Horst Korn & Ute Feit (Bearb.)

Treffpunkt Biologische Vielfalt VI

Aktuelle Forschung im Rahmen des
Übereinkommens über die biologischen Vielfalt
vorgestellt
auf einer wissenschaftlichen Expertentagung
an der
Internationalen Naturschutzakademie Insel Vilm
vom 22. – 26. August 2005

Bundesamt für Naturschutz
Bonn – Bad Godesberg 2006

Titelbild: Annette Pahl
Konzeption und Redaktion: Dr. habil. Horst Korn, Ute Feit
Bundesamt für Naturschutz
INA Insel Vilm
18581 Putbus

Fachbetreuung des F+E-Vorhabens durch das BfN: Ute Feit

Die BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich.

Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr.110
53179 Bonn
Tel.: +49 228/ 8491-0
Fax: +49 228/ 8491-200
URL: http://www.bfn.de

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

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

Druck: BMU-Druckerei

Gedruckt auf 100% Altpapier

Bonn – Bad Godesberg 2006

Inhaltsverzeichnis

Vorwort 7

ANDREAS ZEHM
Inter- und transdisziplinäre Forschung am Beispiel des BMBF-Förderschwerpunktes „Sozial-ökologischen Forschung“ (SÖF) 9

SUSANNE SCHÖN
Inter- und transdisziplinäres Kooperationsmanagement: Fallstricke und Methoden 19

Nutzung genetischer Ressourcen und gerechter Vorteilsausgleich

JULIA DENGER
Gerechte Nutzung oder Biopiraterie? Kriterien für den ausgewogenen und gerechten Vorteils-ausgleich für genetische Ressourcen in der Landwirtschaft 25

RADADIANA TARIC
Biodiversität und Patentrecht: Genetische Ressourcen und Angabe Ihrer geographischen Herkunft 31

Invasive gebietsfremde Arten

BIRGIT SEITZ
Zertifizierung gebietseigener Gehölze trägt zur Erhaltung der Biologischen Vielfalt bei 39

MICHAEL BEILHARZ
Das Makrozoobenthos der Oberelbe zwischen Regeneration, hydrologischen Störungsereignissen und Neozoenproblematik 45

Agrobiodiversität / Bestäuberinitiative

CHRISTIAN AHRNS
Dörfer als Kerne der Phytodiversität in peripheren Kulturlandschaften Mittel- und Nordostdeutschlands 51

MELANIE HAGEN & MANFRED KRAEMER
Einfluss der Landschafts-Strukturierung auf Pflanze - Bestäuber - Interaktionen in einem ostafrikanischen Wald-Agrarland Mosaik 63

CAROLIN MAYER
Einfluss von Beweidung auf die Diversität von Insekten und Folgen für die Bestäubung von *Cheiridopsis denticulata* (Aizoaceae) (Haw.) N.E.Br im Namaqualand, Südafrika 69

Nachhaltige Nutzung

GEORG BERKEMEIER
Beschreibung der Veränderung von Landschaften durch den Menschen im nördlichen Westfalen unter Auswertung geschichtlicher und vorgeschichtlicher Quellen 77

KANE-ANTONIA BLASCHKE
Ethnospezifische Nutzung von Wildpflanzen in der Republik Guinea/Westafrika – Ihre sozio-kulturelle, ökonomische und ökologische Bewertung im regionalen Vergleich 85

KIM POLLERMANN
Partizipative Prozesse im Spannungsfeld von Naturschutz und Regionalentwicklung 93

JULIAN HEIERMANN
Führt der Umbau von naturfernen Waldbeständen in naturnahe Bestände zu einer höheren Artendiversität innerhalb der nachtaktiven Großschmetterlinge? 101

ARNO RÖDER, ERWIN HUSSENDÖRFER & HANS PRETZSCH
Auswirkungen der Waldbewirtschaftung auf die Dynamik genetischer Variation in struktur- und artenreichen Waldbeständen 107

STEFAN SCHÄFFER
Das CBD-Arbeitsprogramm für Wälder und seine Umsetzung in Deutschland 115

CHRISTINE SCHMITT
Schutz und Nutzung der biologischen Vielfalt von Bergregenwald mit wildem Kaffee (*Coffea arabica* L.) in der Bonga-Region Südwest-Äthiopiens 121

Anreizmaßnahmen / Honorierung ökologischer Leistungen

CORNELIA DEIMER
Honorierungsansätze für Umweltleistungen in der Landwirtschaft – Genese, Trends und Bewertung 127

ANNIKA HÖFT & BÄRBEL GEROWITT
Artenvielfalt als Produktionsgut der Landwirtschaft? – Neue Wege in der Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft – ein ergebnisorientiertes Honorierungskonzept und seine Umsetzung im Landkreis Bad Doberan 135

SANDRA RAJMIS
Wertschätzung von Biodiversität als Quelle ökologischer Versicherungsleistungen in Deutschland 143

CLAUDIA CERDA
Valuing Biological Diversity in Navarino Island, Cape Horn Archipelago, Chile: a Choice Experiment Approach 149

JAN-PATRICK WITTE
Determination of willingness to pay for "Ecosystem Health" in terms of prevention of unknown environmental dangers in Central Sulawesi (Indonesia) – A Choice Experiment Approach) 155

JÜRGEN MEYERHOFF & ULF LIEBE
Der ökonomische Wert von Veränderungen der Biodiversität im Wald: Ergebnisse aus zwei Choice Experimenten 163

Ökosystemarer Ansatz

HASAN ARSLAN
Förderung der biologischen und kulturlandschaftlichen Vielfalt in ländlichen Regionen um städtische Ballungsräume 171

ILONA KLINGELE
Der Ökosystemare Ansatz im Biosphärenreservat Pfälzerwald – Das Querschnittsthema artizipation 179

Bestimmung und Überwachung (Art. 7)

UTE BECKER
Die Bedeutung von quantitativ genetischer Differenzierung und lokaler Anpassung für den Schutz von Pflanzenarten in Europa am Beispiel von Carlina vulgaris und Hypochoeris radicata 185

RALF MOSHAMMER
Erfassung der Biodiversität von Wäldern anhand von Stichprobeninventuren 193

CARSTEN NOWAK, ANNIKA PUPP & CHRISTIAN VOGT
Reaktion genetisch verarmter Populationen der Zuckmücke *Chironomus riparius* auf anthropogen verursachten Umweltstress – Konsequenzen für den Artenschutz 199

KARL M. WANTZEN, MICHAEL KORN, JOHANNES PUCHER & KARL-OTTO ROTHHAUPT
Einfluss des Flutpulses auf aquatische Invertebraten im eulitoralen Interstitial des Bodensees 205

KATHRIN STENCHLY, CARSTEN SCHMIDT, DETLEF BERNHARD & O.D. FINCH
Die Biodiversität der Spinnen und Käfer im Kronenraum eines mitteleuropäischen Auwaldes 215

FLORIAN STRAUB
Ausbreitungsgeschichte und Ökologie des Dreizehenspechts im Schwarzwald – 22 Jahre Monitoring einer stenöken Waldvogelart 223

In-situ Erhaltung

KRISTIN KASCHNER
Vorhersagemodell über globale Verbreitungsgebiete und Biodiversitäts-Hotspots von Meeressäugern 229

AXEL BUSCHMANN
Einbeziehung explizit räumlicher Landschaftsstrukturmaße in Habitateignungsanalysen – ein Fallbeispiel für den Rotmilan 231

ALEXANDER GUTSCHE
Freilanduntersuchungen als Basis für ein Arten- und Lebensraummanagement des Utila-Schwarzleguans (*Ctenosaura bakeri* STEJNEGER 1901) 239

Sonstiges

CARSTEN NEßHÖVER
Nutzung des Diversitätswissens – hin zu einer Plattform zur Biodiversitätsforschung in Deutschland ... 245

Teilnehmer des Workshops 251

Vorwort

Im vergangenen Jahrzehnt ist "Biodiversität" zu einem häufig gebrauchten Schlüsselbegriff sowohl in den Wissenschaften als auch in der politischen Arena geworden. Er steht zusammen mit dem Begriff der Nachhaltigkeit im Zentrum der nationalen und internationalen Umweltpolitik.

Diese Karriere des Biodiversitätsbegriffs steht in engem Zusammenhang mit dem Übereinkommen über die Biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity, CBD), das 1992 in Rio de Janeiro im Rahmen der UN-Konferenz über Umwelt und Entwicklung (UNCED) verabschiedet wurde. Bei den politischen Verhandlungen im Umfeld der Konvention hat sich gezeigt, dass der Begriff geeignet ist, Interessen und Belange unterschiedlicher Gruppen zu integrieren: Ökologie und Ökonomie, Umweltschutz und Entwicklung, Naturschutz und Naturnutzung. "Biodiversität" bezieht sich damit nicht auf einen rein naturwissenschaftlich zu erfassenden Gegenstand. Vielmehr besteht ein integraler Bestandteil des Konzepts darin, Schutz und Nutzung der Biodiversität stets aus ökologischer, ökonomischer *und* sozialer Sicht zu betrachten.

Im eingehenden 21. Jahrhundert gehören Armutsbekämpfung und Umweltschutz zu den größten Herausforderungen der Weltgemeinschaft. Die Eingriffe des Menschen in die Umwelt gefährden bereits heute in weiten Teilen der Erde die natürlichen Lebensgrundlagen vor allem der Armen.

Anstrengungen zum Schutz von Biodiversität in den Ländern des Südens erfordern entsprechende Kompensationen, die von den Ländern des Nordens aufzubringen sind.

Durch die Kontroversen zwischen den Ländern des Nordens und Südens im Umfeld der Biodiversitätskonvention wird deutlich, dass die Hauptkonfliktlinien im Naturschutz nicht einfach zwischen *dem* Menschen und *der* Natur, also zwischen zwei Abstrakta, sondern zwischen Menschengruppen mit ihren unterschiedlichen Interessen, Wertvorstellungen und Ansprüchen verlaufen. Dementsprechend sind die in dem Übereinkommen über die Biologische Vielfalt behandelten Themenbereiche weitreichend und komplex in ihren Lösungsstrukturen. Aus diesem Grund besteht heute ein dringender Bedarf an problemorientierter Biodiversitätsforschung, die disziplinübergreifend arbeitet.

Um über diesen Bedarf an bundesdeutschen Universitäten regelmäßig zu informieren, veranstaltete das Bundesamt für Naturschutz auch im Jahr 2005 wieder eine Nachwuchswissenschaftlertagung zur Unterstützung und Förderung einer akteurs- und problemorientierten, interdisziplinär arbeitenden Biodiversitätsforschung in Deutschland. Die Veranstaltung bot den 35 bundesweit geladenen jungen Wissenschaftlern eine Plattform zur Präsentation ihrer biodiversitätsrelevanten Forschungsarbeiten und zum Informationsaustausch.

Eine glaubwürdige Forderung nach der globalen Erhaltung der Biodiversität verlangt von den Industrieländern eine Vorreiterrolle im Natur- und Umweltschutz und bei der Entwicklung ökologisch und sozial verträglicher Lebens- und Wirtschaftsformen. Eine zielgerichtete Biodiversitätsforschung ist daher heute eine wesentliche Grundlage, um den Naturschutz zu stärken und eine konstruktive und nachhaltige Entwicklung voranzubringen.

Prof. Dr. Hartmut Vogtmann
Präsident des Bundesamtes für Naturschutz

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2006	9-18	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Inter- und transdisziplinäre Forschung am Beispiel des BMBF-Förderschwerpunktes „Sozial-ökologischen Forschung“ (SÖF)

ANDREAS ZEHM

Schlagwörter, Interdiszipilnäre Forschung; Transdisziplinäre Forschung; Nachhaltigkeitsforschung; Projektmanagement

Zusammenfassung

Schwerpunkt inter- und transdisziplinärer Forschung ist die Untersuchung sehr komplexer gesellschaftlicher Problemstellungen mit zum Teil hoher Dynamik bei gleichzeitiger Integration von Praxiswissen.

Derartige Projekte erweisen sich in der Regel als aufwändig: Beginnend bei der Problemformulierung über einen günstigen Zuschnitt der Teilprobleme, der Bearbeitung dieser Teilfragestellungen unter gegenseitiger Bezugnahme und schließlich einer Aufarbeitung der Ergebnisse und Umsetzung in der Praxis. Zudem verlangen inter- und transdisziplinäre Projekte von den MitarbeiterInnen große außerfachliche (soziale) Kompetenzen. Wiederkehrend auftretende Probleme dieses Forschungstyps sind zwischen den Disziplinen und Denkschulen differierende Wissenschaftsverständnisse, das unterschiedliche Kommunikationsvermögen zwischen den Disziplinen und zwischen Forschung und Praxispartnern. Weitere potenzielle Problembereiche liegen in der Leitung/Koordination der Projekte, in parallelen disziplinären Qualifikationsarbeiten, sowie der Ergebnisdarstellung, als auch im Bereich der persönlichen Karriere der WissenschaftlerInnen.

Die inter- und transdisziplinäre Forschung im BMBF-Förderschwerpunkt „Sozial-ökologische Forschung“ (SÖF) zeichnet sich durch eine Kombination von soziologisch-gesellschaftswissenschaftlichen und naturwissenschaftlichen Methoden aus, mit denen eine große Bandbreite gesellschaftlicher Umweltprobleme erforscht wird. Ziel ist es, Handlungsstrategien und methodische Ansätze zu entwickeln, die in Politik, Wirtschaft und Gesellschaft als Lösungsansätze Anwendung finden können.

1 Einleitung

Das wissenschaftliche Wissen nimmt mit immer größerer Geschwindigkeit zu, die Zahl wissenschaftlicher Publikationen erreicht selbst in engen Fachdisziplinen für Einzelpersonen unüberschaubare Dimensionen (vgl. FELT et al. 1995) und die Politik verspricht die Erhöhung von Forschungsetats. Dennoch ist die Forschung nach wie vor zumeist auf technisches Lösungswissen bzw. naturwissenschaftliches Grundlagenwissen orientiert (BMBF 2000). Somit werden lebensweltliche Probleme oft nicht wahrgenommen, da sie als „(nicht wissenschaftliche) Umsetzungsprobleme“ gesehen werden, oder zu komplex für Einzeldisziplinen oder gar Einzelpersonen sind. Somit ist vielfach eine geringe Effektivität in der Erzeugung von disziplinübergreifendem Handlungswissen zu beobachten. Gleichzeitig stehen aktuell zahlreiche ungelöste Umweltprobleme („Global Change“, eine Zunahme von Umweltkatastrophen, steigender Verlust von Biodiversität, Desertifikation usw.) zur Bearbeitung auf der gesellschaftlichen Agenda.

Um diesen Umweltproblemen begegnen zu können, muss sich die Forschung verstärkt mit den Handlungsmöglichkeiten der Gesellschaft befassen. Die problemorientierte Zusammenarbeit unter Forschenden verschiedener Wissenschaftskulturen und zwischen Wissenschaft und Praxis sollte ausgebaut werden und im Wissenschaftssystem die verdiente Anerkennung finden (SAGUF 2005).

Der Erarbeitung von Handlungswissen durch die Einbeziehung der sozialen und ökonomischen Fragestellungen in die Umweltforschung stellt sich seit 2000 der Förderschwerpunkt „Sozial-ökologische Forschung“ (SÖF) des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF 2000; SÖF 2005). Neben dem interdisziplinären Ansatz zeichnet sich die SÖF durch eine intensive Einbeziehung gesellschaftlicher Akteure (Stakeholder-Ansatz) in alle Abschnitte der Forschungsarbeiten aus (Transdisziplinarität).

Im Folgenden werden Erfahrungen und Hinweise für einen inter- und transdisziplinären Ansatz bei Forschungsprojekten vor dem Hintergrund der sozial-ökologischen Forschung vorgestellt.

2 Inter- und transdisziplinäre Forschung

2.1 Definition

Im Rahmen der sozial-ökologischen Forschung wird interdisziplinäre Forschung verstanden als eine Richtung der Forschung bei der verschiedene Wissenschaftsdisziplinen (vor allem eine Kombination von Natur- und Geisteswissenschaften) gemeinsam Problemdefinitionen gesellschaftlicher Problemfelder entwickeln und im kontinuierlichen Austausch von Methoden, Theorien und Herangehensweisen integrative Lösungen erarbeiten Die parallele Erforschung von Problemlagen durch verschiedene Disziplinen und Wissenschaftstraditionen mit einer „end of pipe“-Zusammenführung der Ergebnisse wird dagegen als multidisziplinäre Forschung abgegrenzt. Transdisziplinäre Forschung ergänzt in der Regel einen interdisziplinären Ansatz um die Einbeziehung von Praxiswissen oder Praxisakteuren und äußert sich in einer deutlichen Anwendungsorientierung der Forschung. Deshalb schließt in diesem Artikel die transdisziplinäre Forschung einen interdisziplinären Ansatz ein. Zur Definition der Begriffe siehe auch JAEGER & SCHERINGER (1998) und BERGMANN et al. (2005).

2.2 Wann ist transdisziplinäre Forschung sinnvoll und was zeichnet sie aus?

Sehr komplexe Systeme, die nicht von einer Disziplin allein erforscht werden können und sich durch eine hohe Dynamik auszeichnen, erfordern inter- und transdisziplinäre Forschungsansätze. Die Dynamik der Systeme basiert auf sich wechselnden Akteuren (z. B. politische Gremien) oder veränderlichen Zusammenhängen (z. B. Folgen von Gesetzgebung oder aktuellen Ereignissen, wie der „BSE-Krise“), die es nötig machen können, Praxiswissen einzubeziehen.

Das gleichberechtigte Einbeziehen von Praxiswissen kann dabei beispielsweise schwer eruierbare ökonomische Aspekte abdecken, Zukunftseinschätzungen verschiedener gesellschaftlicher Gruppen erfassen, Erfahrungen aus der Umsetzung einbeziehen, ästhetische Aspekte betreffen oder andere wissenschaftlich schwer zugängliche Quellen erschließen, die für die Interpretation und Beurteilung von Daten essenziell sein können. Zudem hat die transdisziplinäre Forschung den Anspruch wissenschaftliche Ergebnisse, Analysen und Handlungsempfehlungen zu erzeugen, die von der Praxis (z. B. Politik, Unternehmen, Stakeholdern) mehr oder minder unmittelbar umgesetzt werden können. Damit begibt sich die transdisziplinä-

näre Forschung ins Spannungsfeld zwischen den Anforderungen des Wissenschaftssystems und den Anforderungen der Praxis, was Probleme impliziert, wie sie unten beschrieben werden.

Ein weiteres wesentliches Kennzeichen transdisziplinärer Forschung ist der in der Regel außerwissenschaftliche Ursprung der Forschungsfragen. So widmet sich die transdisziplinäre Forschung komplexen gesellschaftlichen Herausforderungen, wie der Transformation des Energiesystems, einer nachhaltigen Stadtentwicklung oder dem Verringern des globalen Verlusts der Biodiversität.

Aufgrund der Komplexität und der Verankerung der Fragestellung in der Gesellschaft ist ein gleichberechtigter Dialog zwischen Disziplinen der Natur- und Gesellschaftswissenschaften sinnvoll, wobei sich die Methoden und Herangehensweisen der verschiedenen Wissenschaftstradition über die Disziplinen hinaus ergänzen. Die Wissensproduktion erfolgt dabei innerhalb der beteiligten Fachdisziplinen. Entscheidend für die Ergebnisintegration sind die interdisziplinäre Synthese zu mehreren Zeitpunkten des Forschungsprozesses und die gegenseitige Bezugnahme auf die (Zwischen-) Ergebnisse. Damit unterliegt das Forschungsprojekt einem dynamischen Entwicklungsprozess sowohl der Ergebnisse, der Ansätze und Bezüge der Teilprojekte zueinander.

Ein Beispiel für ein erfolgreiches inter- und transdisziplinäres Projekt findet sich bei RUŞDEA et al. (2005).

3 Projektplanung

3.1 Aufwand

Inter- und transdisziplinäre Forschungsvorhaben müssen aufgrund der komplexen Fragestellungen und hohen Anforderungen besonders gut geplant werden. Da der Antrag in allen beteiligten Disziplinen innovativ sein soll, ist für die Antragsausarbeitung eine aufwändige Hintergrundrecherche in verschiedenen Disziplinen notwendig. Zudem müssen komplexe Arbeitsgruppen mit aufeinander bezogenen Arbeits- und Zeitplänen aufgebaut werden und die Praxispartner bereits in dieser Planungsphase eingebunden werden.

Gegenüber disziplinären Forschungsvorhaben ist von einem deutlich erhöhten Aufwand bei der Projektdurchführung auszugehen, so dass zusätzliche Ressourcen (finanziell, personell, zeitlich) in das Projekt einzuplanen sind. Beispielsweise ist die Aufarbeitung von wissenschaftlichen Ergebnissen für die Praxis nicht nebenbei zu bewerkstelligen, sondern stellt eine zeitintensive „Übersetzungs-“ und Interpretationsarbeit dar.

Insgesamt ist die Planungsphase gerade für transdisziplinäre Forschungsvorhaben essenziell, da konzeptionelle Fehler beim Projektdesign im weiteren Projektverlauf nur schwer zu beheben sind und isoliert erzeugte Ergebnisse sich am Ende kaum mehr zusammenführen lassen.

3.2 Problemfassung

Einen entscheidenden Anteil an der Projektausarbeitung kann eine gute, für alle Disziplinen verständliche Problemformulierung haben. D. h. gemeinsame Grundannahmen und methodische Herangehensweisen müssen in einer für alle Beteiligten verständlichen Sprache und Form vor Beginn des Projektes geklärt werden (RUŞDEA et al. 2005; SCHOPHAUS et al. 2004). Zudem gilt es festzulegen, von welcher Disziplin

welches Ergebnis erwartet wird, sei es in Form von Zwischenergebnissen, Publikationen, Theorien oder einsetzbaren Methoden. Bei zu großen Arbeitsblöcken besteht dabei die Gefahr, dass die Ergebnisse oberflächlich bleiben und nicht mit der Entwicklung in den Disziplinen Schritt halten können. Am Ende des Projekts ist dann manchmal kaum mehr eine Anschlussfähigkeit in die Disziplinen gegeben. Die Problemaufteilung gilt es den verschiedenen theoretischen Ansätzen der Disziplinen und letztendlich Personen zuordnen.

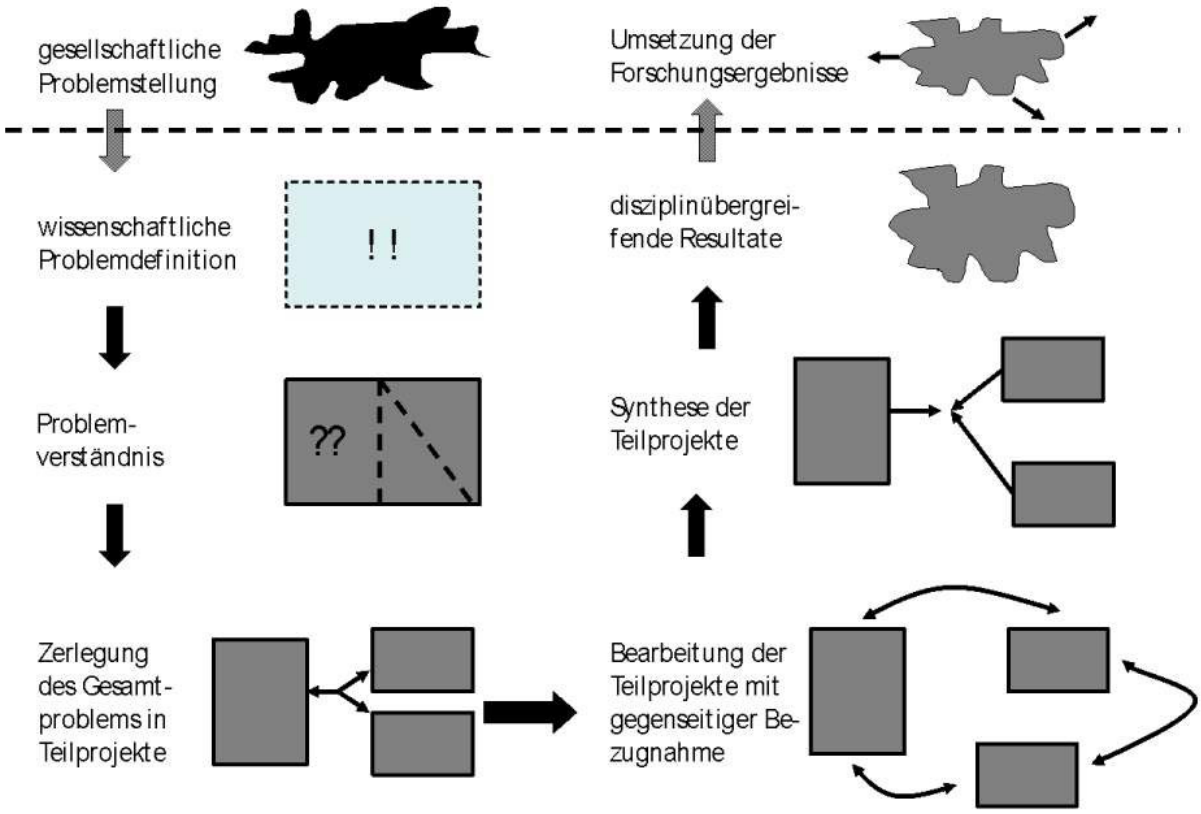

Abb. 1: Schematischer Ablauf eines inter- und transdisziplinären Forschungsprojektes ausgehend von der gesellschaftlichen Problemlage bis zur Anwendung der Ergebnisse in der Praxis. Erläuterungen siehe Text

Einen schematisierten Ablauf eines inter- und transdisziplinbären Projektes stellt Abb. 1 dar (vgl. JAEGER & SCHERINGER 1998; BERGMANN et al. 2005). Es gilt in einem ersten Schritt ein außerwissenschaftliches Problem in eine wissenschaftliche Problemdefinition zu überführen. Nach einer gemeinschaftlichen Problemfassung wird der Forschungsauftrag in die Teildisziplinen/Teilfragestellungen zerlegt und unter gegenseitiger Bezugnahme bearbeitet (JAEGER & SCHERINGER 1997). Schließlich werden die interdisziplinären Ergebnisse in verschiedenen Anknüpfungsbereichen in der „Praxis“ umgesetzt.

3.3 Personenabhängige Faktoren

Die Zusammenarbeit der verschiedenen Disziplinen und Akteure kann schwierig und aufwändig sein, v. a. zwischen Natur- und Gesellschaftswissenschaften (z. B. Fachsprachen, Methodiken, Theoriebildung). Daher kann es sinnvoll sein, eine begleitende unabhängige, neutrale Prozessberatung (z. B. Super-

vision, Evaluation) in das Projekt einzuplanen oder Methoden wie ein Kooperationsmanagement anzuwenden (SCHOPHAUS et al. 2004).

Die Größe des Teams ist kein grundsätzlicher Hinweis auf die Güte des zu erwartenden Ergebnisses. So können kleinere Teams in der Regel leichter zusammenarbeiten und erreichen eine stärkere Integration ihrer Ergebnisse, allerdings zulasten der inhaltlichen Breite des Ergebnisses. Gerade ab einer gewissen Größe ist es sinnvoll, die Koordination als ganze Stellen anzulegen, um eine kontinuierliche Kommunikation insbesondere mit externen Partnern sicherzustellen.

Neben Problemen zwischen den Disziplinen können Komplikationen aufgrund einer unterschiedlichen Kooperationsbereitschaft und -fähigkeit der Projektpartner und unterschiedlich intensiver interner Kommunikation auftreten, die sich zuerst in fachlichen Differenzen äußern. Gemeinsame Aktivitäten wie Kongressreisen, Klausurtagungen usw. können eine „corporate identity" formen, die Kommunikationsprobleme abmildern. Allerdings sind gute außerfachliche Kompetenzen der Projektteilnehmer und der Projektleiter für eine erfolgreiche transdisziplinäre Forschung hilfreich, z. B.:

- die Fähigkeit, verschiedene Wissensformen zu integrieren
- Kenntnisse in der Moderation
- Managementfähigkeiten
- Kommunikationsgeschick
- Erfahrungen im Konfliktmanagement
- (Selbst-)Reflektionsfähigkeit
- Flexibilität, Änderungen im Projekt zu initiieren

Bestehen im Bereich der „soft skills" bei MitarbeiterInnen Mängel, können individuelle Fortbildungen sehr hilfreich für das Gesamtprojekt sein, wobei die ProjektleiterInnen und KoordinatorInnen hier eingeschlossen sind (RUŞDEA et al. 2005).

3.4 Projektkoordination

Die Heterogenität der Projektpartner (unterschiedliche Fachsprachen und Arbeitsweisen) erfordert ein verstärktes Projektmanagement und eine intensive interne Kommunikation. Dabei ist die Koordinationsstelle nicht die alleinige Synthesestelle der Ergebnisse, sondern in Projekten, bei denen gesellschaftliche / politische Änderungen eine Anpassung der Vorgehensweisen und der Ziele während dem Projektverlauf nötig machen, wesentlich für die Selbstreflektion und Adaptation des Projektes. Unterstützt werden kann dieser Prozess durch professionelle Begleitung (z. B. Supervision, Moderation, Coaching) oder Begleitforschung. Die Begleitforschung leistet dabei die Verknüpfung mit anderen Vorhaben, bewertet den Fördererfolg (Evaluation; BERGMANN et al. 2005) und sichert den Wissenstransfer in die Wissenschaft und Gesellschaft. Instrumente hierfür sind Meilensteine, projektinterne Beiräte und Gutachtergremien, die Organisation gemeinsamer Diskussionsveranstaltungen von Förderschwerpunkten usw.

4 Probleme transdisziplinärer Forschung

Transdisziplinäre Forschung ist mit Problemen verbunden, die möglichst bei Planung eines Vorhabens bedacht werden sollten.

4.1 Wissenschaftsverständnis

Lebensweltliche Probleme werden aus Sicht der Disziplinen häufig als „Umsetzungsprobleme“ oder „Probleme der Praxis“ gesehen, die nicht wissenschaftlich bearbeitet werden können (JAEGER & SCHERINGER 1997). So wird in Frage gestellt, ob Ergebnisse, die nicht durch Graphen/Tabellen, oder Statistiken fassbar sind, überhaupt der Wissenschaft zuzurechen sind. Daran schließen sich die unterschiedlichen Natur- bzw. Umweltkonstruktionen von Naturwissenschaften und Geistes- und Sozialwissenschaften an. Während zwischen den naturwissenschaftlichen Disziplinen geringe Unterschiede bestehen, finden sich bei Zweiteren verschiedene sozial-historische Konstrukte. Dementsprechend unterscheidet sich das Forschungsdesign von Geistes- und Sozialwissenschaften (geprägt durch eine Offenheit gegenüber dem Verlauf des Erkenntnisprozesses, Herangehensweise empirisch, qualitativ) und den Naturwissenschaften (Isolieren von Faktoren, statistisch vorgegebene Versuchsaufbauten, quantitativ, experimentelle Herangehensweise), was häufig Ursache für Differenzen bei der interdisziplinären Zusammenarbeit ist (FUEST 2004).

Zudem unterscheidet sich das Wissenschaftsverständnis zwischen Praxis und Wissenschaft. So erwartet die Praxis eine schnelle Präsentation gut umsetzbarer Ergebnisse, wodurch die Wissenschaft schnell in eine Beraterrolle geraten kann.

4.2 Projektleitung

Beantragende Personen und Projektdurchführende sind aus Gründen der Forschungsstruktur, des hohen Koordinationsaufwands und der häufig vielen Verbundpartner oft nicht identisch. Deshalb sind teilweise essenzielle MitarbeiterInnen nicht gleichwertig in Entscheidungsprozesse eingebunden, so dass Konflikte zwischen Ober-, Mittel- und Unterbau auftreten können.

Zudem stellt die transdisziplinäre Forschung gerade an (Teil-)ProjektleiterInnen besondere Anforderungen, z. B. sich für Lernprozesse innerhalb des Projektes zurückzunehmen, konstruktive Kritik anzunehmen oder gleichberechtigt mit Praxis und anderen Disziplinen zu kooperieren. Durch eine (nahezu zwangsläufige) disziplinäre Verankerung von Führungspersonen in der deutschen Forschungslandschaft kann es zur Dominanz einer „Leitwissenschaft“ kommen, wobei die anderen Disziplinen allein als Zulieferer dienen (Multidisziplinarität).

4.3 Karriere

Die Gruppe der inter- und transdisziplinär arbeitenden WissenschaftlerInnen ist insgesamt vergleichsweise klein. Daher besteht für derartige Projekte in vielen Fällen ein Mangel an transdisziplinär erfahrenen GutachterInnen oder EvaluatorInnen, so dass es vorkommt, dass derartige Projekte vorwiegend disziplinär begutachtet werden. Genauso werden WissenschaftlerInnen noch häufig allein an den disziplinären Einzelleistungen gemessen (z. B. den disziplinären Qualifikationsarbeiten) und weniger an der inter- und/oder transdisziplinären Verbundleistung innerhalb des Projektes. Dies kann neben einem hohen persönlichen Frustrationspotenzial (Überforderung, mangelnde Anerkennung) sogar karrierehemmend sein, wenn die Verbundleistung bei der Bewertung wegfällt oder die Person aufgrund des größeren Zeitaufwandes Altersgrenzen überschreitet. Da inter- und transdisziplinäre Forschungsprojekte noch eher die Ausnahme sind, bestehen teilweise Probleme, ein adäquates Anschlussprojekt zu finden, so dass For-

schende zurück in die Disziplinen wechseln (daher Verankerung in den Disziplinen möglichst nicht ganz lösen) oder der wissenschaftlichen Gemeinschaft ganz verloren gehen (JAEGER & SCHERINGER 1997). Ebenfalls geht bisher eine Vielzahl von Erfahrungen aus abgeschlossenen Projekten verloren, da aufgrund der kleinen „scientific community“ kaum Diskussions- und Austauschmöglichkeiten zu methodischen Herangehensweisen und Problemlösungen bestehen.

