einheimischen Tierarten äußern sich einige Probanden uneingeschränkt positiv: „Ja, auf jeden Fall [wäre ich dafür, dass Tiere, die es früher mal hier in Deutschland gab, wieder angesiedelt werden]. Sagen wir mal so, das ist ja wie so eine Vertreibung gewesen. Die haben ja hier mal gelebt und so und warum sollten die nicht wieder herkommen oder so“ (Rolf, 16 J., 187-188). Einige Probanden weisen jedoch auch auf mögliche Barrieren hin: „Ja, also [man sollte diese Tiere wieder ansiedeln], wenn sie jetzt keine großen [...] Schäden [...] angerichtet haben, das weiß ich ja jetzt nicht“ (Frauke, 19 J., 133-134) oder „Ja, ich finde es schon gut [wenn Tiere wieder angesiedelt werden]. [...], wenn sie dann [...] man könnte es ja dann versuchen. Ich würde es halt versuchen, also ich wäre dafür. Und aber wenn man sieht, dass es nicht funktioniert mit anderen Wildtieren oder mit dem Menschen, dann würde ich es auch lassen, weil es sonst nicht gut für die Tiere wäre [...]“ (Amanda, 14 J., 174-177).

Erwähnenswert ist zudem, dass einige Schülerinnen und Schüler Menschen im Allgemeinen als Barriere für die Einwanderung von einheimischen Tieren stark betonten: „Ich denke schon, dass es auf der einen Seite auch etwas ist für die Tiere, wenn sie wieder neuen Lebensraum kriegen. Aber wenn die Menschen

halt nicht wären“ (Marion, 17 J., 284-285) oder „Na, [etwas ganz Gravierendes, das die Einwanderung oder Ansiedlung verhindern könnte, wären] die Menschen“ (Amanda, 14 J., 672). Von diesem negativen Bild der Menschheit grenzen sich beide Schülerinnen ab. Amanda betont in ihrem Interview: „Nein [ich würde mich nicht zu den anderen Menschen zuordnen], weil die [Menschen] ja eigentlich negativ, eine negative Wirkung haben. Ja, [ich würde mich eher] zu den Guten [einordnen]“ (506, 510). Und auch Marion hebt hervor: „Nein, [ich teile die Meinung von Leuten, die gegen die Wiederansiedlung sind] absolut gar nicht. Weil ich einfach jedes Tier so akzeptiere, wie es ist“ (317). Was diese Abgrenzung für die Schutzmotivation gegenüber anderer Menschen bzw. einen Perspektivwechsel bedeutet, muss in weiteren Auswertungsschritten analysiert werden.

6 Diskussion und Ausblick

Die ersten Ergebnisse der Interviewauswertungen deuten darauf hin, dass die befragten Schülerinnen und Schüler über wenig Wissen zur aktuellen Gefährdung der lokalen Tierwelt verfügen. Auch nach gezielter Nachfrage konnten einige Befragte keine verdrängten oder gefährdeten Tierarten nennen.

Bei der Einstellung der Schülerinnen und Schüler zur Wiederansiedlung ehemals einheimischer Tierarten lassen sich erste Barrieren für eine Schutzmotivation gegenüber dem Tier aufzeigen. Vor allem Konflikte zwischen Mensch und Tier könnten zu einer Ablehnung der Wiederansiedlung führen. Dies könnte ein Hinweis darauf sein, dass die Bedrohung anderer Menschen bedeutsamer bewertet wird als die Bedrohung der Tierart. Bildungsansätze sollten Konfliktsituationen thematisieren, um Schülerinnen und Schüler zu einer realistischen Bewertung der Situation zu verhelfen. Die Fähigkeit, sich in diesen komplexen Problemsituationen begründet und systematisch bei unterschiedlichen Handlungsoptionen zu entscheiden, wird als Bewertungskompetenz im Kontext einer Nachhaltigen Entwicklung bezeichnet (BÖGEHOLZ & BARKMANN 2005). Weiterhin soll daher untersucht werden, welche Lösungsansätze die Schülerinnen und Schüler für die Konfliktsituation vorschlagen.

Marion bildet trotz Wahrnehmung aller drei Bedrohungen eher eine Schutzmotivation gegenüber dem Tier aus. Die Daten geben Hinweise darauf, dass trotz einer Bedrohungswahrnehmung des Selbst und anderer Menschen eine Schutzmotivation gegenüber dem Wildtier ausgebildet werden kann. Dieser Befund unterstreicht das Potenzial von solchen Bildungskonzepten für eine Nachhaltige Entwicklung, die konfligierende Perspektiven explizit thematisieren.

Auf die Akzeptanz von Raubtieren konnten bereits in zahlreichen Arbeiten, vor allem aus Nordamerika und der Schweiz, Einflussfaktoren ermittelt werden, beispielsweise Wissen, direkte und indirekte Betroffenheit und das Verhältnis zur Natur. Weitere mögliche Einflussfaktoren könnten beispielsweise die individuellen Werte darstellen. Im Zusammenhang mit umweltschonendem Verhalten konnte SCHULTZ (2001) bei der Bedrohungswahrnehmung drei Facetten der Sorge um die Umwelt (*environmental concern*) identifizieren, denen er individuelle Werte zugrunde legt: die eigenen Interessen betreffend (*egoistic concern*); die Interessen anderer Menschen betreffend (*altruistic concern*) und die Besorgnis um die Biosphäre (*biospheric concern*). Ob diese Werte mit den drei hier angenommenen möglichen Bedrohungswahrnehmungen durch die Rückkehr der großen Wildtiere zusammenhängen und einen Erklärungswert für die Ausbildung der Schutzmotivation bilden, wird in der quantitativen Studie überprüft.

8 Danksagung

Wir danken Dr. Susanne Menzel (Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, WSL Schweiz) für die konstruktive Durchsicht des Forschungsvorhabens!

9 Literatur

- BALLANTYNE, R.; FIEN, J. & PACKER, J. (2001): Programme effectiveness in facilitating intergenerational influence in environmental education: lessons from the field. - *Journal of Environmental Education* 32 (4): 8-15.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (2007): Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt. - Berlin (Eigenverlag): 178 S.
- CBD - Konvention über die biologische Vielfalt (1992): Convention on Biological Diversity vom 5. Juni 1992. – Bundesgesetzblatt II
- DECKER, S.; BATH, A.; SIMMS, A.; LINDNER, U. & REISINGER, E. (2008): The Return of the King or Bringing Snails to the Garden? The Human Dimensions of a Proposed Restoration of European Bison (*Bison bonasus*) in Germany. – *Restoration Ecology* (Online First).
- BÖGEHOLZ, S. & BARKMANN, J. (2005): Rational choice and beyond: Handlungsorientierende Kompetenzen für den Umgang mit faktischer und ethischer Komplexität. - In: KLEE, R., SANDMANN, A. & VOGT, H. (Hrsg.): Lehr- und Lernforschung in der Biologiedidaktik (Bd. 2). – Innsbruck (Studien Verlag): 211-224.
- GARDNER, G.T. & STERN, P.C. (1996): *Environmental Problems and Human Behavior*. - Boston (Allyn and Bacon): 371 S.
- HUNZIKER, M. & LANDOLT, R. (Eds.) (2001): *Humans and Predators in Europe - Research on how society is coping with the return of wild predators*. - Birmensdorf (Swiss Federal Research Inst. WSL) - *Forest Snow and Landscape Research* 76 (1/2): 326 S.
- KACZENSKY, P. (2006): Medienpräsenz- und Akzeptanzstudie 'Wölfe in Deutschland'. Bericht. Universität Freiburg.
- MARTENS, T. (1999): *Kognitive und affektive Bedingungen von Umwelthandeln*. Universität Kiel, dissertation.de - Verlag im Internet GmbH, (Dissertation): 205 S.
- MAYRING, P. (2000): *Qualitative Inhaltsanalyse. Grundlagen und Techniken*. 10. Auflage. - Weinheim: (Deutscher Studien Verlag): 135 S.
- MENZEL, S. (2003): Der Beitrag der Protection Motivation Theory für die Interpretation von Zahlungsbereitschaftsäußerungen zur Erhaltung biologischer Vielfalt. - *Umweltpsychologie* 7 (2): 92-112.
- MENZEL, S. & BÖGEHOLZ, S. (2009): The Loss of Biodiversity: How do students in Chile and Germany perceive resource dilemmas and what solutions do they see? - *Research in Science Education* 39 (4): 429-447.
- ROGERS, R. W. & PRENTICE-DUNN, S. (1997): Protection motivation theory. - In: GOCHMAN, D.S. (Eds.), *Handbook of Health Behavior Research: Personal and Social Determinants*. - New York (Plenum Press) 1: 113–132.
- SCHULTZ, P.W. (2001): The structure of environmental concern: Concern for self, other people, and the biosphere. - *Journal of Environmental Psychology* 21: 327–339.

VAUGHAN, C.; GACK, J.; SOLORZANO, H. & RAY, R. (2003): The effect of environmental education on school children, their parents and community members: A study of intergenerational and intercommunity learning. - *Journal of Environmental Education* 34 (3): 12-21.

Der Wert biologischer Vielfalt

GESINE SCHEPERS

Schlagwörter: biologische Vielfalt, Biodiversität, indirekter Wert, direkter Wert, ästhetischer Wert, Naturschutz, medizinischer Wert, Optionenvielfalt, Freiheit

1 Einleitung

Dass biologische Vielfalt (Biodiversität) wertvoll ist – darüber herrscht offenbar Einigkeit (POTTHAST 1996, S. 178). „Die biologische Mannigfaltigkeit *ist* wertvoll“, so etwa EHRENFELD (1992, S. 237). Auch das internationale Übereinkommen über die biologische Vielfalt wird laut Präambel durch den Gedanken getragen, dass biologischer Vielfalt ein Wert zukommt. Diese Annahme ist allerdings alles andere als selbstverständlich (OTT 1999, S. 45). Vielmehr bedarf sie einer expliziten Begründung. Der Versuch, eine solche zu liefern, wird im Folgenden unternommen. Ich vertrete dabei die These, dass biologischer Vielfalt vor allem ein Wert für unsere Freiheit zukommt. Unter biologischer Vielfalt verstehe ich in Anlehnung an WOOD (2000) die Vielfalt von „biologischen Einheiten“ (ebd., S. 40) wie etwa Genen, Arten und Ökosystemen.¹ Ich schreibe bewusst von biologischer Vielfalt und nicht von *der* biologischen Vielfalt. Denn die eine Vielfalt gibt es nicht. (1) Der Begriff Vielfalt sagt weder etwas darüber aus, *wie viele* es sind. Ausschließlich klar ist, dass es mehr als einer sein muss – oder, wenn man sich an der Definition einer Terrorgruppe in der deutschen Rechtsprechung orientiert, mehr als zwei. Es handelt sich also um einen relativen Begriff. Und da zumindest theoretisch zwei oder drei Dinge für Vielfalt hinreichen, muss man den Gegenstand des Aufsatzes darüber hinaus konkretisieren: Ist vom Wert biologischer Vielfalt die Rede, ist damit im Folgenden der Wert größerer Biodiversität gegenüber kleinerer gemeint. (2) Noch sagt der Begriff Vielfalt etwas darüber aus, *was für* Teile es sind.