4.4 Ergebnisverwertung / Publikation

In wenigen deutschsprachigen Fachzeitschriften ist es möglich, inter- und transdisziplinäre Veröffentlichungen zu platzieren, zudem haben diese Zeitschriften in der Regel kein review-System und daher einen geringen wissenschaftlichen „impact factor“. Aus diesem Grund überwiegt die Publikation isolierter disziplinärer Ergebnisse. Allerdings ist es selbst in disziplinären Zeitschriften durchaus möglich, in Bezug auf normative Ziele zu publizieren, was den kleinsten gemeinsamen Nenner darstellen kann. Im deutschsprachigen Raum sind an Zeitschriften im Umweltbereich mit deutlich inter- und transdisziplinärem Ansatz vor allem „GAIA“, „TA-Nachrichten“ sowie „Natur und Landschaft“ zu nennen. Einen Überblick über die vergleichsweise zahlreichen internationalen Publikationsmöglichkeiten gibt http://www.trans-disziplinarity.net.

5 Sozial-ökologische Forschung (SÖF)

5.1 Förderstruktur

Der BMBF-Förderschwerpunkt basiert auf einer Rahmenkonzeption des Instituts für sozial-ökologische Forschung (ISOE 1999) und startete im Jahr 2000 mit Sondierungsstudien zur Ausarbeitung der verschiedenen Förderaktivitäten. Die auf diesen Studien beruhenden ersten Forschungsprojekte starteten im Jahr 2001; derzeit werden rund 30 Projekte gefördert. Dabei gliedert sich die Förderung in drei Bereiche:

- Infrastruktur: Projekte zur Verbesserung des Wissens zu inter- und transdisziplinären Forschungsansätzen und deren Kommunikation innerhalb der kleinen gemeinnützigen Umweltforschungsinstitute.
- Nachwuchsgruppenförderung: fünfjährige Projekte geleitet von ein (oder in Ausnahmefällen zwei) promovierten JungwissenschaftlerInnen und mehreren NachwuchswissenschaftlerInnen, die im Projektzeitraum habilitieren bzw. promovieren.
- Verbundförderung: Auf Grundlage verschiedener thematischer Bekanntmachungen arbeitende Verbünde von unabhängigen Forschungsinstituten und/oder universitären Gruppen.

Vor allem die Infrastruktur- und die Nachwuchsförderung dienen dem Aufbau inter- und transdisziplinärer Forschungsstrukturen; erstere zielt auf den Aufbau dauerhafter Forschungsstrukturen und die Nachwuchsförderung zum Aufbau eines dauerhaft tragfähigen Kreises von qualifizierten ForscherInnen.

Da es sich bei der sozial-ökologischen Forschung um eine relativ neue Art der Forschung handelt, wurden verschiedene Begleitmaßnahmen etabliert, die eine Weiterentwicklung unterstützten sollen (einen groben Überblick über die Struktur der sozial-ökologischen Forschung gibt Abb. 2).

1.) Die verschiedenen Förderinstrumente werden von einem unabhängigen Evaluationsgremium begutachtet, um somit Kriterien für eine Verbesserung der zukünftigen Fördermaßnahmen zu erarbeiten.

2.) MitarbeiterInnen aus verschiedenen Projekten der SÖF sind in Querschnittsarbeitsgruppen zusammengeschlossen, die Erfahrungen zu übergeordneten Themen aus den verschiedenen Projekten der SÖF zusammenführen und weiterbearbeiten. Derzeit arbeiten Gruppen zu den Themen gesellschaftliche Naturverhältnisse, Gender, Partizipation und Ökonomik.

3.) Die interne Vernetzung und die Kommunikation der Forschungsergebnisse in Politik, Wirtschaft, Öffentlichkeit, Wissenschaft wird durch ein Koordinationssekretariat SÖF unterstützt (siehe unten).

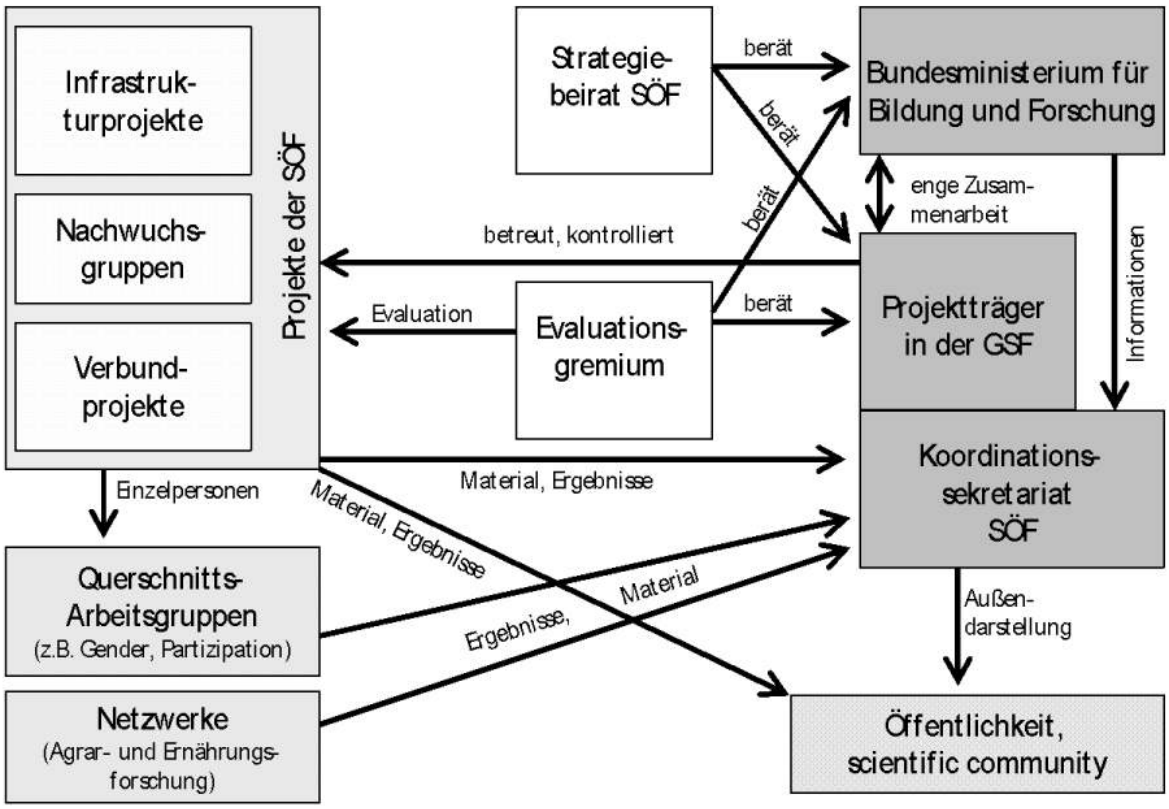

Abb. 2: Struktur des BMBF-Förderschwerpunktes „Sozial-ökologische Forschung“.

Da die gemeinnützigen außeruniversitären Institute der Umweltforschung (z. B. Öko-Institut, Institut für sozial-ökologische Forschung: ISOE, Institut für ökologische Wirtschaftsforschung: IÖW) Kompetenzzentren der inter- und transdisziplinären Forschung darstellen, sind diese verhältnismäßig stark in der sozial-ökologischen Forschung repräsentiert.

5.2 Thematische Ausrichtung der sozial-ökologischen Forschung

Die sozial-ökologische Forschung verfolgt das Ziel, in verschiedenen Bereichen zur Umsetzung der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesrepublik Deutschland beizutragen. Typisch für die sozial-ökologische Forschung ist interdisziplinäres Arbeiten, insbesondere die Verbindung von Natur- sowie Geistes- und Sozialwissenschaften innerhalb eines Projektverbundes. Transdisziplinäres Arbeiten (Praxisintegration) zeichnet weiterhin einen Großteil der beteiligten Projekte aus.

Der Forschungsbereich ist auf eine „ganzheitliche“ Forschung für eine nachhaltige Entwicklung im Überschneidungsbereich von Umwelt, gesellschaftlichem Zusammenleben, wirtschaftlicher Produktion und Konsum ausgerichtet.

Dabei hat sie zum Ziel, Nachhaltigkeitsindikatoren und Handlungsoptionen zur Lösung konkreter gesellschaftlicher Nachhaltigkeitsprobleme zu erarbeiten, die von Politik, Stakeholdern oder Unternehmen umgesetzt werden können.

Ergebnisse sozial-ökologischer Forschung sind beispielsweise:

- Integrierte Management- und Regulationskonzepte im Energie- und Wassersektor Analysen von geschlechtsspezifischen Unterschieden im Umgang mit Stoffen, Energie und Information
- Die Konzeption von Methoden zum Umgang mit unsicherem Wissen in Entscheidungsprozessen
- Die Übersetzung transdisziplinärer Forschungsergebnisse in gesellschaftliche Handlungsmöglichkeiten
- Eine Abschätzung von Technik- und Wissenschaftsfolgen
- Die Unterstützung von gesellschaftlichen Diskursen über Umwelt- und Gesellschaftspolitik

Im Unterschied zu anderen Förderprogrammen bearbeitet die sozial-ökologische Forschung keinen abgegrenzten thematischen Fokus, sondern ist u. a. durch die Herangehensweise an die Probleme definiert. Kennzeichnend ist hierbei vor allem die Kombination von soziologisch-gesellschaftswissenschaftlichen mit naturwissenschaftlichen Methoden, wobei aktuell noch ein soziologisch geprägter Ansatz überwiegt.

Derzeit werden die folgenden Themenschwerpunkte bearbeitet:

- Ver- und Entsorgung (z. B. Auswirkungen des demographischen Wandels)
- Klimaschutz (z. B. mit Bezug auf die Bereiche Mobilität, Emissionshandel)
- Agrar- und Ernährungsforschung (z. B. Änderung des Ernährungsverhaltens)
- Stadt- und Regionalentwicklung (z. B. Reaktivierung von Zeilenbausiedlungen)
- Systemische Risiken (z. B. neue Kommunikationstechnologien)

5.3 Koordinationssekretariat SÖF

Im Juli 2004 startete, angebunden an den Projektträger in der GSF, das Koordinationssekretariat „Sozial-ökologische Forschung“, inter- und transdisziplinäre Forschungsergebnisse aus den Forschungsprojekten in Politik, Wirtschaft, Öffentlichkeit und Wissenschaft zu verbreiten. Die Einrichtung geht auf die Erfahrung zurück, dass gerade inter- und transdisziplinäre Ergebnisse schwer zu vermitteln sind (komplex, abstrakt, teilweise theoretisch, schwer aus der Wissenschaft in eine allgemein verständliche Sprache zu transformieren).

Schwerpunkte der Außenkommunikation sind:

- eine Homepage (mit Veranstaltungshinweisen, Projektdarstellungen und Informationsmöglichkeiten über aktuelle Ergebnisse)
- Broschüren („So schmeckt die Zukunft“, „Nachhaltige Ver- und Entsorgungssysteme“)
- Flyer zu verschiedenen Themen
- Presseinformationen

- Publikationsreihe Sozial-ökologische Forschung
- Tagungen, Kongresse und Workshops

6 Literatur

BERGMANN, M.; BROHMANN, B.; HOFFMANN, E.; LOIBL, M.C.; REHAAG,R.; SCHRAMM, E. & J.P. VOß (2005): Qualitätskriterien transdisziplinärer Forschung – Ein Leitfaden für die formale Evaluation von Forschungsprojekten. - Frankfurt. - (ISOE-Studientexte, Nr. 13)

BMBF (BUNDESMINISTERIUM FÜR BILDUNG UND FORSCHUNG) (2000): Rahmenkonzept Sozial-ökologische Forschung. - Bonn

FELT, U.; NOWOTNY, H. & K. TASCHWER (1995): Wissenschaftsforschung – Eine Einführung. - Frankfurt, New York

FUEST, V. (2004): „Alle reden von Interdisziplinarität aber keiner tut es" – Anspruch und Wirklichkeit interdisziplinären Arbeitens in Umweltforschungsprojekten. - UNIVERSITASonline 2004 (http://www.hirzel.de/universitas/online.htm)

ISOE (INSTITUT FÜR SOZIAL-ÖKOLOGISCHE FORSCHUNG) (1999): Sozial-ökologische Forschung – Rahmenkonzeption für einen neuen Förderschwerpunkt: Gutachten im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung. - Frankfurt

JAEGER, J. & M. SCHERINGER (1998): Transdisziplinarität: Problemorientierung ohne Methodenzwang. - GAIA, 7(1): 10-25

RUŞDEA, E.; REIF, A.; POVANĂ, I. & W. KONOLD (2005): Perspektiven für eine traditionelle Kulturlandschaft in Osteuropa. - Culterra, 34

SAGUF (2005): Postulate der Tagung „Entwicklung der Umweltforschung Schweiz". - Schweizerische Akademische Gesellschaft für Umweltforschung und Ökologie, 9.9.2005

SCHOPHAUS, M.; DIENEL, H.-L. & C.-F. VON BRAUN (2004): Brücken statt Einbahnstraßen- Lösungsorientiertes Kooperationsmanagement für die interdisziplinäre Forschung. - Wissenschaftsmanagement 2(3-4): 16-25

SÖF (2005): Homepage des Förderschwerpunktes Sozial-ökologische Forschung. www.sozial-oekologische-forschung.org

Danksagung

Der Förderschwerpunkt Sozial-ökologische Forschung wird vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) finanziert. Dr. Cornelia Gotterbarm und Dr. Monika Wächter danke ich für Literaturhinweise und Hinweise zum Manuskript.

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2006	19-24	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Inter- und transdisziplinäres Kooperationsmanagement: Fallstricke und Methoden

SUSANNE SCHÖN

Schlagwörter: Kooperationsmanagement; Interdisziplinarität; Transdisziplinarität; Methoden

1 Einführung

Eine der Grundregeln der Kooperationsmanagements besagt, dass man sich zu Beginn der Zusammenarbeit über gemeinsame Begriffe verständigen muss. Denn auch „klar" erscheinende Begriffe können in den verschiedenen Disziplinen durchaus sehr unterschiedlichen Bedeutungsgehalt haben. Dieser Beitrag beginnt demzufolge mit einer kurzen Erläuterung, wie die beiden Begriffe „interdisziplinär" und „transdisziplinär" hier verwendet werden.

- „Interdisziplinär" bezeichnet die Zusammenarbeit *zwischen* verschiedenen Disziplinen,
- „transdisziplinär" bezieht sich auf Kooperationen, die über innerwissenschaftliche Kooperationen hinaus auch außerwissenschaftliche Partner einbezieht.

Um deutlich zu machen, welche Fallstricke in der inter- und transdisziplinären Zusammenarbeit lauern, muss man sich zunächst vor Augen führen, mit welcher Projektkonstruktion man es zu tun hat (Abb. 1).

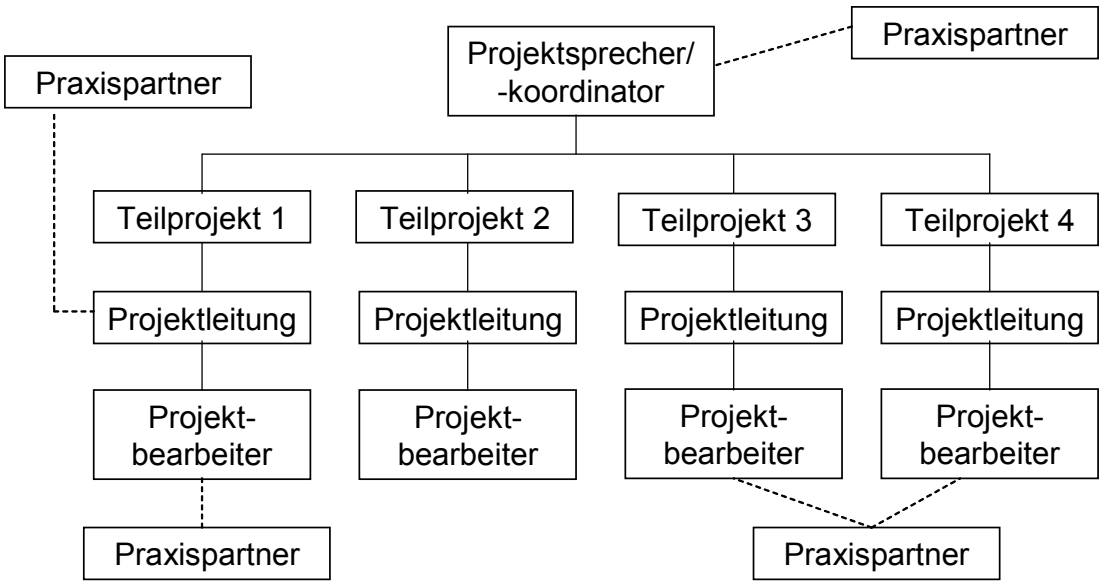

Abbildung 1: Beispielhafte Konstruktion eines inter- und transdiszipolinären Kooperationsprojektes

Kennzeichnend sind die horizontale Zergliederung des Gesamtprojekts in Teilprojekte verschiedener Disziplinen einerseits und die vertikale Zergliederung des Gesamtprojekts in die unterschiedlichen Hierarchie-Ebenen der Teilprojekte andererseits. Hinzu kommen die außerwissenschaftlichen Partner/innen, die – häufig genug – nicht Partner/innen des gesamten Projekts sind, sondern auf Kontakten einzelner Projektmitglieder beruhen.

Diese durchaus typische Projektkonstruktion birgt folgende Fallstricke in sich:

- Jedes Mitglied der Projektgruppe hat eigene Vorstellungen von Aufgabe, Vorgehen, Ziel, Erfolgsbedingungen und Qualitätskriterien des Projekts. Ein Austausch darüber findet häufig nicht statt.
- Die Gruppenmitglieder haben unterschiedliche zeitliche Ressourcen, die sie in das Projekt einbringen können. Die Projektbearbeiter/innen können einen Großteil ihrer Arbeitszeit in das Projekt investieren, während die Projektleitung und vor allem die außerwissenschaftlichen Partner/innen sehr viel weniger Zeit dafür aufbringen können. Daraus resultieren unterschiedliche Informationsstände und unterschiedliche Kommunikationsintensitäten.
- Die Teilprojekt-internen Hierarchien wirken mit dem unterschiedlichen Kommunikations- und Informationsniveau zusammen und beschwören einen klassischen Konflikt herauf: Den Projektbearbeiter/innen gelingt es in der Regel, ihren Kooperationsprozess auf der Arbeitsebene zu organisieren. Die Projektleiter nehmen dagegen nur an wenigen Gesamtprojekttreffen teil und haben daher seltener Gelegenheit, ihre Vorstellungen einzubringen, verfügen aber über eine größere Durchsetzungsfähigkeit. Die Bearbeiter/innen geraten so nicht selten in den Clinch zwischen den Interessen ihrer Teilprojektleitung einerseits und der Notwendigkeit, sich im interdisziplinären Kooperationsprozess zu bewähren und diesen zu stützen andererseits.
- Alle Verbindungslinien in der Grafik stehen für Kommunikationsprozesse. In jedem dieser Kommunikationsprozesse können Missverständnisse passieren. Und meistens passieren sie auch.

2 Fallstricke in der inter- und transdisziplinären Kooperation – und wie ich sie meide

Dieses Kapitel greift die klassischen Fallstricke, wie sie oben an Hand der Projektkonstruktion abgeleitet wurden, auf und benennt Methoden, wie mit ihnen konstruktiv umgegangen werden kann. Die folgenden Techniken für Erfolg versprechende Kooperationen sollten am besten zu Beginn des Projekts angewandt werden. Das Kick-off-Meeting ist dafür der geeignete Zeitpunkt.

Unterschiedliche Interessen als versteckte Agenda
Jedes Projektmitglied verfolgt mit dem Projekt ein bestimmtes Interesse. Das kann ein persönliches Ziel, bspw. die Weiterqualifizierung, oder ein institutionelles Interesse sein, bspw. die Etablierung neuer Kompetenzbereiche im Institut. Diese sollten offen gelegt werden:
„Meine Interessen mit dem Projekt sind…“
„Mein Institut will damit erreichen, dass…“

Ungeklärte Erfolgskriterien
Worin zeigt sich der Erfolg der gemeinsamen Arbeit? Sie werden erstaunt sein, wie viele unterschiedliche Antworten es auf diese Frage gibt. Die Erfolgs- und die Qualitätskriterien sollten zu Beginn gemeinsam

fixiert und im Laufe der Arbeit immer wieder überprüft werden:
„Für mich ist das Projekt erfolgreich, wenn…“
„Wir sichern die Qualität unserer Arbeit durch…“

Ungeklärte Rollen- und Aufgabenteilung
Unterschiedliche Menschen haben unterschiedliche Kompetenzen und Fähigkeiten – auch dies gilt es in Kooperationsprozessen zu beachten. Um die individuellen Fähigkeiten für das Projekt optimal zu nutzen und um auszuschließen, dass sich bestimmte Rollenzuweisungen unbemerkt einschleifen („aber Du hast doch immer das Protokoll geschrieben, moderiert, den Projektträger informiert,…“) sollte beides frühzeitig geklärt werden:
„Ich sehe meine Rolle im Projekt so: …“
„Ich bin im Projekt zuständig für…“

Perspektivenvielfalt unter Zeitdruck
Die oben beschriebenen Methoden sind hilfreich, sie können aber nicht das Grundproblem jeder inter- und transdisziplinären Zusammenarbeit lösen: Es ist immer zuwenig Zeit verfügbar, um die unterschiedlichen Perspektiven auf den gemeinsamen Untersuchungsgegenstand oder die gemeinsam zu bearbeitende Problemlage wirklich gründlich zu bearbeiten und so das „Beste“ aus der Zusammenarbeit herauszuholen. Es wird Störungen, Missverständnisse und Konflikte geben. Daher ist es sinnvoll, im Rahmen einer Arbeitskulturvereinbarung grundlegende Regeln für den Umgang miteinander aufzustellen. Dort sollten neben kulturellen Standards wie Wertschätzung, Respekt, einer Zuhörer-Kultur etc. für den Fall der Fälle auch Konfliktlösungsmodelle vereinbart werden.

Spezielle transdisziplinäre Fallstricke
In der Zusammenarbeit mit außerwissenschaftlichen Partner/innen gibt es besondere Herausforderungen: (1) Die Wissenschaftssprache unterscheidet sich stark von der Alltagssprache, und Wissenschaftler/innen sind in allgemeinverständlicher Kommunikation häufig ungeübt. (2) Außerwissenschaftliche Partner/innen agieren in deutlich kürzeren Zeiträumen und stehen monate- oder jahrelangen Untersuchungen eher skeptisch bis ungeduldig gegenüber. (3) Außerwissenschaftliche Partner/innen erwarten in erster Linie nützliches Wissen, während Wissenschaft wissenschaftliches, der Suche nach der Wahrheit verpflichtetes Wissen produziert. (4) Die Karrierewege unterscheiden sich grundlegend. Außerhalb der Wissenschaft sind Organisations- und Problemlösungskompetenzen gefragt, innerhalb der Wissenschaft ist die Anzahl und die Qualität der Publikationen entscheidend.

Diese Unterschiede lassen sich nicht eliminieren: Es sind verschiedene Welten und es bleiben verschiedene Welten – und man tut gut daran, sich dessen immer bewusst zu sein. Für das Gelingen transdisziplinärer Kooperationen ist es außerordentlich hilfreich, wenn man

- konkrete und realistische Ziele miteinander vereinbart und diese auch schriftlich fixiert,
- wenn man konkrete Verantwortlichkeiten der wissenschaftlichen und außerwissenschaftlichen Partner festlegt: wer liefert wann was?

Spezielle interdisziplinäre Fallstricke
Auch die interdisziplinäre Zusammenarbeit hat ihre speziellen Tücken: (1) Die Fachsprachen erschweren die Verständigung. (2) Jede Disziplin bringt ihre eigenen Forschungsmethoden mit, häufig erscheinen diese unvereinbar. (3) Auch in der Wissenschaft gibt es unterschiedliche Vorstellungen über die Art des

produzierten Wissens: Während die Ingenieurwissenschaften bspw. eher Handlungs- und Gestaltungswissen produzieren, zielen die Sozialwissenschaften eher auf Deutungs- und Erklärungswissen. (4) Selbst wenn man sich in Problemdefinition, Vorgehensweise und Projektzielen einig ist, so bleibt die Frage, wie denn die unterschiedlichen Wissensbestände tatsächlich zusammengeführt werden können, meistens offen.

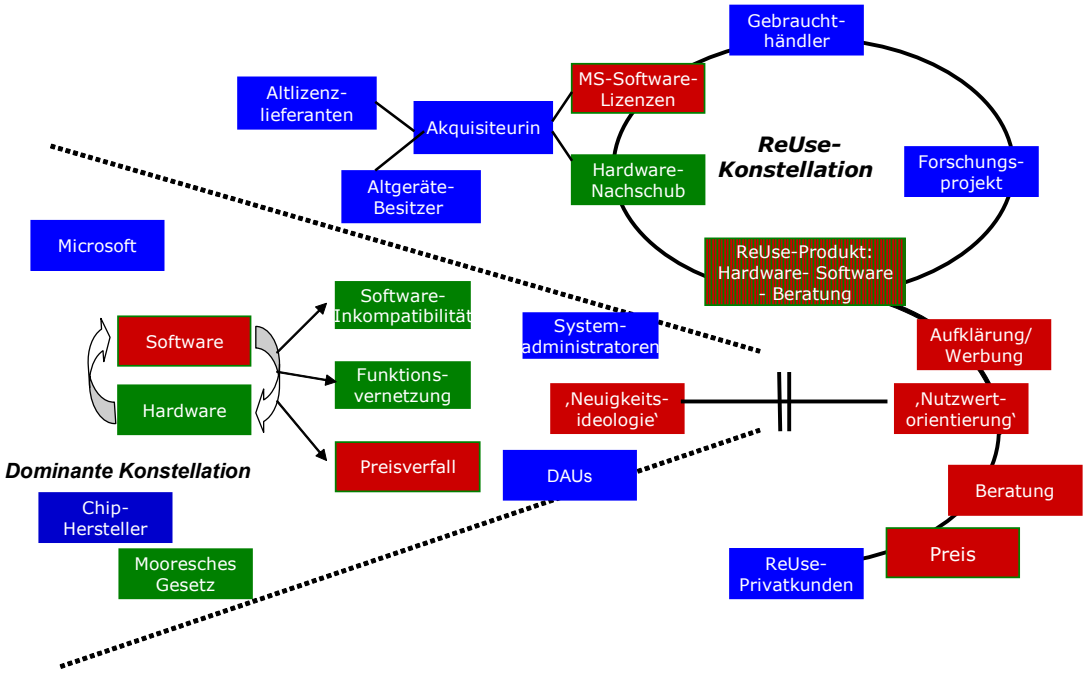

Abbildung 2: Die Konstellation „Weiterverwendung von gebrauchten Computern“

Bei diesen Fallstricken haben sich interdisziplinäre Brückenkonzepte als hilfreich herausgestellt, weil sie einen konstruktiven Umgang mit den Unterschiedlichkeiten bieten. Beispielhaft sei hier die in einer gemeinsamen Arbeitsgruppe des Zentrums Technik Gesellschaft der TU Berlin und des nexus – instituts für ressourcenmanagement und organisationsentwicklung entwickelte Konstellationsanalyse vorgestellt.

3 Die Konstellationsanalyse als interdisziplinäres Brückenkonzept

Das interdisziplinäre Brückenkonzept Konstellationsanalyse ist ein Instrument zur problemorientierten Verständigung und Wissensintegration über die Disziplinen hinweg. Damit es als solches funktioniert, hat es einige grundlegende methodische Prinzipien, die im Arbeitsprozess beachtet werden müssen: (1) Eine allgemeinverständliche Sprache, (2) die visuelle Darstellung der Konstellation, die untersucht wird, und (3) die diskursive Einigung über die Darstellung und Interpretation der Konstellation.

Abbildung 2 zeigt beispielhaft die Konstellation „Weiterverwendung von gebrauchten Computern“. Die Konstellation wird von ihren Elementen ausgehend entwickelt, die den unterschiedlichen Disziplinen konkrete Anknüpfungspunkte bieten. Dabei wird in 4 Elemente-Typen unterschieden, die jeweils farblich

gekennzeichnet sind: Soziale Akteure (blau), technische Elemente (grün), Zeichen-Elemente wie bspw. Software, Gesetze, Ideologien etc. (rot) und natürliche Elemente (braun; in der Abb. nicht vorhanden).

Konzeptionelle Kernpunkte der Konstellationsanalyse sind: (1) Die unterschiedlichen Elemente (und damit die unterschiedlichen Disziplinen) gelten als gleichrangig. (2) Die Beziehungen zwischen den Elementen sind für die Darstellung und die Interpretation der Konstellation sehr wichtig.

Was kann man mit der Konstellationsanalyse machen?

- Komplexe Themen- und Problemfelder strukturieren,
- die wichtigen Elemente und ihre Beziehungen zueinander analysieren,
- Strukturen analysieren,
- Dynamiken und Entwicklungsverläufe analysieren,
- Strategien entwickeln,
- unterschiedliche Perspektiven verdeutlichen.

Die Fokussierung auf konkrete Elemente und ihre Beziehungen zueinander sowie die visuelle Darstellung der Konstellation ermöglicht es den unterschiedlichen Disziplinen einerseits, die eigenen Fragen und Erkenntnisse in die gemeinsame Analysearbeit einzubringen, und zwingt sie andererseits, sich aufeinander zu beziehen.

4 Fazit

Die inter- und transdisziplinäre Zusammenarbeit ergibt sich nicht von selbst, sie muss aktiv herbeigeführt und unterstützt werden. Die hier vorgestellten Instrumente helfen dabei. Allerdings werden sie, insbesondere zu Projektbeginn, eher als verzichtbar eingeschätzt – man will sich mit „den Inhalten“ beschäftigen. Spätestens nach der „Storming“-Phase in der Projektarbeit, wenn es also gekracht hat, die Zusammenarbeit stagniert oder sich die Teilprojekte auf sich selbst zurückziehen, wächst die Bereitschaft, sich auch mit den sozialen und arbeitskulturellen Aspekten des gemeinsamen Forschungsprozesses auseinanderzusetzen. Zusammengefasst kann ich folgende Empfehlungen geben:

- Tricks, Methoden, Verfahren anwenden!
- Das vermeintlich Unsachliche ist wichtig!
- Moderieren lernen und üben!
- Pläne machen und Einhaltung überprüfen!
- Reflexionsphasen einschieben!

Dietrich Dörner, Erkenntnispsychologe, gab allen, die sich mit komplexen Situationen auseinander setzen müssen, mit auf den Weg:

Gehen Sie davon aus, dass Ihr Modell von der Realität nicht nur unvollständig sondern auch falsch ist.

5 Literatur

SCHOPHAUS, M.; SCHÖN, S. & H.-L. DIENEL (2004): Transdisziplinäres Kooperationsmanagement. - München (ökom)
Loibl, M.C. (2005): Spannungen in Forschungsteams. - (Carl-Auer-Verlag)

SCHÖN, S.; NÖLTING, B. & M. MEISTER (2004): Konstellationsanalyse. Ein interdisziplinäres Brückenkonzept für die Nachhaltigkeits-, Technik- und Innovationsforschung. - (Discussion Paper Nr. 12/04 des ZTG) www.ztg.tu-berlin.de

Dörner, D.(1989): Die Logik des Misslingens: Strategisches Denken in komplexen Situationen. - Hamburg (rororo)

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2006	25-30	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Gerechte Nutzung oder Biopiraterie? Kriterien für den ausgewogenen und gerechten Vorteilsausgleich für genetische Ressourcen in der Landwirtschaft

JULIA DENGER

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

1 Einleitung

Um die Nutzung genetischer Ressourcen nachhaltig zu gestalten, sind internationale Bemühungen notwendig, die Umwelt- und Naturschutz sowie globale Gerechtigkeit gleichermaßen berücksichtigen. Diese Zusammenhänge wurden im *Übereinkommen über die biologische Vielfalt* (CBD) (VEREINTE NATIONEN 1992) erstmalig verbindlich adressiert. Ihre Ziele sind „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). Dabei wird den Staaten Souveränität über ihre genetischen Ressourcen zugesprochen (Präambel) und der Nutzen aus Kenntnissen und Gebräuchen der eingeborenen und ortsansässigen Gemeinschaften soll gerecht geteilt werden (Art. 8j). Im Rahmen der Umsetzung wurden die (rechtlich unverbindlichen) *Bonn Guidelines* zum ausgewogenen und gerechten Vorteilsausgleich verabschiedet (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2002). Mit der kommerziellen Nutzung der genetischen Ressourcen befasst sich außerdem das WTO-*Übereinkommen über handelsbezogene Aspekte der Rechte des geistigen Eigentums* (TRIPS) (WORLD TRADE ORGANIZATION 1994). Hier werden die Mitgliedsstaaten unter anderem zur Einführung eines Patentsystems verpflichtet, von dem Pflanzen und Tiere nur ausgenommen werden können, wenn ein anderer wirksamer Sortenschutz implementiert ist (Art. 27 3b). Die Diskussion über Widersprüche zwischen CBD und TRIPS führte zum 2004 in Kraft getretenen *Internationalen Vertrag über pflanzengenetische Ressourcen für Ernährung und Landwirtschaft* (ITPGR). Hier werden sowohl Erhaltung, Dokumentation und nachhaltige Nutzung pflanzengenetischer Ressourcen als auch Stärkung der „farmers' rights“ gefordert (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION 2001). Der Vorteilsausgleich soll z. B. durch Austausch von Know-how und Technologie sowie Zahlung eines Gewinnanteils in einen Fonds erfolgen (Art. 13). Diese Vertragssituation lässt viele Fragen offen; außerdem werden die internationalen Bestimmungen in bilateralen zwischenstaatlichen Verhandlungen oft noch verschärft.

Ziel der Arbeit ist es, aus vorliegenden Konzepten und Erfahrungsberichten zu „access and benefit sharing“ (ABS) ethisch begründete Kriterien für Ausgewogenheit und Gerechtigkeit in diesem Zusammenhang zu entwickeln. Diese sollen anhand allgemeiner Gerechtigkeitstheorien diskutiert und auf ein Fallbeispiel (Guatemala) angewendet werden.