Bevor ich beginne, ein paar Worte darüber, was nicht Gegenstand der Untersuchung ist. (1) Dies sind zum einen ökonomische Überlegungen. Es geht mir nicht darum zu zeigen, dass biologische Vielfalt ökonomischen Wert hat. (2) Zum anderen befasse ich mich nicht mit der Frage, ob Biodiversität einen „Wert“, wie es manchmal genannt wird, für das Funktionieren von Ökosystemen hat. Ob Biodiversität nötig für dieses ist, spielt lediglich in Kombination mit dem Gedanken eine Rolle, dass Ökosystemen (als Natur) ein Wert zukommen könnte, und wird noch dazu bewusst offen gelassen. (3) Zu guter letzt geht es mir auch nicht darum, den Wert von Natur im Allgemeinen auszumachen. Denn Thema des Aufsatzes ist der Wert von Biodiversität.² Zwar ist diese Natur bzw. ist Natur notwendig für diese. Natur reicht jedoch nicht hin für Biodiversität: Natur kann auch nicht-divers sein. Der Zweig, den die Taube zu Noah auf die Arche brachte, war eindeutig Natur – aber keine vielfältige. Ich möchte also den Wert ausschließlich der Natur ermitteln, die divers ist. Nachdem der Untersuchungsgegenstand so konkretisiert ist, nun also zur Frage: Was macht den Wert biologischer Vielfalt aus?

¹ Die drei genannten sind gängige Einheiten anderer Definitionen.

² Vgl. auch WOOD (2000, S. 39, S. 50 ff., S. 68), der „biologische Ressourcen“ von „Biodiversität“ (ebd.) trennt.

2 Naturschutzwert

Da ist möglicherweise zunächst einmal ein indirekter Wert: Wenn (1) biologische Vielfalt Voraussetzung für das Bestehen von Natur ist und (2) Natur wertvoll ist, kommt biologischer Vielfalt indirekt ebenfalls Wert zu.³ Prämisse 1 ist jedoch eventuell nur in einem Sinne wahr, dass sie die These der Arbeit – *mehr* Biodiversität – nicht stützt: Es ist nicht ausgeschlossen, dass *wenig* Biodiversität statt mehr für das Bestehen von Natur ausreicht. Und Prämisse 2 ist eventuell gar nicht wahr: Es ist nicht ausgeschlossen, dass Natur nicht wertvoll ist. Es ist also hierdurch nicht ausgeschlossen, dass die These nicht wahr ist.

Prämisse 1 wird vor allem in Form der Frage behandelt, welche Rolle Biodiversität für das Bestehen von Ökosystemen bzw. – mit JAX genauer gesagt – „Ökosystemprozesse[n] und -zustände[n]“ (JAX 2003, S. 162; S. 164) hat. Diese Frage sei umstritten und die Ergebnisse bisher nur bedingt verallgemeinerbar, so JAX (ebd.). Auch gemäß GASTON/SPICER (2004, S. 100) und THOMPSON/STARZOMSKI (2007, S. 1361-1369) ist fraglich, wie viel Biodiversität nötig ist, um Ökosystemfunktionen zu gewährleisten. Und auch die Diversitäts-Stabilitäts-Hypothese, die besagt, dass ein Ökosystem umso stabiler ist, je artenreicher es ist, ist umstritten (TREPL 1999, S. 116, ESER 1999, S. 205) und in allgemeiner Form wohl nicht gültig (TREPL 1999, S. 119). Es ist also nicht ausgeschlossen, dass wenig Biodiversität statt mehr für das Bestehen von Ökosystemen bzw. deren Prozessen und Zuständen und damit von Natur ausreicht. Lediglich genetische Vielfalt innerhalb von Populationen gilt als bedeutsam für das Bestehen von Natur: Sie wird als im Allgemeinen wichtig für die Anpassungsfähigkeit und damit den Erhalt von Populationen und damit von Arten angesehen.

Prämisse 2 ist Gegenstand der naturethischen Debatte. Während strenge Physiozentriker der ganzen Natur moralischen Eigenwert zuschreiben, messen gemäßigte Physiozentriker diesen lediglich bestimmten Teilen der Natur bei. Und Anthropozentriker erachten Natur gar nicht als moralisch eigenwertig und sehen sie ausschließlich als dem Menschen dienlich (KREBS 1997, S. 342). Natur hat dann lediglich indirekten oder instrumentellen Wert. Und dieser ist abhängig von menschlichen Präferenzen. Auch dadurch kann es sein, dass nur einem Teil von Natur Wert zukommt – etwa nur dem lebensnotwendigen Teil (und dem für diesen nötigen). Und theoretisch ist dann nicht mal mehr ausgeschlossen, dass Natur gar keinen Wert hat. Dies ist so, wenn alle Präferenzen durch Natursubstitute hinreichend erfüllt werden können.

Über die Wahrheit beider Prämissen möchte ich hier kein Urteil fällen. Denn dieses zu begründen würde den Rahmen der Untersuchung sprengen. Da beide Prämissen umstritten sind, ist nicht ausgeschlossen, dass die These nicht wahr ist. Da dieses Argument also recht wackelig ist, wenden wir uns besser weiteren Begründungen zu, warum biologische Vielfalt wertvoll ist. Diese sind direkter Art.

3 Ästhetischer⁴ Wert

Der Vielfalt der Natur wird auch ästhetischer Wert zugeschrieben (TAKACS 1996, S. 271 f.) – etwa von JAX (2003, S. 165). Das entsprechende Argument könnte lauten: (1) Biologische Vielfalt ist ästhetisch und (2) was ästhetisch ist, ist wertvoll. Daher ist biologische Vielfalt wertvoll. Problematisch an diesem Argument ist jedoch, dass sowohl Prämisse 1 als auch Prämisse 2 nicht wahr sind.

³ Ähnlich argumentiert etwa WOOD (2000, S. 52, S. 56).

⁴ Den Versuch, das Wort „ästhetisch“ zu bestimmen, unternehme ich hier nicht (dies tut etwa MEYER 2003, S. 92-97). Ich gebrauche es einfach in unhinterfragtem Sinne. Alternativ verwende ich auch „schön“, „elegant“ u. ä.

Zunächst zu Prämisse 1. Es gibt vor allem zwei Möglichkeiten zu zeigen, dass biologische Vielfalt ästhetisch ist: (A) Alle Vielfalt ist ästhetisch. (Denn dann ist auch biologische Vielfalt ästhetisch.) Oder: (B) Alle Natur ist ästhetisch. (Denn dann ist auch biologische Vielfalt ästhetisch. Denn Biodiversität ist Natur.) Beide Möglichkeiten lassen sich jedoch nicht verteidigen.

Zunächst A: Dass alle Vielfalt ästhetisch ist, ist nicht wahr. Es gibt Vielfalt, die nicht ästhetisch ist – etwa eine Müllkippe oder einen Baumarkt. Doch selbst wenn alle Vielfalt ästhetisch wäre, würde das nichts bringen. Um den Schutz von Vielfalt zu begründen wäre nämlich zusätzlich erforderlich, dass Vielfalt notwendig ist für Ästhetischsein. Denn ist sie es nicht, könnte auch anderes unsere ästhetischen Bedürfnisse stillen. Vielfalt wäre in ästhetischer Hinsicht substituierbar. Vielfalt ist jedoch nicht notwendig für Ästhetischsein. Es gibt Ästhetisches, das nicht vielfältig ist – etwa eine schlichte, elegante Abendrobe.

Doch was ist mit Möglichkeit B? Ist alle Natur ästhetisch? Laut CARLSON (2000, S. 72) wird diese Frage von vielen bejaht. Dabei werde der Wissenschaft eine besondere Rolle zugeschrieben (ebd., S. 85).⁵ Auch CARLSON vertritt die Position bezüglich eines wissenden Betrachters. Sein Argument: (1) Wissen über Natur sei nötig, um diese ästhetisch wahrzunehmen. (2) Die Naturwissenschaft beziehe sich auf Eigenschaften wie „Ordnung, Regelmäßigkeit, Harmonie, Balance“ (ebd., S. 93), und (3) solche Eigenschaften fänden wir ästhetisch. Sobald wir Natur wissend wahrnehmen, fänden wir sie daher ästhetisch, so CARLSON (ebd.). MEYER (2003, S. 104-106) zeigt jedoch überzeugend, dass alle drei Prämissen nicht gültig sind und die These daher daraus nicht folgt. (1) Wissen über Natur sei nicht nötig, um etwas ästhetisch zu finden, so MEYER. Etwa fänden manche eine Blumenwiese schön, ohne die darauf befindlichen Arten zu kennen. (2) Die Wissenschaft [MEYER: Ökologie] weise nicht grundsätzlich Eigenschaften wie die genannten in der Natur nach. So sei dort längst nicht alles regelmäßig, harmonisch und stabil. Als Beispiel nennt MEYER etwa Räuber-Beute-Beziehungen, die von Disharmonie zeugten. (3) Nicht alle fänden eine ordentliche, stabile und harmonische Natur ästhetisch. Manche hielten genau das Gegenteil – Chaos und Dynamik der Natur – für schön, so MEYER.

Auch abgesehen von CARLSONS Argument ist leicht einsehbar, dass nicht alle Natur ästhetisch ist. Es gibt viele Fälle, in denen Natur ekelhaft, abstoßend, hässlich, also unästhetisch ist – etwa den Nacktmull (*Heterocephalus glaber*). Oder in denen sie weder ästhetisch noch unästhetisch ist – optisch etwa eine Kartoffel. Und auch hier ist es so: Selbst wenn alle Natur ästhetisch wäre, würde dies erst etwas bringen, wenn Natur auch notwendig ist für Ästhetischsein. Denn ist sie es nicht, können andere Dinge sie in ästhetischer Hinsicht ersetzen. Natur ist jedoch nicht notwendig für Ästhetischsein: Schön sein kann auch Kunst. Um unserer ästhetischen Bedürfnisse willen muss Natur also nicht erhalten werden. Abgesehen davon geraten wir mit Möglichkeit B in die schon erwähnte Naturfalle: Ist biologische Vielfalt ästhetisch, weil es Natur ist, muss es nicht mehr biologische *Vielfalt* sein. Denn Natur muss nicht vielfältig sein.

Nicht ganz so, aber trotzdem düster sieht es für Prämisse 2 aus – die Behauptung, was ästhetisch ist, sei wertvoll. Schauen wir uns zunächst an, wie man diese These begründen könnte.⁶ Möglich wäre etwa: Es gibt Ästheten, also Menschen, denen ästhetische Erfahrungen wichtig sind. Für diese hat Ästhetisches instrumentellen Wert, denn es macht ästhetische Erfahrungen möglich. Also hat Ästhetisches Wert.

⁵ Dass Wissenschaft eine besondere Rolle für ästhetische Naturwahrnehmung hat, meint auch TAKACS (1996, S. 271-74). Und dass dies so sein *kann*, schließt auch MEYER (2003, S. 98) nicht aus.

⁶ Mit dieser Frage bezüglich Natur beschäftigen sich auch KREBS (1997, Punkt 3.3) und MEYER (2003, Kap. 7.5).

Problematisch an diesem Argument ist jedoch, dass seine Überzeugungskraft davon abhängt, dass und wie viele Ästheten es gibt. Ohne Ästhet kein Wert, und mit wenig Ästheten nur wenig Wert. (Hingegen viel bei vielen.) Sobald es Ästheten gibt, könnte man diesem Problem jedoch beikommen, indem man Moral einbezieht. Berücksichtigt man die Ästheten moralisch, reicht überspitzt und vereinfacht gesagt ein Ästhet aus, um das Ästhetische wertzuschätzen: Um *seiner* willen wertschätzen dann auch alle Nicht-Ästheten das Ästhetische. Nichtsdestotrotz gibt es jedoch Ästhetisches, das nicht wertvoll ist – zum Beispiel einen schaurig-schönen Atompilz. In solchen Fällen wird der Wert durch Ästhetischsein durch höhere Werte – etwa Unversehrtheit – aufgehoben. (Einzig ein letzter radikaler Ästhet mag dies anders sehen.) Ästhetisches ist also nur unter der Bedingung wertvoll, dass es höhere Werte nicht verletzt.

Zusammengefasst: Prämisse 1 ist nicht und Prämisse 2 ist nur bedingt wahr. Daher lässt sich zumindest mit Hilfe dieses Arguments nicht begründen, dass biologische Vielfalt wertvoll ist.