2 Aktuelle Konfliktfelder

Der fortschreitende Verlust agrarischer Biodiversität gefährdet neben der Ernährungssicherung[1] auch die zukünftige Nutzung genetischer Ressourcen. Nachbauverbote für patentiertes Saatgut setzen beispielsweise das Landwirt-Privileg (farmers' rights) außer Kraft, das den Nachbau und Austausch von Saatgut erlaubt, die Preise für Saatgut steigen. Bloße Appelle zum Schutz traditioneller Sorten sind aber wenig hilfreich, denn oft korreliert gerade eine hohe agrarbiologische Diversität mit sozioökonomischer Marginalisierung und Armut, vor allem in sog. Entwicklungsländern (BRAND & GÖRG 2003). Da der wirtschaftliche Nutzen einer Ressource außerdem eine relative Größe ist und lediglich die Nachfrage von kaufkräftigen Marktteilnehmern widerspiegelt (MCAFEE 1998), wird der „Vorteil", den es auszugleichen gilt, leicht unterschätzt. Falls es den Entwicklungsländern gelänge, ihre genetischen Ressourcen angemessen zu „verwerten", könnte dies zum Ausgleich der strukturellen Ungerechtigkeiten beitragen, dafür müssten die diversitäts-reichen Länder allerdings in der Lage sein, ihre Interessen sowie die ihrer lokalen Bevölkerungsgruppen angemessen zu vertreten. Dies wird meist bereits durch die ungleichen Machtverhältnisse und Ausgangsbedingungen in Verhandlungen verhindert, so dass vorrangig die Industrieländer ihre Interessen durchsetzen und in Regelwerken festschreiben (NILLES 2003 für TRIPS). Durch die Vergabe von exklusiven Nutzungsrechten wie Patenten wird das bisher im Wesentlichen öffentliche Gut biologische Vielfalt kommerzialisiert und privatisiert („enclosure of the genetic commons", VAN DEN BELT 2003), bis hin zu Monopolen einzelner Saatgutfirmen. Gerade bei weltweiten Abkommen müßte aber berücksichtigt werden, dass geistige Eigentumsrechte an Natur und ihre kapitalistische Inwertsetzung in vielen Kulturen *per se* unzumutbar erscheinen (BRAND & GÖRG 2003). Strittig ist außerdem, wie die züchterischen Vorleistungen der lokalen Bevölkerung zu berücksichtigen sind. Geschieht dies nicht angemessen, handelt es sich um sog. Biopiraterie, also den „Diebstahl" genetischer Ressourcen. Selbst Erfolg versprechende Anfechtungen von Patenten erfordern allerdings mehr Aufwand, als die meisten indigenen Gemeinschaften aufbringen können (NILLES 2003).

3 Vorschläge zum Vorteilsausgleich

Neben den existierenden internationalen Abkommen zu Zugang und Vorteilsausgleich sind verschiedene, teilweise auch kombinierbare Alternativ-Vorschläge zu diskutieren:

- Nachbesserungen bestehender Gesetze, wie z. B. in den *Bonn Guidelines* vorgesehen
- Revision von TRIPS mit ausdrücklicher Ausnahme von Biopatenten
- Anerkennung von Rechten für indigenes Wissen, indigene Praktiken und Landsorten (WOOD 1998), evtl. verbunden mit Gemeinschaftsrechten an genetischen Ressourcen (NIJAR 1998)
- Pauschales System zur Gewinnbeteiligung, bei dem eine Gebühr den Herkunfts- bzw. Entwicklungsländern die *in situ* Erhaltung der landwirtschaftlichen Biodiversität sowie den Austausch von Technologie und Expertenwissen ermöglicht

[1] Die Vielfalt an kultivierten Sorten ist elementar vor allem für die Subsistenzlandwirtschaft bei heterogenen Standorteigenschaften und Umwelteinflüssen (OETMANN-MENNEN 1999)

- Umfassende Sammlung und Dokumentation genetischer Ressourcen
- Einrichtung eines international verbindlichen ABS-Regimes mit definierten Gestaltungsmöglichkeiten auf nationaler und lokaler Ebene

Außerdem liegen bereits erste Erfahrungsberichte und Zusammenstellungen vorhandener ABS-Regelungen vor (DROSS & WOLFF 2005; LOUWAARS, TRIPP et al. 2005; CARRIZOSA, BRUSH et al. 2004), wobei zu unterscheiden ist zwischen nationalen/regionalen Regelungen für alle Ressourcen im Gebiet und den meist bilateralen Verträgen zu einzelnen Pflanzen(gruppen). Vieler dieser Erfahrungsberichte geben eine kritische Analyse der Rahmenbedingungen und Bewertung der getroffenen Regelungen, aus denen sich konkrete Empfehlungen sowie relevante Gerechtigkeitsvorstellungen ableiten lassen. Bei den Nachverhandlungen zur CBD ist inzwischen ein internationales Regime geplant, dessen Ausgestaltung allerdings noch weitgehend unklar ist (DROSS & WOLFF 2005). Neue Verhandlungen hierzu begannen im Februar 2005 auf einer Konferenz der zuständigen *Ad Hoc Open-End Working Group* der CBD.

4 Eigene Fragestellung

4.1 Leitfragen

Aus der Forderung der CBD nach der „ausgewogenen und gerechten Aufteilung der sich aus der Nutzung der genetischen Ressourcen ergebenden Vorteile“ lassen sich für mich die folgenden konkreteren Fragen zur Untersuchung ableiten.

- Was verstehen Beteiligte unter ausgewogener und gerechter Aufteilung der Vorteile aus der Nutzung der Biodiversität? Wie ist dies unter Berücksichtigung allgemeiner Gerechtigkeitstheorien zu bewerten? Welche Regelungen bieten ausreichenden Anreiz für die Erhaltung landwirtschaftlicher Biodiversität?
- Ist ein international verbindliches ABS-Regime notwendig, das über die bisherigen Abkommen hinausgeht und den einzelnen bilateralen Verträgen einen engeren rechtlichen Rahmen setzt? Welche Rechte und Pflichten, aber auch welchen Ermessensspielraum sollte ein solches Regime beinhalten? Auf welche allgemein anzuerkennende Gerechtigkeitsvorstellungen kann man hierfür Bezug nehmen?
- Wie können die Verhandlungen sowohl auf nationaler als auch auf internationaler Ebene ausgewogen und gerecht gestaltet werden? Wer sollte daran beteiligt sein?
- Welche Positionen vertritt Guatemala in internationalen Verhandlungen, inwieweit werden besonders die Rechte der indigenen Bevölkerung berücksichtigt? Wie können die im Rahmen dieser Arbeit entwickelten Kriterien in Guatemala angewandt werden, um die genetische Vielfalt zu erhalten und gerecht zu nutzen?

4.2 Gerechtigkeit als ethischer Bewertungsrahmen

Ausgehend von der Gerechtigkeitstheorie John Rawls’ (u. a. RAWLS 1990) und ihrer Ergänzung um den „Fähigkeiten-Ansatz“ von Amartya Sen (u. a. SEN 1999) können Anforderungen an Gerechtigkeit bei der Nutzung genetischer Ressourcen herausgearbeitet werden. Während Rawls der subjektiven Freiheit ver-

fassungsmäßigen Vorrang vor Nutzenüberlegungen zuweist und die gerechte Verteilung materieller Güter es jedem in gleicher Weise ermöglichen soll, seinem subjektiven Entwurf des guten Lebens nachzugehen (MAZOUZ 2002), beschreibt Sens entwicklungspolitischer Ansatz Entwicklung als die Entfaltung individueller Fähigkeiten und die Ausweitung realer Freiheiten. Neben wirtschaftlichen Möglichkeiten gehören dazu gleichberechtigt politische Freiheiten, Zugang zu sozialen Diensten, Transparenz und (soziale) Sicherheit. Entsprechend kann sich Gerechtigkeit nicht primär auf Einkommen und Besitz beziehen, sondern auf die dadurch ermöglichten Befähigungen z. B. zu angemessener Ernährung.

4.3 Fallbeispiel Guatemala

Guatemala zählt zum mittelamerikanischen Herkunfts- und Diversitätszentrum von Mais, der die wichtigste Nahrungspflanze mit zudem hoher spiritueller Bedeutung ist, und von dem zahlreiche Sorten in Subsistenzwirtschaft kultiviert werden. Gleichzeitig ist er das „Lieblingskind der professionellen Pflanzenzüchtung“ (KALLER-DIETRICH 2001), ohne dass bisher ein nennenswerter Vorteilsausgleich diskutiert wurde. Der Anteil der marginalisierten indigenen Bevölkerung in Guatemala ist mit 40 – 60 % (je nach Quelle) die höchste in Mittelamerika. Guatemala befindet sich im direkten Einflussbereich U.S.-amerikanischer Interessen, zum Beispiel im Rahmen der zukünftigen amerikanischen Freihandelszonen CAFTA und FTAA. Für Mittelamerika werden hierdurch aufgrund der ökonomischen und machtpolitischen Asymmetrie[2] negative Folgen für Landwirtschaft, Umweltschutz, die Rechte indigener Bevölkerung und den Schutz traditionellen Wissen befürchtet (FRITSCH 2002; PICARD 2002). Während die Nachbarländer Mexiko (v. a. die Region Chiapas) und Costa Rica hinsichtlich dieser Problematik zumindest teilweise untersucht wurden, existiert über Guatemala wenig einschlägige Literatur. Das Land ist Mitglied der WTO und damit auch des TRIPS-Abkommens und erlaubt die Patentierung von Pflanzen und Tieren (WENDT & IZQUIERDO 2001), andererseits ist es auch dem ITPGR beigetreten.

4.4 Vorgehen und erwartete Ergebnisse

Ich werde sowohl die allgemeineren Vorschläge zum Vorteilsausgleich als auch die bereits vorhandenen nationalen Gesetze und bilateralen ABS-Vereinbarungen diskutieren, aus ihnen konkrete Forderungen für einen ausgewogenen und gerechten Vorteilsausgleich ableiten und diese mit Hilfe der erwähnten Gerechtigkeits- und Entwicklungstheorien bewerten. Grundlage der Arbeit werden vor allem Ergebnisse von Literaturrecherchen sein, angereichert mit persönlichen und/oder schriftlichen Expertenbefragungen bei beteiligten Akteuren und Interessenvertretern.

Kriterien für einen ausgewogenen und gerechten Vorteilsausgleich können z. B. sein: Berücksichtigung von Gemeinschaftsrechten, Vorrang für Ernährungssicherheit, Implementierung eines Landwirt-Privilegs, züchterische Weiterentwicklung von weniger interessanter Arten/Sorten. Solche nicht-monetären Komponenten sind wichtig; andererseits sollten die Vereinbarungen Forschung und Entwicklung sowie den Sortenschutz nicht unnötig behindern. Eine differenzierte Regelung für kleinere Züchter vs. Saatgutfirmen kann hier sinnvoll sein, auch im Hinblick auf ein postuliertes Recht auf angemessene Ernährung. Ein internationales ABS-Regime zur Harmonisierung der bisherigen Abkommen ist meiner Einschätzung

[2] Das Bruttoinlandsprodukt aller an CAFTA beteiligten mittelamerikanischen Länder zusammen beträgt lediglich 0,6 % des BIP der USA (UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAMME 2004)

nach notwendig, um vor allem Entwicklungsländer und benachteiligte Bevölkerungsgruppen innerhalb eines Staates gegen Übervorteilung zu schützen. Dieses Regime könnte für alle ABS-Vereinbarungen verbindlich die Partizipation, den Herkunftsnachweis, die informierte Zustimmung sowie Kontroll- und Sanktionsmöglichkeiten festlegen. Auch pauschale Gebühren in einen internationalen Fonds ähnlich wie im ITPGR können sinnvoll sein.

Im Verhandlungsprozess ist eine Beteiligung „auf gleicher Augenhöhe" essentiell für ein gerechtes Ergebnis. Die Rechte strukturell benachteiligter Akteure, z. B. Kleinbauern, indigener Gemeinschaften und lokaler Bevölkerungsgruppen müssten gestärkt werden, damit die Souveränität der Nationalstaaten über die genetischen Ressourcen auf ihrem Gebiet nicht dazu führt, dass Regierungen gegen die Interessen der direkt Betroffenen entscheiden. Dabei müsste den Verhandlungsparteien im Einzelfall genug Flexibilität eingeräumt werden, um nationale oder regionale Besonderheiten zu berücksichtigen und die richtige Balance zwischen Kosten und Nutzen sowie freiem Zugang und Monopolisierung zu finden. Schutzkonzepte und Eigentumsrechte werden sicherlich nicht vollständig zu vereinheitlichen sein, aber im günstigen Fall lassen sich gemeinsame Gerechtigkeitsvorstellungen identifizieren. Es wird zu diskutieren sein, ob und wie Entwicklungsländer zur Wertschöpfung aus genetischen Ressourcen ermutigt werden sollten als Beitrag zu einer nachhaltigen, selbst bestimmten Entwicklung im Sinne von Sen.

Die erarbeiteten Kriterien und Forderungen möchte ich schließlich am Beispiel Guatemalas überprüfen. Während des Aufenthalts dort werde ich vor allem Experten und beteiligte Interessensvertreter interviewen sowie international nicht zugängliche Literatur sichten. Ich erwarte eine hohe Bedeutung traditioneller (Mais-)Sorten, die sich allerdings nicht entsprechend in der Gesetzgebung niederschlägt. Die indigene Bevölkerung wird bisher wenig berücksichtigt. In internationalen Verhandlungen wird die Politik Guatemalas stark von den USA beeinflusst, ein sicherlich nicht ausgewogenes Machtverhältnis. Vor dem Hintergrund der analysierten Erfahrungsberichte werde ich versuchen, konkrete Empfehlungen für ABS-Vereinbarungen in Guatemala bzw. in der Region einzubringen.

5 Literatur

BRAND, U. & C. GÖRG (2003): Postfordistische Naturverhältnisse. - Münster (Westfälisches Dampfboot)

CARRIZOSA, S. et al. (2004): Accessing Biodiversity and Sharing the Benefits: Lessons from Implementing the Convention on Biological Diversity. - Gland (IUCN)

DROSS, M. & F. WOLFF (2005): New Elements of the International Regime on Access and Benefit- Sharing of Genetic Resources - the Role of Certificates of Origin. - Bonn (Bundesamt für Naturschutz) (BfN-Skripten 127)

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (2001): International Treaty on Plant Genetic Resources for Food and Agriculture (ITPGR)

Fritsch, E. (2002): Was die USA für die Amerikas planen. Eine Analyse der US-Verhandlungspositionen zur ALCA. - Zeitschrift der Informationsstelle Lateinamerika 260: 7-8

KALLER-DIETRICH, M. (2001): Mais - Ernährung und Kolonialismus. - In: GRUBER, D. & M. KALLER-DIETRICH (Hrsg.): Mais. Geschichte und Nutzung einer Kulturpflanze. - Frankfurt (Brandes & Apsel): 13-33

LOUWAARS, N.P. et al. (2005): Impacts of Strengthened Intellectual Property Rights Regimes on the Plant Breeding Industry in Developing Countries: A Synthesis of Five Case Studies. - Wageningen (Wageningen UR)

MAZOUZ, N. (2002): Gerechtigkeit. - In: DÜWELL, M., HÜBENTHAL, C. & M.H. WERNER (Hrsg.): Handbuch Ethik. - Stuttgart (Metzler)

MCAFEE, K. (1998): Rettung oder Ausverkauf der Natur? Biologische Vielfalt und grüne Modernisierung. - In: FLITNER, M., GÖRG, C. & V. HEINS (Hrsg.): Konfliktfeld Natur: Biologische Ressourcen und globale Politik. - Opladen (Leske + Budrich): 119-142

NIJAR, G.S. (1998): Community Intellectual Rights Protect Indigenous Knowledge. - Biotechnology and Development Monitor 36: 11-12

NILLES, B. (2003): Biopatente aus entwicklungspolitischer Perspektive. - In: BAUMGARTNER, C. & D. MIETH (Hrsg.): Patente am Leben? Ethische, rechtliche und politische Aspekte der Biopatentierung. - Paderborn (mentis): 213-227

OETMANN-MENNEN, A. (1999): Biologische Vielfalt in der Landwirtschaft: Luxus oder Notwendigkeit? - In: GÖRG, C. et al. (Hrsg.): Zugänge zur Biodiversität. Disziplinäre Thematisierungen und Möglichkeiten integrierender Ansätze. - Marburg (Metropolis): 127-144

PICARD, A.A. (2002): Dürftige Bilanz: Was haben acht Jahre NAFTA/TLCAN Mexiko gebracht. - Zeitschrift der Informationsstelle Lateinamerika 260: 14-15

RAWLS, J. (1990): Eine Theorie der Gerechtigkeit. - Frankfurt/Main (Suhrkamp)

SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2002): Bonn Guidelines on Access to Genetic Resources and Fair and Equitable Sharing of the Benefits Arising out of their Utilization. - Montreal

SEN, A. (1999): Development as Freedom. - Oxford (Oxford University Press)

UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAMME (2004): Human Development Report 2004. Cultural Liberty in Today's Diverse World. - (Human Development Reports)

VAN DEN BELT, H. (2003): Enclosing the Genetic Commons: Biopatenting on a Global Scale. - In: BAUMGARTNER, C. & D. MIETH (Hrsg.): Patente am Leben? Ethische, rechtliche und politische Aspekte der Biopatentierung. - Paderborn (mentis): 229-243

VEREINTE NATIONEN (1992): Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD). - Rio de Janeiro.

WENDT, J. & J. IZQUIERDO (2001): Biotechnology and Development: A balance between IPR protection and benefit-sharing. - Electronic Journal of Biotechnology

WOOD, D. (1998): Real Rights for Farmers. - Biotechnology and Development Monitor 36: 24

WORLD TRADE ORGANIZATION (1994): Agreement on Trade-Related Aspects of Intellectual Property Rights (TRIPS). - Marrakech

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2006	31-37	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Biodiversität und Patentrecht: Genetische Ressourcen und Angabe Ihrer geographischen Herkunft

RADADIANA TARIC

Schlagwörter: genetische Ressourcen; Biotechnologie; Patente; Benefit Sharing; Herkunftsnachweis

1 Einleitung

Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD) wurde am 5. Juni 1992 in Rio de Janeiro unterzeichnet[1] und führte zu einem grundlegenden Gedankenwandel im Bezug auf genetische Ressourcen. Bis zu diesem Zeitpunkt waren genetische Ressourcen für jedermann frei verfügbar, sie waren ein gemeinsames Erbe der Menschheit. Die CBD räumt in der Präambel, aber auch als Grundsatz in Art. 3, den Staaten erstmalig ein souveränes Verfügungsrecht über ihre jeweiligen eigenen biologischen Ressourcen ein.

Genetische Ressourcen[2] werden in Art. 2 CBD als „genetisches Material von tatsächlichem oder potentiellem Wert" definiert, wobei genetisches Material, „jedes Material pflanzlichen, tierischen, mikrobiellen oder sonstigen Ursprungs, das funktionale Erbeinheiten enthält", darstellt. Durch die intensive Entwicklung der Biotechnologie[3] und die damit einhergehende Patentierung biotechnologischer Erfindungen gewinnen diese Ressourcen in immer mehr Wirtschaftszweigen zunehmend an Bedeutung und die Investitionen in biotechnologische Forschung und Entwicklung steigen, um neue Anwendungsmöglichkeiten vor allem in der Medizin[4], Kosmetikindustrie und Landwirtschaft zu erschließen.

Die Herkunftsländer solcher Ressourcen, die als Basis für die Entwicklung von Erfindungen dienen, sind häufig Entwicklungsländer mit einer großen biologischen Vielfalt[5]. Diese Länder bringen vor, dass ihr souveränes Recht an ihren eigenen Ressourcen nicht genug berücksichtigt werde und von Seiten der Industriestaaten eine Art Biopiraterie trieben werde[6]. Diese Vorwürfe werden äußerst lebhaft, umfangreich und manches Mal auch hoch emotional diskutiert. Zu den Zielen des Rio Übereinkommens gehört deswegen „die ausgewogene und gerechte Aufteilung der sich aus der Nutzung der genetischen Ressourcen

---

1 In Kraft getreten am 28. Dezember 1993. 168 Vertragsstaaten haben bis jetzt das Übereinkommen unterzeichnet.

2 Zur Einteilung genetischer Ressourcen in Phänotypen und Genotypen und zum dadurch problematischen rechtlichen Umgang damit siehe STRAUS 1993: 602, 603; STRAUS 2005: 48, 64; CHEN 2000: 187-188; LERCH 1996: 15 und weiter die detaillierte ökonomische Analyse der Eigentumsrechte; HASSEMER 2004: 154, 178.

3 Art. 2 CBD „Biotechnologie" ist „jede technologische Anwendung, die biologische Systeme, lebende Organismen oder Produkte daraus benutzt, um Erzeugnisse oder Verfahren für eine bestimmte Nutzung herzustellen oder zu verändern"; der totale Produktverkauf überschreitet jährlich 50 Milliarden, US $, HASSEMER 2004: 165 mit weiteren Hinweisen.

4 Die F & E Kosten für ein neues Arzneimittel werden auf über 200 Millionen US $ geschätzt, HASSEMER 2004: 165 mit weiteren Hinweisen. Diese hohen Summen begründen auch die Angst der Industriestaaten vor der Produktpiraterie in den Entwicklungsstaaten, weswegen auch der Schutz dieser Produkte durch Rechte am Geistigem Eigentum sehr wichtig ist.

5 80 % der biologischen Vielfalt der Erde befindet sich in den Tropen, STRAUS 2005: 46; 50-90 % bei LERCH 1996: 51 mit weiteren Hinweisen; auch dazu HASSEMER 2004: 152.

6 Die Rechte am Geistigen Eigentum werden als "a serious threat" von den Entwicklungsländer gesehen, DUTFIELD 1997: vi; mehr zum Thema Biopiraterie siehe auch GÖTTING 2004: 732.

ergebenden Vorteile, insbesondere durch angemessenen Zugang zu genetischen Ressourcen und angemessene Weitergabe der einschlägigen Technologien unter Berücksichtigung aller Rechte an diesen Ressourcen und Technologien sowie durch angemessene Finanzierung“ (Art. 1) – das so genannte „benefit sharing“.

2 Die Regelungen im CBD und TRIPS

Den Zugang zu genetischen Ressourcen zu bestimmen, obliegt laut Art. 15 Abs. 1 CBD den Regierungen der einzelnen Staaten und unterliegt damit innerstaatlichen Rechtsvorschriften. Diese Befugnis der Staaten wird durch Abs. 2 desselben Artikels ausgeglichen, der vorsieht, dass sich jede Vertragspartei bemüht, „Voraussetzungen zu schaffen, um den Zugang zu genetischen Ressourcen für eine umweltverträgliche Nutzung durch andere Vertragsparteien zu erleichtern, und keine Beschränkungen aufzuerlegen, die den Zielen dieses Übereinkommens zuwiderlaufen“[7]. „Das Recht der Vertragsstaaten, den Zugang zu ihren genetischen Ressourcen zu kontrollieren ist also kein absolutes Recht“[8].

Art. 16 Abs. 1 CBD verpflichtet die Vertragsparteien den Zugang zu und die Weitergabe von Technologien, die für die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt von Belang sind oder die genetische Ressourcen nutzen, zu gewährleisten oder zu erleichtern[9]. Die Entwicklungsländer werden durch Abs. 2 unterstützt, indem man für sie „ausgewogene und möglichst günstige Bedingungen“ vorsieht. Die Rechte des geistigen Eigentums betreffend diese Technologien werden anerkannt und die Bedingungen für den Zugang und der Weitergabe von Technologien sind mit diesen vereinbar. Gleichzeitig ist sicherzustellen, „dass solche Rechte die Ziele des Übereinkommens unterstützen und ihnen nicht zuwiderlaufen“(Abs. 5).

Es finden sich jedoch keine Angaben über die konkrete Durchsetzung der ausgewogenen und gerechten Aufteilung, der sich aus der Nutzung der genetischen Ressourcen ergebenden Vorteile. Die Angabe der geographischen Herkunft von genetischen Ressourcen in Patentanmeldungen wird als eine Möglichkeit angesehen, dieses Ziel des Übereinkommens durchzusetzen und eine Verbindung zwischen dem Schutz der Biodiversität unter CBD und dem Schutz der Rechte am geistigem Eigentum unter dem Übereinkommen über handelsbezogene Aspekte der Rechte des geistigen Eigentums (TRIPs)[10] vom 15. April 1994 zu schaffen. Wie kann eine solche Regelung durchgesetzt werden, ohne in Konflikt mit TRIPs zu stehen?

Durch TRIPs wurden „erstmals völkerrechtlich verbindliche Schutzstandards statuiert“[11]. Laut Art. 27 Abs. 1 sind Patente für Erfindungen auf allen Gebieten der Technik erhältlich, wenn sie die materiellen

---

7 Des Weiteren in Art. 15 CBD: Zugang unter einvernehmlich festgelegten Bedingungen (Abs. 4), mit vorheriger Zustimmung des Staates (Abs. 5), das Sicherstellen einer ausgewogenen und gerechten Beteiligung an den Vorteilen (Abs. 7). Mehr dazu STRAUS 1993: 606; STRAUS 2004: 792; TAPPESER/BAIER 2000: 7 - 9.

8 STRAUS 2004: 792.

9 Diese Bestimmung ist zu verschwommen. Wie weit geht jetzt die Verpflichtung? Dazu mehr und über den möglichen Einfluss auf die existierenden Rechte am geistigen Eigentum, über die Kritik zum Übereinkommen, vor allem von der Seite der USA STRAUS 1993: 606 ff.; siehe dazu auch HASSEMER 2004: 179 - 182.

10 BGBl. 1994 II S. 1730; TRIPs stellt Anhang 1C des Übereinkommens zur Errichtung der Welthandelsorganisation (WTO, Folgeabkommen von GATT) dar, ist verpflichtend für alle WTO-Mitgliedsstaaten und ist am 1. Januar 1995 in Kraft getreten.

11 STRAUS 2004: 792; DUTFIELD 1997: vi.

Voraussetzungen der Neuheit, der erfinderischen Tätigkeit und der gewerblichen Anwendbarkeit erfüllen. Wichtig im Zusammenhang mit genetischen Ressourcen ist Art. 27 Abs. 3 b), der Folgendes von der Patentierbarkeit ausschließt: „Pflanzen und Tiere, mit Ausnahme von Mikroorganismen, und im wesentlichen biologische Verfahren für die Züchtung von Pflanzen oder Tieren mit Ausnahme von nichtbiologischen und mikrobiologischen Verfahren". Der Schutz von Pflanzensorten muß durch Patente, durch ein sui generis System oder eine Kombination beider gewährleistet werden. Die Patentanmelder müssen zudem gemäß Art. 29 die Erfindung „so deutlich und vollständig offenbaren, dass ein Fachmann sie ausführen kann". Das Erfordernis, die Herkunft der genetischen Ressourcen anzugeben, würde nicht unter diesen Artikel fallen[12]. Die Voraussetzungen für den Erwerb oder die Aufrechterhaltung von Patenten können die Mitgliedstaaten von der Einhaltung bestimmter Verfahren oder Förmlichkeiten abhängig machen. Solche Verfahren und Förmlichkeiten müssen aber laut Art. 62 Abs. 1 S. 2 „mit den Bestimmungen dieses Übereinkommens (TRIPs) im Einklang stehen", also auch mit der abschließenden Aufzählung der materiellen Voraussetzungen des Art. 27 Abs. 1[13].

Sind TRIPs - durch die Möglichkeit einer Patentierung von auf genetischen Ressourcen basierenden Erfindungen mit den damit verbundenen ausschließlichen Nutzungsrechten der Patentinhaber und CBD - durch das Ziel der nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt gegensätzliche Regelungen? Gibt es einen Konflikt zwischen diesen beiden Regelungen? TRIPs harmonisiert die Gesetze nicht vollständig, es verpflichtet nur zur Beachtung minimaler Standards. Den Staaten ist das Recht vorbehalten, nationale Regelungen in anderen Bereichen, wie der Durchsetzung der Ziele der CBD, zu treffen, sofern diese Regelungen TRIPs nicht zuwiderlaufen[14]. Vergleicht man die Verträge, stehen die Vorschriften nicht im Konflikt zueinander. Es existieren Möglichkeiten, diese zwei Verträge parallel durchzusetzen[15].

3 Internationale Bestrebungen

Die Angabe der Herkunft von genetischen Ressourcen in Patentanmeldungen wird momentan im Rahmen mehrerer internationaler Organisationen gleichzeitig debattiert, wie im Rahmen des CBD, der Weltorganisation für geistiges Eigentum (WIPO), der Welthandelsorganisation (WTO), der Lebensmittel- und Landwirtschaftsorganisation (FAO), des Internationalen Übereinkommens zum Schutz von Pflanzenzüch-

---

[12] Die USA erklärte während der Verhandlungen vom 24. - 25. November 1997 im WTO Komitee für Handel und Umweltschutz, dass die Herkunft einer Ressource sowieso laut Art. 29 offenbart werden müsse, wenn es sich um Einzelressourcen handele, weswegen keine zusätzliche Vorschrift nötig sei. Siehe DE CARVALHO 2000: 381.

[13] Siehe dazu mehr HASSEMER 2004: 213; DE CARVALHO 2000: 382.

[14] Dazu DUTFIELD 1997: vi.

[15] „…while the objectives of these two agreements are distinct, they do not conflict", Meinung der USA in WIPO/GRTKF/IC/8/14, vom 6. Juni 2005, obwohl die USA am Anfang die CBD abgelehnt hatte; kein Konflikt, aber „the positions of the south and of the north are reduced to caricatures of themselves: opposition to biopiracy versus fear of involuntary technology transfer", CHEN 2000: 198, auch 208; „there is no direct conflict between the provisions of the TRIPS Agreement and the CBD, since patent law does not protect genetic information derived from the material itself, but only the commercial application which is based on genetic information that has been extracted from the resource. Therefore, a direct legal collision does not exist…", HASSEMER 2004: 171 mit weiteren Hinweisen; teilweise im direktem Konflikt gesehen TAPPESER/BAIER 2000: 18.

tungen (UPOV), der Europäischen Union (EU) usw.[16], da vor allem die Entwicklungsländer eine Festlegung dieser Angabe als Voraussetzung im internationalen Patentsystem befürworten.

Da die Vorschläge verschiedenartig sind und zudem verschiedene internationale Verträge betreffen, werden ihre rechtlichen Folgen und die mögliche Revision oder Ergänzung dieser mit der Einführung der Herkunftsangabe in jeden dieser Foren speziell analysiert. Im Folgenden wird versucht die wichtigsten und aktuellsten Bemühungen dieser überaus umfangreichen Debatte zu skizzieren. Exemplarisch möchte ich mich dabei auf CBD, WIPO, WTO und EU beschränken.

Die 6. Konferenz der Vertragsstaaten des CBD vom 7. - 19. April 2002 endete mit einem Erfolg. Die so genannten „Bonner Leitlinien über den Zugang zu genetischen Ressourcen und die ausgewogene Beteiligung an den Vorteilen aus ihrer Nutzung" wurden verabschiedet. Sie sind zwar gemäß ihrem rechtlichen Status keine verbindlichen Leitlinien[17], aber sie laden die Vertragsparteien ein, die Angabe der Herkunft von genetischen Ressourcen und traditionellem Wissen zu fördern[18]. Die EU Kommission hat eine Mitteilung über die Umsetzung der „Bonner Leitlinien" verabschiedet[19].

Während derselben Konferenz haben die CBD - Vertragsstaaten die WIPO durch ihr „Intergovernmental Committee on Intellectual Property and Genetic Resources, Traditional Knowledge and Folklore (IGC)"[20] beauftragt, eine technische Studie über die Offenbarungserfordernisse des Patentsystems im Bezug auf genetische Ressourcen und traditionelles Wissen anzufertigen[21]. Obwohl diese vom CBD beauftragte Studie im Ergebnis zu keiner vollständigen Lösung kam[22], wurde sie von der 7. Konferenz der CBD - Staaten am 9. - 20. Februar 2004 „with appreciation" angenommen.

Im Rahmen der WTO wird auf die Arbeiten des TRIPs Rates verwiesen, dem laut § 19 der Doha Erklärung[23] die Analyse des Verhältnisses zwischen TRIPs und CBD sowie die Analyse des Schutzes von traditionellem Wissen und Folklore obliegt. Es wird eine Änderung des Art. 27 Abs. 3 b) TRIPs oder Art. 29 TRIPs vorgeschlagen, damit WTO - Staaten als Voraussetzung zur Patentierung folgende Angaben verlangen müssten oder verlangen könnten: die Herkunft der genetischen Ressourcen, damit verbundenes traditionelles Wissen, den Nachweis der „auf Kenntnis der Sachlage gegründeten Zustimmung", den Nachweis der „ausgewogenen und gerechten Beteiligung an den Vorteilen"[24].

---

16 Siehe dazu die Internet-Seiten der Institutionen, vor allem der WIPO; WIPO/GRTKF/IC/8/9 Overview of the Committee's Work on Genetic Ressources; STRAUS 2004: 793 - 794; HASSEMER 2004: 209 - 213.

17 Dazu STRAUS 2004: 793.

18 Decision VI/24C.

19 KOM (2003) 821 endgültig.

20 Das IGC wurde als Folge der 26. Session der Generalversammlung der Vertragsstaaten der WIPO vom September und Oktober 2000 gegründet und hat seine Tätigkeit im Mai 2001 begonnen. Siehe WIPO/GRTKF/IC/8/9, S. 4. Bis jetzt fanden 8 Sessionen statt, die letzte am 6. – 10. Juni 2005.

21 Technical Study on Disclosure Requirements in Patent Systems related to Genetic Resources and Traditional Knowledge, Study No. 3, WIPO Publication No. 786E, abrufbar unter www.wipo.int/tk.

22 „…die fragliche Studie… (unterbreitete) keine konkreten Vorschläge", STRAUS 2004: 793.

23 WT/MIN (01)/DEC/1 vom 14. November 2001.

24 IP/C/W/368 "The Relationship between the TRIPs Agreement and the CBD: Summary of Issues Raised and Points Made" trägt die bis August 2002 dem Rat eingereichten Vorschläge vor. Mehr dazu in WIPO/IP/GR/05/01, S. 14.

In der WIPO wird dieses Problem außer im IGC auch in den Verhandlungen zum Draft Substantive Patent Law Treaty (SPLT) des Standing Committee on the Law of Patents (SCP)[25] und in der Working Group für die Revision des Vertrags über die internationale Zusammenarbeit auf dem Gebiet des Patentwesens[26] (PCT) besprochen. Die Schweiz hat am 1. Mai 2003 im Rahmen des WIPO Working Group einen Vorschlag unterbreitet[27]. Es wird angenommen, dass die Patentanmeldungen eine Angabe über den Ursprung von genetischen Ressourcen und traditionellem Wissen beinhalten sollten. Dies würde eine Änderung des PCT nötig machen. Unter anderem sollte die Regel 51 *bis*. 1 der Ausführungsordnung zum PCT, die die Dokumente aufzählt, die vom Anmelder für die Einreichung einer Patentanmeldung verlangt werden können und mit Art. 27 Abs. 1 PCT[28] (Nationale Erfordernisse betreffend Form und Inhalt einer internationalen Anmeldung) verbunden ist, mit einem Unterabsatz g) ergänzt werden. Da diese Regel nur im Falle ihrer Übernahme in die jeweiligen nationalen Patentgesetze angewendet wird, wird „der nationale Gesetzgeber darüber entscheiden, ob eine solche Angabe erforderlich ist oder nicht“[29]. Das lässt den Staaten einen erheblichen Spielraum und wird daher nicht zu einer einheitlichen Lösung führen. Als Sanktion für die fehlende Angabe sieht der Vorschlag die Möglichkeit vor, das Patentierungsverfahren abzubrechen, andererseits bleibt es auch möglich eine Regelung so zu treffen, dass das Fehlen der Erklärung keinen Einfluss auf die Fortsetzung des Verfahrens hat. Folglich rät die schweizerische Lösung, die Angabe der Herkunft als eine formelle Voraussetzung für die Patentierung einzuführen.

Ferner wurde in der EU die Richtlinie 98/44/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über den rechtlichen Schutz biotechnologischer Erfindungen verabschiedet[30]. Die Biotechnologierichtlinie lässt das Problem offen, verweist allerdings im Erwägungsgrund (EG) 55 auf CBD und rät den Mitgliedstaaten dieses Übereinkommen bei der Umsetzung der Richtlinie in nationales Recht zu berücksichtigen[31]. Auch in EG 27 und nicht im Haupttext der Richtlinie findet sich folgender Hinweis: „Hat eine Erfindung biologisches Material pflanzlichen oder tierischen Ursprungs zum Gegenstand oder wird dabei derartiges Material verwendet, so sollte die Patentanmeldung gegebenenfalls Angaben zum geographischen Herkunftsort dieses Materials umfassen, falls dieser bekannt ist“. Der gleiche EG 27 besagt aber zugleich, dass diese Vorschrift weder in irgendeiner Weise das Patentierungsverfahren noch die Gültigkeit der bereits erteilten Patente berührt.

---

[25] Dazu WIPO/IP/GR/05/01, S. 15 - 16; Kolumbien hatte bereits in den Verhandlungen vom 6. - 14. September 1999 des SCP die Einführung eines neuen Artikels im PLT gewünscht, der die Registrierungsnummer des Vertrags zum Zugang zu genetischen Ressourcen und eine Kopie davon enthalten sollte. Dazu HASSEMER 2004: 209; mehr auch in DE CARVALHO 2000: 377 - 378.

[26] Unterzeichnet am 19. Juni 1970; BGBl. 1976 II S. 664.

[27] PCT/R/WG/4/13, gleich mit dem (PCT/R/WG/5/11 Rev.) der 5. Session vom 17. - 21. November 2003 und mit neuen Ergänzungen als PCT/R/WG/6/11 in der 6. Session im Mai 2004 vorgelegt.

[28] Art. 27 Abs. 1: „Das nationale Recht darf hinsichlich der Form und Inhalt der internationalen Anmeldung nicht die Erfüllung anderer Erfordernisse verlangen, als sie im Vertrag und der Ausführungsordnung vorgesehen sind, oder zusätzliche Anforderungen stellen“. Durch die Änderung des PCT sollte automatisch auch der PLT - Vertrag geändert werden, da er auf Art. 27. 1 PCT Bezug nimmt.

[29] STRAUS 2004: 794.

[30] Vom 6. Juli 1998, Abl. L 213/13.

[31] In den Vorschlägen zur Richtlinie hatte das Europäische Parlament die Angabe der geographischen Herkunft von genetischen Ressourcen in Patentschriften als nützlich angesehen. Dazu HASSEMER 2004: 210 - 211; auch dazu und zur Umsetzung der Richtlinie in den EU - Staaten STRAUS 2004: 793 - 795; zum aktuellen Stand der Umsetzung der Biotechnologierichtlinie siehe Annex zum Bericht der Kommission COM (2005) 312 final vom 14. Juli 2005.

Als Folge der Einladung der Konferenz der Vertragsparteien der CBD zur Prüfung der Fragestellungen im Bezug auf die Interdependenz zwischen dem Zugang zu genetischen Ressourcen und den Offenbarungserfordernissen in Anmeldungen für Rechte des Geistigen Eigentums, einschließlich *inter alia*, Optionen für Vorschriftenmodelle zu Offenbarungserfordernissen[32], hat die WIPO Generalversammlung von 2004 positiv reagiert und die Vertragsstaaten deswegen aufgefordert bis zum 15. Dezember 2004 Vorschläge und Meinungen einzureichen. Es wurden 15 Dokumente[33] als Vorschläge bei der WIPO eingereicht. Die EU hat in ihrem Vorschlag vom 16. Dezember 2004[34] eine ausgewogene und effektive Lösung befürwortet, die den Staaten, die den Zugang erleichtern, die Möglichkeit einer Überwachung und Prüfung der Einhaltung der nationalen Zugangs- und benefit sharing - Regelungen geben würde. Das Erfordernis der Angabe des Herkunftsortes von genetischen Ressourcen in Patentanmeldungen sollte verpflichtend für alle internationalen, regionalen und nationalen Patentanmeldungen sein, falls die Erfindung direkt auf diesen genetischen Ressourcen basiert. Wenn der Patentanmelder die Angabe nicht macht oder sich weigert sie zu machen, würde nach dem Ablauf einer Nachholfrist das Verfahren nicht weiter fortgesetzt. Es werden weiterhin im Falle von nicht korrekten oder unreichenden Informationen Strafen außerhalb des Patentrechts vorgesehen und eine Notifikationsprozedur zur Überwachung sollte eingerichtet werden, wie z. B. der Clearing House Mechanismus der CBD. Dafür wären allerdings erst Änderungen an PCT und PLT und möglicherweise ebenfalls am Europäischen Patentübereinkommen (EPÜ) erforderlich.

Die USA[35] verfolgen einen anderen Ansatz: Die Angabe der Herkunft sei weder eine Garantie für eine auf Kenntnis der Sachlage gegründete Zustimmung noch eine gegen illegale Aneignung, vielmehr werden zivil- oder strafrechtliche Sanktionen betreffend die Entnahme ohne Genehmigung benötigt; die Herkunftsangabe werde keinen Transfer der Vorteile erzeugen, weil das nur durch eine nationale benefit-sharing Infrastruktur erfolgen könne, in der die Herkunftsangabe z.B. im Zugangsvertrag als verpflichtende Angabe vorgesehen wird; desgleichen werde die Ungültigkeit der ohne Angabe erteilten Patente oder eingereichten Patentanmeldungen die Vorteile aus der Erfindung verkleinern[36]; die Einführung der Herkunftsangabe werde irrtümlich erteilte Patente nicht effektiv bekämpfen können, wie es durch eine Datenbankrecherche oder die Einspruchs- oder Beschwerdeverfahren möglich wäre. Zudem würde die Einführung dieser Angabe zu Unsicherheit im Patentsystem, zu einer übermäßigen Arbeitsbelastung und höheren Kosten für die Patentämter führen. Folglich wird die Durchsetzung von effektiven nationalen Gesetzen befürwortet, die auf einer direkten Weise diese Ziele besser erreichen könnten[37].

Auf der Basis dieser Vorschläge wurde ein erster Prüfungsentwurf vervollständigt, der für weitere Anmerkungen an die WIPO Staaten verschickt wurde und mit den neuen Ergänzungen als revidierter zweiter Entwurf dem Ad - hoc Regierungstreffen am 3. Juni 2005 vorgelegt wurde. Diese Diskussionen werden

---

32 Siehe CBD Decision VII/19E; WIPO/GRTKF/IC/6/13.

33 Die Kirgisische Republik, Brasilien, Ghana, Belize, Kolumbien, Europäische Union, Afrikanische Gruppe, Schweiz, USA, Australien, Türkei, Japan, Russland, Peru für die Andenunion, Iran haben Vorschläge eingereicht. Siehe dafür www.wipo.int/tk/en/genetic/proposals/index.html#proposals.

34 WIPO/GRTKF/IC/8/11.

35 WIPO/GRTKF/IC/8/14, vom 6. Juni 2005.

36 WIPO/GRTKF/IC/8/14, S. 3.

37 WIPO/GRTKF/IC/8/14, S. 2.

Grundlage der Vervollständigung einer weiteren revidierten Fassung sein, die auf der WIPO Generalversammlung im September 2005 zur Diskussion und Entscheidung stehen wird[38].

4 Zusammenfassende Bemerkungen

Ob und in welchem Ausmaß Änderungen des Patensystems erforderlich sind, bleibt noch offen. Mehrere Probleme müssen berücksichtigt werden, unter anderem: was ist zu offenbaren, welcher Art soll die Verbindung der Erfindung mit den genetischen Ressourcen sein, welche rechtliche Grundlage hat das Angabeerfordernis, handelt es sich bei diesem um eine formelle oder materielle Voraussetzung, welche Sanktionen sind bei Verstoß zu ergreifen, wie wird die praktische Umsetzung und Überwachung durchgeführt usw.

Am kontroversesten wird die Frage nach den Sanktionen bei Verstoß diskutiert. Eine mögliche Variante, die aber nicht mit TRIPs vereinbar ist, wäre die Zurückweisung von Patentanmeldungen oder der Widerruf schon erteilter Patente[39]. Der schweizerische Vorschlag für eine formelle Angabe hingegen läuft TRIPs nicht zuwider und lässt zudem den Staaten die Freiheit festzustellen, ob eine solche Vorschrift den örtlichen Gegebenheiten nützlich und angemessen wäre oder nicht und wieweit eine Sanktion gehen würde. Manche Staaten, die das Erfordernis nicht als Voraussetzung zur Patentierbarkeit angenommen haben, bestrafen den Verstoß nur administrativ[40], wobei das norwegische Gesetz strafrechtliche Sanktionen vorsieht[41]. Der Eingriff in der Durchsetzbarkeit eines erteilten Patents wäre eine weitere diskutierte und mit TRIPs vereinbare Option[42]. Die Vielfalt der Varianten zeigt, dass die Debatte über die Einführung einer Herkunftsangabe von genetischen Ressourcen in Patentanmeldungen noch nicht weit genug fortgeschritten ist, um die Richtung der zukünftigen internationalen Entwicklung vorauszusehen.

Es ist nicht zu leugnen, dass die Einführung einer Herkunftsangabe für die Entwicklungsstaaten sicherlich attraktiv erscheint und sich auf die Transparenz[43] positiv auswirken würde. Sie würde diesen Staaten möglicherweise die Angst vor Biopiraterie nehmen und sie dadurch dazu bringen, sich des Wertes des Patentsystems bewusst zu werden. In Folge dessen käme es in diesen Ländern zu einer Regelung und effektiven Durchsetzung des von den Industriestaaten angestrebten angemessenen Schutzes der Rechte des geistigen Eigentums. Von einer kompromissbereiten Zusammenarbeit würden alle Parteien profitieren und, dadurch könnten, nicht zuletzt, die wichtigen CBD - Ziele der Erhaltung der biologischen Vielfalt, der nachhaltigen Nutzung ihrer Bestandteile und der gerechten und ausgewogenen Aufteilung der Vorteile erreicht werden.

---

[38] WIPO Generalversammlung: 26.09. - 05.10. 2005.
Alle Dokumente sind abrufbar unter www.wipo.int/tk/en/genetic/proposals/index.html.

[39] Angenommen z. B. von der Andenunion oder von Costa Rica, siehe HASSEMER 2004: 211

[40] z. B China und Dänemark nach HASSEMER 2004: 211

[41] Gemäß Sec. 166 des Strafgesetzbuches, das die Falschaussagen zu öffentlichen Behörden regelt, MITBO 2005: 546

[42] Siehe DE CARVALHO 2000: 372.; eine temporäre Undurchsetzbarkeit bei HASSEMER 2004: 213

[43] Und das „selbst beim Fehlen von Rechtsfolgen bei Nichtbeachtung“, STRAUS 2004: 796

5 Literaturverzeichnis

CHEN, J. (2000): Diversity and Deadlock: Transcending Conventional Wisdom on the Relationship between Biological Diversity and Intellectual Property. - (CASRIP Publication Series: Rethinking Int'l Intellectual Property)

DE CARVALHO, N.P. (2000): Requiring Disclosure of the Origin of Genetic Resources and Prior Informed Consent in Patent Applications Without Infringing the TRIPs Agreement: The Problem and the Solution. - Wash. U.J.L.& Policy 371.

DUTFIELD, G. (1997): Can the TRIPS Agreement protect Biological and Cultural Diversity? - Nairobi (ACTS Press)

GÖTTING, H.-P. (2004): Biodiversität und Patentrecht. - GRURInt 9: 731-736

HASSEMER, M. (2004): Genetic Resources in Lewinski: Indigenous Heritage and Intellectual Property. - Dordrecht (Kluwer)

LERCH, A. (1996): Verfügungsrechte und biologische Vielfalt. - Marburg (Metropolis)

MITBO, K. V. (2005): Amendments to the Norwegian Patents Act-Implementation of Directive 98/44/EC. - IIC 5: 542-549

STRAUS, J. (1993): The Rio Biodiversity Convention and Intellectual Property. - IIC 5: 602-615

STRAUS, J. (2004): Angabe des Ursprungs genetischer Ressourcen als Problem des Patentrechts. - GRURInt 9: 792-796

STRAUS, J. (2005): Patents on Biomaterial-A New Colonialism or a Means for Technology Transfer and Benefit Sharing? - In THIELE & ASHCROFT (eds.): Bioethics in a Small World. - Berlin (Springer)

TAPPESER & BAIER (2000): Wem gehört die biologische Vielfalt?. - (Heinrich-Böll-Stiftung)

Rechtsakte:

CBD: Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD); Decision VI/24C, Decision VII/19E;

WTO: Übereinkommen über handelsbezogene Aspekte der Rechte des geistigen Eigentums (TRIPs); WT/MIN (01)/DEC/1; IP/C/W/368;

WIPO: WIPO/GRTKF/IC/6/13; WIPO/GRTKF/IC/8/9; WIPO/GRTKF/IC/8/11; WIPO/GRTKF/IC/8/14; WIPO/IP/GR/05/01;

Technical Study on Disclosure Requirements in Patent Systems related to Genetic Resources and Traditional Knowledge, Study No. 3, WIPO Publication No. 786E;

Patentzusammenarbeitsvertrag (PCT) PCT/R/WG/4/13, PCT/R/WG/5/11 Rev., PCT/R/WG/6/11;

EU: KOM (2003) 821 endgültig; Annex zum Bericht der Kommission COM (2005) 312 final;

Internet:

www.biodiv.org; www.wipo.int; www.wto.org; www.europa.eu.int.

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2006	39-44	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Zertifizierung gebietseigener Gehölze trägt zur Erhaltung der Biologischen Vielfalt bei

BIRGIT SEITZ

Schlagwörter: Herkunftsgebiete; regionale Herkunft; genetische Variabilität; Rosa, RAPD PCR

1 Einleitung

Gehölzpflanzungen gehören zu den häufigsten Maßnahmen des Naturschutzes. In der Regel werden in der freien Natur einheimische Gehölze gepflanzt. Allerdings entspricht die Herkunft der gepflanzten Gehölze in der Regel nicht dem Ausbringungsort. Die Ausbringung solcher gebietsfremder Herkünfte in der freien Natur hat erhebliche Konsequenzen für die genetische Vielfalt der indigenen Flora und Fauna. So tragen z. B. gebietsfremde Genotypen durch Gentransfer erheblich zur Nivellierung des Genpools der einheimischen Tier- und Pflanzenwelt bei.

Nach der Biodiversitätskonvention verpflichten sich die Unterzeichnerstaaten, geeignete Maßnahmen zur Kontrolle gebietsfremder Arten als Beitrag zur Erhaltung der Biodiversität durchzuführen. Hierzu zählen Maßnahmen zur Erhaltung der genetischen Vielfalt innerhalb von Arten, zwischen den Arten und innerhalb der Ökosysteme.

In einem DBU-Forschungsvorhaben an der TU Berlin wurden Untersuchungen zur genetischen Diversität von Gehölzen durchgeführt und praktische Empfehlungen für die Gehölzanzucht und -verwendung abgeleitet (SEITZ et al. 2005).

2 Problemstellung und Vorgehensweise

Mit der Pflanzung gebietsfremder Herkünfte sind zahlreiche Probleme verbunden (vgl. KOWARIK & SEITZ 2003):

- Gebietsfremde Herkünfte können die biologische Vielfalt beeinträchtigen. Dies betrifft die Ebene der genetischen Vielfalt, der Artenvielfalt und der Vielfalt der Lebensgemeinschaften (SOLBRIG 1994; BLAB et al. 1995).
- Es wird vermutet, dass gebietsfremde Genotypen durch Hybridisierung und Introgression zur Nivellierung des Genpools der indigenen Flora und Fauna beitragen (u. a. ABBOTT 1992; LEVIN et al. 1996; RHYMER & SIMBERLOFF 1996; ELLSTRAND et al. 1999, PETIT 2004).
- Gebietsfremde Herkünfte sind schlechter an die jeweiligen Umweltbedingungen angepasst und zeigen schlechtere Anwachs- und Etablierungserfolge (MARZINI 2000; VOLLRATH 2004; METZNER et al. 2005).

Die Ausbringung gebietsfremder Pflanzen, zu denen nach dem gesetzlichen Artbegriff auch Herkünfte gehören, ist gesetzlich geregelt. Nach § 41 BNatSchG[1] ist die Ausbringung gebietsfremder Pflanzen in

[1] BNatSchG – Bundesnaturschutzgesetz vom 25. März 2002 (BGBl. I 2002, 1193)

der freien Natur genehmigungspflichtig. Die Genehmigung ist zu versagen, wenn eine Gefährdung der heimischen Tier- und Pflanzenwelt nicht auszuschließen ist. Durch die Pflanzung regionaler Herkünfte einheimischer Gehölze können also langwierige behördliche Genehmigungsverfahren vermieden werden.

Naturschutzbehörden haben die Vorteile herkunftsgesicherter Gehölze erkannt und fordern für Pflanzungen in der freien Natur gebietsheimische bzw. gebietseigene[2] Gehölze. Die Anzucht gebietseigener Gehölze ist für die regionalen Baumschulbetriebe jedoch aufwändig und mit hohen Absatzrisiken verbunden, da das Saatgut in den jeweiligen Naturräumen gesammelt werden muss und nicht wie bislang aus anderen Ländern importiert werden kann. Neben administrativen Regelungen fehlen häufig fachliche Grundlagen für die Produktion (z. B. die Ausweisung geeigneter Erntebestände, Abgrenzung von Herkunftsgebieten, Kriterien für die Anzucht, Aufzucht und Vermarktung), die für eine einheitliche und nachvollziehbare Produktion erforderlich sind. Lediglich in Bayern und Baden-Württemberg wurden vor einigen Jahren Strukturen für die Produktion gebietseigener Gehölze geschaffen (ENGELHARDT 2003; NICKEL 1999, 2003).

Da auch in Brandenburg entsprechende Strukturen zur Produktion von gebietseigenen Gehölzen fehlten, wurden Kriterien für die Produktion gebietseigener Gehölze entwickelt und ein System für die Herkunftssicherung und Zertifizierung geschaffen (SEITZ et al. 2005).

Die Umsetzung dieses Zieles erfolgte in folgenden Arbeitsschritten:

- Untersuchungen zur genetischen Differenzierung von Wildrosen in Brandenburg mit der Methode RAPD/PCR
- Ausweisung von Herkunftsgebieten auf Grundlage der genetischen Untersuchungen
- Entwicklung von Kriterien für die Produktion und Zertifizierung gebietseigener Gehölze in Brandenburg

3 Ergebnisse

3.1 Genetische Differenzierung von Wildrosen

An den Wildrosenarten *Rosa canina, R. inodora, R. sherardii* und *R. subcollina* wurden genetische Untersuchungen zur Ermittlung ihrer genetischen Variabilität in Brandenburg durchgeführt. Die Ergebnisse dienten als Grundlage für die Abgrenzung von Herkunftsgebieten. Wildrosen neigen aufgrund ihrer komplexen Fortpflanzungsstrategien zur Ausbildung von Lokal- und Regionalsippen (HENKER 2000) und sind daher als Modellgattung für die genannte Fragestellung sehr gut geeignet.

Die Untersuchungen ergaben eine vergleichsweise geringe regionale Differenzierung von *R. canina* in Brandenburg. Ein Vergleich mit süddeutschen (Bayern) und südeuropäischen Provenienzen (Türkei, Ungarn, Griechenland, Spanien, Algerien) ergab jedoch eine deutliche genetische Differenzierung zwischen brandenburgischen und den genannten gebietsfremden Populationen.

[2] Der Begriff „gebietseigen“ wird im folgenden Text analog zu den Begriffen „gebietsheimisch“ oder „autochthon“ verwendet (Definition bei KOWARIK & SEITZ 2003).

Die selteneren Arten *R. inodora*, *R. sherardii* und *R. subcollina* wiesen hingegen eine klare regionale genetische Differenzierung innerhalb Brandenburgs auf. Diese Arten sind in Brandenburg deutlich seltener als *R. canina* (SEITZ et al. 2004). Ein genetischer Austausch zwischen den Populationen ist aufgrund ihrer Verbreitungsmuster nur eingeschränkt möglich. Zur Erhaltung regionaler Genotypen sind bei den selteneren Wildrosenarten somit kleinräumigere Herkunftsgebiete zu wählen als bei der häufigen *R. canina*.

3.2 Ausweisung von Herkunftsgebieten

Für die in Brandenburg indigenen Baum- und Straucharten wurden Herkunftsgebiete abgegrenzt. Dabei wurde die regionale genetische Differenzierung, die natürliche Verbreitung und Gefährdung der Gehölzarten berücksichtigt. Die Abgrenzung wurde in Anlehnung an die naturräumlichen Einheiten (MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1953-1962), an Empfehlungen des Bundes (BMVEL 2003) sowie anderer Herkunftsgebietseinteilungen der Länder vorgenommen.

Unter Einsatz o.g. Kriterien wurde ein sippenbezogenes räumliches Konzept entwickelt (Tab. 1).

Tab. 1: Artengruppen einheimischer Gehölze mit Zuordnung zu Herkunftsgebieten für Brandenburg

	überregional	**regional**	**naturräumlich**	**Sonstige (gesetzliche Regelungen)**
Kartengrundlage	SCHMIDT & KRAUSE (1997), BMVEL (2003)	Ökolog. Grundeinheiten gem. FoVG[3] (i.V.m. Forstvermehrungsgut - Herkunftsgebietsverordnung, AID 2003)	Naturräumliche Haupteinheiten nach MEYNEN & SCHMITHÜSEN (1953-1962)	Artenbezogen nach FoVG (AID 2003)
Räumliche Differenzierung in Brandenburg	2 Gebiete	5 Gebiete	15 Gebiete	1-4 Gebiete (artabhängig)
Gehölzarten	Massenstraucharten, häufige Arten	Wildrosen und Weißdorne	Artenschutzobjekte (Ausbringung nur in Abstimmung mit der zuständigen Naturschutzbehörde)	Die Regelungen des FoVG gelten auch für Pflanzungen in der freien Natur

3.3 Auswahl der Erntebestände und Zertifizierung

Es wurden fachliche Grundlagen für die Produktion gebietseigener Gehölze erarbeitet. Hierzu gehören die Ausweisung geeigneter Erntebestände nach einem standardisierten Verfahren, die Einrichtung eines Ernteregisters und die Entwicklung eines Zertifizierungssystems zur Herkunftssicherung. Das Ernteregister kann von allen Baumschulen im Land Brandenburg für die Saatguternte genutzt werden. Als Partner für die Zertifizierung konnten die brandenburgischen Forstbehörden sowie der Verband zur Entwicklung des ländlichen Raums im Land Brandenburg pro agro gewonnen werden. Pro agro vergibt bei Einhaltung der Kriterien des Qualitätsprogramms das Qualitätszeichen „pro agro geprüft". Jede Baumschule auf dem Gebiet der EU darf am Qualitätsprogramm teilnehmen, sofern sie die Voraussetzungen dafür erfüllt. Die Ernte- und Betriebskontrollen werden von den Forstämtern durchgeführt.

[3] FoVG – Forstvermehrungsgutgesetz vom 22. Mai 2002 (BGBl. I 2002, 1658)

Zur Erprobung der im Qualitätsprogramm festgelegten Kriterien fand die modellhafte Produktion gebietseigener Gehölze in zwei Brandenburgischen Baumschulen statt. Gleichzeitig wurde ein Verein zur Förderung gebietsheimischer Gehölze im Land Brandenburg gegründet. Dem Verein gehören sechs brandenburgische Baumschulen an (Stand: August 2005), die gebietseigene Gehölze produzieren. Die Aufgaben des Vereins liegen in der Öffentlichkeitsarbeit sowie in der Koordinierung der Beratung und Anzucht. Eine Internetseite (www.gebietsheimische-gehoelze.de) und ein Faltblatt des Vereins (VEREIN ZUR FÖRDERUNG GEBIETSHEIMISCHER GEHÖLZE IM LAND BRANDENBURG 2004) geben Tipps zur Ausschreibung und informieren über das aktuelle Gehölzangebot in brandenburgischen Baumschulen.

Vom brandenburgischen Umweltministerium wurde im August 2004 ein Erlass zur Förderung regionaler Herkünfte einheimischer Gehölze verabschiedet, der die Verwendung gebietseigener Gehölze bei Maßnahmen im Geschäftsbereich des Ministeriums vorschreibt (MLUR 2004).

4 Ausblick

Die Produktion gebietseigener Gehölze wurde durch das Projekt erfolgreich initiiert. Damit konnte für regionale Baumschulen ein neues Marktsegment erschlossen werden Die Ziele der Biodiversitätskonvention zur Erhaltung der genetischen Vielfalt wurden modellhaft umgesetzt.

Der Zugang zum Qualitätsprogramm ist allen Baumschulen aus dem Gebiet der EU möglich. Für die bundesweite Anwendung müssen in zahlreichen Ländern noch Erntebestände ausgewiesen und Strukturen für die Zertifizierung geschaffen werden. Eine weitere Voraussetzung ist die Erarbeitung regionalisierter Gehölzlisten für alle Herkunftsgebiete Deutschlands.

Auch bei Begrünungsmaßnahmen mit krautigen Pflanzen sollten in der freien Natur nur regionale Herkünfte ausgebracht werden. Eine bundesweite Arbeitsgruppe bereitet Kriterien zur Anzucht und Zertifizierung von herkunftsgesichertem Saatgut krautiger Pflanzen vor (HILLER et al. 2004).

5 Literatur

ABBOTT, R.J. (1992): Plant Invasions, Interspecific Hybridization and the Evolution of New Plant Taxa. - Trends in Ecology & Evolution 7: 401-405

AID (Hrsg.) (2003): Forstliches Vermehrungsgut: Informationen für die Praxis Bd. 1164.

BLAB, J.; KLEIN, M., & A. SSYMANK (1995): Biodiversität und ihre Bedeutung für die Naturschutzarbeit. - Natur und Landschaft 70: 11-18

BMVEL (BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT) (Hrsg.) (2003): Verwendung einheimischer Gehölze regionaler Herkunft für die freie Landschaft. - Berlin (Informationsbroschüre)

ELLSTRAND, N.C.; PRENTICE, H.C. & J.F. HANCOCK (1999): Gene Flow and Introgression from Domesticated Plants into their Wild Relatives. - Ann. Rev. Ecol. Syst. 30: 539-563.

ENGELHARDT, J. (2003): Gründung einer Erzeugergemeinschaft für autochthone Baumschulware in Bayern: Bisherige Erfolge und Probleme bei der Zertifizierung. - Neobiota 2: 59-66

HENKER, H. (2000): Rosa. - In: HEGI, G. (Begr.): Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Band IV Teil 2C. - Berlin (Parey): 1-108

HILLER, A.; HACKER, E. & R. PRASSE (2004): Herkunft als Qualitätsmerkmal von Saat- und Pflanzgut. - Mitteilungen der Gesellschaft für Ingenieurbiologie 24: 2-5

KOWARIK, I. & B. SEITZ (2003): Perspektiven für die Verwendung gebietseigener ("autochthoner") Gehölze. - Neobiota 2: 3-26

LEVIN, D.A.; FRANCISCOORTEGA, J., & R.K. JANSEN (1996): Hybridization and the extinction of rare plant species. - Conservation Biology 10: 10-16

MARZINI, K. (2000): Gefährdung und Verwendung standortheimischer Gehölzarten. - In: IGI NIEDERMEYER INSTITUTE (Hrsg.): 3. Westheimer Forum - Begrünungen mit standortheimischem Saat- und Pflanzgut: 23-26

METZNER, K.; KOWARIK, I., & M. VON DER LIPPE (2005): Heckenpflanzungen auf der Nauener Platte: Anwuchserfolg gebietseigener und gebietsfremder Gehölze. Teilvorhaben im Rahmen des E + E-Vorhabens "Entwicklung und modellhafte Umsetzung einer regionalen Konzeption zur Bewältigung von Eingriffsfolgen am Beispiel der Kulturlandschaft Mittlere Havel". - Berlin (Institut für Ökologie der TU Berlin - Abschlussbericht). Unveröff.

MEYNEN, E. & J. SCHMITHÜSEN (Hrsg.) (1953-1962): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. - Bad Godesberg (Selbstverlag der Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung)

MLUR (MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT UMWELTSCHUTZ UND RAUMORDNUNG DES LANDES BRANDENBURG) (2004): Erlass des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung zur Sicherung gebietsheimischer Herkünfte bei der Pflanzung von Gehölzen in der freien Landschaft vom 26. August 2004. - Amtsblatt für Brandenburg 43: 825-831

NICKEL, E. (1999): Pflanzgut regionaler Herkünfte - Lösungsansätze in Baden-Württemberg? - Naturschutz-Info Fachdienst Naturschutz 2: 22-24

NICKEL, E. (2003): Gebietseigenes Saat- und Pflanzgut: Von der Theorie zur Praxis (Beispiel: Baden-Württemberg). - Neobiota 2: 51-58

PETIT, R.J. (2004): Biological invasions at the gene level. - Diversity and Distributions 10: 159-165

RHYMER, J.M. & D. SIMBERLOFF (1996): Extinction by hybridization and introgression. - Annual Review of Ecology and Systematics 27: 83-109

SCHMIDT, P.A. & A. KRAUSE (1997): Zur Abgrenzung von Herkunftsgebieten bei Baumschulgehölzen für die freie Landschaft. - Natur und Landschaft 72: 92-95

SEITZ, B.; JÜRGENS, A.; HOFFMANN, M. & I. KOWARIK (2005): Produktion und Zertifizierung herkunftsgesicherter Straucharten. Ein modellhafter Lösungsansatz zur Erhaltung der Biodiversität einheimischer Gehölze in Brandenburg (AZ 17379). - Berlin (Institut für Ökologie der TU Berlin) Unveröffentl.

SEITZ, B.; RISTOW, M.; KLEMM, G.; RÄTZEL, S.; SCHULZE, G. & M. HOFFMANN (2004): Zur Verbreitung der Wildrosen und verwilderten Kulturrosen in Berlin und Brandenburg. - Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 137: 137-267

SOLBRIG, O.T. (1994): Biodiversität - Wissenschaftliche Fragen und Vorschläge für die internationale Forschung. - Bonn (Rheinischer Landwirtschaftsverlag)

VEREIN ZUR FÖRDERUNG GEBIETSHEIMISCHER GEHÖLZE IM LAND BRANDENBURG e.V. (Hrsg.) (2004): Gebietsheimische Gehölze aus Brandenburgischen Baumschulen. - Dresden (Faltblatt)

VOLLRATH, B. (2004): Autochthonie im Praxistest. Für Gehölzpflanzungen der bessere Weg? - Neue Landschaft 8: 31-35

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2006	45-50	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Das Makrozoobenthos der Oberelbe zwischen Regeneration, hydrologischen Störungsereignissen und Neozoenproblematik

MICHAEL BEILHARZ[1], JOCHEN H.E. KOOP[2] & JÜRGEN BENNDORF[1]

Schlagwörter: Regeneration; Störungen; Neozoen; Makrozoobenthos; Elbe

1 Einleitung

Die Elbe zählte zwischen 1959 und 1989 zu den am stärksten belasteten Fließgewässern Europas. Die unzureichende Gewährleistung wichtiger ökologischer und hydrologischer Funktionen (Selbstreinigung und Komplexität des Nahrungsnetzes) bewirkte eine drastische Einengung des Nutzungsspektrums (Trinkwasseraufbereitung bzw. -bereitstellung, Erholung und Fischerei). Anfang der 90er Jahre führte eine Verringerung der externen Belastung durch Produktionsstillegungen und -einschränkungen sowie erste Auswirkungen realisierter Sanierungsmaßnahmen zu Änderungen in der Bestandsstruktur der benthischen Biozönosen (vgl. MÄDLER 1995; BEILHARZ et al. 2002). Dieser Prozess der Regeneration verlief zwischen 1990 und 2000 weitestgehend ohne den Einfluss von Neozoen, von denen bekannt ist, dass sie Artengemeinschaften neu strukturieren können. Die invasive Ausbreitung von *Dikerogammarus villosus* (Crustacea, Amphipoda) in den folgenden Jahren, sowie die von extremen Abflussverhältnissen gekennzeichneten Jahre 2002 (Jahrhundertflut) und 2003 (langanhaltende Niedrigwasserperiode) könnten störend auf die Struktur und Funktion der Artengemeinschaft und die Kontinuität der Besiedlungsprozesse eingewirkt haben. Anhand umfangreichen Datenmaterials kann die Wieder- und Neubesiedlung der Oberelbe unter Einbeziehung obiger Sachverhalte dokumentiert werden.