4 Medizinischer Wert

Hingegen kommt unter bestimmten Umständen zunächst einmal noch nicht untersuchter⁷ Artenvielfalt Wert zu. Denn Tiere und Pflanzen bestimmter Arten beinhalten medizinisch wertvolle Stoffe. Solange Arten noch nicht untersucht sind, kann man also nicht ausschließen, dass sie wertvoll sind. Und je nachdem, wie wertvoll⁸ die Stoffe voraussichtlich sind, wie hoch wahrscheinlich der Anteil medizinisch wertvoller Arten an der gesamten Artenzahl⁹ und wie aufwendig es ist, Arten zu erhalten, lohnt es sich, noch unerforschte biologische Vielfalt zu erhalten. Denn je größer diese Vielfalt, desto mehr medizinisch interessante Arten und damit Substanzen werden wahrscheinlich erhalten.¹⁰

Problematisch an diesem Argument ist unter anderem, dass es den Schutz nur der Artenvielfalt begründen kann, die noch nicht untersucht ist. Deswegen zu fordern, Arten nicht zu erforschen, wäre absurd. Sinnvoller scheint mir, eine haltbarere Begründung für den Wert von Biodiversität auszumachen:

5 Freiheitswert

Biologische Vielfalt ist wertvoll, weil sie wichtig für unsere Freiheit ist, wie ich meine. Das Argument zur These, biologische Vielfalt sei wichtig für unsere Freiheit, stelle ich in zwei Schritten vor. Zunächst zeige ich allgemein, warum und inwieweit mehr Optionen zu haben mehr Freiheit bedeutet (5.1). Dann untersuche ich, inwieweit dies für biologische Vielfalt gilt (5.2). Dass Freiheit wertvoll ist, davon gehe ich aus.¹¹

5.1 Das Argument der Optionenvielfalt

Sind wir freier, je mehr Möglichkeiten (Optionen) uns offen stehen? HOBBS bejaht dies. Er meint, jemand habe „um so größere Freiheit, auf je mehr Bahnen er sich bewegen kann“ (HOBBS 1959, S. 170). Manche hingegen bestreiten, dass dem so sei. FRANKFURT (2001, S. 53-64) etwa meint, anders handeln

⁷ Dass bereits untersuchte, als wertlos befundene Arten unter veränderten Umständen wertvoll sein können (MEYER 2003, S. 56 f.), lasse ich hier außer acht.

⁸ Etwa ob sie tödliche Krankheiten verhindern können und ob Gesundheit wichtiger ist als andere Werte.

⁹ DOBSON (1995, S. 390) berichtet etwa von Untersuchungen, in denen im Durchschnitt eine von 125 Pflanzenarten einen medizinischen Hauptwirkstoff bildete.

¹⁰ Analog ließe sich mit Arten argumentieren, die Bioindikatoren (MEYER 2003, S. 59) sind.

¹¹ Der Wert von Optionen ist nicht zu verwechseln mit dem ökonomischen „Optionswert“ (WEISBROD 1964, S. 472). Während dieser der Wert der Möglichkeit ist, etwas *in Zukunft* zu nutzen (ebd.), geht es mir um den Wert, den Möglichkeiten als solche *jetzt* haben.

zu können sei für Verantwortung nicht notwendig. Denn es könne sein, dass jemand verantwortlich ist, obwohl er nicht hätte anders handeln können. FRANKFURT zeigt dies am Beispiel Jones: Jones steht, ohne es zu wissen, unter Beobachtung von Black, der möchte, dass Jones etwas Bestimmtes tut. Black hat Mittel parat, mit denen er Jones Entscheidungen in die gewünschte Richtung bringen kann, sollte sich bei Jones eine Andersentscheidung anbahnen. (Black kann das erkennen, bevor Jones die Entscheidung tatsächlich trifft.) Black setzt diese Mittel aber nicht ein, da Jones sich aus eigenen Gründen entscheidet zu tun, was Black möchte, und dies tut. Jones tut also die ganze Zeit, was er eh getan hätte. In einem solchen Fall sei er mit Recht zur Verantwortung für sein Handeln zu ziehen, so FRANKFURT, obwohl er zu keinem Zeitpunkt hätte anders handeln können. Und statt „Verantwortung“ kann man auch „Freiheit“ einsetzen, meine ich. Für Freiheit ist also nicht nötig, anders handeln zu können.¹² Es reicht, tun zu können, was man will. Genauer muss es also heißen: Je mehr Möglichkeiten man hat, desto *wahrscheinlicher* ist man frei. (Denn desto wahrscheinlicher ist, dass darunter die Möglichkeit ist, die man tun will.) Je mehr Möglichkeiten es gibt, desto wahrscheinlicher gibt es also Freiheit.

Nichtsdestotrotz sprechen zwei Dinge dafür, dass es umso *mehr* Freiheit gibt, je mehr Möglichkeiten es gibt. (1) Zum einen wollen Menschen Unterschiedliches. Wenn auch nicht ausgeschlossen ist, dass eine Möglichkeit reicht, um frei zu sein, muss es demnach viele Möglichkeiten geben, damit alle frei sind. (2) Darüber hinaus entscheidet sich Freiheit nicht ausschließlich erst, nachdem wir unseren Willen gebildet haben – an der Frage, ob wir ihn umsetzen können – sondern auch schon davor. ARISTOTELES (2001, S. 99-101) meint zwar, unser Wollen sei unabhängig von den Möglichkeiten. Und bedingt stimme ich ihm zu: Es gibt unrealistisches Wollen – etwa den Wunsch, Astronaut zu werden. Genau so gibt es jedoch auch durch Möglichkeiten bedingtes Wollen. Etwa kann der Wunsch, Astronaut zu werden, langfristig durch die Möglichkeiten sozusagen „auf den Boden der Tatsachen geholt“ werden. Insofern können die Möglichkeiten unser Wollen bedingen. (Man könnte sie dann auch Wollensanlässe oder -bedingungen nennen.) Je vielfältiger die Wollensanlässe, auf desto vielfältigere Weise können wir also wollen. Und da jede fehlende Möglichkeit ein Hindernis darstellt bzw. weniger wollen zu können einschränkt, sind wir umso freier, je mehr Möglichkeiten es gibt bzw. erhalten bleiben.¹³ Zusammengefasst: Je mehr Möglichkeiten es gibt, desto wahrscheinlicher gibt es Freiheit und desto mehr Freiheit gibt es.

Ausnahmen

Folgende Optionen verteidigt das Argument der Optionenvielfalt nicht. Erstens Optionen, die ihrer Art nach Freiheit *insgesamt* mindern. Die Option „Gefängnis“ zum Beispiel vergrößert Freiheit insgesamt eventuell nicht.¹⁴ Es muss abgewogen werden zwischen dem Freiheitsgewinn durch eine zusätzliche Option und dem Freiheitsverlust durch die Art der Option. Bei aller Schwierigkeit, diese Grenze auszumachen, scheint es zumindest so zu sein, dass der Freiheitsverlust durch die Wegnahme einer Option umso größer ist, je weniger Optionen es gibt. Bedeutet die Wegnahme einer Option von hundert Optionen nur 1% Verlust, sind es bei anfänglich zwei Optionen riesige 50%. Aus heutiger Sicht würde man also vielleicht urteilen, dass die Option „Gefängnis“ Freiheit *nicht* fördert. Denn da es genügend andere Mög-

¹² Auf die umfangreiche Debatte zu FRANKFURTS These gehe ich aus Platzgründen nicht ein.

¹³ Auf die Frage, ob und inwiefern unser Wille frei ist, gehe ich hier nicht ein. Dies ist jedoch auch nicht nötig. Denn Vielfalt zu erhalten lohnt sich in jedem Fall. Denn ob so oder so – die Möglichkeiten bzw. Willensanlässe bedingen unser Wollen *mit*. (Auch ursprünglich freies Wollen kann auf den Boden der Tatsachen geholt werden.)

¹⁴ Außer acht lasse ich dabei, dass Gefängnisse die Freiheit der Nicht-Insassen vergrößern können.

lichkeiten gibt, mindert das Verschwinden dieser einen Option Freiheit kaum. Auf der anderen Seite hingegen ist durch das Verschwinden speziell dieser Option viel für Freiheit gewonnen. Anders würde man wahrscheinlich urteilen, wenn es nur noch die Option „Gefängnis“ und eine andere gibt.

Zweitens dürfen Optionen ontologisch nicht zu konkret gefasst sein. Sonst droht das Argument im Meer der Möglichkeiten unterzugehen. Ab einer gewissen Zahl sind Optionen nämlich nicht mehr freiheitsdienlich, sondern freiheitshemmend. Denn Massen an Optionen machen es unmöglich, gut informiert überlegte Entscheidungen zu treffen. Allerdings muss man zwischen dieser sehr speziellen Einschränkung und der Einschränkung durch weniger Möglichkeiten abwägen, sind doch beide für Freiheit relevant. Nichtsdestotrotz legt der Einwand nahe zu klären, was als Möglichkeit zählt. Denn so kann man ihm zumindest auf gewisse Weise begegnen. Zählt jedes Sandkorn als Option, können wir die Optionen nicht bewältigen. Zählt Strand als Option, wohl.

Und drittens schafft es das Argument nicht, Optionen zu verteidigen, die einen anderen Wert verletzen, wenn dieser Wert wichtig genug und/oder die Option für Freiheit unwichtig genug ist. (Wie oben gesehen ist eine Option für Freiheit etwa umso unwichtiger, je mehr Optionen es gibt.) Nachdem wir nun so das Feld bereitet haben, prüfen wir jetzt, inwieweit unsere spezielle Saat darin aufgeht – Biodiversität.

5.2 „Biologische Optionenvielfalt“

Wie sieht es also im Falle von Biodiversität aus? Lässt sich mit dem Argument der Optionenvielfalt zeigen, dass biologische Vielfalt wichtig für unsere Freiheit ist? Im Prinzip: ja. Da biologische Vielfalt eine Form von Vielfalt ist, gilt das Argument auch für sie. Je mehr Arten, Ökosysteme und (zunächst einmal auch) Gene wir haben, desto (1) wahrscheinlicher sind wir frei und (2) desto freier¹⁵ sind wir. Etwas ähnliches wie 2 meint offenbar auch COLLAR, wenn er bezüglich Biodiversität schreibt: „Extinction is the negation of the possible; it creates poverty in the mind. Our capacity to experience, to imagine, to contemplate, erodes with the erosion of nature, and with it we forfeit piecemeal – landscape by landscape, site by site, species by species – the freedom of mind (...).“ (COLLAR 2003, S. 269)

Die Ausnahmen

Auch im Fall von Biodiversität gibt es natürlich die genannten Ausnahmen. Erstens verteidigt das Argument biologischer Optionenvielfalt nicht Gene, Arten und Ökosysteme, die Freiheit *insgesamt* mindern. Meist wird die äußere Natur zwar nicht als freiheitsbeschränkend angesehen. Diese Annahme ist jedoch zu bezweifeln (BITTNER 2008, Kap. 2 d). Etwa kann ein Gebüsch am Weitergehen hindern. Mindert eine biologische Option Freiheit auch insgesamt, verteidigt das Argument sie nicht. (Ich halte dies im Falle des Gebüsches anders als beim Gefängnis allerdings für fraglich. Denn das Gebüsch lässt mehr alternative Handlungen als das Gefängnis. Es gibt allerdings biologische Optionen, welche die Gesamtzahl der Optionen – und damit Freiheit insgesamt – verringern, etwa ein Insekt, das einen Wald zerstört.¹⁶)

Zweitens dürfen Optionen auch im Fall von Biodiversität nicht zu konkret gefasst sein, soll das Argument nicht über seine eigenen Füße zu stolpern drohen – über zu viele da zu detaillierte Optionen. Inwieweit verhindern die Kategorien der Biodiversität die Gefahr des Stolperns? Während Ökosysteme und Arten

¹⁵ Dass weniger Biodiversität weniger Möglichkeiten und damit weniger Freiheit bedeutet, meinen bezüglich zukünftiger Generationen auch NORTON (1999, S. 118 f., S. 132, 2000, S. 1039, S. 1043) und ähnlich auch WOOD (2000, S. 170). Sie lassen jedoch die Prämisse unhinterfragt, dass eine Abnahme von Optionen Freiheit mindert.