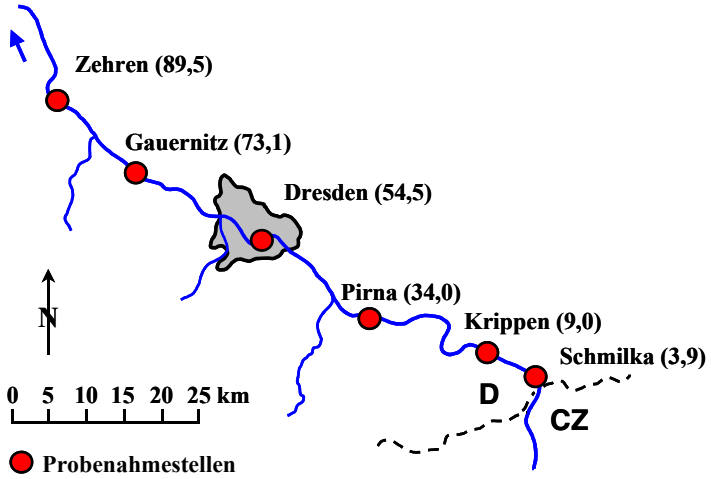

Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet des sächsischen Abschnittes der Oberelbe mit den Probenahmestellen Schmilka (Fluss-km 3,9), Krippen, (9,0), Pirna (34,0), Dresden (54,5), Gauernitz (73,1) und Zehren (89,5)

[1] Technische Universität Dresden, Institut für Hydrobiologie
[2] Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz

2 Material und Methoden

Im untersuchten Elbabschnitt (Abb. 1) kamen sowohl qualitative (Absammeln von Steinen und Kick-Sampling), als auch quantitative Probenahmen (exponierte Substratkästen) zur Erfassung der makrozoobenthischen Besiedlung zur Anwendung.

3 Ergebnisse und Diskussion

Im Folgenden soll auf die **Regeneration** der Makrozoobenthoszönose des untersuchten Flussabschnittes nach vorangegangener Reduzierung der externen Belastung, die Reaktion der Lebensgemeinschaft auf hydrologische Störungsereignisse und die Einwanderung von Neozoen eingegangen werden.

3.1 Regeneration

Chemische Struktur

Die Mittelwerte der Konzentrationen an gelöstem Sauerstoff (Abb. 2A) haben sich kontinuierlich verbessert und bewegen sich seit 1994 um 10 mgl^{-1}. Auch bei kritischen hydrologisch-meteorologischen Verhältnissen mit ausgeprägten Niedrigwasserperioden und hohen Wassertemperaturen werden seit 1994 keine kritischen Sauerstoff-Konzentrationen unter 5 mgl^{-1} mehr gemessen (IKSE 2000). Deutlich abgenommen haben die Messwerte des Chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB Abb. 2B), der Gehalt an Ammonium (NH_4-N Abb. 2C) und der Adsorbierbaren Organischen Halogenverbindungen (AOX, Abb. 2D).

Biologische Struktur

Der Rückgang der externen Belastung und die damit verbundenen Verbesserungen der chemischen Struktur führte zu wesentlichen Veränderungen der biologischen Struktur. Die biologische Wassergüte (Saprobie) der Oberelbe verbesserte sich zwischen 1989 und 1995 um eine Güteklasse (Saprobienindex SI Abb. 2E). Der Gewässerabschnitt kann daher durchgehend in die Gewässergüteklasse II eingestuft werden. Dieser Zustand hat sich von 1995 bis 2000 nicht mehr wesentlich verändert. Die Taxazahlen des Makrozoobenthos (Abb. 2F) stiegen hingegen auch nach 1995 sehr deutlich weiter an. Berücksichtigt man die von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (Koblenz) durchgeführten faunistischen Untersuchungen (SCHÖLL & FUKSA 2000), bei denen die artenreichen Gruppen der Oligochaeten (ca. 35 Taxa) und Chironomiden (ca. 100) aufgeschlüsselt, sowie die Bryozoa, Porifera, und Sphaeriiden (Mollusca) stärker berücksichtigt wurden, steigt die Zahl nachgewiesener Arten auf über 300. Der Kurvenverlauf deutet ein vorläufiges Ende der starken Zunahme der Artenzahlen an, sie stabilisieren sich auf einem hohen Niveau. Neben der rein quantitativen Betrachtung der Artenzahlen einer Lebensgemeinschaft gibt der Potamon-Typie-Index (PTI, Abb. 2G) Auskunft, wie viele flusstypische Vertreter unter den Arten sind und lässt so Rückschlüsse auf den ökologischen Zustand des Gewässers zu (SCHÖLL & HAYBACH 2001). Unter den EPT-Taxa (Artenzahlen der Ephemeropteren, Plecopteren und Trichopteren Abb. 2H) finden sich viele gegenüber Gewässerdegradierungen sensitive Arten. Die Zahl dieser Taxa ist daher ebenso geeignet, Regenerationsprozesse zu dokumentieren. Die beiden letztgenannten Kennzahlen dokumentieren den Wechsel einer verarmten Restbiozönose verschmutzungstoleranter euryöker Formen (MÄDLER 1995) zu einer vielfältigen und lebensraumtypischen Artengemeinschaft mit sensitiven stenoxy- und rheobionten Taxa.

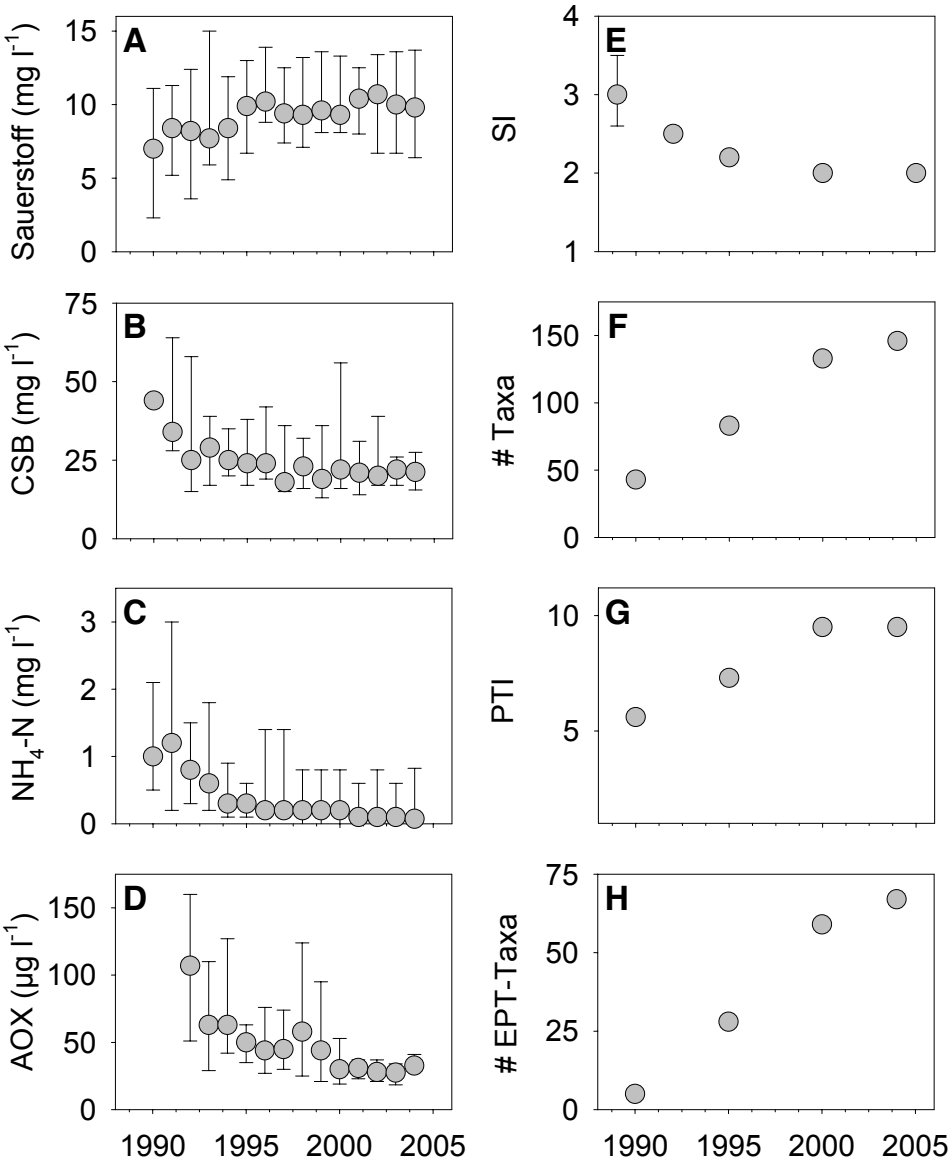

Abb. 2: Darstellung der Regeneration des Fliessgewässerökosystems Oberelbe anhand physikalischer, chemischer und biologischer Kenngrößen. Dargestellt sind die Mediane, die Spannweiten definieren die Minimal- und Maximalwerte. A) Gelöster Sauerstoff, B) Chemischer Sauerstoffbedarf, C) Ammonium, D) Adsorbierbare Organische Halogenverbindungen, E) Saprobienindex, F) Taxazahlen, G) Potamon-Typie-Index und H) Anzahl EPT-Taxa

Die Oberelbe kann anhand der Zusammensetzung der benthischen Makrozönose dem Epipotamal (Barbenregion) zugeordnet werden (Abb. 3A). Typische Vertreter dieser Fließgewässerregion prägen das Bild der Biozönose. Mit *Heptagenia longicauda* und *Choroterpes picteti* (Ephemeroptera) konnten seltene, aber lebensraumtypische Arten nachgewiesen werden. Dies soll jedoch nicht darüber hinwegtäuschen, dass viele für große Flüsse ehemals typische Faunenelemente in der Elbe, wie auch in anderen mitteleuropäischen Flüssen nicht mehr vertreten oder akut vom Aussterben bedroht sind. Dies trifft vor allem auf flusstypische Vertreter der Unioniden (Mollusca) und Plecopteren zu.

Die vorgefundene Ernährungstypenverteilung (Abb. 3B) steht im Einklang mit dem River Continuum Concept (VANNOTE et al. 1980), welches die Abfolge der einzelnen Lebensgemeinschaften im Gewässer-

längsverlauf beschreibt. Mit 58 % stellen die Sammler (Filtrierer und Detritusfresser) den größten Anteil an der Biozönose, gefolgt von den Weidegängern (22 %) und Räubern (18 %). Die in der Oberelbe erfolgreichsten Organismen zeigen eine große Plastizität in der Art ihres Nahrungserwerbes und der Fähigkeit, unterschiedliche Nahrungsquellen zu nutzen. Dies trifft vor allem auf den eingewanderten *Dikerogammarus villosus* (Crustacea, Amphipoda) und die Larven von *Hydropsyche spp.* (Trichoptera) zu.

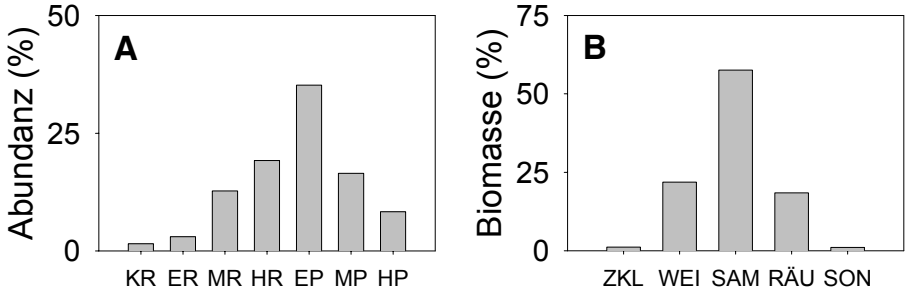

Abb. 3: Verteilung des Makrozoobenthos der Oberelbe über die biozönotischen Fließgewässerregionen (A) und Ernährungstypenverteilung (B). Abkürzungen der biozönotischen Regionen: KR: Krenal, ER, MR, HR: Epi-, Meta- und Hypoithral, EP, MP, HP: Epi-, Meta- und Hypopotamal; der Ernährungstypen: ZKL: Zerkleinerer, WEI: Weidegänger, SAM: Sammler, RÄU: Räuber, SON: Sonstige

3.2 Hydrologische Störungsereignisse

Die Funktionalität der Biozönose, gemessen an der Ernährungstypenverteilung blieb trotz des extremen Hochwassereignisses im August 2002 und der langanhaltenden Niedrigwasserführung im Jahr 2003 gewahrt (Abb. 4).

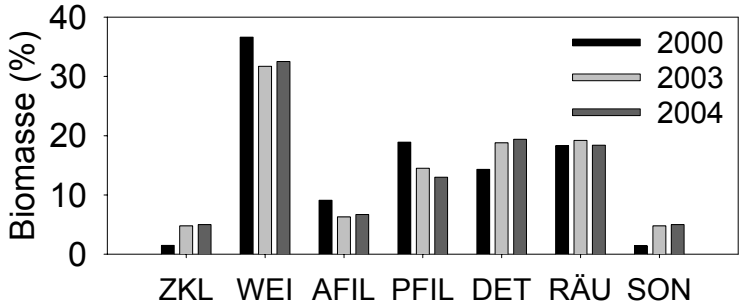

Abb. 4: Ernährungstypenverteilung der makrozoobenthischen Biozönose vor (Untersuchungsjahr 2000) und den Jahren nach der Flut (2003, 2004). Ernährungstypen: ZKL (Zerkleinerer), WEI (Weidegänger), AFIL, PFIL (Aktive und Passive Filtrierer), DET (Detritusfresser), RÄU (Räuber), SON (Sonstige)

Gemessen an den aggregierten Kenngrößen Taxaabundanz, Diversität, Individuenabundanz und Biomasse änderte sich auch die Struktur der Biozönose nicht (Abb. 5).

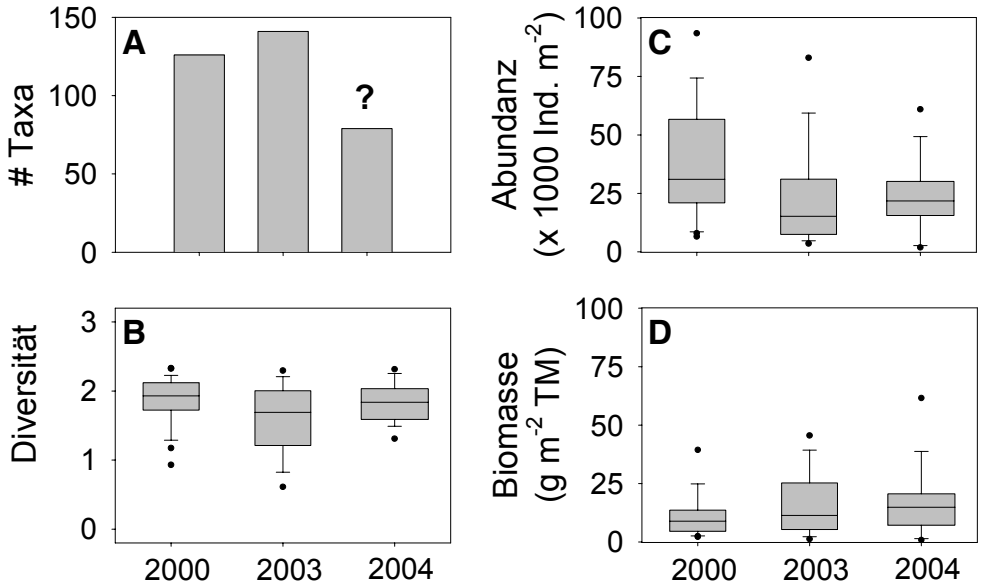

Abb. 5: Aggregierte strukturelle biozönotische Kenngrößen der makrozoobenthischen Lebensgemeinschaft der Oberelbe vor (Untersuchungsjahr 2000) und den Jahren nach der Flut (2003, 2004). A) Taxazahlen, B) Diversität, C) Individuenabundanz und D) Biomasse

3.3 Neozoen

Im untersuchten Elbabschnitt kam es in den letzten Jahren zur invasiven Ausbreitung der Crustaceen *Dikerogammarus villosus* (Amphipoda) und *Jaera istri* (Isopoda). Funktionell betrachtet hat das makrozoobenthische Nahrungsnetz mit *D. villosus* einen zusätzlichen Top-Konsumenten und mit *J. istri* einen weiteren Detritusfresser erhalten (Abb. 6).

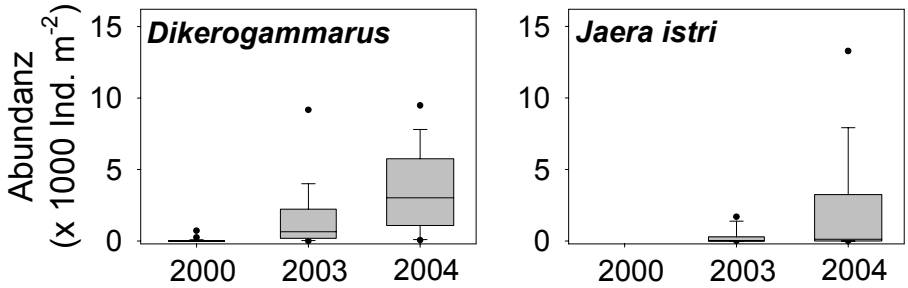

Abb. 6: Individuenabundanzen der eingewanderten Crustaceen *Dikerogammarus villosus* (Amphipoda) und *Jaera-istri* (Isopoda)

Die ebenfalls im Jahr 2000 erstmals nachgewiesene *Corbicula fluminea* (Mollusca) kommt im Gebiet stetig, jedoch mit durchschnittlich 15 Ind. m^{-2} in sehr geringen Abundanzen vor (Tendenz steigend). Die früher in die Elbe eingewanderten Invertebraten *Dugesia tigrina* (Turbellaria), *Branchiura sowerbyi* (Oligochaeta), *Caspiobdella fadejewi* (Hirudinea), *Potamopyrgus antipodarum*, *Viviparus viviparus*, *Dreissena polymorpha* (Mollusca), *Orconectes limosus* (Crustacea) konnten sich in der Elbe nur mit geringem bis mittlerem Erfolg etablieren. Für die Gesamtbiozönose spielen die meist aus der Pontokaspis eingewanderten Tiere, mit Ausnahme des äußerst konkurrenzstarken und euryöken *Dikerogammarus villosus*, keine große Rolle. Speziell räuberische, invasive Arten können drastische Veränderungen in der Nahrungsnetzstruktur eines Ökosystems hervorrufen. Im Nahrungsnetz der Oberelbe fehlten heimische Vertreter der Gammariden weitestgehend. Diese im Ökosystem freie Nische konnte durch *D. villosus* besetzt werden, ohne in interspezifische Konkurrenz mit anderen Crustaceen zu geraten. Die Tatsache, dass die

durch Steinschüttungen ökomorphologisch degradierten Ufer die höchsten Dichten an nicht-indigenen Taxa aufweisen, belegt, dass der Erfolg von Neozoen auch von der Qualität der Habitatstrukturen abhängt. Funktionell gesehen könnte *D. villosus* eine herausragende Stellung als Fischnährtier einnehmen und so wieder in seiner Dichte abnehmen. Bis jetzt konnte *D. villosus* und auch andere in die Oberelbe eingewanderten Neozoen noch keine indigenen Arten verdrängen, jedoch sind deutliche Abundanzabnahmen heimischer räuberischer Taxa (*Erpobdellidae*, *Apheloche*irus *aestivalis, Dugesia spp.*) und potentiellen Beutetaxa von *D. villosus*, die sich aus nahezu allen taxonomischen Gruppen rekrutieren, zu verzeichnen. Nach MARTENS & EGGERS (2000) stellen Neozoen für die Elbe vielfach neue und bisher nicht vertretene Lebensformtypen dar, deren Auftreten weder eingeschränkt noch verhindert werden kann. Andererseits können aber weitere anthropogene Beeinträchtigungen großer Flüsse der neozoenbedingten Artenverarmung Vorschub leisten.

4 Zusammenfassung

Die Oberelbe zeigt sich bezüglich ihrer Struktur und Funktion bisher als komplexes, adaptives Fließgewässerökosystem, in dem sich trotz hydrologischer Störereignisse und des invasiven Auftretens von Neozoen eine lebensraumtypische und artenreiche Benthosfauna etabliert hat.

5 Danksagung

Unser Dank gilt der Finanzierung des Projektes durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde (Koblenz). Die zahlreichen Probenahmen und umfangreichen Probenaufarbeitungen wären nicht möglich gewesen ohne die tatkräftige Hilfe von PraktikantInnen. Ein herzliches Dankeschön auch an Frau Karin Gräfling (Wasser- und Schifffahrtsamt Dresden), Herrn Alfred Biemelt (Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft, Radebeul) und Herrn Ladislav Novak (IKSE, Magdeburg) für die Bereitstellung umfangreichen Datenmaterials.

6 Literatur

BEILHARZ, M., KOOP, J.H. & K. MÄDLER (2002): Struktur und Regeneration des Makrozoobenthos der Oberelbe. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2001 (Kiel): 675-680

IKSE (Hrsg., 2000): Gewässergütebericht Elbe 1999. - Magdeburg

MARTENS, A. & T.O. EGGERS (2000): NABU-Naturschutzfachtagung zur Problematik von Neophyten und Neozoen und ihrer Bedeutung für den Erhalt der biologischen Vielfalt: Vortrag. -

MÄDLER, K. (1995): Die Entwicklung des Makrozoobenthon der Oberen Elbe in den Jahren 1988 bis 1994. - Int. Revue ges. Hydrobiol. 80: 667-685SCHÖLL, F. & J. FUKSA (2000): Das Makrozoobenthos der Elbe vom Riesengebirge bis Cuxhaven. - Koblenz, Prag (Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz, T.G. Masaryk Water Research Institute Prag, Internationale Kommission zum Schutz der Elbe)

SCHÖLL, F. & A. HAYBACH (2001): Bewertung von großen Fließgewässern mittels Potamon-Typie-Index (PTI). - Koblenz. - (BfG Mitteilung 23)

VANNOTE, R.; MINSHALL, K.W.; CUMMINS, J.R.; SEDELL, J.R. & C.E. CUSHING (1980): The River Continuum Concept. - Can. J. Fish. Aqu. Sc. 37: 130-137

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2006	51-62	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Dörfer als Kerne der Phytodiversität in peripheren Kulturlandschaften Mittel- und Nordostdeutschlands

CHRISTIAN AHRNS

Schlagwörter: ländlicher Raum; spontane Dorfflora; Kulturlandschaft; γ-Phytodiversität; quantitative Relation; biogeographisch-landschaftsökologischer Bezug; numerische Klassifikation

1 Einleitung

Seit Jahrhunderten sind Dörfer die Schnittstelle zwischen Landnutzern und Landnutzung. In der Gegenwart sind ländliche Siedlungen schon deswegen von fundamentaler Bedeutung für die Biodiversität in Kulturlandschaften und deren Erhaltung; hinzu kommt der auch durch die dörfliche Phytodiversität mitbestimmte Eigenwert der Dörfer.

Menschliche Siedlungen sind in jüngerer Zeit als Konzentrationspunkte des Artenreichtums an (sub)spontanen, d.h. wild wachsenden Gefäßpflanzen erkannt worden. Dies gilt nach neuesten Erkenntnissen nicht nur für Neophyten und Archäophyten, sondern vor allem auch für Idiochorophyten. Bisher sind entsprechende Analysen für den Vergleich zwischen Städten und der Kulturlandschaft publiziert (KÜHN et al. 2004).

Ziel des vorliegenden Beitrags ist es, erstmals eine quantitative Relation der Phytodiversität von kompakt gebauten Dörfern und den jeweils zugehörigen Rasterfeldern von ca. 30 km² Größe vorzustellen. Darüber hinaus werden die naturschutzfachliche Relevanz der Dorffloren und ihr landschaftsökologischer Indikationswert kurz beleuchtet sowie Anregungen zur künftig effizienteren Verwirklichung von Naturschutzbelangen im ländlichen Raum gegeben.

Untersuchungsgebiet

Geländedaten sind in den beiden Bundesländern Thüringen und Mecklenburg-Vorpommern erhoben worden. Mit Stand vom 1.11.2004 waren 60 thüringische und 36 vorpommersche sowie mecklenburgische Dörfer bearbeitet bzw. in Arbeit, wobei hier überwiegend nur auf die 72 bestkonsolidierten Datensätze, darunter 48 thüringische, Bezug genommen wird.

Bis auf 4 Ausnahmen liegen die im Zentrum Deutschlands untersuchten Dörfer in W-Thüringen (N-Thür. Buntsandstein-Hügelland; Eichsfeld; Hainich; w Thür. Becken; Mittelwerraland; w Thür. Wald; Thür. Rhön; Meininger Muschelkalkgebiet; w Thür. Grabfeld). 2 Dörfer liegen im zentraleren Thüringer Becken und 2 weitere als landschaftsökologischer wie räumlicher Kontrast im Altenburger Lößhügelland im äußersten O, darunter Wolperndorf als östlichstes Dorf Thüringens. Geologisch handelt es sich im Wesentlichen um Trias-Landschaften (Buntsandstein, Muschelkalk und Keuper), im Thüringer Wald auch um diverse Perm-Untergründe, in der Rhön und lokal im Grabfeld um Tertiär-Basalte in der Trias-Landschaft, in Mittel- und O-Thüringen auch um hohe bis absolut vorherrschende Löss-Anteile. Die Mehrzahl der thüringischen Dörfer steht anteilig auf Alluvial-Sedimenten unterschiedlicher Zusammensetzung.

Analog ist das „sampling design“ in Mecklenburg-Vorpommern, wobei hier der absolute Schwerpunkt des kompakt bearbeiteten Gebietes im Jungpleistozän des ö Landesteiles, d. h. in Vorpommern und dem SO Mecklenburgs liegt (vgl. auch Tab. 1 & 3). 2 Dörfer liegen im Seengebiet w Neustrelitz, 2 weitere wiederum als maximaler Kontrast im Altpleistozän des westlichsten Mecklenburg. Geologisch dominieren die beiden Substrat-Grundtypen des Pleistozäns: Lehm bzw. Mergel der Moränen und Sand vor allem der Sander und Becken; nicht selten sind lokale Flugsand-Ablagerungen sowie gleichfalls im Holozän gebildete Torfe bzw. Moorerden.

Prägnantes zur Geologie und Geomorphologie des gesamten Untersuchungsgebietes vermitteln WAGENBRETH & STEINER (1989).

2 Die Auswahl der untersuchten Dörfer

Um zur Bearbeitung ausgewählt zu werden, mussten die Dörfer mehreren, z. T. sehr einschneidend selektierenden Kriterien genügen, die bei AHRNS (2005) ausführlich dargestellt sind: Die gesamte kartierungsrelevante Dorffläche musste in nur einem Messtischblatt-Viertelquadranten (MTB-VQ) Platz finden, um die Datensätze ggf. in Rasterkartierungen übernehmen bzw. damit vergleichen zu können. Jedes ausgewählte Dorf hat im kohärent bebauten Bereich einen Friedhof und eine Kirche.

Strikt wurde darauf geachtet, nur verkehrsmäßig abgelegene Dörfer mit dadurch zumeist auch eher unterprivilegierter Infrastruktur zu erfassen: Keines dieser Dörfer hatte im kartierungsrelevanten, d.h. kohärent bebauten Bereich jemals eine Bahnlinie oder gar einen Bahnhof oder wurde bzw. wird im Kartierungsbereich von einer Autobahn oder Bundesstraße tangiert oder gar durchzogen.

Die weitere Auswahl folgte dem Bestreben nach Erfassung einer maximalen Geodiversität (geologische, Höhen- und Klimagradienten; Gewässer) in Verbindung mit einer möglichst vollständigen Repräsentanz der im Untersuchungsgebiet präsenten Naturräume (sensu SCHUBERT et al. 1995: 28), Dorfformen und „Dorflandschaften“ (sensu ELLENBERG 1990: 189 & 191).

Schließlich wurden von den verbleibenden Dörfern die größeren bevorzugt, wobei auf einen möglichst großen Anteil land-, forst- und fischwirtschaftlicher Gewerbe sowie ferner auf eine optimale Streuung der touristischen Einflüsse geachtet wurde.

Bis auf Vorpommern war es durchgängig möglich, das Untersuchungsgebiet stichprobenhaft mit nach obigem Algorithmus ausgewählten Dörfern mehr oder minder gleichmäßig zu überziehen.

Die 48 thüringischen Dörfer hatten im Untersuchungszeitraum etwa 102 (Wolperndorf) – 1600 (Stregda) Einwohner (Mittelwert: 527), die 24 nordostdeutschen 54 (Bobbin & Kölzin) – 1383 (Gingst) bei einem Mittelwert von 283; der Gesamt-Mittelwert liegt bei 446 Einwohnern pro Dorf.

3 Methoden

Diese Dörfer wurden im zusammenhängend besiedelten bzw. bebauten Bereich so flächendeckend und phänologisch repräsentativ wie möglich hinsichtlich ihrer (sub)spontanen Gefäßpflanzen-Sippen kartiert. Mehr als 100 m vom zusammenhängend bebauten Ortsrand entfernte Strukturen blieben unberücksichtigt. Als Kriterium für menschliche Besiedlung dienten mehr oder weniger senkrecht vor Ort gemauerte oder zumindest mit Mörtel verfugte, sichtbare Strukturen jeder Art, d.h. zumindest anteilig gemauerte Gebäu-

de, Zaunsockel, Friedhofs- u. a. Umfriedungsmauern, Pfeiler und Stützmauern an Brücken, Straßenböschungen und Fließgewässerufern, (Gewölbe-)Keller, Freitreppen, Grabsteine und mörtelhaltige Denkmäler, ausgemauerte Graben-Durchlässe und Schächte, Betonfundamente von diversen Verankerungen (Bootsstege, Leitungsmasten etc.) sowie Ablässe und Böschungswände von Teichen, betonierte Brunnen u.v.a.m.; weiterführend hierzu vgl. AHRNS (2005). Es wurden pro Dorf verschiedene Blühphasen zumeist verteilt über 2-4 (Extreme: 1-6) Vegetationsperioden hinweg erfasst.

Für jedes Dorf wurde in einer Anstreichliste vorrangig nur die Präsenz aller gefundenen (sub)spontanen Sippen notiert, d.h. der Schwerpunkt wurde auf die qualitativ möglichst vollständige Erfassung des Sippenspektrums gelegt. Diese anschließend in Excel-Tabellen übertragenen Binärdaten standen für konventionelle wie multivariate Analysen zur Verfügung; letztere sind mit den Programmen PCORD 4.LNK und CANOCO 4.5 durchgeführt worden.

4 Begriffsdefinitionen

Hier sollen bisweilen unklar verwendete Fachtermini mit Bezug auf diese Arbeit präzisiert werden:

● **Dorf** wird hier voll synonym mit dem umfassenderen siedlungsgeographischen Begriff „ländliche Siedlung“ gebraucht, da nur zusammenhängend bebaute ländliche Siedlungen mit >50 und <<2000 Einwohnern ausgewählt wurden; nach HENKEL (1999: 34) sowie WITTIG (2002: 9) ist dies bislang im allgemeinen Sprachgebrauch wie in der Geobiologie ohnehin üblich.

● **Periphere Kulturlandschaft** ist hier im Sinne vorrangig land- und forstwirtschaftlich oder auch touristisch genutzter Dorfgemarkungen zu verstehen, wobei fast alle hier erfassten Dörfer in typisch ländlichen Regionen mit <150 Einw./km², geringer Verkehrsdichte und geringem wirtschaftlichen und Arbeitsplatz-Potential liegen; nur die 4 mittel- und ostthüringischen Dörfer liegen nicht im peripheren ländlichen Raum (vgl. HENKEL 1999: 264 ff.; HIETEL et al. 2004: 474).

● **Phytodiversität** wird hier WHITTAKER et al. (2001: 455) folgend mit Sippenzahl gleichgesetzt, obschon oft auch weiter definiert (WALDHARDT & OTTE 2000). Der Lebensraum-Komplexität eines Dorfes Rechnung tragend sind Dorffloren bereits als Beispiele für totale oder γ-Diversität sensu WHITTAKER (1972: 232 – „lists of species for geographic units“) anzusehen, da hier bereits das etwa mit einem Berg vergleichbare Landschafts-Niveau erreicht wird (WHITTAKER et al. 2001: 457 – „inventory diversity (species richness) of a whole landscape, such as a mountain.“).

● **(Sub)spontan** meint in dieser Arbeit neben sämtlichen spontan (d.h. wild) wachsenden Sippen auch diejenigen subspontanen (d.h. verwilderten), bei denen kein kultiviertes Vorkommen der betreffenden Sippe am Fundort bzw. Subspontan-Standort erkennbar ist: Fand sich z.B. Birken-Jungwuchs in einem Dorf nur in Sichtweite einer Birken-Allee, wurde *Betula* nicht erfasst.

5 Ergebnisse

Die vorliegende Analyse hat den Charakter einer empirischen Approximation, weil sowohl die auf eigenen Erhebungen basierende Phytodiversität der Dörfer als auch die aus der Literatur (BENKERT et al. 1996: 30/31) übernommenen Rasterfeld-Artenzahlen als Maß für die Diversität der umgebenden Kulturlandschaften niemals mathematisch genau die tatsächlich in der Natur existente bzw. im Bearbeitungszeit-

raum existent gewesene Diversität repräsentieren, sondern nur den davon in jedem Dorf oder Messtischblatt-Quadranten (MTB-Q) im Gelände erfassten Anteil.

Diese qualitativ heterogenen Sippenzahlen sind (1) das Werk Hunderter von Datenlieferant(inn)en für den Florenatlas und entstammen (2) auch verschiedenen Zeitspannen: In der o.g. Übersicht sind alle von den Anfängen der systematischen Floristik bis 1995 getätigten bzw. für diesen Atlas erfassbar gewesenen Nachweise summiert dargestellt, während die Dorffloren-Erfassung 1999 erst begann und hier nur bis 2004 gewonnene Daten einschließt. Hinzu kommen (3) differierende taxonomische Sippen-Strukturen: Zahlreiche in den Dorffloren-Listen unterschiedenen Kleinarten, Unterarten, Hybriden etc. konnten mangels Daten-Homogenität über die Fläche im Atlas nicht dargestellt werden.

Zu hoffen bleibt, dass die nachfolgend präsentierten Resultate schon wegen ihres Neuheitswertes ihre Wirkung auf Geobotanik, Landschaftsökologie, Landschaftsplanung und Naturschutz dennoch nicht verfehlen werden, zumal sich alle mit solchen Zahlen Befassten der hier umrissenen Problematik sicher bewusst sind.

5.1 Phytodiversität der Dörfer

Einen stark komprimierten Überblick zum floristischen Reichtum von 72 Dörfern vermittelt Tab. 1. Die Mittel- kommen den Medianwerten sehr nahe und repräsentieren somit die tatsächliche Streuung recht gut – vgl. auch Tab. 3. Beide Extreme liegen in W-Thüringen: Issersheilingen im nw Thüringer Becken erbrachte mit 180 die geringste, Helmershausen in der Thüringer Rhön mit 332 die höchste festgestellte Sippenanzahl.

Tab. 1: Mittelwerte der γ-Phytodiversität [(Sub-)Spontansippen-Anzahl pro Dorf] für 72 Dörfer Mittel- und Nordostdeutschlands

Bundesland / Schwerpunktregion	mittlere Sippenzahl der Dorfflora pro Region
ö Mecklenburg-Vorpommern (24 Dörfer, davon 20 im ö Landesteil – vgl. Tab. 3; Kartierung 2001 – 2004)	217,4
NW-Thüringen (24 Dörfer, davon 18 im nw Landesteil)	236,6
SW-Thüringen (24 Dörfer, davon 22 im sw Landesteil)	277,4
W-Thüringen (48 Dörfer, davon 44 im w Landesteil; Kartierung 1999 – 2004)	257,0
Mecklenburg-Vorpommern und Thüringen (72 Dörfer)	243,8

Es fällt auf, dass die Diversitäts-Mittelwerte zwischen Mecklenburg-Vorpommern und dem ca. 300–400 km entfernten NW-Thüringen mit rund 20 Sippen nur halb so weit divergieren wie zwischen den direkt aneinander grenzenden Landesteilen NW- und SW-Thüringen mit durchschnittlich rund 40 Sippen pro Dorf. Alle 5 Dörfer, in denen >300 Sippen registriert werden konnten, liegen in den beiden SW-Thüringer Landkreisen Schmalkalden-Meiningen und Hildburghausen: Helmershausen (332 Sippen / Lkr. SM); Bedheim (322 / HBN); Rotterode und Unterweid (beide 308 / SM); Rieth i. Grabfeld (307 / HBN). Die Gründe dafür dürften regional biogeographischer wie lokal geoökologischer Natur und letztlich darin

zu suchen sein, dass bestimmte diversitätsrelevante Gradienten (Höhen-Amplitude; Feuchte; Temperatur; pH der geologischen Untergründe) in den südthüringischen Dörfern durchschnittlich am längsten sind und damit einem entsprechend großen Artenspektrum Nischen bieten.

Zu betonen ist, dass nach der aktuellen Fachliteratur (KÜHN et al. 2003: 566/567) in voller Übereinstimmung mit eigenen Erhebungen die primären Determinanten der Phytodiversität auch im unmittelbaren Siedlungsbereich durchweg Geofaktoren sind, während Siedlungs-Parameter wie z.B. die Einwohnerzahl oder Dorf-Grundrissform sich für den dörflichen Bereich relativ zu den Geofaktoren als weniger bedeutsam herausgestellt haben: So ergab sich für einen linearen Zusammenhang zwischen Einwohner- und festgestellter Sippenzahl ($y = 0{,}05\ x + 221{,}52$) nur ein Bestimmtheitsmaß von 21,53 %, d.h. die Sippenzahlen für die 72 Dörfer sind nur zu <22 % mit deren Einwohnerzahl „korreliert"; nur minimal bessere Werte erbrachte das Anpassen einer Sättigungskurve statt der Geraden.

5.2 Phytodiversität der umgebenden Kulturlandschaften

Die in BENKERT et al. (1996: 30/31) für MTB-Q publizierten Sippenzahlen beziehen sich stets auf das gesamte je Rasterfeld abgedeckte Biotopspektrum und schließen demzufolge jeweils auch das Dorf bzw. in 4 Fällen die 2 Dörfer, worin die Dorfflora pro MTB-Q erfasst wurde, mit ein.

Aus Tab. 2 ist klar abzulesen, dass der Diversitäts-Mittelwert-Unterschied zwischen den sw-thüringischen und den benachbarten nw-thüringischen Rasterfeldern hier sogar fast 12-mal so groß ist wie zwischen den letzteren und jenen im Hunderte Kilometer entfernten Vorpommern bzw. Mecklenburg. Für diese extremen Werte sind hier auch Unterschiede in der Datenbasis mit verantwortlich: Für die S-Hälfte Thüringens ist in BENKERT et al. (1996) z. B. auch die sehr inhaltsreiche Flora von MEINUNGER (1992) eingearbeitet worden, wozu für NW-Thüringen seinerzeit kein Äquivalent existierte.

Daneben gilt auch hier, die entscheidenden objektiven Gründe für den SW-Thüringer Pik in der dort höheren Geodiversität und jetzt vor allem in der biogeographischen Konstellation zu suchen: S-Thüringen liegt bereits vollständig in der floristisch reicheren Südlich-temperaten Floren-Subzone, während die Grenze zur Nördlich-temperaten durch NW-Thüringen und <50 km s der S-Grenze von Vorpommern verläuft (vgl. MEUSEL & JÄGER 1992: 688).

Tab. 2: Sippenanzahl-Kennwerte für die von der Dorffloren-Kartierung betroffenen Rasterfelder
(Daten-Quelle: BENKERT et al. 1996: 30/31. Die 4 MTB-Q mit je 2 bearbeiteten Dörfern sind auch doppelt gemittelt.)

Bundesland / Schwerpunktregion	Sippenzahl pro Messtischblatt-Quadrant	
	Amplitude	Mittelwert
ö Mecklenburg-Vorpommern (24 Dörfer bzw. Rasterfelder – vgl. Tab. 3)	343 - 695	458,0
NW-Thüringen (24 Dörfer bzw. Rasterfelder)	296 - 903	445,4
SW-Thüringen (24 Dörfer bzw. Rasterfelder)	325 - 784	592,3
W-Thüringen (48 Dörfer bzw. Rasterfelder)	296 - 903	518,8
Mecklenburg-Vorpommern und Thüringen (72 Dörfer bzw. Rasterfelder)	296 - 903	498,6

Ein 30 km² umfassendes Rasterfeld bietet naturgemäß eine ungleich größere Nischen-Vielfalt als ein etwa 1 km² großes Dorf, womit ein weiteres Indiz zur gegenüber Tab. 1 ungleich größeren Divergenz zwischen SW-Thüringen und den beiden anderen Teilgebieten in Tab. 2 gegeben wäre.

5.3 Quantitative Relation zwischen Dorf und Kulturlandschaft

Seit etwa 30 Jahren setzt sich die vor allem von der Urbanökologie beförderte Erkenntnis zunehmend sicher durch, dass größere Siedlungsbereiche innerhalb des betreffenden Naturraumes oft Zentren des Artenreichtums darstellen (z. B. PYŠEK 1992: 278; KÜHN et al. 2004). Als wesentlichste Gründe dafür gelten die gegenüber dem Umland pro Flächeneinheit zumeist größere Biotopdiversität sowie die ungleich höhere Intensität und Diversität von Störungen (z.B. DEUTSCHEWITZ et al. 2003: 307).

Tab. 3: Verhältnis der Phytodiversität von Dorfflora und Messtischblatt-Quadrant für 24 Dörfer Mecklenburg-Vorpommerns und den jedem dieser Dörfer topographisch zuzuordnenden MTB-Q
(Stand der Dorffloren-Kartierung: 1. 11. 2004)

Name des Dorfes	Landkreis	MTB-VQ	Anzahl der Gefäß-pflanzen-Sippen im Dorf	Sippenzahl im betreffenden MTB-Q (nach BENKERT et al. 1996)	Sippenanteil der Dorfflora [%] von BENKERT et al. (1996)
Bobbin	RÜG	1447/13	181	445*	40,7
Waase	RÜG	1545/13	214	446*	48,0
Gingst	RÜG	1545/23	200	462	43,3
Patzig	RÜG	1546/14	248	379	65,4
Vilmnitz	RÜG	1647/13	217	346	62,7
Zudar	RÜG	1746/13	197	417*	47,2
Levenhagen	OVP	1945/21	183	455	40,2
Kölzin	OVP	2046/23	182	416	43,7
Benz	OVP	2050/32	241	462	52,2
Medow	OVP	2147/31	208	383	54,3
Altwarp	UER	2251/41	276	437*	63,2
Sandhagen	MST	2347/22	198	476	41,6
Rieth i. Pomm.	UER	2351/21	206	343*	60,1
Stolzenburg	UER	2449/43	201	529	38,0
Blankensee	UER	2451/44	255	460*	55,4
Granzin	LWL	2531/13	201	344	58,4
Camin	LWL	2531/24	258	350	73,7
Babke	MST	2643/14	186	515	36,1
Userin	MST	2643/42	262	463*	56,6
Grünow	MST	2645/42	235	484	48,6
Cantnitz	MST	2646/12	229	695	32,9
Wittenhagen	MST	2646/42	231	618*	37,4
Conow	MST	2646/44	220	618*	35,6
Sommersdorf	UER	2751/11	190	450	42,2
Mittelwert			217,4	458,0	47,5

Abkürzungen für die Landkreise (entsprechend den Autokennzeichen):
LWL - Ludwigslust MST - Mecklenburg-Strelitz OVP – Ostvorpommern RÜG – Rügen UER - Uecker-Randow
* - Bei diesen Messtischblatt-Quadranten ist die Rasterfeld-Erfassungsfläche geringer, da >5 % der Landfläche nicht zu Mecklenburg-Vorpommern gehören oder / und der Wasserflächen-Anteil im Rasterfeld (>20 -) >25 % beträgt.

Dieser für Städte heute auch im internationalen Maßstab gut untersetzte Fakt lässt sich spätestens mit dem hier vorgelegten, in Tab. 3 exemplarisch wiedergegebenen Daten-Material auch für Dörfer bestätigen und somit auf den Bereich der kleinen bzw. ländlichen Siedlungen erweitern: Setzt man stark vereinfachend die pro Dorf durchschnittlich kartierte Fläche mit <1 km² und die Fläche des jeweils zugehörigen MTB-Q mit ungefähr 30 km² an, so kommt in den Dörfern auf rund einem Dreißigstel der Fläche im Mittel rund die Hälfte der im zugehörigen Rasterfeld nachgewiesenen Gefäßpflanzensippen vor (z.B. Tab. 3)! Nach PYŠEK (1992: 284) erscheint das Phytodiversitäts-Gefälle zwischen der Außen- und Innenzone von Dörfern weniger steil als in Städten, ferner auch die Korrelation zwischen Gefäßpflanzen-Sippenanzahl und Einwohner- und Häuserzahl bzw. bebauter Fläche in Dörfern schwächer als in Städten (PYŠEK 1993: 91 f. – vgl. Abschnitt 5.1).

Der Phytodiversitäts-Quotient von Dorf- zu Rasterfeld-Sippenzahl wird somit evident stärker von der naturgemäß weiter streuenden vorhandenen (bzw. erfassten!) Phytodiversität der MTB-Q beeinflusst als von den relativ dazu konstanteren Dorffloren-Sippenzahlen.

Die gegenüber der offenen Landschaft erhöhte γ-Phytodiversität in den Dörfern ist auch hier mit einer Überlagerung von Geodiversität und anthropogener Störungsintensität zu erklären, wogegen im Umland die Summe menschlicher Aktivitäten bzw. Störungen deutlich geringer ist – vgl. oben.

5.4 Naturschutzfachliche Evaluierung von Dorffloren

Bei SCHNITTLER et al. (1998: 283) und KORNECK et al. (1998: 336) ist die Gefährdungs-Problematik der autochthonen Dorffloren jeweils kurz angerissen, das Problem also grundsätzlich bis in höchste Naturschutz-Instanzen bekannt – wie auch der hier überdurchschnittlich akute Mangel an insbesondere historischen Daten, welche als Vergleichsbasis für aktuelle Arbeiten geeignet wären (SUKOPP & KÖSTLER 1986: 264).

Von den bis 1. 11. 2004 in allen 96 bearbeiteten Dörfern erfassten 941 Sippen sind immerhin 12,5 % bzw. 118 verschiedene in zumindest einer der 3 hier relevanten Roten Listen (Tab. 4) als gefährdet eingestuft, wobei 27 Arten in 2 und nur 3 gar in allen 3 Roten Listen aufgeführt sind – hierbei sind in den Listen der Bundesländer verzeichnete Sippen wie in Tab. 4 nur mitgezählt, wenn sie in zumindest einem Dorf des betreffenden Bundeslandes auch tatsächlich nachgewiesen wurden.

Tab. 4: Summarische Übersicht zu den im jeweiligen Geltungsbereich der 3 relevanten Roten Listen in 96 Dörfern nachgewiesenen Anzahlen als gefährdet ausgewiesener Sippen

Rote-Liste-Kategorie	Mecklenburg-Vorpommern (FUKAREK et al. 1992)	Thüringen (KORSCH & WESTHUS 2001)	BRD (KORNECK et al. 1996)
	Bezug: 36 Dörfer	Bezug: 60 Dörfer	Bezug: 96 Dörfer
0	0	1	0
1	7	1	0
2	26	10	5
3	46	22	25
3-	nicht def.	nicht def.	3
3+	nicht def.	nicht def.	2
3!	nicht def.	nicht def.	2
4 bzw. R	1	0	0

6 Diskussion

Zwar wird in den Tab. 1-4 dieses Beitrags nur ein Teil des insgesamt Zehntausende vor Ort erhobener Daten umfassenden Materials komprimiert vorgestellt, doch sollen vor diesem Hintergrund um einer möglichst ganzheitlichen Sicht willen vor allem in den Abschnitten 6.3 und 6.4 auch weitere Aspekte kurz angerissen werden.

6.1 Dörfer als Wildarten-Refugien

Siedlungen werden gewöhnlich mit starker anthropogener bzw. anthropozoogener Überprägung bis Vernichtung der natürlichen Substanz assoziiert, aus geobotanischer Sicht als „Inseln“ mit gegenüber der Umgebung stark erhöhtem Anteil vor allem von Neophyten in der lokalen Flora betrachtet. So richtig dies grundsätzlich ist, darf dabei die Natur im Dorf nicht vergessen werden:

Obwohl es sich bei wohl allen 96 Stichproben-Dörfern um seit Jahrhunderten bestehende menschliche Siedlungen handelt und hier nur der bebaute Bereich im strengen Sinn mit seinem 10-m-Umfeld untersucht wurde, sind insgesamt etwa 68 % (Thüringen: 73,3 %; Mecklenburg-Vorpommern: 62,9 %) der dort nachgewiesenen (sub)spontanen Sippen indigen! Dies deckt sich sehr gut mit vergleichbaren zentraleuropäischen Werten: HORÁKOVÁ (2003: 25) nennt für 15 Dörfer Südmährens 66,9 %, PYŠEK (1998: 141) für 42 böhmische Dörfer im Mittel 67,8 % und ZÜGHART (2001: 38) für 43 Dörfer im Raum Bremen 58 % Idiochorophyten.

Des Weiteren sind aktuell in der intensiv genutzten oder auch aufgelassenen Kulturlandschaft einschließlich der Dörfer auch zahlreiche Archäophyten zunehmend akut gefährdet, die z. T. als Arten klassischer Dorfruderale sogar ihren Verbreitungsschwerpunkt in den Dörfern haben und deren Anteil hier etwa 18 % (Thüringen: 17,2 %; Mecklenburg-Vorpommern: 19,8 %) beträgt; HORÁKOVÁ (2003) fand 13,3 %, PYŠEK (1998) ebenfalls 17,8 und ZÜGHART (2001) gleichfalls 18 % Archäophyten.

Addiert man die Idiochorophyten- und Archäophyten-Anteile aus den 5 vorgenannten Untersuchungsgebieten, so ergibt sich ein Anteil von 75–90 % an den Dorffloren. Da Indigene und Archäophyten praktisch die Basis Roter Listen bilden, sei auch von dieser Warte angemahnt, den Dörfern bei künftigen Naturschutzaktivitäten mehr Augenmerk zu widmen.

6.2 Gefährdete Arten der Dorffloren

Legt man als Kriterium für die Gefährdung ausschließlich die 3 hier relevanten Roten Listen zu Grunde, so ergibt sich summarisch das in Tab. 4 dargestellte Bild. Allerdings handelt es sich nur bei etwa 15 der 118 dort erfassten Sippen um typische Dorfruderal- bzw. Dorf-Arten, die (nach MAHN in ROTHMALER 2002) zumindest einen ihrer Verbreitungsschwerpunkte in den Hackfrucht- und kurzlebigen Ruderal-Zönosen (Chenopodietea - 8 Sippen), den Ausdauernden Ruderal-Zönosen (Artemisietea – 7 Sippen), den Tritt- und Flutrasen sowie den Felsspalten- und Mauerfugen-Zönosen (Plantaginetea majoris & Asplenietea trichomanis – je 2 Sippen) haben.

Von den verbleibenden 103 Sippen haben die meisten ihre Verbreitungsschwerpunkte in den Halmfrucht-Zönosen (Secalietea – 16,8 %), im Wirtschaftsgrünland sowie den Felsfluren, Silikat- und gefestigten Sandtrockenrasen (Molinio-Arrhenatheretea & Sedo-Scleranthetea – je 14,1 %), den basenreichen Trok-

ken- und Halbtrockenrasen (Festuco-Brometea – 13,6 %) sowie den Chenopodietea (8,7 %); ca. 20 andere soziologische Klassen haben nur Anteile von <5 %.

Nach WITTIG (1998: 167) enthält die aktuelle Rote Liste der BRD (KORNECK et al. 1996) „insgesamt 30 – 40 Arten, die ein Haupt- oder Nebenvorkommen im Siedlungsbereich besitzen oder von denen dies angenommen werden kann." – Von den 15 o.g. Dorf(ruderal)-Arten sind zwar immerhin 9 auch bei KORNECK et al. (1996) als (stark) gefährdet ausgewiesen, doch erscheint diese Gruppe im Verhältnis etwa zu den Grünland-Arten oder den Acker-Wildkräutern dennoch unterrepräsentiert. Hauptgründe für diese Konstellation sind erstens in den wegen ungewöhnlich lückenhafter Datenbasis nur vage möglichen Dynamiktrends und zweitens in einer bislang nur unscharfen ökologischen Definition und soziologischen Umgrenzung der „typischen Dorfpflanzen" bzw. ihrer Zönosen zu suchen (vgl. WITTIG l.c.). – An diesen Stellen besteht Handlungsbedarf!

6.3 Sind Dorffloren gebietsspezifisch?

Durch multivariate Klassifikation (Clusteranalyse) und Ordinationen (z.B. NMDS) konnte nachgewiesen werden, dass dies zumindest im (über)regionalen Maßstab 100-prozentig zutreffen kann – sofern (1) die Dorffloren-Datensätze genügend vollständig und (2) zuvor in den Analyse-Algorithmen optimale mathematische Rahmenbedingungen fixiert worden sind. Nach bisherigen Erfahrungen liegt die Quote der naturräumlich richtigen bzw. topographisch ähnlichen Zuordnung der Dörfer allein über Ähnlichkeitsabgleiche unter den Dorffloren auch im Maßstab von Regionen bis Groß-Landschaften noch immer >80 %. Der in den Dorffloren-Datensätzen codierte landschaftsökologische Informationsgehalt erscheint somit ausreichend und geeignet, die spezifische Bindung eines Dorfes an „(s)eine" Landschaft im betreffenden Naturraum zu dokumentieren.

6.4 Naturschutz in ländlichen Siedlungen – machen wir alles richtig?

Der Status quo dazu ist beispielsweise bei WITTIG (1998) treffend dargestellt. Soll der Naturschutz künftig auch auf dem Lande flächendeckend an Ausstrahlung und Wirkung gewinnen, so wären dazu sicher auch die nachfolgend aufgeführten Punkte notwendig zu beachten, die teils aus den >>600 unter der Dorfbevölkerung durchgeführten Interviews und zahllosen weiteren Gesprächen mit vielen der >>40 000 hier relevanten Einwohner, teils aus eigenen Erfahrungen und Erkenntnissen resultieren:

● Naturschutz ist der Dorfbevölkerung transparenter als bisher zu vermitteln, wozu Einwohnerversammlungen, dörfliche Vereine, Jugend- und Rentnertreffs etc. verstärkt einzubinden sind. Jeder persönliche Kontakt ist dabei in jedem Fall wichtiger als eine Vielzahl bunter und teurer Faltblätter, Broschüren, Informationstafeln etc.

Im Finanzierungs-Amtsdeutsch heißt das: Personalkosten sind zu erhöhen, Sachkosten eher zu senken!

● Öffentlichkeitsarbeit ist für jedes Dorf spezifisch zu leisten - im Idealfall von bodenständigen, in der Region bekannten und anerkannten Fachleuten ohne „statusadäquate Allüren".

● Um nicht geschützte wie Geschützte Landschaftsbestandteile durch Pflege oder möglichst durch Nutzung naturschutzfachlich aufzuwerten, sollten einsatzbereite Jugendliche, Arbeitslose und Rentner ge-

wonnen werden. Aufwandsentschädigungen sollten über diverse Vereine oder / und den 2. Arbeitsmarkt ermöglicht werden.

● Die einstmals für Heimatgefühl und Naturverständnis so wichtigen Dorfschulen sollten für Kinder bis etwa zur 5. Klasse wieder etabliert und gefördert werden.

● Naturschutz und dessen Verwaltungsakte sind der Dorfbevölkerung nicht länger von den Büro-Burgen der Städte aus elektronisch ferngesteuert überzustülpen; viel mehr könnte ein Vorteil gerade der Naturschutz-Verwaltungen künftig darin bestehen, dezentral in der und für die Kulturlandschaft zu agieren.

7 Zusammenfassung

Für 24 Dörfer Mecklenburg-Vorpommerns und 48 Dörfer in Thüringen konnte im besiedelten Bereich eine Anzahl von durchschnittlich 243 (sub)spontanen Gefäßpflanzen-Sippen pro Dorf ermittelt werden. Setzt man die dorfkonkreten Sippenzahlen der zumeist <1 km² bebauter Fläche beanspruchenden Dörfer ins Verhältnis zu Literatur-Daten für die jeweils einem Dorf zuzuordnenden Messtischblatt-Quadranten, so ergibt sich, dass ein im Mittel 446 Einwohner zählendes Dorf auf rund einem Dreißigstel der Fläche durchschnittlich die halbe γ-Phytodiversität des etwa 30 km² großen zugehörigen MTB-Q beherbergt. Trotz methodisch erschwerender Unterschiede stellt diese erstmals für ein derart diverses Gebiet vorgelegte quantitative Bilanz die exponierte Bedeutung ländlicher Siedlungen für die Erhaltung der Diversität zumindest mittel- und nordostdeutscher Kulturlandschaften klar heraus.

8 Ausblick

Dörfer sind per se ein wertvolles Kulturgut und überdies nach neuesten empirischen Erkenntnissen auch Kondensationskerne des Reichtums an spontanen Pflanzenarten innerhalb der noch immer anhaltend verarmenden Kulturlandschaften. Sie verdienen daher wachsende Aufmerksamkeit von Seiten der Biodiversitätsforschung und Landschaftsökologie einerseits sowie des Naturschutzes wie auch der Landschaftspflege andererseits. Es gehört in das Bewusstsein der Dorfbevölkerung gebracht und der auch marktwirtschaftlich passende Rahmen dafür geschaffen, dass Dörfer ohne individuell im Hof wie professionell in der Flur betriebene Landwirtschaft weder den Status „Dorf“ verdienen noch die spezifisch ländliche, von der angestammten Dorfbevölkerung bis heute sehr geschätzte Lebensqualität auch für die Zukunft gewährleisten. „Ordnungsgemäße“ Landwirtschaft bedeutet wiederum Artenreichtum im und ums Dorf – vor allem auch an Wildpflanzen!

Strukturwandel ländlicher Räume und Funktionswandel der Dörfer sind ein globales Problem, welches vom professionellen Naturschutz und der Forschung im internationalen Maßstab bestmöglich begleitet und zunehmend optimierend beeinflusst werden sollte. Das gilt wegen Gefahr im Verzuge insbesondere vor dem Hintergrund der Expansion der EU nach Osten und Südosten, wo sich in den jüngst beigetretenen und noch auf den Beitritt wartenden Staaten die wohl letzten noch großflächig intakten Dorf-Komplexlebensräume der Kulturlandschaften in der kühl- bis warmgemäßigten Zone Europas befinden.

9 Literaturverzeichnis

AHRNS, C. (2005): Geobotanisch-landschaftsökologische Analyse der Spontanfloren von 100 Dörfern Mittel- und Nordostdeutschlands. - Greifswald (EMAU Greifswald, AG Geobotanik & Landschaftsökologie - Mskr.)

BENKERT, D.; FUKAREK, F. & H. KORSCH (Hrsg.) (1996): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Ostdeutschlands. - Jena (Fischer)

DEUTSCHEWITZ, K.; LAUSCH, A.; KÜHN, I. & S. KLOTZ (2003): Native and alien plant species richness in relation to spatial heterogeneity on a regional scale in Germany. - Global Ecology & Biogeography 12: 299-311.

ELLENBERG, H. (1990): Bauernhaus und Landschaft in ökologischer und historischer Sicht. - Stuttgart (Ulmer)

FUKAREK, F. u.a. (1992): Rote Liste der gefährdeten Höheren Pflanzen Mecklenburg-Vorpommerns. - 4. Fassung. Stand: Oktober 1991. - Schwerin (Goldschmidt-Druck)

HENKEL, G. (1999): Der ländliche Raum. - 3., völlig neu bearb. Aufl. - Stuttgart (Teubner)

HIETEL, E.; WALDHARDT, R. & A. OTTE (2004): Analysing land-cover changes in relation to environmental variables in Hesse, Germany. - Landscape Ecology 19: 473-489

HORÁKOVÁ, V. (2003): Floristic inventory of villages in southern Moravia (Czech Republic). - Mitteilungen des badischen Landesvereins für Naturkunde & Naturschutz N. F. 18(2): 25-43

KORNECK, D.; SCHNITTLER, M.; KLINGENSTEIN, F.; LUDWIG, G.; TAKLA, M.; BOHN, U. & R. MAY (1998): Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. - Schriftenreihe für Vegetationskunde 29: 299-444

KORNECK, D.; SCHNITTLER, M. & I. VOLLMER (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. – Schriftenreihe für Vegetationskunde 28: 21-187

KORSCH, H. & W. WESTHUS u.a. (2001): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Thüringens. - 4. Fassung. Stand: September 2001. - Naturschutzreport 18: 273-296

KÜHN, I.; BRANDL, R.; MAY, R. & S. KLOTZ (2003): Plant distribution patterns in Germany – Will aliens match natives? - Feddes Repertorium 114(7/8): 559-573

KÜHN, I.; BRANDL, R. & S. KLOTZ (2004): The flora of German cities is naturally species rich. - Evolutionary Ecology Research 6: 749-764

MEINUNGER, L. (1992): Florenatlas der Moose und Gefäßpflanzen des Thüringer Waldes, der Rhön und angrenzender Gebiete. - Haussknechtia Beih. 3/1 & 3/2

MEUSEL, H. & E.J. JÄGER (1992): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Band III (2 Bde.). - Jena (Fischer)

PYŠEK, P. (1992): Settlements outskirts – may they be considered as ecotones? - Ekológia (ČSFR) 11(3): 273-286

PYŠEK, P. (1993): Factors affecting the diversity of flora and vegetation in central European settlements. - Vegetatio 106: 89-100

PYŠEK, P. (1998): Alien plants in Czech village flora: an analysis of species numbers. - Feddes Repertorium 109(1/2): 139-146

ROTHMALER, W. (Hrsg. JÄGER, E.J. & K. WERNER) (2002): Exkursionsflora von Deutschland. Bd. IV. Gefäßpflanzen: Kritischer Band. - 9., völlig neu bearb. Aufl. - Heidelberg (Spektrum)

SCHNITTLER, M.; BOHN, U. & F. KLINGENSTEIN (1998): Handlungsbedarf beim Artenschutz von Wildpflanzen – eine Zusammenfassung der Symposiumsergebnisse. - Schriftenreihe für Vegetationskunde 29: 277-286

SCHUBERT, R.; HILBIG, W. & S. KLOTZ (1995): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands. - Jena (Fischer)

SUKOPP, H. & H. KÖSTLER (1986): Stand der Untersuchungen über dörfliche Flora und Vegetation in der Bundesrepublik Deutschland. - Natur & Landschaft 61(7/8): 264-267

WAGENBRETH, O. & W. STEINER (1989): Geologische Streifzüge: Landschaft und Erdgeschichte zwischen Kap Arkona und Fichtelberg. - 3., durchges. Aufl. - Leipzig (Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie)

WALDHARDT, R. & A. OTTE (2000): Zur Terminologie und wissenschaftlichen Anwendung des Begriffs Biodiversität. - Wasser & Boden 52(1/2): 10–13

WHITTAKER, R.H. (1972): Evolution and measurement of species diversity. - Taxon 21(2/3): 213-251

WHITTAKER, R.J.; WILLIS, K.J. & R. FIELD (2001): Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. - Journal of Biogeography 28: 453-470

WITTIG, R. (1998): Lebensraumveränderung und Rückgang von Wildpflanzen in Städten und Dörfern – Gefährdungsursachen und Handlungsbedarf. - Schriftenreihe für Vegetationskunde 29: 165-171

WITTIG, R. (2002): Siedlungsvegetation. - Stuttgart (Ulmer)

ZÜGHART, W. (2001): Die Spontanflora nordwestdeutscher Dörfer. Eine floristisch-populationsökologische Untersuchung der dörflichen Spontanflora im Bremer Raum. - Dissertationes Botanicae 362: 1-203

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2006	63-68	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Einfluss der Landschafts-Strukturierung auf Pflanze – Bestäuber - Interaktionen in einem ostafrikanischen Wald-Agrarland Mosaik

MELANIE HAGEN & MANFRED KRAEMER

Schlagwörter: Bestäubung; Landschaftsstruktur; Wald-Agrarland Mosaik; Kenia

1 Bezug zur Biodiversitätskonvention

Eines der Hauptziele der Biodiversitätskonvention ist neben der Erhaltung der Biodiversität aus intrinsischen Motiven die Erhaltung der landwirtschaftlichen Biodiversität, da diese von grundlegender Bedeutung für die Sicherheit der menschlichen Ernährung und des Lebensunterhalts vieler Menschen ist. Neben der Erhaltung der genetischen Ressourcen von Kulturpflanzensorten und Nutztierrassen wird vor allem auch die Erhaltung der so genannten „ökologischen Dienstleistungen", zu denen die Bestäubung gehört, in den Vordergrund gestellt. Der weltweit beobachtete und immer noch beobachtbare deutliche Rückgang blütenbestäubender Organismen, und die Probleme, mit denen die Honigbiene (*Apis mellifera*), einer der wichtigsten Bestäuber, konfrontiert ist (z. B. die Varroa-Milbe), hat unmittelbare Auswirkungen auf die Sicherheit der landwirtschaftlichen Erträge von über einem Drittel aller Kulturpflanzen, da diese auf die Bestäubung durch Tiere angewiesen sind (MCGREGOR 1976; PROCTOR et al. 1996). Ziele der vor diesem Hintergrund im Jahre 2000 gebildeten „International Pollinator Initiative" (IPI) sind, zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung von Bestäuberorganismen die richtigen Bewirtschaftungsformen, die die Vielfalt und Aktivität der Bestäuber fördern, zu eruieren und Handlungsanweisungen für Landwirte und andere Interessengruppen zu erarbeiten.

2 Einführung/Hintergrund

Die Kultivierung von Land hat wie keine andere menschliche Aktivität das Aussehen der Landschaft stark beeinflusst und verändert. Das daraus resultierende Landschaftsgefüge setzt sich aus einem Mosaik aus natürlichen und vom Menschen genutzten Flächen zusammen, welche in Größe, Form und Anordnung variieren. Ein Verlust von natürlichen Habitaten und den davon abhängigen Pflanzen- und Tierarten führt nicht nur zu einem Verlust von Biodiversität, sondern gefährdet auch ökosystemare Dienstleistungen wie die Bestäubung (von Agrarpflanzen).

Traditionelle Landwirtschaft, wie sie zum Beispiel im kenianischen Shamba-System betrieben wird, produziert ein komplexes Landschaftsmosaik aus verschiedenen Agrar- und Nichtagrar-Landschaften (ALTIERI et al. 1987; REICHHARDT et al. 1994; TOLEDO et al. 1994). Dagegen findet in intensiver genutzten Agrarsystemen eine wachsende Isolierung des natürlichen Habitats und eine zunehmende Monotonisierung der Landschaft statt. Dies hat Einfluss auf den Artenreichtum, die Abundanz und Gesellschaftsstruktur des Ökosystems (CONNOR et al. 2000; DEBINSKI et al. 2000), und damit auch auf die wichtigen ökologischen Dienstleistungen. Interaktionen zwischen kultiviertem Land und den in der Umgebung liegenden, übrig gebliebenen natürlichen oder renaturierten Gebieten (FORMAN 1995) und Migration von Arten

in diesem räumlichen Gefüge (Durchlässigkeit, Zusammenhang, fraktale Dimension), sind unabdingbare Voraussetzungen für Artenverbreitung und Biodiversität in der kultivierten Landschaft.

Wie viele andere Tiergruppen sind Bienen während ihres Lebenszyklus auf verschiedene Habitate bzw. Ressourcen, wie Futter, Nisthabitat oder Geschlechtspartner angewiesen, für welche die Tiere sowohl räumliche als auch zeitliche Distanzen überbrücken müssen (WESTRICH 1996; GATHMANN 2002). Die Wanderungen zwischen den verschiedenen Habitaten werden durch eine Reihe von Umweltfaktoren begrenzt und im schlimmsten Fall auch unterbrochen.

Agrarpflanzen sind kurzfristig sehr reiche Quellen an Pollen und Nektar, und damit in einem recht begrenzten Zeitraum sehr attraktive Futterplätze. Außerhalb dieses Zeitraums bieten Wildpflanzen eine sichere Versorgung mit Pollen und Nektar. Neben den Futterressourcen stellen vor allem für Bienen nutzbare Nistplätze einen limitierenden Faktor in der Landschaft dar (GATHMANN & TSCHARNTKE 2002; TSCHARNTKE et al.1998). In der Agrarlandschaft kann nur ein Netzwerk aus natürlichen, seminatürlichen und landwirtschaftlichen Ökosystemen eine maximal reiche Bienenfauna unterstützen (BANASZAK 2000).