¹⁶ Vgl. allerdings das Ende des drittnächsten Absatzes: Unter bestimmten Umständen kann es angebracht sein, *nicht* auf eine möglichst hohe Zahl von Optionen – in diesem Fall auf das Bewahren des Waldes – zu bestehen.

dies tun, ist es bei Genen anders. Während Ökosysteme groß und Arten abstrakt sind, sind Gene sehr klein und unabstrakt. Sie sind sozusagen die Sandkörner der biologischen Vielfalt. Sie als Möglichkeiten aufzufassen könnte das Argument also zum Stolpern bringen. Dies ist jedoch nur scheinbar ein Problem. Denn Gene im Kleinen bedingen das Große mit. Und zwar auch jenseits der Kategorien Ökosystem und Art – etwa eine Landschaft. Auch derartiges kann eine Option sein. Mittelbar sind also auch Gene groß und gefährden das Argument damit nicht. Um den Erhalt ihrer Vielfalt zu begründen ist lediglich notwendig, dass eine Abnahme dieser zu einer Abnahme der Vielfalt im Großen führen würde.

Ähnlich kann man gegen eine weitere Schwierigkeit argumentieren, die hier auftaucht. Die Schwierigkeit: Sowohl Gene als auch zu winzige Arten sind für uns nicht wahrnehmbar (außer für Spezialisten). Wie sollen sie da eine Option für uns darstellen? Man könnte natürlich argumentieren, dass es reicht, wenn wir um ihr Bestehen wissen. Die Option wäre sozusagen, Gene und winzige Arten gedanklich zu behandeln. Dagegen spricht, dass dies auch ohne diese geht. Auch ein Märchen kann man gedanklich bewegen. Allerdings ist zum einen fraglich, ob wir etwas gedanklich bewegen können, was nie bestanden hat. Und zum anderen – und vor allem – kann man auch hier auf eine mittelbare Rolle verweisen. Gene und winzige Arten bedingen das Wahrnehmbare auf bestimmte Weise mit. Und damit sind sie mittelbar erlebbar genug, um vom Argument mit verteidigt zu werden. Notwendig ist auch hier lediglich, dass eine Abnahme ihrer Vielfalt zu einer Abnahme der wahrnehmbaren Vielfalt führt.

Und zu guter letzt vermag das Argument nicht Gene, Arten und Ökosysteme zu verteidigen, die einen anderen Wert verletzen, wenn dieser wichtig genug und/oder diese Optionen für Freiheit unwichtig genug sind. Zum Beispiel könnte die Option „Gene eines lebensbedrohlichen Krankheitserregers“ den Wert menschlichen Lebens verletzen. Und angesichts der Wichtigkeit dieses Werts und der hohen Zahl anderer Optionen könnte es angebracht sein, auf diese Option zu verzichten. Ein solcher Konflikt könnte sich auch indirekt auf Naturschutzzielebene abspielen, wenn hinter dem betroffenen Ziel ebenfalls ein Wert steht (wie Freiheit hinter Vielfalt). So könnte es etwa angebracht sein, die Optionenzahl nicht künstlich zu erhöhen, da dies dem Ziel Natürlichkeit widerspricht, wenn hinter diesem ein Wert steht.

Abgesehen von diesen Optionen ist biologische Vielfalt wichtig für unsere Freiheit: Je größer sie ist, desto wahrscheinlicher sind wir frei und desto freier sind wir. Um das Argument rundum wasserdicht zu machen, muss jedoch noch folgender Punkt berücksichtigt werden.

Die Art der Optionen

Das Argument der Optionenvielfalt zeigt lediglich, warum es vorteilhaft ist, *zusätzliche* Optionen zu haben. Warum es die eine Möglichkeit sein soll, und nicht die andere, sagt es hingegen nicht. Entscheidungen zwischen *konkurrierenden* Optionen kann man mit seiner Hilfe nicht begründen. Dies bedeutet zweierlei: Zum einen kann man mit diesem Argument nicht gegen das Verschwinden von Genen, Arten und Ökosystemen argumentieren, solange durch dieses genau so viele neue entstehen. Da es hier um den Schutz von Biodiversität (und nicht etwa um den bestimmter Arten) geht, ist dies jedoch unproblematisch. Zum anderen kann man mit dem Argument der Optionenvielfalt jedoch auch nicht gegen das Verschwinden biologischer Optionen argumentieren, wenn durch dieses genau so viele *nicht*-biologische Optionen entstehen. Im Bild gesprochen: Auf das bereitete Feld des Argumentes der Optionenvielfalt kann man unter der Voraussetzung, dass es ebenso vielfältig ist, auch anderes säen als Biodiversität – etwa künstliche Vielfalt. Dies zeigt jedoch keineswegs, dass biologische Vielfalt überflüssig ist. Zum einen besteht nach wie vor die Chance, gute Gründe für den Wert von Natur zu finden (vgl. Abschnitt

2).¹⁷ Vor allem aber ist nichts so vielfältig wie es Biodiversität potentiell ist: Nichts bildet so viele Optionen wie die Evolution.¹⁸ Menschen können diesen Vorgang nicht ersetzen. Ohne „Material“ aber, das heißt ohne Natur, keine Evolution.¹⁹ Und daher muss es *biologische* Vielfalt sein.

6 Literatur

- ARISTOTELES (2001): Die Nikomachische Ethik. Griechisch-deutsch. - Düsseldorf/Zürich (Artemis und Winkler)
- BITTNER, R. (2008): What it is to be free. - (Unveröffentlichtes Manuskript)
- CARLSON, A. (2000): Aesthetics and the environment. The appreciation of nature, art and architecture. - London/New York (Routledge)
- COLLAR, N.J. (2003): Beyond value: biodiversity and the freedom of the mind. - *Global Ecology & Biogeography* 12: 265-269
- DOBSON, A. (1995): Biodiversity and human health. - *Trends in Ecology & Evolution* 10 (10): 390-391
- EHRENFELD, D. (1992): Warum soll man der biologischen Vielfalt einen Wert beimessen? - In: WILSON, E.O. [Hrsg.]: Ende der biologischen Vielfalt? Der Verlust an Arten, Genen und Lebensräumen und die Chance für eine Umkehr. - Heidelberg (Spektrum): 235-239
- ESER, U. (1999): Der Naturschutz und das Fremde. Ökologische und normative Grundlagen der Umweltethik. - Frankfurt (Campus)
- FRANKFURT, H.G. (2001): Freiheit und Selbstbestimmung. Ausgewählte Texte. - Berlin (Akademie Verlag)
- GASTON, K.J. & SPICER, J.I. (2004): Biodiversity. An Introduction. - 2. Ed. - Malden (Blackwell)
- HOBBS, T. (1977): Vom Menschen. Vom Bürger. (Elemente der Philosophie II/III). - Hamburg (Felix Meiner)
- JAX, K. (2003): Die Funktion biologischer Vielfalt. - In: KÖRNER, S.; NAGEL, A. & EISEL, U.: Naturschutzbegründungen. - Bonn (Bundesamt für Naturschutz): 149-174
- KREBS, A. (1997): Naturethik im Überblick. - In: KREBS, A. [Hrsg.]: Naturethik. Grundtexte der gegenwärtigen tier- und ökoethischen Diskussion. - Frankfurt am Main (Suhrkamp): 337-379
- MEYER, K. (2003): Der Wert der Natur. Begründungsvielfalt im Naturschutz. - Paderborn (Mentis)
- NORTON, B. (1999): Ecology and Opportunity: Intergenerational Equity and Sustainable Options. - In: DOBSON, A. [Hrsg.]: Fairness and Futurity. Essays on Environmental Sustainability and Social Justice. - Oxford (Oxford UP): 118-150
- NORTON, B.G. (2000): Biodiversity and environmental values: in search of a universal earth ethic. - *Biodiversity and Conservation* 9: 1029-1044
- OTT, K. (1999): Zur ethischen Bewertung von Biodiversität. - In: HUMMEL, M.E.; SIMON, H.-R. & SCHEFFRAN, J. [Hrsg.]: Konfliktfeld Biodiversität: Erhalt der biologischen Vielfalt – Interdisziplinäre Problemstellungen. Arbeitsbericht IANUS 7/1999

¹⁷ Dass diese Gründe nicht ausreichen, um den Wert biologischer *Vielfalt* zu begründen (vgl. Einleitung), bleibt davon unberührt.

¹⁸ NORTON (2000) hingegen meint, die „Kreativität der Natur“ (ebd., S. 1043) produziere Optionen.

¹⁹ Menschen einmal ausgenommen.

- POTTHAST, T. (1996): Inventing Biodiversity: Genetics, Evolution, and Environmental Ethics. - Biologisches Zentralblatt 115: 177-188
- TAKACS, D. (1996): The idea of biodiversity. Philosophies of paradise. - Baltimore (John Hopkins UP)
- THOMPSON, R. & STARZOMSKI, B.M. (2007): What does biodiversity actually do? A review for managers and policy makers. - Biodiversity and Conservation 16: 1359-1378
- TREPL, L. (1999): Die Diversitäts-Stabilitäts-Diskussion in der Ökologie. - In: GÖRG, C.; HERTLER, C.; SCHRAMM, E. & WEINGARTEN, M. [Hrsg.]: Zugänge zur Biodiversität. Disziplinäre Thematisierungen und Möglichkeiten integrierender Ansätze. - Marburg (Metropolis): 91-126
- WEISBROD, B.A. (1964): Collective-Consumption Services of Individual-Consumption Goods. - The Quarterly Journal of Economics 78 (3): 471-477
- WOOD, P.M. (2000): Biodiversity and Democracy: Rethinking Society and Nature. - Vancouver (UBC)

Treffpunkt Biologische Vielfalt IX	2010	199-204	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	---------	--

BioRaum – Raumwissenschaftliche Forschung zu Fragen des Erhalts und der Entwicklung Biologischer Vielfalt

LUPP, G.¹; ALBRECHT, J.; BASTIAN, O.; DARBI, M.; LEIBENATH, M.; MATHEY, J.; NEUBERT, M.; RÖBLER, S.; STRATMANN, L.; STUTZRIEMER, S.; WALZ, U.

Schlagwörter: Biologische Vielfalt; Raumplanung; DPSIR-Ansatz; Landschaftszerschneidung; „Grüne Infrastruktur“

Einleitung

Biologische Vielfalt ist eine der wichtigsten Säulen des menschlichen Wohlergehens, weshalb ihre Sicherung und ihre Erhaltung eine besondere Bedeutung besitzt. Der Biodiversitätsbegriff ist in den letzten Jahren ein zentraler politischer Begriff geworden. Grund sind kontinuierliche, alarmierende Rückgänge von Lebensräumen und Arten weltweit (BMU 2009). Diesen Verlust zu stoppen, ist Gegenstand zahlreicher nationaler Strategien und internationaler Übereinkommen, etwa der Convention on Biological Diversity (CBD 1992).

Die Ausprägung biologischer Vielfalt hängt maßgeblich von der Art der Flächennutzung, der räumlichen Anordnung und der Intensität der Nutzung ab. Diese Bedingungen lassen sich beispielsweise über den Grad der Zersiedelung, die Landschaftszerschneidung, die Strukturierung von landwirtschaftlichen Flächen, den Anteil geschützter Gebiete, die funktionale Durchdringung der Landschaft mit einem Lebensraumnetzwerk sowie städtischen Habitatmustern erfassen. Aufgrund des Bedarfs an Flächen und gesamt-räumlicher Koordination der Flächennutzungen besitzt die Raumplanung und -entwicklung für die Sicherung und die Entwicklung biologischer Vielfalt eine besondere Verantwortung. Bisher spiegelt sich dies in Forschung und Praxis jedoch kaum wieder.

Zielstellung und Arbeitsschritte

Ziel des Projektes ist es, die Gegenstände raumwissenschaftlicher Forschung mit Bezug auf das Thema Biodiversität herauszuarbeiten und bestehende Aktivitäten stärker zu vernetzen. In einem ersten Schritt werden aus den verschiedenen internationalen Beschlüssen und Übereinkommen sowie den daraus abgeleiteten Strategien raumwirksame Forderungen und Handlungsansätze abgeleitet. Im nächsten Schritt wird untersucht, wie diese in der bisherigen Forschung und im Handeln bereits Eingang gefunden haben. Bestehende Aktivitäten im Forschungsprogramm des Leibniz-Instituts für ökologische Raumentwicklung (IÖR) werden im Rahmen des interdisziplinär angelegten Projektes integriert, das vorhandene Wissen aufbereitet und verfügbar gemacht.

¹ Korrespondierender Autor

Methoden

Die methodische Bearbeitung erfolgt in mehreren Schritten, die eine zunehmende Konkretisierung der Antworten gewährleisten:

1. Recherche und Auswertung von Grundlagen der Diskussion zur biologischen Vielfalt wie die CBD, die Nationale Biodiversitätsstrategie (BMU 2007), den Global Biodiversity Outlook, das CBD Handbuch, des Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005), die EU Biodiversity Policy (COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION 2009) und den EU Aktionsplan zur Erhaltung der Biodiversität (KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN 1998),
2. Auswertung wissenschaftlicher Fachliteratur,
3. Bewertung und Weiterentwicklung von Steuerungs- und Planungsinstrumenten von der europäischen bis zur kommunalen Ebene.

Die Einordnung der Forschungsaktivitäten und Handlungen folgt dem DPSIR-Ansatz (z. B. in BAFU & BFS 2007). Dieser stellt ein vereinfachtes Modell dar, mit dem sich die Zusammenhänge zwischen den Faktoren aufzeigen lassen, die sich auf die biologische Vielfalt auswirken. Dabei werden kausale Zusammenhänge zwischen den einzelnen Ebenen berücksichtigt.

Driving Forces (= Triebkräfte): Gesellschaftliche Aktivitäten und Ansprüche, die Auswirkungen auf die Nachfrage nach Fläche auslösen (z. B. Nachfrage nach größeren Wohnungen oder Einzelhandelsflächen)

Pressures (= Druck auf die Umwelt): Daraus resultierende Umweltbelastungen (z. B. Ausweitung von Verkehrs- und Siedlungsflächen)

State (= Umweltqualität): Zustand eines Erdausschnittes (z. B. Anteil der überbauten Fläche einer Region)

Impact (= Auswirkungen): Auswirkungen auf die Umwelt (z. B. Verlust an artenreichen Streuobstwiesen)

Responses (= Korrekturmaßnahmen): Reaktion der Gesellschaft (z. B. Ausweisung eines Naturschutzgebietes)

Erste Forschungsaktivitäten und Ergebnisse

Als Hauptursachen für den weiteren Verlust an biologischer Vielfalt werden die Habitatfragmentierung und Flächennutzungsänderungen benannt (z. B. MEA 2005). Die Zwischenbewertung des EU-Aktionsplans zum Stopp des Artenverlustes bis 2010 (KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN 2008) zeichnet ein düsteres Bild und kommt zum Schluss, dass ohne drastisch verstärkte Bemühungen die Geschwindigkeit des Artenrückgangs nicht gebremst werden kann. Darin wird festgestellt, dass die als „Netzwerk Natura-2000“ ausgewiesenen Schutzgebiete allein nicht in der Lage sind, den Verlust an biologischer Vielfalt aufzuhalten. Als problematisch wird die fehlende Kohärenz der Natura 2000-Gebiete angesehen und damit einhergehend die mangelnde Vernetzung der einzelnen Gebiete miteinander (SUNDSETH & SYLVESTER 2009).

Ausgehend vom DPSIR-Modell wurden am IÖR Auswirkungen auf unterschiedlichen Einflussebenen untersucht. Auf der Seite der Impacts standen Landnutzungsänderungen, deren Auswirkungen auf Landschaftsfunktionen (WALZ 2008), der Infrastrukturausbau und die damit verbundene Landschaftszerschneidung in Sachsen im Fokus (WALZ 2005, SCHUMACHER & WALZ 2006, WALZ & SCHAUER, im

Erscheinen). In den Untersuchungen konnten teilweise drastische Landnutzungsänderungen dargestellt werden (WALZ 2008, WALZ et al. 2008, NEUBERT et al. 2008b), insbesondere starke strukturelle Veränderung der Flächennutzungen (z. B. Abnahme der Kleinräumigkeit von Nutzungen und der Nutzungsdurchmischung, Fragmentierung). Es konnte gezeigt werden, dass große unzerschnittene Freiräume in den letzten Jahrzehnten in Sachsen, aber auch bundesweit (z. B. BfN 2008) stark abgenommen haben und in manchen Regionen selten geworden bzw. nicht mehr vorhanden sind. Bei den verbliebenen unzerschnittenen Freiräumen handelt es sich vielfach um Grenzüräume oder Mittelgebirgsregionen, die auch für den überregionalen Biotopverbund eine wichtige Rolle spielen. Aufgrund der ökologischen Funktionen und des Entwicklungspotenzials unzerschnittener Freiräume sollten diese als eigenständiger Schutzbelang betrachtet und in der räumlichen Planung berücksichtigt werden. Im Rahmen eines F&E-Vorhabens des BfN haben sich STRATMANN & WALZ (2009) mit den Möglichkeiten zur Integration von Maßnahmen zur Wiedervernetzung von Lebensräumen in die Raum- und Verkehrsplanung befasst und Lösungswege aufgezeigt.

Aufbauend auf die MEA-Forderung (MEA 2005) nach einer verbesserten Steuerung durch Raumplanung wurde untersucht, inwieweit Raumplanung und Raumordnungspolitik zur Wiedervernetzung und zur Entwicklung einer grünen Infrastruktur beitragen können. Als problematisch für die Entwicklung eines leistungsfähigen Biotopverbunds kann eingeschätzt werden, dass bisher deutschlandweit einheitliche Erhebungen einzelner Arten und Datengrundlagen sowie geeignete Methoden zur Planung und Bewertung der Lebensraumvernetzung von der regionalen bis zur Bundesebene fehlen. Den Anliegen Biodiversität und Wiedervernetzung mangelt es außerdem an der erforderlichen politischen Priorisierung gegenüber anderen Belangen. Aufgrund des planungsrechtlichen Auftrags und der Möglichkeiten zur Festlegung bestimmter Raumnutzungen sowie des geeigneten Maßstabs kommt vor allem der Regionalplanung eine entscheidende Verantwortung zur räumlichen Festlegung und Entwicklung von Biotopverbundachsen zu (LEIBENATH 2008). Die Raumplanung ist dabei auf die Zuarbeit aus Fachplänen, speziell der Landschaftsrahmenplanung, sowie auf eine sektorale Koordinierung auf Landes- und Bundesebene angewiesen und kann dann ihre Stärken der Abwägung und des Ausgleichs verschiedener raumbezogener Nutzungsinteressen zielgerichtet nutzen.

Mit Bezug auf diese Thematik wurden Untersuchungen zur grenzüberschreitenden Raumentwicklung zwischen Deutschland und Tschechien durchgeführt. In beiden Ländern bestehen unterschiedliche Ansätze räumlicher Planung. In Deutschland haben sich aufgrund der föderalen Struktur von Bundesland zu Bundesland deutliche Unterschiede herausgebildet. In Tschechien erfolgt die Planung dezentral, ist aber einheitlich geregelt. Diese und weitere Differenzen verhinderten oftmals eine intensive grenzüberschreitende Abstimmung. Auch fehlte zum Zeitpunkt der Untersuchungen auf tschechischer Seite ein wirksames transnationales Beteiligungsverfahren für Planungen mit grenzüberschreitenden Wirkungen. Kontakte verliefen v. a. auf informeller Ebene und aufgrund persönlicher Initiative (BMVBS & BBR 2007).

Auf der Handlungsebene ist die Forschung zum „Grünen Netzwerk Erzgebirge“ zu nennen. Die Region zeichnet sich durch einen hohen Anteil an Natura 2000-Gebieten aus. Das Projekt trägt u. a. dazu bei, die Wahrnehmbarkeit des Natura 2000-Netzwerkes zu verbessern, neue touristische und umweltpädagogische Angebote zu schaffen und Wertschöpfungsmöglichkeiten durch Landschaftspflege aufzuzeigen. Damit soll auch im Sinne der CBD auch ein ökonomischer Wert aus der biologischen Vielfalt generiert werden. Besonderes Augenmerk gilt dabei der grenzüberschreitenden Kooperation und einer engeren Vernetzung der Akteure beiderseits der Grenze (LEIBENATH & BASTIAN 2009). Weitere Forschungsarbei-

ten beschäftigen sich mit dem Ziel der Vernetzung von Schutzgebieten bezogen auf ökologisch wertvolle Grenzräume Mitteleuropas (NEUBERT 2009). Hierzu werden u. a. der derzeitige Zustand des Biotop- und Schutzgebietsnetzwerks analysiert und Anregungen zur Verbesserung der Situation gegeben.

Weitere wichtige Forschungsthemen sind beispielsweise Stadt und Biologische Vielfalt (z. B. MATHEY et al. 2001) oder freiwillige Kompensationsmaßnahmen für Eingriffe in die biologische Vielfalt.

Im Rahmen des wirtschaftlichen und des demographischen Wandels bieten sich Chancen für Biodiversität auf städtischen Brachflächen, auch wenn das Vorkommen von Neophyten und euryöken Arten vom Naturschutz kontrovers diskutiert wird (MATHEY & RINK 2009).

Ausblick: Künftige Forschungsaktivitäten

Biodiversität in ihrer Ausprägung als Vielfalt der Ökosysteme, welche die Basis für die Artenvielfalt ist, wird ganz direkt durch Raumnutzungsentscheidungen beeinflusst. Prozesse, die zu Raumnutzungsentscheidungen führen, haben daher einen entscheidenden Einfluss auf die zukünftige Ausprägung der Biodiversität. Bei der Steuerung solcher Prozesse gibt es Probleme auf unterschiedlichen Ebenen. Dazu gehört auch, dass beispielsweise strukturelle Landschaftsveränderungen wie die Landschaftszerschneidung „schleichend“ verlaufen und in ihrem Ausmaß aus der Sicht des Einzelnen nur sehr schwer wahrgenommen werden. Daher besteht noch Forschungs- und Entwicklungsbedarf hinsichtlich geeigneter Monitoringsysteme. Auch das Zusammenwirken der Auswirkungen einzelner, lokaler Nutzungsentscheidungen auf Landschaftsebene ist noch nicht hinreichend verstanden. Daneben stellt der Klimawandel einen aktuellen und wichtigen Einflussfaktor auf die Biodiversität dar, der in diesem Zusammenhang in laufenden und künftigen Untersuchungen (NEUBERT et al. 2008a) stärker analysiert wird.

Künftige Fragestellungen sollen stärker die Zusammenhänge zwischen biologischer Vielfalt und der Entwicklungen der Landnutzung, auch im urbanen Raum, sowie deren Auswirkungen auf die Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts beleuchten. Des Weiteren geht es beispielsweise in der Stadt um Akzeptanz bestimmter Ausprägungen von Biodiversität sowie um Nutzungsmöglichkeiten bei Erhalt der städtischen Biotop- und Artenvielfalt, auch unter den besonderen Bedingungen des Klimawandels.