Das hier vorgestellte Projekt ist eingebettet in den BIOTA East Africa Verbund, ein interdisziplinäres, anwendungsbezogenes Forschungsvorhaben, welches sich mit der Bewertung von Biodiversität und deren Veränderung unter Berücksichtigung sozioökonomischer und politischer Motivationen und Prozesse beschäftigt. Es sollen Grundlagen für ein nachhaltiges Management dieser Biodiversität, also der optimalen Relation zwischen der Beibehaltung einer hohen Diversität und einem tolerierbaren ökonomischen Profit, geschaffen werden.

3 Zielsetzung

Das Ziel unserer Untersuchungen ist es, den Einfluss der unterschiedlichen Landschaftsstruktur- Parameter auf die Diversität und Abundanz von solitären und sozialen Bienen und die daraus resultierenden Effekte auf die mutualistischen Interaktionen zwischen Blüten-besuchenden Bienen und Nutz- und Wildpflanzen zu bestimmen. Ein besonderer Fokus wird auf den Einfluss des Waldes und seine potentielle Funktion als Bestäuber-Reservoir gelegt.

Im Einzelnen werden dabei folgende Fragen bearbeitet:

- Ändern sich Abundanz und Diversität von Bienen mit der Landschaftsstruktur? Beeinflussen Distanz zum Wald, Landschaftsstruktur und Pflanzendiversität das Verhalten der Insekten? In welcher Struktur finden sich mehr seltene oder Habitat-abhängige Arten (Artidentität)?
- Hängt das Verhalten von Blüten-besuchenden und Nistfallen-bewohnenden Bienen (z. B. Anzahl besuchter Blüten, Entfernung, Richtung und Dauer des Fluges) von lokalen Habitatfaktoren oder von der Landschaftsstruktur ab?
- Gibt es saisonale Unterschiede in der Bestäuberzusammensetzung im Jahresverlauf? Finden Migrationen zwischen landwirtschaftlichen Flächen und Waldflächen, abhängig von der Futterverfügbarkeit statt (z. B. zu Zeiten von Massenblüten der Agrarpflanzen)?
- Unterscheidet sich der reproduktive Erfolg von Pflanzen zwischen den Untersuchungsflächen, und findet sich eine Korrelation zur Landschaftsstruktur?

- Welchen Einfluss haben Bienenstöcke auf die Komposition natürlicher Bienen-Populationen (und damit auf den Bestäubungserfolg der Pflanzen)?
- Welches sind die besten Bestäuber der auf Bestäubung angewiesenen Nutzpflanzen, und welche Landschaftsstrukturen benötigen sie?

4 Standort und Methodik

Die Studien werden seit Oktober 2004 im Kakamega Forest und dem ihn umgebenden Agrarland durchgeführt. Der Wald liegt im Westen Kenias auf einer Höhe von ca. 1500 m üNN in einer Gegend, die sich, hervorgerufen durch fruchtbare Böden und einen über den Jahresverlauf verteilten hohen Niederschlag (2000 mm pro Jahr), durch ein hohes landwirtschaftliches Potential auszeichnet. Aus diesem Grund gehört die Gegend zu den am dichtesten besiedelten Teilen Kenias, mit einer Wachstumsrate der Bevölkerung von 2,8 % pro Jahr (KIFCON 1994). Durch die landwirtschaftliche Nutzung, Beweidung und Abholzung (für Feuerholz, Holzkohle, Möbelproduktion) entsteht ein immenser Druck auf den Kakamega Forest, den östlichsten Rest des guineo-kongolesischen Regenwaldgürtels.

Momentan findet sich in der Gegend um den Wald eine recht diverse Landschaftsstruktur, welche durch die vorherrschende Form der Subsistenzwirtschaft gebildet wurde. Durch den Anbau der „cash crops" (ausschließlich zum Verkauf bestimmte Agrarprodukte) Zuckerrohr und Mais macht sich jedoch eine Veränderung der Landschaftsstruktur bemerkbar und in einigen Gebieten lässt sich eine zunehmende Monotonisierung der Landschaft bereits deutlich beobachten

38 Untersuchungsflächen, die sich in Hinblick auf Landschaftsstruktur (Wald, Waldrand, Buschland, Grasland, reich und arm strukturiertes Agrarland) und Entfernung zum Wald unterscheiden, werden untereinander verglichen.

Zur Beschreibung der Landschaft- und Habitatparameter werden zum einen die prozentualen Anteile der verschiedenen Landschaftsparameter (wie Agrarland, Grassland, Hecken, einzeln stehende Bäume, urbane Gebiete, Wald) in zirkulären Sektoren (○ 0.5 km - ○ 6 km) mit Hilfe von GIS (Geographic Information System) und Satellitenaufnahmen (Quickbird, Auflösung: 60 cm) abgeschätzt. Zum anderen wird in jedem Untersuchungsgebiet die Vegetation kartiert und der Abstand zum Wald gemessen. In den Untersuchungsgebieten werden an der krautigen Pflanze *Justicia flava* (Acanthaceae) die Blütenbesuchsfrequenzen (die Anzahl von Blütenbesuchen pro Blüte und Zeiteinheit) von Insekten (vornehmlich Bienen) ermittelt. Parallel dazu werden Frucht- und Samenproduktion untersucht.

Einige Parameter werden im Jahresverlauf betrachtet, um nicht nur Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen, sondern auch saisonale Fluktuationen zu dokumentieren. Zu diesen Parametern gehören die Diversität von Bienen, welche durch Transektfänge und -beobachtungen gemessen wird, die Nisthäufigkeit von oberirdisch nistenden Bienen und Wespen, untersucht durch das Aufhängen und Kontrollieren von Bienennistfallen, und das Futterangebot, welches durch Zählen der Blüten in den Untersuchungsgebieten dargestellt wird.

Zusätzlich zu den vergleichenden Studien werden auf angemieteten Agrarflächen Nutzpflanzen angebaut, welche in der Region häufig gepflanzt werden und auf Bestäubung angewiesen sind. An diesen werden Experimente zur Bestimmung der Bestäubungseffizienz von blütenbesuchenden Insekten durchgeführt,

indem jeweils nach einem einzelnen Blütenbesuch der verschiedenen Blütenbesucherarten der Frucht- und Samenansatz gemessen werden und eine eventuelle Selbstbestäubungsfähigkeit untersucht wird.

5 Erste Ergebnisse und Diskussion

Da das Projekt noch in der Anfangsphase steht, konnten für einige Faktoren noch keine ausreichenden Analysen ausgeführt werden, und die einflussreichsten Landschaftsfaktoren konnten noch nicht ermittelt werden.

Bei der Betrachtung der Blütenbesucher an der krautigen Pflanze *Justicia flava* fallen deutliche Unterschiede in Anzahl und Verteilung der Besucherarten auf. Welche äußeren Faktoren diesem Phänomen zugrunde liegen, wird hoffentlich im Rahmen des Projektes geklärt werden. Alleine im Zeitraum zwischen Januar und Februar 2005 wurden in den verschiedenen Untersuchungsgebieten insgesamt 60 Bienen-, 10 Schmetterlings-, 2 Käfer- und 2 Fliegenarten beobachtet. Sowohl die Artenzahlen (variierten von 2 bis 19 Arten) als auch die -häufigkeiten waren sehr unterschiedlich auf die einzelnen Untersuchungsflächen verteilt. Eine relativ hohe Vielfalt (=Diversität) an Bestäuberorganismen (welche berechnet wird aus Anzahl der Arten und Anzahl der Individuen pro Art) fand sich vor allem in den Walduntersuchungsgebieten (z. B. Shannon-Wiener-Diversitätsindex Salazar B: Hs=2,39), während die Werte im umgebenden Agrarland sehr variabel und ohne erkennbaren Trend waren. Der niedrigste Wert für den Diversitätsindex fand sich mit Hs=0,11 in einem Untersuchungsgebiet im Farmland, in dem die Honigbiene (*Apis mellifera*) sehr dominant und in großen Individuendichten auftrat. Erste Analysen zeigen, dass diese unterschiedlichen Werte in Hinblick auf die Blütenbesuchervielfalt scheinbar nicht von der Entfernung zum Wald abhängen (Pearsons Korrelationskoeffizient: r=-0,1; p=0,191) und einen geringen Zusammenhang mit der Diversität der Pflanzen auf den Untersuchungsgebieten zeigen (Pearsons Korrelationskoeffizient: r=0,333; p=0,041). Eine hohe Vielfalt an Pflanzenarten wurde vor allem in solchen Untersuchungsgebieten gefunden, die in diversen Landschaftsstrukturen lagen, und noch nicht von der Intensivierung der Landwirtschaft betroffen waren. In diesem Zusammenhang werden in Zukunft verstärkt Analysen der Landschaftsstrukturparameter durchgeführt, so dass der direkte Einfluss derselben auf die Bienenpopulationen getestet werden können, und keine indirekte Determination über andere Faktoren, wie die Pflanzendiversität erfolgen muss.

Der Einfluss des auf manchen Flächen sehr dominanten Blütenbesuchers Honigbiene hat scheinbar ebenfalls kaum Einfluss auf die Abundanzen der anderen Bestäuber (Berechnung der Korrelation zwischen Abundanzen der Honigbiene und anderer Bienen; Pearson Korrelationskoeffizient r = -0,217; p = 0,191). Allerdings gilt es hier, noch weitere Analysen durchzuführen, und die Dichte von Bienenstöcken als Einflussgröße auf die Diversität der Blütenbesucher zu eruieren. Außerdem werden Daten über Abundanzen und Diversitäten von Bienen, welche im Jahresverlauf aufgenommen werden, weiteren Aufschluss über mögliche Unterschiede zwischen den Flächen geben. Vor allem im Hinblick auf saisonale Fluktuationen sind diese Daten von großem Wert.

6 Ausblick

Mit dem Wissen um die Habitatansprüche der verschiedenen Insekten und ihrer Bestäubungsleistungen an Nutzpflanzen können Voraussagen getroffen werden, in welcher Landschaftsstruktur welche Arten

blütenbesuchender Insekten anzutreffen sind und einen Beitrag für maximal hohe Samenansätze und damit gute Ernteerträge bestimmter Nutzpflanzen leisten können, für welche sie den ‚most-effective-pollinator' darstellen. Durch das Sichtbarmachen der ökonomischen Bedeutung der Bestäubung (in Form des Ernteertrags), und deren Abhängigkeit von einer diversen Landschaftsstruktur kann bei den vor Ort lebenden Menschen das Bewusstsein für Sinn, Wert und Wichtigkeit von Biodiversität in der Agrarlandschaft und von Bestäubung als wichtiger ökologischer Dienstleistung geschaffen werden.

Eine umfassende Aufklärung der Menschen vor Ort ist wichtig, um eine reiche Vielfalt an Insekten zu erhalten und schützen und damit einen langfristigen Erhalt der Bestäuber für Nutzpflanzen zu erreichen. Auf Basis eines neuen Bewusstseins der Menschen vor Ort können Handlungsanweisungen für eine nachhaltige Nutzung der Landschaft zum Erhalt von Bestäuberorganismen erarbeitet und durchgeführt werden.

7 Literatur

ALTIERI, M.; MERRICK, L. & M.K. ANDERSON (1987): Peasant agriculture and the conservation of crop and wild plant resources. - Conservation Biology 1: 49-53

BANASZAK, J. (2000): Effect of habitat heterogeneity on the diversity and density of pollinating insects. In: EKBOM, B.; IRWIN, M.E. & Y. ROBERT: Interchanges of Insects between Agricultural and Surrounding Landscapes. - Dordrecht (Kluwer): 123-140

CONNOR, E.F.; COURTNEY, A.C. & J.M. YODER (2000: Individuals-area relationships: the relationship between animal population density and area. - Ecology 81: 734-749

DEBINSKI, D.M. & R.D. HOLT (2000): A survey and overview of habitat fragmentation experiments. - Conservation Biology 14: 342-355

FORMAN, R.T. (1995): Land mosaics. The ecology of landscapes and regions. - Cambridge.

GATHMANN, A. & T. TSCHARNTKE (2002): Foraging ranges of solitary bees. - Journal of Animal Ecology 71: 757-764

KIFCON (1994): Kakamega Forest - The official guide; Kenya Indigenous Forest Conservation Programme.

MCGREGOR, S.E. (1976): Insect Pollination of cultivated crop plants. - http://gears.tucson.ars.ag.gov /book/

PROCTOR, M.P.; YEO & A. LACK (1996): The natural history of pollination. - London (Harper Collins)

REICHHARDT, L.; MELLINK, E.; NAHAN, G.P. & A. REA (1994): Habitat heterogeneity and biodiversity associated with indigenous agriculture in the Sonoran desert. - Etnoecológica 3: 21-36

TOLEDO, V.M.; ORTIZ, B. & S. MEDELLIN (1994): Biodiversity islands in a sea of pastureland: indigenous resource management in the humid tropics of Mexico. - Etnoecológica 3: 37-50

TSCHARNTKE, T.; GATHMANN, A. & I. STEFFAN-DEWENTER (1998): Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies: community structure and interactions. - Journal of Applied Ecology 35: 708-719

WESTRICH, P. (1996): Habitat requirements of central European bees and problems of partial habitats. In: MATHESON, A.; BUCHMANN, S.L.; O'TOOLE, C.; WESTRICH, P. & I.H. WILLIAMS: The conservation of bees. - London (Academic Press): 1-16

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2006	69-76	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Einfluss von Beweidung auf die Diversität von Insekten und Folgen für die Bestäubung von *Cheiridopsis denticulata* (Aizoaceae) (Haw.) N.E.Br im Namaqualand, Südafrika

CAROLIN MAYER

Schlagwörter: Insektenvielfalt; Weidevieh; Bestäubung; Fruchtproduktion; Samenproduktion

1 Bezug zu Biodiversitätskonvention

Bestäubende Insekten leisten einen unverzichtbaren Service nicht nur für die Ökologie, sondern auch für die Ökonomie, der durch keine Technologie ersetzt werden kann. Über drei Viertel der wichtigsten Kulturpflanzen der Welt werden von Tieren bestäubt (WITHGOTT 1999) und über die Hälfte aller Blütenpflanzen (67 %) sind auf Bestäubung durch Insekten angewiesen (KEARNS & INOUYE 1997). Wie Biodiversität im Allgemeinen, sind im Besonderen auch Bestäuber durch anthropogene Aktivitäten wie Habitatzerstörung und -fragmentierung, moderne Landwirtschaftspraktiken mit Pestizid- und Insektizideinsatz, sowie durch die Einführung und Invasion nicht heimischer Pflanzen- und Tierarten massiv bedroht (BROWN & MITCHELL 2001; CHITTKA & SCHÜRKENS 2001; KEVAN 1991; RATHCKE & JULES 1993). Ein Verlust der Bestäubervielfalt hätte nicht nur für die Reproduktion von Pflanzen erhebliche Folgen, sondern würde sich u. a. auch auf samenfressende Tiere auswirken und so ganze Nahrungsketten aus dem Gleichgewicht bringen (KEARNS et al. 1998; MCINTYRE & HOSTETLER 2001). Seit mehreren Jahren sind sich Wissenschaftler der zunehmenden Bedrohung von Bestäubersystemen bewusst (z. B. *The Forgotten Pollinators* campaign 1989), so dass der Schutz und die Erhaltung von Bestäubern schließlich auch in der CBD durch die „Sao Paolo Declaration on pollinators" (1998) und die daraus resultierende *International Pollinator Initiative* (IPI) Verankerung fand. Mittlerweile existieren weitere Initiativen, deren Ziel es ist, Bestäubung als essentielle ökosystemare Dienstleistung für eine nachhaltige Lebensgrundlage zu fördern und den Schutz von Bestäubern voranzutreiben (*African Pollinator Initiative,* API und *European Pollinator Initiative*, EPI).

2 Hintergrund der Studie

BIOTA Africa (BIOdiversity Monitoring Transect Analysis in Africa, www.biota-africa.org) ist ein kooperatives, interdisziplinäres Forschungsprojekt, das sich zum Ziel gesetzt hat, Biodiversität in Afrika langfristig zu dokumentieren und Veränderungen zu analysieren, die durch Klimawandel und anthropogene Nutzung verursacht werden. Die vorgestellte Untersuchung ist Teil des botanischen Teilprojektes S06, in dem über ein ökologisches Monitoring Wege für eine nachhaltige Nutzung der pflanzlichen Diversität gefunden werden sollen.

Die hier präsentierte Studie wird in der Sukkulenten Karoo Südafrikas durchgeführt, wo Weidewirtschaft und die häufig daraus resultierende Überweidung von Farmland als eine der größten Bedrohungen der Biodiversität gilt (DAVIS & HEYWOOD 1994). Davon betroffen sind v. a. kommunal verwaltete Gebiete (COWLING & HILTON-TAYLOR 1994), die im Namaqualand, dem nordwestlichen Teil der Sukkulenten

Karoo, ein Viertel der Region ausmachen. In diesen Gebieten lebt etwa die Hälfte der Bevölkerung (HOFFMAN et al. 1999).

Nach TODD & HOFFMAN (1999) reduziert Überweidung in der Sukkulenten Karoo vorwiegend die Diversität und Deckung der perennierenden Vegetation, hauptsächlich sukkulente Zwergsträucher, während einjährige Arten (Annuelle) und Geophyten sogar davon profitieren können. Man kann davon ausgehen, dass die meisten der dort vorkommenden Pflanzenarten selbstinkompatibel und damit auf Fremdbestäubung angewiesen sind. Diese erfolgt hier überwiegend durch Insekten (für Aizoaceae s. (HARTMANN 1991). Neben anderen landnutzungsbedingten Faktoren (z. B. Verlust von Nistplätzen durch Zerstörung der Bodenoberfläche oder Sammeln von Totholz) kann die Abnahme bzw. Änderung der Phytodiversität zu einem Verlust an bestäubenden Insekten führen (GESS & GESS 1993). Dies wiederum hat Konsequenzen für die Reproduktion von Pflanzen und deren Artenvielfalt. Die Qualität der Weideflächen wird durch den Rückgang langlebiger Sträucher erheblich reduziert, was besonders in Dürrejahren (z. B. 2003) zu hohen Viehverlusten führt.

3 Zielsetzung

Die vorgestellte Arbeit untersucht, ob der Bestäubungserfolg von Pflanzen, d. h. der Blüten- und Fruchtansatz und die Samenproduktion, insbesondere der Familie der Aizoaceae, durch starke Beweidung negativ beeinflusst wird. Zusätzlich werden kaum und extrem genutzte Flächen auf Unterschiede in der Diversität ihrer Bestäuberfauna untersucht. Ein Ziel der Arbeit ist es, aufgrund des engen Zusammenspiels zwischen Bestäubern und der Reproduktion von Pflanzen, Empfehlungen zur Beweidung zu erarbeiten, die eine nachhaltige Nutzung der Weideflächen garantieren können. Im Folgenden werden die Ergebnisse zu einer Art, *Cheiridopsis denticulata* (Familie der Aizoaceae), dargestellt.

4 Untersuchungsgebiet und Methoden

Das Untersuchungsgebiet liegt im Namaqualand, einem Winterregengebiet in Südafrika, das dem Biom der Sukkulenten Karoo zugerechnet wird (RUTHERFORD & WESTFALL 1986). Sukkulente Zwergsträucher, v. a. der Familien der Eisblumengewächse (Aizoaceae) und Korbblütler (Asteraceae), dominieren die Vegetation. BIOTA Southern Africa hat in der Umgebung der Gemeinde Leliefontein (Kamiesberg) zwei aneinandergrenzende, standardisierte Biodiversitätsobservatorien von einem Quadratkilometer Größe eingerichtet. Ein Observatorium befindet sich auf der kommerziellen Farm Remhoogte, während das zweite auf kommunalem Land von Paulshoek liegt. Auffällig ist der extreme Kontrast zwischen beiden Untersuchungsflächen, die durch einen Zaun getrennt sind („fence line contrast“). Die kommunale Seite zeigt Degradierungserscheinungen aufgrund von Überweidung durch Ziegen, Schafe und halbwilde Esel. Die Pflanzendecke ist hier weniger dicht und wird von der ungenießbaren *Galenia africana* (Aizoaceae) dominiert.

Von 2002 bis 2004 fanden jährlich Feldaufenthalte während der Hauptblütezeit (August bis Oktober) statt.

Auf beiden Untersuchungsflächen wurden je 30 einzelne Exemplare der Aizoaceae *Cheiridopsis denticulata* markiert, vermessen und regelmäßig Knospen-, Blüten- und Fruchtansatz kontrolliert. 2004 wurden je 30 Früchte der Art von beiden Seiten gesammelt und die Anzahl der Samen pro Fruchtkapsel ermittelt.

Für Bestäubungsexperimente wurden einzelne Blüten auf verschiedenen Pflanzen in Gaze gepackt, um so Besuche durch Insekten zu verhindern. Über die Anzahl der später enthaltenen Samen lassen sich Aussagen über die Fähigkeit einer Pflanze zur Selbstbestäubung treffen. Bei einem Teil der Blüten wurden einmalige Insektenbesuche kontrolliert zugelassen. Um dabei potentielle Selbstbestäubung zu vermeiden, wurden die Antheren entfernt. Samenzahlen geben anschließend Auskunft über die Effektivität einzelner Insektengruppen als Bestäuber.

Zusätzlich wurden einzelne Blüten beiderseits des Zauns (insgesamt 65) für 10 min beobachtet und Anzahl, Verweildauer und Verhalten der besuchenden Insekten protokolliert. Soweit möglich, wurden die Besucher taxonomischen Gruppen zugeordnet.

Zur Dokumentation der Insektendiversität wurden in unterschiedlichen Abständen vom Zaun (bis 1km) Farbschalen-Sets aufgestellt (je fünf Schalen in weiß und gelb, versuchsweise auch blau und pink). Diese Fallen, die Insekten visuell anlocken, wurden während der Feldaufenthalte alle zwei bis vier Tage postiert, wodurch sich jedes Jahr 14 Fangtage ergaben.

5 Ergebnisse

5.1 Fruchtproduktion

In zwei von drei Jahren (2002 und 2004) war der Fruchtansatz, d. h. der prozentuale Anteil an Blüten, der sich zu einer Frucht entwickelte, signifikant geringer bei den Pflanzen, die hohem Weidedruck ausgesetzt waren (Abb. 1).

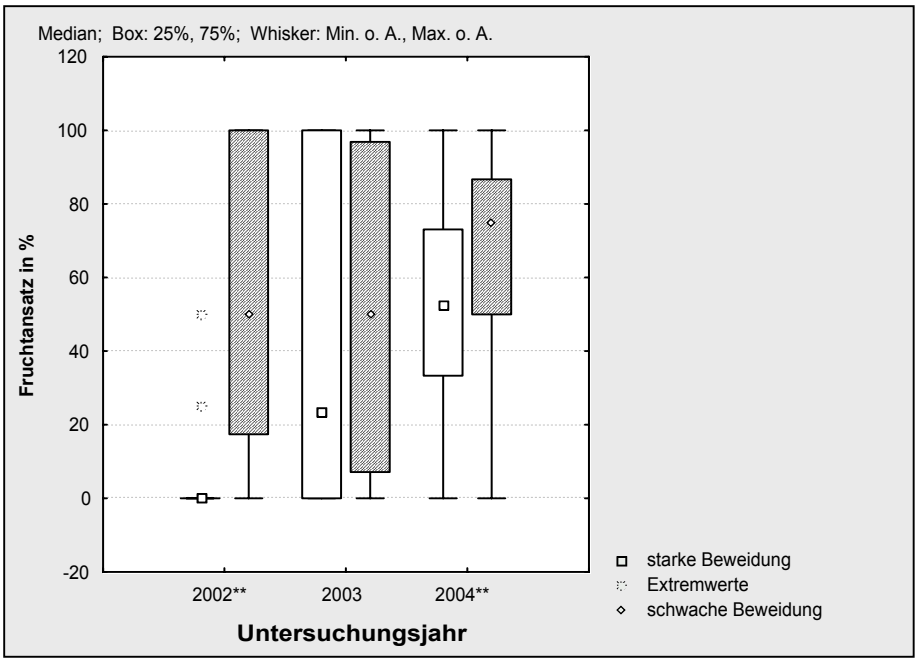

Abb. 1: Fruchtansatz von Individuen von *Cheiridopsis denticulata* in drei Jahren. Signifikante Unterschiede zwischen der stark und der schwach beweideten Fläche sind für die einzelnen Jahre mit ** markiert.

Allerdings sagt die Fruchtproduktion noch nichts über den tatsächlichen Bestäubungserfolg aus, da auch solche Blüten z. T. Früchte entwickelten, die experimentell von Fremdbestäubung durch Insekten ausge-

schlossen waren. Blüten können durch andere Einflüsse „verloren“ gehen: So vertrocknet z. B. ein Teil der Blüten, bevor es zur Fruchtbildung kommen kann, oder wird von Raupen einer Nachtfalterart (*Diaphone eumela*, Noctuidae) angefressen oder die gesamt Blüte wird von nachtaktiven Mäusen wie der „bush Karoo rat“ (*Otomys unisulcatus*) abgebissen. Auch das Nutzvieh frisst bevorzugt die schmack- und nahrhaften Blüten von *Cheiridopsis denticulata*. Dies trifft insbesondere auf die stark beweidete, kommunale Farm zu, während auf der kommerziellen Farm die Beweidung durch Kühe und so der Fraßverlust der Blüten vernachlässigbar gering ist.

Vergleicht man den Fruchtansatz der Pflanzen innerhalb einer Fläche über die drei Jahre, so zeigt sich, dass er nur auf der stark beweideten Fläche von Jahr zu Jahr stark schwankt. Auffällig ist die extreme Zunahme des Fruchtansatzes von 2003 im Vergleich zum Vorjahr, während sich die Ergebnisse von 2003 und 2004 im Einzelvergleich nicht signifikant unterscheiden.

5.2 Samenproduktion

Um Aussagen über den Bestäubungserfolg treffen zu können, muss die Anzahl der Samen pro Frucht betrachtet werden. Durchschnittlich befanden sich in den Früchten von *Cheiridopsis denticulata* über 1000 Samen. Bestäubungsexperimente ergaben, dass ohne Bestäubung durch Insekten extrem wenig Samen ausgebildet werden (im Schnitt weniger als zehn), d. h. dass *C. denticulata* vorwiegend selbstinkompatibel und somit auf Fremdbestäubung angewiesen ist. Ferner stellte sich heraus, dass der einmalige Besuch eines Insektes bereits zu einem signifikanten Samenansatz führt (im Mittel 400 Samen).

Früchte, die auf beiden Flächen gesammelt worden waren, zeigten allerdings keine Unterschiede im Hinblick auf ihre Anzahl reifer Samen.

5.3 Bestäuberhäufigkeiten

Während der Blütenbeobachtungen wurden die Blüten auf der gering genutzten Fläche wesentlich häufiger von Insekten besucht. Außerdem war das Spektrum an taxonomischen Gruppen (z. B. Bienen, Wollschweber, Ölkäfer und „monkey beetles“, zu den Hornblattkäfern zählende wichtige Bestäuber) hier signifikant breiter gefächert als auf der überweideten Seite.

5.4 Insektendiversität

Die Abundanz der Insekten, die mit Farbschalen gefangen wurden, zeigten in der Regel keine Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen. Zwar wurden 2002 auf der unbeweideten Fläche signifikant weniger Individuen an Bienen und Pollenwespen (Masaridae) dokumentiert, dieses Muster wiederholte sich jedoch in den darauffolgenden Jahren nicht.

Ein ähnliches Ergebnis wurde für den Artenreichtum innerhalb der verschiedenen taxonomischen Gruppen gefunden (Abb. 2). Ebenfalls nur im Jahr 2002 lagen die Artenzahlen bei Bienen und Pollenwespen signifikant höher unter starker Beweidung. In den anderen Jahren ergaben sich dagegen keinerlei Unterschiede.

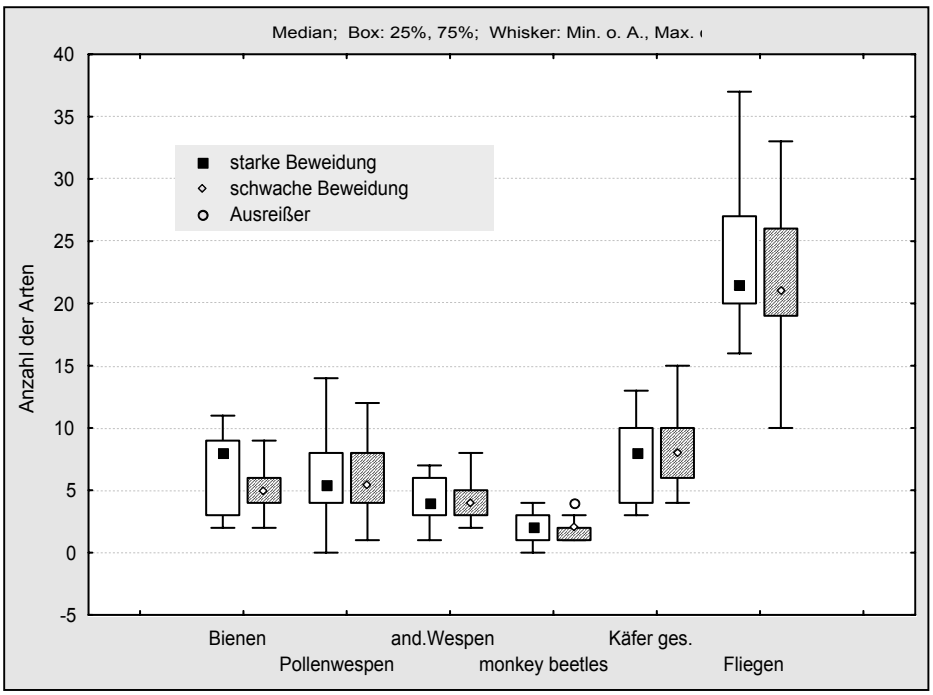

Abb. 2: Artenzahlen verschiedener taxonomischer Insektengruppen für 2004

Insgesamt war die Diversität der Insekten (Brillouin's Diversitätsindex), bei der neben der Artenzahl auch die Abundanz der Arten berücksichtigt wird, auf der schwach beweideten Fläche etwas größer (Tab. 1). Vergleicht man jedoch die Diversität einzelner taxonomischer Gruppen, so ist diese häufig unter starker Beweidung leicht erhöht.

Tab. 1: Vergleich der Diversität (Brillouin's Diversitätsindex HB), sowie Anzahl der Arten und Individuen verschiedener taxonomischer Gruppen unter unterschiedlichen Beweidungsintensitäten im Jahr 2004. Höhere Werte sind hervorgehoben.

taxonomische Gruppe	Diversität HB		Anzahl Arten		Anzahl Individuen	
	starke Beweidung	schwache Beweidung	starke Beweidung	schwache Beweidung	starke Beweidung	schwache Beweidung
Bienen	**2,74**	2,29	**35**	32	**159**	125
Pollenwespen	**2,43**	2,26	**27**	25	**262**	196
andere Wespen	**2,31**	2,22	20	**27**	93	**102**
monkey beetles	0,55	**0,69**	**8**	7	**149**	90
Käfer gesamt	1,94	**2,23**	21	**23**	**277**	218
Fliegen	**2,21**	2,18	36	**37**	**1039**	706
total	3,50	**3,54**	142	**145**	**1833**	1352

6 Diskussion

Die Ergebnisse der Farbschalen-Experimente zur Ermittlung der Diversität der Insekten auf den beiden Vergleichsobservatorien im Namaqualand, Südafrika, lassen zunächst vermuten, dass starke Beweidung keinen Einfluss auf die Bestäuberfauna hat. Es ist aber anzunehmen, dass die Ergebnisse der Farbschalen-Methode etwas verzerrt sind, da die Methodik an sich eine gewisse Selektivität beinhaltet: So wird die Sichtbarkeit und der Fangerfolg von Farbschalen durch die umgebende Pflanzendecke und das Blütenangebot verändert bzw. reduziert. Vergleiche der Insektenfauna beider Observatorien mit Hilfe anderer Me-

thoden (Malaisefallen, Transektzählungen) zeigten dagegen, dass unter geringerer Beweidungsintensität, mit größerem Blütenangebot und dichterer Vegetation, Diversität, Artenreichtum und Abundanzen der Insekten deutlich erhöht sind (MAYER 2005 und unveröffentlichte Daten). Daraus lässt sich folgern, dass starke Beweidung doch einen Einfluss auf die Bestäuberfauna hat.

Auch die dokumentierten Bestäuberhäufigkeiten während der Blütenbeobachtungen deuten daraufhin, dass Farbschalen *prozentual* mehr Insekten auf degradierten Flächen anlocken. Dort ist die Vegetationsdecke und das Blütenangebot geringer, wodurch die Farbschalen besser zu sehen sind und für Insekten eine attraktive Alternative zu Blüten darstellen. Andere Untersuchungen hingegen haben ebefalls höhere oder ähnliche Arten- und Individuenzahlen in gestörten Gebieten im Vergleich zu nicht degradierten Flächen gefunden (COLVILLE et al. 2002; SEYMOUR & DEAN 1999). Eine wertvollere Aussage lässt die Analyse der Artenzusammensetzung zu, die darauf hindeutet, dass einige Insektenarten bei stärkerer Beweidung gehäuft vorkommen (MAYER et al. in prep.), während andere Insektenarten gerade durch die Beweidung und dem damit verbundenen Verschwinden ihrer Wirtspflanze ebenfalls verloren gehen (MILTON & DEAN 1992).

Die Samenzahlen pro *Cheiridopsis* Frucht lassen vermuten, dass der vorhandene Pool an Bestäubern auch unter starker Beweidung ausreichend groß ist, um vollen Bestäubungserfolg bzw. Samenproduktion zu gewährleisten. Bisherige Studien in der Sukkulenten Karoo deuten an, dass für den Großteil der Pflanzen, v. a. Asteraceae und Aizoaceae, ein generalistisches Bestäubungssystem vorherrscht (IHLENFELDT 1994; STRUCK 1992; 1994), d. h. dass diese Pflanzen von diversen Insektengruppen erfolgreich bestäubt werden. Somit wäre der Verlust einzelner Bestäuberarten für die Fortpflanzungsfähigkeit und -sicherheit vieler Pflanzenarten zu verschmerzen, da sie durch andere ersetzt werden könnten.