Eine wichtige Rolle wird der Bereich des Managements und der Steuerung spielen. Fragen der Integration neuer, zum Erhalt und der Entwicklung der Biodiversität erforderlicher Aspekte in Steuerungsinstrumente, insbesondere die Planungs- und Prüfinstrumente, sowie raumwirksame informelle Prozesse und Diskurse sollen untersucht werden.

Literaturverzeichnis

BAFU, BFS (Hrsg.) (2007): Umwelt Schweiz 2007. - Bern, Neuchâtel: 148 S.

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2008): Daten zur Natur 2008: - Münster (Landwirtschaftsverlag): 368 S.

BMU (2009): Bericht der Bundesregierung zur Lage der Natur für die 16. Legislaturperiode. – Berlin: 70 S.

BMU (2007): Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt.

Internetquelle:

http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/biolog_vielfalt_strategie_nov07.pdf,
abgerufen am 22.7.2009

- BMVBS, BBR (Hrsg) (2007): Grenzüberschreitende Raumentwicklung zwischen Deutschland und der Tschechischen Republik. - Berlin, Bonn: 48 S.
- Convention on Biological Diversity (1992): Concluded at Rio de Janeiro on 5 June 1992. Internetquelle: <http://www.admin.ch/ch/d/sr/i4/0.451.43.de.pdf>, abgerufen am 22.7.2009
- COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION (2009): A mid-term assessment of implementing the EU Biodiversity Action Plan and Towards an EU Strategy on Invasive Alien Species – Council conclusions. Internetquelle: http://ec.europa.eu/environment/nature/pdf/council_concl_0609.pdf; abgerufen am 22.7.2009
- KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (2008): Mitteilung der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament, den europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen – Halbzeitbewertung der Umsetzung des gemeinschaftlichen Aktionsplans zur Erhaltung der biologischen Vielfalt.
Internetquelle: http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/comm2006/pdf/bap_2008_de.pdf, abgerufen am 22.7.2009
- KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1998): Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament über eine Gemeinschaftsstrategie zur Erhaltung der Artenvielfalt. Internetquelle: http://ec.europa.eu/environment/docum/pdf/com_98_42_de.pdf, abgerufen am 22.7.2009
- LEIBENATH, M. (2008): SPEN – Interactions between Policy Concerning Spatial Planning and Ecological Networks in Europe – Country Report Germany. Internetquelle: http://www.ecnc.org/completed-projects_37.html?action=detail&id=59, abgerufen am 22.7.2009
- LEIBENATH, M. & BASTIAN, O. (2009): Grünes Netzwerk Erzgebirge – Schaffung grenzüberschreitender Synergien zwischen Natura-2000-Gebieten und Ländlicher Entwicklung im Erzgebirge. Internetquelle: <http://www.ioer.de/index.php?id=762>, abgerufen am 22.7.2009
- MATHEY, J.; KOCHAN, B. & STUTZRIEMER, S. (2001): Biodiversität auf städtischen Industriebrachen? – Ein Kriterienkatalog zur Einschätzung naturverträglicher Folgenutzungen. - Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU) SH 13: 71-82.
- MATHEY, J. & RINK, D. (2009): Urban Wastelands – a Chance for Biodiversity in Cities? Ecological Aspects, Social Perceptions and Acceptance of Wilderness by Residents. - In: MÜLLER, N.: "Urban Biodiversity and Design". – London (Blackwell). - Conservation Science and Practice Series. (im Erscheinen)
- MEA (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT BOARD) (Hrsg.) (2009): Ecosystems and Human Well Being – Synthesis. - Washington (Island press): 160 S.
- NEUBERT, M.; FÖRSTER, M.; LANG, S.; VOHLAND, K. & KLEINSCHMITT, B. (2008a): A concept for analysing the impact of climate-induced changes on habitat diversity. – In: CAR, A.; GRIESEBNER, G. & STROBL, J. (Eds.): Geospatial Crossroads @ GI_Forum '08. – Heidelberg (Wichmann). - Proceedings of the Geoinformatics Forum Salzburg: 215-220.
- NEUBERT, M.; WALZ, U.; ELZNICOVÁ, J.; ŠRÉDL, V. & ZIKMUNDOVÁ, A. (2008b): Landscape Changes in the Saxon-Bohemian Switzerland National Park Region. - In: WAGENKNECHT, S. & CSAPLOVICS, E. (Eds.): Spatial Information Systems for Transnational Environmental Management of Protected Areas and Regions in the Central European Space - Selected Results and Outputs of the EU-Project SISTE-MaPARC. – Berlin (Rhombos). - Fernerkundung und angewandte Geoinformatik, 4: 81-103.

- NEUBERT, M. (2009): TransEcoNet - Transnational Ecological Networks in Central Europe. Internetquelle; <http://www.ioer.de/index.php?id=745>, abgerufen am 22.7.2009
- SCHUMACHER, U. & WALZ, U. (2006) : Landschaftszerschneidung in Sachsen - Bewertung von Freiraumstrukturen auf der Basis grenzüberschreitender Geodaten. - In: AURADA, K. D. & RÖDEL, R. (Hrsg.) : Kooperation und Integration. Beiträge zum 16. Kolloquium Theorie und quantitative Methoden in der Geographie. - Greifswalder Geographische Arbeiten; 39: 39-48
- STRATMANN, L. & WALZ, U. (2009): Planungsexpertise zum F+E-Vorhaben „Prioritätensetzung zur Vernetzung von Lebensraumkorridoren im überregionalen Straßennetz“ [unveröff]. – Dresden: 100 S..
- SUNDSETH, K. & SYLVESTER, A. (2009): Towards Green Infrastructure for Europe: Proceedings of EC Workshop 25-26 March 2009, Brüssel. Internetquelle: <http://green-infrastructure-europe.org/download/EC%20Workshop%20proceedings%20Green%20Infrastructure%20final>, abgerufen am 22.7.2009
- WALZ, U. (2005): Landschaftszerschneidung in Grenzräumen - Sachsen und die Sächsisch-Böhmische Schweiz. – GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society, 14 (2): 171-174.
- WALZ, U. (2008): Monitoring of landscape change and functions in Saxony (Eastern Germany) - Methods and indicators. - Ecological Indicators 8 (6): 807-817
- WALZ, U. & SCHAUER, P. (IM ERSCHIEINEN): Unzerschnittene Freiräume als Schutzgut? - Landschaftszerschneidung in Deutschland mit besonderem Fokus auf Sachsen. – ARL-Beiträge.
- WALZ, U., WOLF, S. & NEUBERT, M. (2008): Impact of Landscape Change on Landscape Functions in the Saxon Switzerland. – In: CSAPLOVICS, E., WAGENKNECHT, S. & SEILER, U. [Hrsg.]: Spatial Information Systems for Transnational Environmental Management of Protected Areas and Regions in the Central European Space. – Berlin (Rhombos). - Fernerkundung und angewandte Geoinformatik, 4: 105–117.

Treffpunkt Biologische Vielfalt IX	2010	205-210	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn
------------------------------------	------	---------	--

Voluntary Biodiversity Offsets: Freiwillige Kompensationsmaßnahmen für Eingriffe in die Biodiversität – eine neue Perspektive für den Erhalt und die Wiederherstellung der biologischen Vielfalt weltweit und in Deutschland?

MARIANNE DARBI

Schlagwörter: Biologische Vielfalt, Eingriffsfolgenbewältigung, Biodiversity Offsets, freiwillige Kompensationsmaßnahmen

Einleitung

Noch nie war der Druck auf Arten und Lebensräume größer und noch nie waren die natürlichen Ökosysteme schnelleren und gravierenderen Veränderungen ausgesetzt als in den letzten fünfzig Jahren. Der Verlust der Biodiversität erfolgt stetig und schnell. Gleichzeitig sind Wirtschaft und Gesellschaft auf die Nutzung von Natur und Landschaft angewiesen.

Im Angesicht des zunehmenden Nutzungsdrucks und des wachsenden Flächenverbrauchs kann ein allein konservierender Ansatz den globalen Biodiversitätsverlust nicht aufhalten. Daher kommt der Wiederherstellung bzw. Kompensation von Biodiversitätsschäden eine zentrale Rolle zu.

Weltweit gibt es unterschiedliche Ansätze der Umweltfolgenbewältigung, u. a. die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP), das US Wetland Mitigation nach Clean Water Act und die deutsche Eingriffsregelung. Diese Instrumente sind auf die Vermeidung, Minimierung und Kompensation von Eingriffen in die Umwelt ausgerichtet. Vor dem Hintergrund der Internationalen Biodiversitätskonvention (CBD) wird seit einiger Zeit verstärkt diskutiert, inwieweit die Belange der biologischen Vielfalt bereits in den bestehenden Instrumenten der Eingriffsfolgenbewältigung berücksichtigt werden bzw. wie Beeinträchtigungen der Biodiversität oder ihrer Bestandteile ausgeglichen werden können. Sehr aktuell schlägt sich dies in der internationalen Diskussion um die sogenannten „Biodiversity Offsets“ nieder. Dahinter steht der Ansatz, dass negative Auswirkungen auf die Biodiversität durch Maßnahmen zum Schutz oder zur Wiederherstellung kompensiert werden müssen, um einem weiteren Verlust biologischer Vielfalt entgegenzuwirken. Ziel ist es zu gewährleisten, dass kein Nettoverlust oder bestenfalls ein Nettogewinn biologischer Vielfalt im Hinblick auf Artenzusammensetzung, Lebensraumstrukturen und Ökosystemdienstleistungen erzielt wird (BBOP 2009b).

Forschungsfragen und Zielstellungen

Das Dissertationsvorhaben ist im Themenbereich Eingriffsfolgenbewältigung verortet und stellt einen inhaltlichen Bezug zum Forschungsfeld „Biodiversität und Raumwissenschaft“ her.

Die Untersuchung wird angeregt durch die noch sehr junge Diskussion aus dem internationalen Raum um Voluntary Biodiversity Offsets, d. h. freiwillige Kompensationsleistungen für Eingriffe in die Biodiversität. Dabei sind die Rahmenbedingungen bislang wenig bekannt. Daher beschäftigt sich die Arbeit zunächst damit, was Voluntary Biodiversity Offsets sind, wie und unter welchen Bedingungen diese umgesetzt werden. Ziel ist es, die Potenziale und Handlungsmöglichkeiten von Voluntary Biodiversity Offsets

in Bezug auf den Erhalt und die Wiederherstellung der Biodiversität zu untersuchen und aufzuzeigen, wie und unter welchen Bedingungen diese genutzt werden können. Dazu sollen im Rahmen von Fallstudien Praxisbeispiele für Voluntary Biodiversity Offsets analysiert werden.

Im Hinblick auf die Situation in Deutschland ist es außerdem ein Ziel der Arbeit, den Diskussionsprozess zu der Frage anzuregen, welche Rolle Voluntary Biodiversity Offsets für die Eingriffsfolgenbewältigung in Deutschland spielen oder spielen können und inwieweit sie die etablierten Planungsinstrumente ergänzen können.

Methoden

Die Untersuchung basiert auf einem explorativen, theoriegenerierenden Vorgehen. Die Bearbeitung ist in drei Phasen untergliedert, die durch einzelne Arbeitspakete operationalisiert werden:

1. Phase 1 beinhaltet die **theoretische Herleitung von fachlichen Standards für Biodiversity Offsets**. Dies umfasst die Definition der Begriffe und die Auseinandersetzung mit den fachlichen Zugängen, das Identifizieren und Auswerten bestehender Initiativen und Handlungsempfehlungen, sowie die Auseinandersetzung mit dem Stand der internationalen Fachdiskussion zur Leistungsfähigkeit kompensatorischer Ansätze. Ziel ist das Herleiten von Kriterien für fachliche Standards und das Formulieren von Hypothesen.
2. In Phase 2 erfolgt die **empirische Untersuchung der Umsetzung von fachlichen Standards für Biodiversity Offsets**. Dazu werden qualitative Fallstudien ausgewählt, vorbereitet und durchgeführt.
3. Phase 3 umfasst die **Schlussfolgerungen**, d. h. die Diskussion der Ergebnisse aus Phase 2 (Fallstudien) vor dem Hintergrund der Kriterien und Hypothesen aus Phase 1. Im Zentrum steht die Bewertung der Umsetzung von Voluntary Biodiversity Offsets.

Für die Bearbeitung werden unterschiedliche Methoden kombiniert, u. a. die Auswertung von Dokumenten mithilfe der qualitativen Inhaltsanalyse sowie die Durchführung von leitfadengestützten Experteninterviews (einschl. Pre-Test) im Rahmen der Fallstudien.

Erste Ergebnisse

Wissenschaftliche Diskussion und Praxis der Umweltfolgenbewältigung

Die Kompensation von Eingriffen in die Umwelt genießt weltweit ein steigendes Interesse. Derzeit stellt sich das Themenfeld der Eingriffsfolgenbewältigung in Wissenschaft und Praxis im internationalen Kontext sehr inhomogen dar. Während Länder wie Brasilien auf eine jahrzehntelange Erfahrung und weitentwickelte Umweltpolitik und Gesetzgebung in diesem Bereich zurückblicken, haben andere Länder, wie z. B. Madagaskar, erst seit kurzem die Notwendigkeit zu handeln erkannt (DARBI et al. 2009: 135). Im Hinblick auf die Umsetzung in der Praxis werden Eingriffe in die Umwelt bislang häufig im Rahmen der UVP betrachtet. Dabei liegt der Fokus i. d. R. auf Großprojekten, wie z. B. Bergbau, Energie und Verkehr. Daneben gibt es aber auch Kompensationsmodelle, die einen deutlich umfangreicheren Ansatz verfolgen, wie z. B. das US Wetland Mitigation gemäß Clean Water Act, das auf die Vermeidung, Minimierung und Kompensation von Eingriffen in Feuchtgebiete ausgerichtet ist, und die deutsche Eingriffsregelung. Während das US Wetland Mitigation in der internationalen Diskussion durch eine Vielzahl an Ver-

öffentlichungen (WEEMS & CANTER 1995, BENDOR 2009 u. a.) hinreichend etabliert ist, wird die Eingriffsregelung, die einen wesentlich umfangreicheren, flächendeckenden Ansatz verfolgt, international bislang wenig wahrgenommen (DARBI et al 2009: 25). National findet sich die Entwicklung der deutschen Eingriffsregelung, die seit 1976 im Bundesnaturschutzgesetz verankert ist, in vielen Publikationen und einer kontinuierlichen angeregten Diskussion an der Schnittstelle zwischen Wissenschaft und Praxis wieder (ARGE EINGRIFFSREGELUNG 1988, WOLF 2004 u. a.). Heute sind Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen in der Praxis etabliert und als Resultat der mehr als dreißigjährigen Erfahrungen weit entwickelt. Dennoch gibt es noch immer Umsetzungsdefizite. Vor diesem Hintergrund begann in den 1990er Jahren ein Prozess der Flexibilisierung, der zur Bildung von Pool- und Bankingmodellen geführt hat. So gibt es mehrere hundert Flächen- und Maßnahmenpools in Deutschland (BÖHME et al. 2005: 2), die der Bevorratung von Kompensationsflächen und -maßnahmen dienen. Ähnliche Ansätze bzw. Entwicklungen gibt es u. a. auch in den USA, insbesondere das US Wetland Mitigation Banking und das Conservation Banking, und in Australien, wo 2002 das Bush Tender Program ins Leben gerufen wurde, um wertvolle natürliche Vegetation auf Privatgrundstücken zu schützen, indem Naturschutzmaßnahmen über eine Versteigerung angeboten werden.

Berücksichtigung der Biodiversität in der Eingriffsfolgenbewältigung und Biodiversity Offsets

Vor dem Hintergrund der hohen Aktualität des Themenfeldes Biodiversität wird die Berücksichtigung der biologischen Vielfalt in der Eingriffsfolgenbewältigung seit einigen Jahren verstärkt thematisiert. In dieser Hinsicht fordert die CBD die Einführung von Verfahren zur Prüfung der Umweltverträglichkeit von Vorhaben mit erheblichen negativen Auswirkungen auf die biologische Vielfalt (Art. 14a). Daran anknüpfend wird diskutiert, wie die Anforderungen der CBD in bestehende Prüf- und Folgenbewältigungsinstrumente integriert werden können, neben der Umweltverträglichkeitsprüfung betrifft dies u. a. die Strategische Umweltprüfung, die FFH-Verträglichkeitsprüfung und speziell in Deutschland die Eingriffsregelung.

Seit Beginn dieses Jahrzehnts ist ein umfangreicher Diskussionsprozess um Biodiversity Offsets in Gang gesetzt worden, an dessen Beginn sich dem Thema zunächst grundsätzlich im Rahmen von Vorträgen und Veröffentlichungen genähert wurde (TEN KATE, BISHOP & BAYON 2004; TEN KATE 2005; RAJVANSHI 2006 u. a.). Dabei wurden zunächst Anknüpfungspunkte in bestehenden gesetzlichen und planerischen Bestimmungen identifiziert, z. B. die FFH-Richtlinie und die Umwelthaftungsrichtlinie der Europäischen Union, die Schutzgebietsgesetze in Brasilien und Mexiko, das Fischereigesetz in Kanada und der Clean Water Act in den USA (RAJVANSHI 2006).

Im Zusammenhang mit Biodiversity Offsets wird im internationalen Rahmen eine Reihe von Kriterien für Kompensationsmaßnahmen diskutiert, wie z. B. die Äquivalenz bzw. der funktionale, räumliche und zeitliche Zusammenhang von Eingriff und Ausgleich, das Ausfallrisiko von Kompensationsmaßnahmen und der dauerhafte Bestand der Maßnahmen. Diese Themen sind in eine breitere methodische Diskussion eingebunden, die auch in Deutschland Anknüpfungspunkte findet (u. a. im Rahmen der Entwicklung der Eingriffsregelung).

Voluntary Biodiversity Offsets

Grundsätzlich kann zwischen „Mandatory Biodiversity Offsets“, verpflichtenden Kompensationsleistungen, die durch gesetzliche und planerische Bestimmungen gefordert werden, und „Voluntary Biodiversity Offsets“, freiwilligen Kompensationsleistungen, unterschieden werden.

Als Hauptgrund für das Auftreten von Voluntary Biodiversity Offsets führt Howard (2007: 1) an, dass infolge des gestiegenen Umweltbewusstseins innerhalb des letzten Jahrzehnts der öffentliche Druck auf Unternehmen und Regierungen zur Bewältigung der Umweltfolgen ihrer Aktivitäten gewachsen ist. Nicht nur für „Global Player“ ist ein Umweltmanagement zu einer unverzichtbaren Aufgabe geworden. Gleichzeitig stellen Biodiversity Offsets eine Chance bzw. einen Schritt zur Erschließung eines breiteren „Biodiversitätsmarktes“ dar („the business case for biodiversity“). Ten Kate, Bishop & Baron (2004: 4) führen eine Reihe von Chancen bzw. Potenzialen von Voluntary Biodiversity Offsets für Unternehmen und Projektträger, politische Entscheidungsträger, Naturschutzorganisationen und die betroffene Bevölkerung an. Unternehmen können dementsprechend u. a. im Hinblick auf Image und bessere Akzeptanz ihrer Vorhaben sowie eine Beschleunigung des Genehmigungsverfahrens von der Umsetzung von freiwilligen Kompensationsmaßnahmen profitieren. Tab. 1 zeigt darüber hinaus weitere Vorteile, die freiwillige Kompensationsleistungen aus Sicht von Unternehmen lohnenswert machen.

Tab. 2: Vorteile von freiwilligen Kompensationsleistungen für Unternehmen (nach TEN KATE 2005 und HOWARD 2007)

The business case for Biodiversity Offsets	
License to operate	Zugang zu Land und Ressourcen, Beschleunigung von genehmigungsverfahren und Vermeidung kostenaufwändiger Verzögerungen, polit. Einflussnahme
Reputation	gute PR, verbessertes Verhältnis zur lokalen Bevölkerung und Entscheidungsträgern, Status eines „bevorzugten Partners“
Zugang zu Kapital	Gestiegene Anforderungen und Standards von internat. Finanzinstitutionen und Geldgebern
Effizienz	Management von Risiken und Haftungsverpflichtungen
neue Märkte	Wettbewerbsvorteil als „First mover“

Voluntary Biodiversity Offsets zeichnen sich als freiwilliges Instrument zum Ausgleich von Biodiversitätsschäden dadurch aus, dass sie über die bestehenden gesetzlichen Bestimmungen hinausgehen bzw. vollkommen unabhängig davon existieren können. Abb. 1 zeigt auf, in welchen Fällen Voluntary Biodiversity Offsets grundsätzlich zum Einsatz kommen (können):

1. Ein gesetzlich-planerischer Rahmen für die Kompensation von Eingriffen in die Biodiversität ist vorhanden, und für das konkrete Vorhaben besteht Kompensationspflicht. Es werden also Mandatory Biodiversity Offsets durchgeführt. Zusätzlich dazu können Voluntary Biodiversity Offsets umgesetzt werden.
2. Ein gesetzlich-planerischer Rahmen für die Kompensation von Eingriffen in die Biodiversität ist vorhanden, aber für das konkrete Vorhaben besteht keine Kompensationspflicht. Es können Voluntary Biodiversity Offsets umgesetzt werden.
3. Es existiert kein gesetzlich-planerischer Rahmen für die Kompensation von Eingriffen in die Biodiversität, und es besteht also keine Kompensationspflicht. Es können Voluntary Biodiversity Offsets umgesetzt werden.

Es besteht ein großes Interesse von Seiten der Wirtschaft und weltweit gibt es bereits einige Beispiele für die erfolgreiche Durchführung von Voluntary Biodiversity Offsets (HOWARD 2007: 3). Eine Reihe von Institutionen hat Initiativen gegründet und bereits erste Standards bzw. Selbstverpflichtungen für die Umsetzung definiert, z. B. die „Energy and Biodiversity Initiative“ und der „International Council on Mining

and Metals“. So fordert z. B. die „Energy and Biodiversity Initiative“, dass Voluntary Biodiversity Offsets als Minimumstandards für alle Unternehmen gelten sollten, um zu erreichen, dass kein Nettoverlust biologischer Vielfalt entsteht (ENERGY AND BIODIVERSITY INITIATIVE 2009).

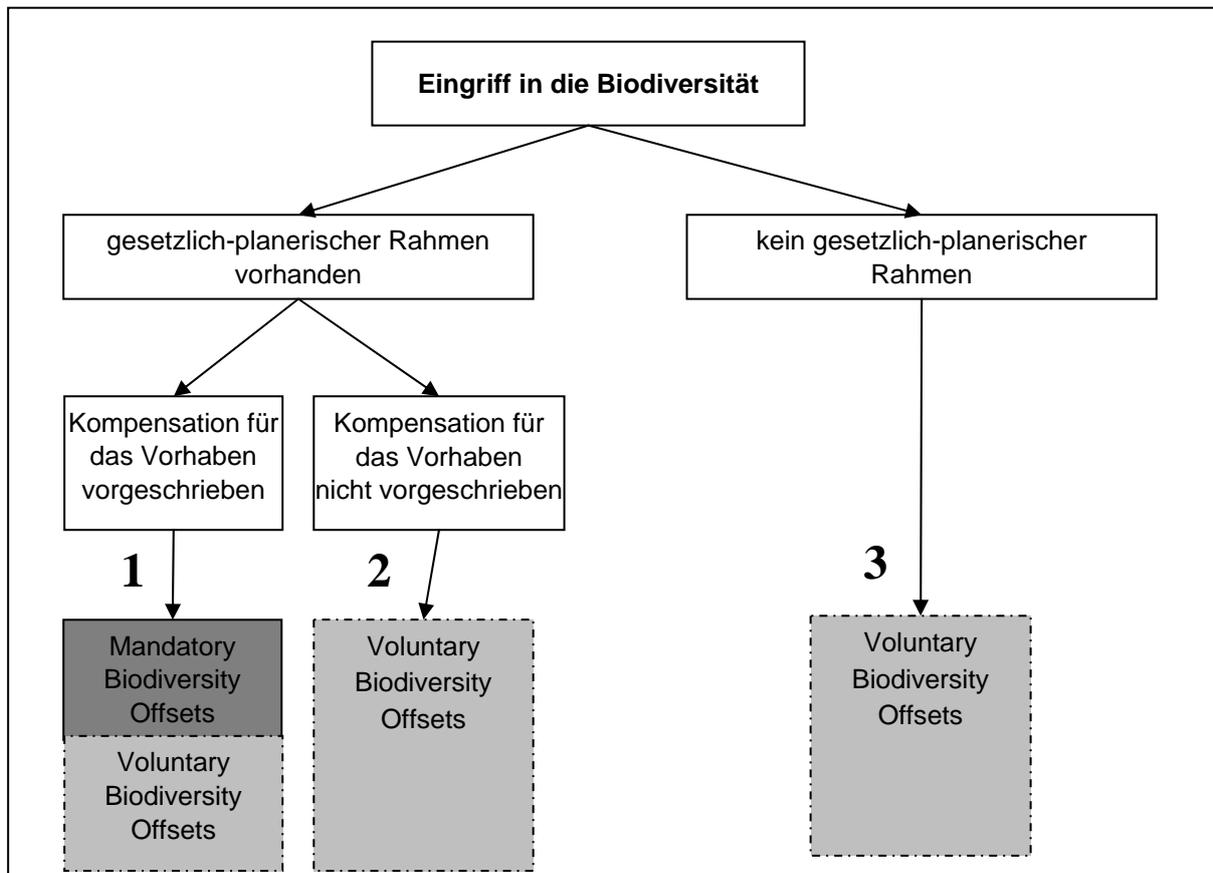


Abb. 3: Mandatory Biodiversity Offsets und Voluntary Biodiversity Offsets

Ausblick: Künftige Forschungsaktivitäten

Anknüpfend an die bisherigen Ergebnisse soll zum einen die Literaturdiskussion fortgesetzt und vertieft werden. Zum anderen sollen aufbauend auf die ermittelten Grundlagen Beispiele für mögliche relevante Fallstudien identifiziert und ausgewählt werden. Wichtige inhaltliche Auswahlkriterien sind dabei der konkrete Raumbezug und die Umsetzung physischer Maßnahmen (d. h. nicht z. B. Umweltbildung oder rein monetäre Kompensation). Anhand der Fallstudien sollen einzelne Fragestellungen detailliert und praxisbezogen vergleichend untersucht werden.

Literaturverzeichnis

- ARGE EINGRIFFSREGELUNG (1988): Empfehlungen zum Vollzug der Eingriffsregelung. – Natur und Landschaft Beilage 63 (5).
- BENDOR, T. (2009): A dynamic analysis of the wetland mitigation process and its effects on no net loss policy. - Landscape and Urban Planning 89 (1-2): 17-27.
- BÖHME, C.; BRUNS, E.; BUNZEL, A.; HERBERG, A. & KÖPPEL, J. (2005): Flächen- und Maßnahmenpools in Deutschland: Ergebnisse aus dem F+E Vorhaben 502 82 120 "Naturschutzfachliches Flächenmanagement als Beitrag für eine Nachhaltige Flächenhaushaltspolitik". - Bonn (Bundesamtes für Naturschutz) 260 S.

- BUSINESS AND BIODIVERSITY OFFSETS PROGRAMME (BBOP) (2009a): Business, Biodiversity Offsets and BBOP: An Overview. BBOP, Washington, D.C.
- BUSINESS AND BIODIVERSITY OFFSETS PROGRAMME (BBOP) (2009b): The Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP). -
 Im Internet: <http://www.forest-trends.org/biodiversityoffsetprogram/BBOPFLYER5-09.pdf>.
- DARBI, M.; OHLENBURG, H.; HERBERG, A.; WENDE, W., SKAMBRACKS, D. & HERBERT, M. (2009), International Approaches to Compensation for Impacts on Biological Diversity. Final Report. -
 Im Internet: http://www.forest-trends.org/biodiversityoffsetprogram/library/new/Biokom_Final%20Report_IOER_TUB.pdf.
- ENERGY AND BIODIVERSITY INITIATIVE (EBI) (2009): Integrating Biodiversity Conservation into Oil & Gas Development. - Im Internet: <http://www.theebi.org/>
- HOWARD, K. (2007): Voluntary Biodiversity Offsets: Improving the environmental management toolbox. - Im Internet: http://www.cortex.org/d-Cortex-%20Biodiversity%20Offsets_01Dec07.pdf.
- RAJVANSHI, A. (2006): Reconciling conservation and development. The concept of biodiversity offsets. - Wildlife institute of India, Dehradun, IAIA '06, Pre-meeting training course – Stavanger, Norway.
- TEN KATE, K. (2005): Biodiversity Offsets: good for business and biodiversity? Presentation to IPIECA Biodiversity Working Group, 1 June 2005.
- TEN KATE, K.; BISHOP, J. & BAYON, R. (2004): Biodiversity offsets: Views, experience, and the business case. - IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and Insight Investment, London, UK.
- WEEMS, W.A. & CANTER, L.W. (1995): Planning and operational guidelines for mitigation banking for wetland impacts. - Environmental Impact Assessment Review 15 (3): 197-218.
- WOLF, R. (2004), Entwicklungslinien der Eingriffsregelung. - Natur und Recht 26: 6-11
http://www.halle.ufz.de/data/WS_2003-05_Wolf6016529.pdf, 2009-03-09.

Teilnehmer der Tagung

DOROTHEE BENKOWITZ
Pädagogische Hochschule
Bismarckstr. 10
76133 Karlsruhe
benkowitz@ph-karlsruhe.de

ANIKA BUSCH
Niebuhrstr. 44
53113 Bonn
anikabusch@web.de

MARIANNE DARBI
Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung (IÖR)
Weberplatz 1
01217 Dresden
m.darbi@ioer.de

VERENA EIBFELLER
Universität Göttingen
Blumenbach Institute of Zoology and Anthropology
Berliner Str. 28
37073 Göttingen
veissfe@gwdg.de

FALCO ENGEL
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Grätzelstr. 2
37079 Göttingen
falko.engel@nw-fva.de

FLORIAN FIEBELKORN
Universität Osnabrück
Biologiedidaktik
Barbarastr. 11
49076 Osnabrück
fiebelkorn@biologie.uni-osnabrueck.de

ULRICH HANZIG
Universität Erlangen-Nürnberg
M.A. Soziologie
Fichtestr. 18
91054 Erlangen
u.hanzig@web.de

NILS HASENBEIN
Universität Bielefeld
Biologische Sammlung
PF 100131
33501 Bielefeld
nhasenbein@uni-bielefeld.de

NADIN HERMANN
Universität Osnabrück
FB Biologie/Chemie
Barbarastr. 11
49076 Osnabrück
Nadin.hermann@biologie.uni-osnabrueck.de

KATJA HEUBACH
Biodiversität und Klima Forschungszentrum
Senckenberganlage 25
60325 Frankfurt
kheubach@senckenberg.de

ANNETTE HILDINGER
Haid- und Neustr. 2
76131 Karlsruhe
annette.hildinger@gmx.de

EVANSON C. KAMAU
Universität Bremen
Forschungsstelle für Europäisches Umweltrecht (FEU)
PF 330440
28334 Bremen
echege@uni-bremen.de

SEBASTIAN KOCH
Universität Göttingen
Didaktik der Biologie
Waldweg 26
37073 Göttingen
skoch@uni-goettingen.de

KATRIN LÜCKMANN
Universität Osnabrück
FB Biologie/Chemie
Barbarastr. 11
49076 Osnabrück
Katrिन.lueckmann@biologie.uni-osnabrueck.de

GERD LUPP
Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e.V.
Weberplatz 1
01217 Dresden
g.lupp@ioer.de

GRIT MEHNERT
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
Abt. Limnologie geschichteter Seen
Alte Fischerhütte 2
16775 Stechlin
g.mehnert@igb-berlin.de

STEFAN MEYER
Universität Göttingen
Albrecht-von-Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften
37073 Göttingen
smeyer1@gwdg.de

MIRJAM MILAD
Universität Freiburg
Institut für Landespflege
Tennenbacher Str. 4
79106 Freiburg
Mirjam.milad@landespflege.uni-freiburg.de

CORNELIA MORAWETZ
Bayerisches Landesamt für Umwelt
Ref. 77
Bürgermeister-Ulrich-Str. 160
86179 Augsburg
Cornelia.morawetz@lfu.bayern.de

JENS MÜLLER
Nordstr. 104
53111 Bonn
mueller@oekolo-gis.de

MARLENE PÄTZIG
Graf-von-Bünau-Ring 16
01728 Bannewitz
marlene.pätzig@gmail.com

JULIA ROJAHN
Universität Tübingen
Interfakultatäres Zentrum für Ethik in den Wissenschaften
Wilhelmstr. 19
72074 Tübingen
julia.rojahn@gmx.de

MATHIAS RUPP
Universität Freiburg
Institut für Landespflege
Tennenbacher Str. 4
79106 Freiburg
Mattias.rupp@landespflege.uni-freiburg.de

GESINE SCHEPERS
Universität Bielefeld
Fakultät für Geschichtswissenschaft
PF 10 01 31
33501 Bielefeld
gschepers@uni-bielefeld.de

KRISTIN SCHRÖDER
Universität Göttingen
Department für Agrarökonomie und rurale Entwicklung
Platz der Göttinger Sieben 5
37073 Göttingen
Kristin.schroeder@agr.uni-goettingen.de

SEBASTIAN SCHUCH
Universität Göttingen
Institut für Zoologie und Anthropologie
Berliner Str. 28
37073 Göttingen
Sebsschuch@gwdg.de

RAINER SODTKE
Projekträger im DLR
Umwelt-Kultur-Nachhaltigkeit
Heinrich-Konen-Str. 1
53227 Bonn
rainer.sodtke@dlr.de

NIKE SOMMERWERK
Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries (IGB)
Müggelseedamm 310
12587 Berlin
sommerwerk@igb-berlin.de

KAI PETRA STICH
Universität Bielefeld
Fakultät für Biologie
Universitätsstr. 25
33615 Bielefeld
kai_petra.stich@uni-bielefeld.de

LENA ULBER
Universität Goettingen
Forschungszentrum für Landwirtschaft und Umwelt
Am Vogelsang 6
37075 Goettingen
Lena.Ulber@agr.uni-goettingen.de

ANJA WEBER
Universität Gießen
Institut für Agrarpolitik und Marktforschung
Senckenbergstr. 3
35390 Gießen
Anja.weber@agrار.uni-giessen.de

JOCHEN WULFHORST
Hermann-Mattern-Str. 33
34134 Kassel
jochen.wulfhorst@uni-kassel.de

ULRICH ZUMKIER
Universität Bielefeld
Biologische Sammlung
33615 Bielefeld
Ulrich.zumkier@uni-bielefeld.de