Dass dennoch zumindest in zwei Jahren ein geringerer Fruchtansatz bei *Cheiridopsis denticulata* auf dem Observatorium mit intensiver Beweidung zu beobachten war, liegt demnach eher an der Beweidung selbst als an mangelnder Bestäubung. Darauf deutet auch der starke Anstieg nach 2002 im Fruchtansatz der Pflanzen auf der kommunalen Fläche hin. 2003 fielen von Januar bis Juli kaum Niederschläge, wodurch sich der Beginn der Blütezeit um vier bis fünf Wochen in den September verschob (MAYER & KUHLMANN 2004). Zusätzliche extreme Kälte Anfang August reduzierte die Größe der Ziegen- und Schafherden um bis zu 80 % (HOFFMAN, pers. Mitt.). Dies verringerte natürlich den Beweidungsdruck auf die Pflanzen für die Jahre 2003 und 2004 erheblich, was zu einer erhöhten Fruchtzahl führte. Auf der kommerziellen Fläche dagegen gab es keine Veränderung des ohnehin geringen Weidedrucks, weshalb hier der Fruchtansatz über die Jahre in etwa gleich hoch war.

Diesen witterungsbedingten Verlust an Nutzvieh auf dem kommunalen Farmland könnte man beinahe als „natürliches“ Experiment ansehen, bei dem der Weidedruck auf *Cheiridopsis denticulata* vermindert wurde. Dabei zeigte sich, dass sich die Fruchtproduktion innerhalb kürzester Zeit steigern ließe. Vermutlich wäre es ausreichend, die Pflanzen während der Blühphase vor Beweidung zu schützen. Dies könnte relativ einfach bewerkstelligt werden, da viele der Herden von Hirten begleitet werden. Demnach sollten Gebiete mit hohen Dichten von *C. denticulata* während der Blütezeit umgangen werden, um so die Regeneration dieser Pflanze zu unterstützen.

7 Literatur

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

CHITTKA, L. & S. SCHÜRKENS (2001): Successful invasion of a floral market. - Nature 411(7): 653

COLVILLE, J.; PICKER, M.D. et al. (2002): Species turnover of monkey beetles (Scarabeidae: Hopliini) along environmental and disturbance gradients in the Namaqualand region of the succulent Karoo, South Africa. - Biodiversity and Conservation 11: 243-264

COWLING, R.M. & C. HILTON-TAYLOR (1994): Patterns of plant diversity and endemism in southern Africa: an overview. - Strelitzia 1: 31-52

DAVIS, S.D. & V.H. HEYWOOD (1994): Centres of plant diversity: a guide and strategy for their conservation. - Oxford (Oxford Univ. Press)

GESS, F.W. & S.K. GESS (1993): Effects of increasing land utilization on species representation and diversity of aculeate wasps and bees in the semi-arid areas of Southern Africa. - In: J. LASALLE & I.D. GAULD (Hrsg.): Hymenoptera and Biodiversity - Wallingford, UK (CAB International): 83-113

HARTMANN, H.E. (1991): Mesembryanthema. - Contributions from the Bolus Herbarium 13: 75-157

HOFFMAN, M.T.; COUSINS, B. et al. (1999): History and contemporary land use and the desertification of the Karoo. - In: W.R. DEAN & S.J. MILTON(Hrsg.): The Karoo. Ecological patterns and processes - Cambridge (Cambridge University Press): 257-273

IHLENFELDT, H.D. (1994): Diversification in an arid world: the Mesembryanthemaceae. - Annual Review of Ecology and Systematics 25: 521-546

KEARNS, C.A. & D.W. INOUYE (1997): Pollinators, flowering plants, and conservation biology. - BioScience 47(5): 297-307

KEARNS, C.A.; INOUYE, D.W. et al. (1998): Endangered Mutualisms: The conservation of plant-pollinator interactions. - Annual Review of Ecology and Systematics 29: 83-112

KEVAN, P.G. (1991): Pollination: keystone process in sustainable global productivity. - Acta Horticulturae 288: 103-110

MAYER, C. & M. KUHLMANN (2004): Synchrony of pollinators and plants in the winter rainfall area of South Africa - observations from a drought year.

MAYER, C. (2005): Does grazing influence bee diversity? - In: HUBER, B.A.; SINCLAIR, B.J. et al.(Hrsg.): African Biodiversity: Molecules, Organisms, Ecosystems - Berlin (Springer): 173-180

MAYER, C.; SOKA, G. et al. (in prep.): The importance of monkey beetle (Scarabaeidae: Hopliini) pollination for Aizoaceae and Asteraceae in grazed and ungrazed areas at Paulshoek, Succulent Karoo, South Africa.

MCINTYRE, N.E. & M.E. HOSTETLER (2001): Effects of urban land use on pollinator (Hymenoptera: Apoidea) communities in a desert metropolis. - Basic and Applied Ecology 2: 209-218

MILTON, S.J. & W.R. DEAN (1992): An underground index of rangeland degradation: cicadas in arid southern Africa. - Oecologia 91: 288-291

RATHCKE, B.J. & E.S. JULES (1993): Habitat fragmentation and plant-pollinator interactions. - Current Science 65(3): 273-278

RUTHERFORD, M.C. & R.H. WESTFALL (1986): Biomes of Southern Africa - An objective categorization. - Mem. Bot. Surv. S. Afr. 54: 1-98

SEYMOUR, C.L. & W.R. DEAN (1999): Effects of heavy grazing on invertebrate assemblages in the Succulent Karoo, South Africa. - Journal of Arid Environments 43: 267-286

STRUCK, M. (1992): Pollination ecology in the arid winter rainfall region of Southern Africa: case study. - Mitt. Inst. Allg. Bot. Hamburg 24: 61-90

STRUCK, M. (1994): Flowers and their insect visitors in the arid winter rainfall region of southern Africa: observations on permanent plots. Composition of the anthophilous insect fauna. - J.Arid Environ. 28: 45-50

TODD, S.W. & M.T. HOFFMAN (1999): A fence-line contrast reveals effects of heavy grazing on plant diversity and community composition in Namaqualand, South Africa. - Plant Ecology 142: 169-178

WITHGOTT, J. (1999): Pollination migrates to top of conservation agenda. - Bioscience 49(11): 857-862

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2006	77-83	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Beschreibung der Veränderung von Landschaften durch den Menschen im nördlichen Westfalen unter Auswertung geschichtlicher und vorgeschichtlicher Quellen

GEORG BERKEMEIER

1 Einleitung

Die Arbeit erforscht historische Wechselbeziehungen zwischen Mensch und Natur im nördlichen Westfalen. Ein besonderes Schwergewicht nehmen Untersuchungen zur Nachhaltigkeit der historischen Nutzungen ein. Sowohl die Veränderung der Biodiversität als auch die nachhaltige Nutzung biologischer Vielfalt werden untersucht.

Das Untersuchungsgebiet (UG) umfasst die vier benachbarten Gemeinden Saerbeck, Emsdetten, Ibbenbüren und Tecklenburg, die Unterschiede sowohl bezüglich des naturräumlichen Potentials als auch der Nutzung durch den Menschen aufweisen. Ziel ist die Beschreibung der Veränderung von Landschaften seit dem Erscheinen der ersten menschlichen Spuren im UG. Eine besondere Bedeutung hat die Darstellung der Entwicklung in den letzten 200 Jahren. Die Einteilung der Zeitabschnitte soll sich an den Akteuren in der Landschaft orientieren:

Jäger und Sammler/Ackerbauern und Viehzüchter/ortsfeste Siedler/Heidebauern, Handwerker, Bergleute/Planer der Landschaft und Fabrikanten.

2 Material und Methoden

Ausgewertet werden archäologische Funde, geschichtliche Quellen (als Sekundärliteratur und als Primärliteratur), Kartenwerke und Relikte historischer Umwelten in der heutigen Kulturlandschaft. Ein Schwergewicht nimmt die Interpretation von geschichtlichen Quellen ein. Als besonders aufschlussreich erweisen sich Vergleiche aktueller topographischer Karten und Luftbilder mit den historischen Kartenwerken der preußischen Uraufnahme, der preußischen Neuaufnahme und dem Urkataster. Spuren früherer Nutzungen werden in einem Kataster historischer Kulturlandschaftselemente beschrieben und ausgewertet. Historisch alte Wälder stellen im UG eine Besonderheit dar, sie werden daher eingehender betrachtet und vegetationskundlich erfasst.

In Analogie zur Beschreibung des Stoffwechsels von Organismen lässt sich der Metabolismus von menschlichen Gesellschaften darstellen (FISCHER-KOWALSKI 1997). Ein Schwergewicht liegt dabei auf der Analyse von materiellen Austauschprozessen mit der natürlichen Umwelt. So wird die ökologische Wirksamkeit von historischen und rezenten Gesellschaften im Untersuchungsraum anschaulich beschrieben.

3 Ergebnisse

3.1 Jäger und Sammler

Als Jäger und Sammler wirkte der Mensch, im Verhältnis zu späteren Lebensweisen, nur geringfügig auf die Umwelt des UG ein. Der Fund von Mikrolithen und Speiseresten (WIENKÄMPER 1979) lässt allerdings die Vermutung zu, dass auch im nördlichen Westfalen Menschen das Aussterben der Megafauna zum Ende der Eiszeiten herbeiführten.

3.2 Ackerbauern und Viehzüchter

Seitdem Ackerbauern und Viehzüchter aktiv sind, nehmen die anthropogenen Vegetationsveränderungen zu. Phasen, die von landwirtschaftsbedingter Vegetation geprägt waren, wurden von Phasen mit natürlicher Vegetationsentwicklung unterbrochen. Im Bereich des Uferwalles bei Saerbeck traten Stellen auf, die Siedlungsspuren aus unterschiedlichen Epochen (Bronzezeit, Eisenzeit, frühes Mittelalter) aufwiesen. Die Siedlungsspuren waren durch Bodenschichten voneinander getrennt aufgefunden worden (NEISE 1993). Offensichtlich wurden die Siedlungen jeweils von Wehesanden überdeckt und anschließend von einer Waldvegetation überzogen, bevor sie erneut durch Menschen kultiviert wurden. Trotz nachhaltiger Tendenzen durch Subsistenzwirtschaft und Wanderfeldbau, kam es in der Bronzezeit zu Desertifikationserscheinungen. In langen Zeiträumen führte auch diese ökologisch orientierte Landwirtschaft offensichtlich zu einer Destabilisierung der Landschaft.

3.3 Ortsfeste Siedler

Im frühen Mittelalter kam es im UG zu einer Beendigung des Wanderfeldbaus. In ortsfesten Siedlungen war der Mensch dauerhaft auf der Fläche aktiv, so dass eine Zwischenphase der natürlichen Vegetationsentwicklung nicht mehr vorkam. Die Sachsen betrieben zunächst einen Wanderfeldbau und verlagerten mehrfach ihre Siedlungen (Drubbel), bevor sie von der fränkischen Oberschicht zu einer ortsfesten Besiedlung veranlasst wurden (MÜLLER-WILLE 1981). Die Acker- und Viehbauern der ortsfesten Siedlungen hatten nicht nur sich, sondern auch ihre Grundherren zu versorgen. Ein Drubbel war keine abgeschlossene Wirtschaftseinheit, denn seine Bewohner mussten Überschüsse an Naturalien produzieren, um Abgaben zu leisten an Menschen, die keine Bauern waren. Sie sicherten die Ernährung von Klöstern, Burgen und Städten (EHBRECHT 1996). Der „gesellschaftliche Stoffkreislauf“ der Bewohner von Burg und Stadt Tecklenburg des Mittelalters ist geprägt durch externen Input an Biomasse. Diese Biomasse wurde von Leibeigenen in der Grafschaft als Überschuss produziert (HOLSCHE 1788). Die Bewohner der Stadt hatten über die Wirtschaft des Grundherrn indirekt Zugriff auf die extern produzierten Überschüsse.

3.4 Heidebauern, Handwerker und Bergleute

In Saerbeck orientierte sich die Bevölkerungszahl bis zum Ende des 19. Jahrhunderts an einer raumspezifischen Kapazitätsgrenze (BERG 1962), die von der maximal vor Ort erzeugbaren Nahrungsmenge definiert wurde. In Emsdetten überschritt man diese Kapazitätsgrenze bereits im 17. Jahrhundert. Die erhöhte Bevölkerungsdichte Emsdettens wurde durch Erträge aus handwerklicher Tätigkeit und später durch in-

dustrielle Produktionsweisen ermöglicht (COLMER 2003). Landschaftlich führte dies in Emsdetten zu einer starken Urbanisierung im Bereich der Ackerflächen. In Saerbeck hielt man dagegen bis zur Mitte des 20. Jahrhunderts an der Landwirtschaft als Haupterwerb fest, so dass bis dahin eine umfangreiche Urbanisierung vermieden wurde.

In der Vergangenheit zogen günstige ökonomische Bedingungen immer einen Bevölkerungszuwachs nach sich. Auch in wirtschaftlichen Gunsträumen stieg die Bevölkerungsdichte so lange an, bis auch hier Mangel an verfügbaren Ressourcen auftrat. Ein solcher Engpass lässt sich in allen Orten des UG im 18. und 19. Jahrhundert nachweisen. Durch handwerkliche Produktion und die Erschließung von Bodenschätzen bemühte man sich vor allem im 19. Jahrhundert, die Schranken der Subsistenzwirtschaft zu überwinden. Dies gelang vor allem in wirtschaftlich stabilen Gebieten, die auf eine Vielzahl vorhandener Ressourcen zurückgreifen konnten. Ibbenbüren war im Mittelalter und in der frühen Neuzeit innerhalb des UG ein solcher wirtschaftlicher Gunstraum. Neben einer florierenden Landwirtschaft entwickelte sich frühzeitig eine Industrie (GLADEN 1970). Die frühe Industrialisierung muss vor dem Hintergrund der Übernutzung der Landschaft als Ausweg gesehen werden, der zunächst eine Stabilisierung der übernutzten Landschaft nach sich zog. So kam es in Ibbenbüren bereits zu Beginn des 19. Jahrhunderts zu einer Wiederbewaldung zahlreicher Heideflächen, während sich in Saerbeck und Emsdetten noch Wehesande in den Marken ausbreiteten.

3.5 Planer der Landschaft und Fabrikanten

Eine Kapazitätsgrenze des Bevölkerungswachstums, welche durch eine begrenzte örtliche Nahrungsmittelproduktion definiert war, wird von der postmodernen Gesellschaft durch massiven externen Input vollständig überwunden. Eine zentrale Bedeutung für wirtschaftliches Wachstum hatte im UG die Lösung von Transportproblemen. Beispielsweise wurde Jahrhunderte lang in Ibbenbüren Kohle für einen lokalen Markt abgebaut. Erst mit der Errichtung einer Eisenbahnlinie kam es zu einem Boom des Bergbaus (RÖHRS 1996). Regionale Nutzungen, die schon geraume Zeit verhalten praktiziert wurden, können durch neue Vernetzungen plötzlich ein enormes Wachstum erlangen. Nur durch kostengünstige Verbindungswege ist eine Gesellschaft in der Lage, sich von örtlichen Stoffkreisläufen abzukoppeln, um sich auf einen Austausch mit externen Regionen zu konzentrieren. In den 1950er Jahren wurden alle Orte des UG durch die Nutzung fossiler Brennstoffe (insbesondere des Erdöls) kostengünstig an externe Regionen angeschlossen und erlebten ein gesteigertes wirtschaftliches Wachstum.

Heute spielt im UG die Landschaft vor allem als bebaubare Fläche eine Rolle. Der Landschaftsverbrauch definiert im Zuge der fortschreitenden Urbanisierung eine neue Form der Wachstumsgrenze. Landschaftsverbrauch durch Siedlungsflächen und Zerschneidung der Landschaft durch Straßenbau prägen die gegenwärtige Landschaftsdynamik.

In der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts kam es insbesondere in den feuchten Niederungen im sandgeprägten Tiefland des UG zu umfangreichen Entwässerungen. In Verbindung mit einem Düngermittelinput kam es dort zu einer Umgestaltung von Naturräumen. Feuchte und nährstoffarme Standorte sind in großer Zahl verschwunden.

4 Diskussion

4.1 Mensch-Umweltspirale

Belege für die Theorie der Mensch–Umweltspirale nach BORK (1998) ließen sich im UG feststellen:
Für die Wendepunkte im Mittelalter und vor der Völkerwanderung fanden sich auf dem Gebiet Saerbecks indirekte Hinweise (Sandüberwehung vor der Zeit der Völkerwanderung, verzögerte Bildung unterbäuerlicher Schichten im Hochmittelalter). Das künstliche Störungsregime von Ackerbauern und Hirten führte im UG zu stärkerer Erosion durch Wind und Wasser. Die Landschaft destabilisierte sich, Böden gerieten in Bewegung. Witterungsextreme hatten starke negative Auswirkungen auf die Ernte und verringerten die verfügbare Nahrung der Menschen in einem Gebiet (siehe Saerbeck und Tecklenburg in den 1840er Jahren). Die Population der Menschen reduzierte sich durch Nahrungsmangel. Die Störungen durch den Menschen nahmen dann stark ab, und eine natürliche Vegetationsentwicklung war wieder möglich. Dieser Vorgang wiederholte sich im Laufe der Geschichte mehrfach, so dass Bork dies als Mensch-Umweltspirale bezeichnet.

Kleinklimatische Extremereignisse, anschließender Bevölkerungsrückgang und halbnatürliche Wiederbewaldung lassen sich im 19. Jahrhundert für das Heidedorf Saerbeck und die Ackerbürgerstadt Tecklenburg belegen. Emsdetten und Ibbenbüren konnten als frühe Industriestandorte diese Krise in der landwirtschaftlichen Produktion überwinden.

4.2 Nachhaltigkeit

Jäger- und Sammler-Gesellschaften nutzten die Sonnenenergie, indem sie sich aus natürlichen Energieströmen und Stoffkreisläufen bedienten. Ökologisch war die Lebensweise der Jäger und Sammler nachhaltig und wurde Jahrtausende hindurch erfolgreich praktiziert, ohne nennenswerte Spuren in der Landschaft zu hinterlassen, wenn man vom möglichen „overkill“ am Ende der Eiszeit absieht.

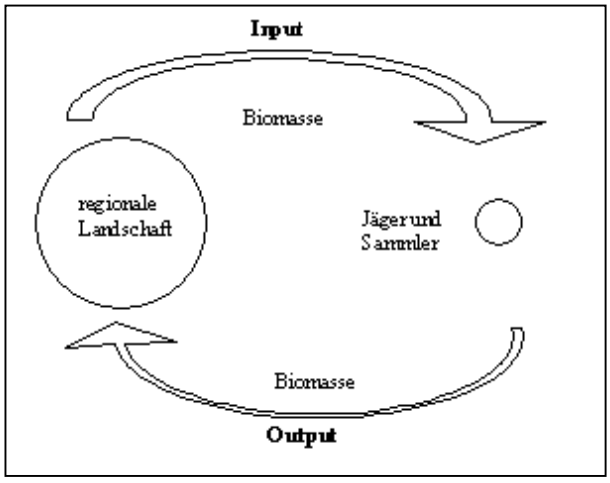

Abb. 1: Gesellschaftlicher Stoffkreislauf der Jäger und Sammler

Der gesellschaftliche Stoffkreislauf der Jäger und Sammler war geschlossen (Abb. 1).

Die Lebensweise als Ackerbauer und Hirte brachte aus ökologischer Sicht einschneidende Veränderungen mit sich. An die Stelle des Zufalls trat die kontrollierte Nutzung der Sonnenenergie. Gezielt wurden Stoffkreisläufe manipuliert und Energieflüsse umgelenkt, in dem man das Arteninventar der Pflanzen- und Tierwelt zu eigenen Gunsten veränderte. Allerdings waren der frühe Ackerbau und die Viehzucht nicht mit permanenter Sesshaftigkeit verbunden, sondern wurden als Wanderfeldbau (shifting cultivation) betrieben. Ökonomisch praktizierten die frühen Ackerbauern und Viehzüchter die klassische Subsistenzwirtschaft. Da der Akteur eines solchen Wirtschaftsystems die negativen Folgen einer Übernutzung selber spürte, darf man ein engagiertes Bemühen um eine nachhaltige Wirtschaftsweise unterstellen.

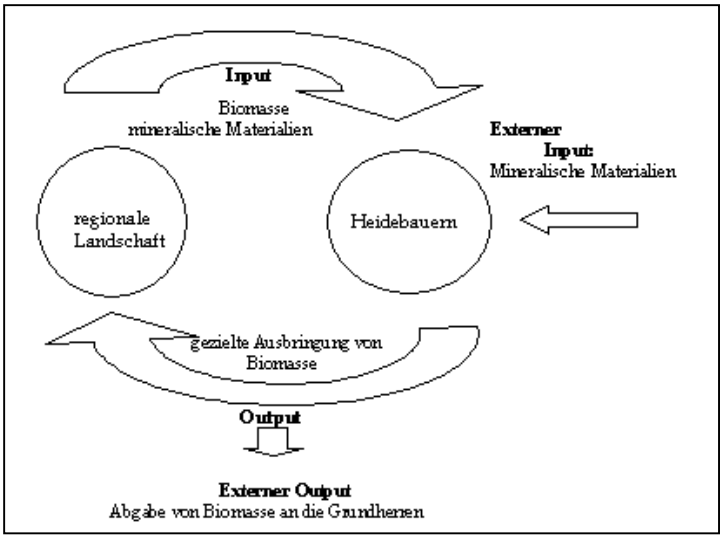

Abb. 2: Gesellschaftlicher Stoffkreislauf der Agrargesellschaft (ortsfeste Siedler, Heidebauern)

Im Vergleich zum Stoffkreislauf der Jäger und Sammler haben sich Input und Output der Gesellschaft erhöht. Auch die Population der Bevölkerung selbst ist angewachsen. Der Stoffkreislauf ist immer noch geschlossen. Im frühen Mittelalter kam es zu einer Beendigung des Wanderfeldbaus. In ortsfesten Siedlungen war der Mensch dauerhaft auf der Fläche aktiv, so dass eine Zwischenphase der natürlichen Vegetationsentwicklung nicht mehr vorkam. Die Acker- und Viehbauern der ortsfesten Siedlungen hatten nicht nur sich, sondern auch ihre Grundherren zu versorgen. Das feudale Herrschaftssystem wirkte sich nachteilig auf die nachhaltige Nutzung der Landschaft aus.

Die Heidebauern trieben die Nutzung regenerativer Ressourcen zur höchsten Perfektion. Fortschritte in der Landtechnik, Verbesserungen von Ackerbau und Viehzucht prägten das 18. und 19. Jahrhundert. Auch wurde die Wasser- und die Windkraft durch Mühlen genutzt. Gleichzeitig sind aus diesem Zeitraum auch Berichte über ökologische Schäden bekannt. Wehesande als Folge von Übernutzung wurden zum Problem. Wirtschaftlich hatte man die Grenzen des Wachstums erreicht. Hungersnöte, Krankheiten und Abwanderungen führten zu einem Bevölkerungsrückgang in den ländlichen Gemeinden. Der Vorstoß zu den letzten Reserven regenerativer Energiequellen war aus der Notwendigkeit heraus entstanden, eine wachsende Bevölkerung zu versorgen.

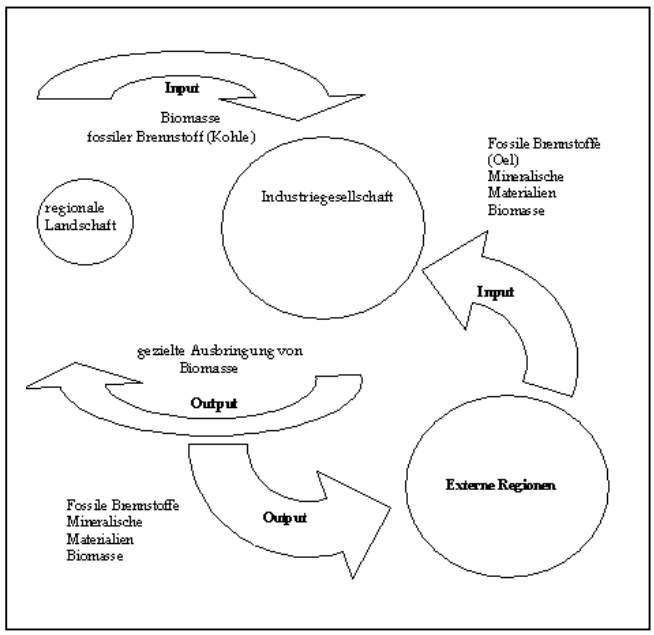

Abb. 3 : Gesellschaftlicher Stoffkreislauf der Industriegesellschaft des 20. Jahrhunderts

Der Stoffwechsel der gereifteren Agrargesellschaften des Mittelalters und der Neuzeit ist geprägt durch eine Steigerung des Inputs an Biomasse. Zugtiere erhöhten den Biomassebedarf. Durch die Plaggendüngung wurde der Output an Biomasse gezielt in der Landschaft ausgebracht. Der Stoffkreislauf war nicht mehr geschlossen, denn es existierte externer Output an den Grundherrn (Abb. 2). Der Niedergang der Heidebauernwirtschaft ist ein Paradebeispiel dafür, wie eine Überbevölkerung zur Übernutzung einer Landschaft führt (population pressure on resources).

Im Zuge der Industrialisierung in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts und im 20. Jahrhundert hat sich die Gesellschaft des UG weitgehend von den natürlichen Ressourcen der Landschaft

abgekoppelt (Abb. 3). Externe Regionen werden bedeutender als die regionale Landschaft. Die land- und die forstwirtschaftliche Produktion entwickelten sich im 20. Jahrhundert zu einer gesellschaftlichen Randerscheinung. Eine Kapazitätsgrenze des Bevölkerungswachstums, welche zur Zeit der Solarenergiegesellschaft durch eine begrenzte örtliche Nahrungsmittelproduktion definiert war, wird von der postmodernen Gesellschaft durch massiven externen Input vollständig überwunden. Heute spielt die Landschaft vor allem als bebaubare Fläche eine Rolle. Planmäßige Umwandlungen der Landschaft, insbesondere Entwässerungen und Düngereinfuhr, ebneten im 20. Jahrhundert einer marktorientierten Landwirtschaft insbesondere auf den armen Sandböden den Weg. Auch die landwirtschaftliche Produktion hat sich im 20. Jahrhundert von den örtlich vorhandenen Ressourcen weitgehend gelöst. Stoffkreisläufe und Energieströme fließen durch permanenten Zustrom von außen auf hohem Niveau.

Nachhaltigkeit zeichnet sich sowohl durch eine effektive Nutzung von Ressourcen aus als auch durch eine Vermeidung von Übernutzungen. Ersteres ist eine evolutionär stabile Strategie, die häufig in der Natur beobachtet werden kann. Letztere Vermeidung von Übernutzungen ist nur möglich, wenn einzelne Individuen freiwillig ihre Nutzungen einschränken. Auch müssen sie ihre eigene Vermehrung begrenzen, denn von Natur aus ist die Reproduktion auf Wachstum ausgelegt. Eine nachhaltige Nutzung der Natur ist somit keine evolutionär stabile Strategie, sondern eine kulturelle Errungenschaft. In der Vergangenheit wurden im Untersuchungsgebiet von den direkten Landschaftsnutzern unterschiedliche kulturelle Praktiken entwickelt, welche auf eine nachhaltige Verwaltung der Ressourcen abzielten. Es existierten deutliche Anpassungstendenzen der örtlichen Kultur an das Potential der Landschaft, welche allerdings von überörtlichen Machthabern (Grundherrn) wiederholt unterlaufen wurden. Die Gesellschaften der Vergangenheit zeichneten sich durch einen sparsamen Umgang mit den Ressourcen aus, die ihnen die Solarenergie bot. Im Verhältnis dazu praktiziert die jetzt lebende Generation einen verschwenderischen Lebensstiel, der sich weitgehend auf fossile Brennstoffe stützt. Zu keiner Zeit hat man sich so weit von einer nachhaltigen Nutzung entfernt wie in der Gegenwart.

5 Literaturverzeichnis

BERG, H. (1962): Heimatkunde der amtsfreien Gemeinde Saerbeck. - Saerbeck.

BORK, H. (1998): Landschaftsentwicklung in Mitteleuropa-Wirkungen des Menschen auf Landschaften. - Stuttgart.

COLMER, W. (2003): Emsdetten, Ortsgeschichte vom Mittelalter bis zum 20. Jahrhundert: Emsdetten.

EHBRECHT, W. (1996) Elemente und Ziele der Herrschaftsbildung der Grafen von Tecklenburg im Mittelalter. - In: 850 Jahre Ibbenbüren: Porträt einer Stadt in Text und Bild. - Ibbenbüren: 29-41

FISCHER-KOWALSKI, M. (1997): Gesellschaftlicher Stoffwechsel und Kolonisierung von Natur - Ein Versuch in Sozialer Ökologie. - Amsterdam.

HOLSCHE, K. (1788): Historisch-topographisch-statistische Beschreibung der Grafschaft Tecklenburg. - Berlin.

GLADEN, A (1970): Der Kreis Tecklenburg an der Schwelle des Zeitalters der Industrialisierung: Dissertation. - Siegburg.

MÜLLER-WILLE, W (1981): Westfalen: Landschaftliche Ordnung und Bildung eines Landes. - Münster.

NEISE, H (1993): Archäologische Funde im Raum Saerbeck - Die Vor- und Frühgeschichte Saerbecks. - Saerbeck.

RÖHRS, H (1996): Ein historischer Streifzug durch den Ibbenbürener Steinkohlenbergbau. - In: 850 Jahre Ibbenbüren: Porträt einer Stadt in Text und Bild. - Ibbenbüren.

WIENKÄMPER, W (1979): Mesolithische Fundstellen im Teutoburger Wald zwischen Tecklenburg und Leeden. - In: Exkursionen: Tecklenburg-Westerkappeln-Rheine. - Münster.

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2006	85-91	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Ethnospezifische Nutzung von Wildpflanzen in der Republik Guinea/Westafrika – Ihre soziokulturelle, ökonomische und ökologische Bewertung im regionalen Vergleich

KANE-ANTONIA BLASCHKE

Schlagwörter: nachhaltige Landnutzung; lokales Wissen; angepasste Techniken; Einkommensschaffung; Frauenförderung; Kleinhandwerkförderung; Ressourcenschutz; Ethnobotanik; Ethnoökologie

1 Einleitung

Mit der ´Konvention über die biologische Vielfalt´, die 1992 von der Vertragsstaatenkonferenz in Rio de Janeiro abgeschlossen worden ist, haben sich die Unterzeichnerstaaten unter anderem dazu verpflichtet, „…die herkömmliche Nutzung biologischer Ressourcen im Einklang mit traditionellen Kulturverfahren, die mit den Erfordernissen der Erhaltung oder nachhaltigen Nutzung vereinbar sind, (zu) schützen und (zu) fördern“ (UNEP 2001-2005, Convention Text, Art 10.c). Auch die Republik Guinea ratifizierte dieses Abkommen am 07.Mai 1993. Die Biodiversität umfasst die genetische Vielfalt der Arten und Ökosysteme im Allgemeinen. Der Teilbereich, welcher die Nutzung der biologischen Vielfalt in Form der landwirtschaftlichen Produktion und der Sammlung von Wildpflanzen umfasst, ist der Agrobiodiversität[1] zugeordnet. In diesem Sinne wird die Bedeutung der Nutzung von Wildpflanzen zum Erhalt biologischer und kultureller Diversität im vorliegenden Promotionsvorhaben untersucht.

Abb. 1: Herstellung von Karitébutter in Djankana/Oberguinea

2 Problemstellung

Traditionelle Gesellschaften verfügen über ein komplexes Wissen und ein tiefes Verständnis ihrer Umgebung und des ökologischen Systems; speziell angepasste Kulturtechniken haben sich herausgebildet. Dieses Wissen ist sowohl dem Naturraum als auch der Kultur angepasst. Kulturelle und biologische Vielfalt sind demnach eng miteinander verknüpft.

[1] „Agrobiodiversität umfasst die gesamte biologische Diversität der Landwirtschaft. …Sie schließt auch die genetischen Ressourcen der Zukunft ein, daher sind die entsprechenden Teile der Gesamtbiodiversität zu berücksichtigen, was auch die große Menge der relevanten Wildpflanzen anbetrifft.“ (HAMMER, 1998)

In der Republik Guinea sind Wildpflanzenprodukte von elementarer Bedeutung zur Deckung der täglichen Grundbedürfnisse. Diese sind bei der Einkommensschaffung neben der landwirtschaftlichen Subsistenzversorgung, den Zuwendungen von auswärts lebenden Familienangehörigen und den wenigen im Dorf angebotenen Dienstleistungen von unverzichtbarer Notwendigkeit.

In jüngster Zeit wird verstärkt auf den Rückgang der weltweit zur Subsistenz- und Einkommenssicherung genutzten Pflanzenarten hingewiesen. "The loss of biological diversity is becoming the subject of increasing international attention. Every year, the earth´s genetic wealth is irrevocably reduced by up to 10.000 species. Agrobiodiversity has declined by 75 % since the middle of the 19th century and genetic erosion continuous its advance" (UNDP 1999).

Ein Rückgang der Wildpflanzenbestände zeichnet sich in Folge des zunehmenden Lebendholznutzung auch in Guinea ab. Aufgrund des demographischen, soziokulturellen und ökonomischen Wandels kommt der langsam voranschreitende Verlust von lokalem ethnospezifischem Wissen hinzu. Es ist auffällig, dass besonders ländliche Regionen in Afrika südlich der Sahara zunehmend von der Abwanderung jüngerer Generationen in die Städte betroffen sind. Eine Folgewirkung ist, dass die ländliche Bevölkerung überaltert. Das umfangreiche, fast ausschließlich mündlich tradierte Wissen der Älteren - unter anderem zur Wildpflanzennutzung -, welches traditionell auch einen hohen Stellenwert hat, erfährt immer geringere Wertschätzung und Weitergabe. Hinzu kommt, dass die vielseitigen Nutzungsmöglichkeiten der Wildpflanzen Guineas erst in Ansätzen schriftlich dokumentiert sind. Aus diesen Gründen ist ein Großteil des traditionellen Wissens aktuell vom Aussterben bedroht. Die Vielfalt der in der Wildpflanzennutzung liegenden Potentiale gerät bereits sichtbar in Vergessenheit und zieht den Verlust der kulturellen und auch der biologischen Diversität nach sich.

3 Fragestellung, Zielsetzung und Methodik

Angesichts dieser Problematik stellt sich die Frage, in welchem Maß das traditionelle Wissen auch heute noch zur Subsistenzsicherung und Einkommensschaffung sowie zum Ressourcenschutz beitragen kann. Kann das Potential des Wissens der älteren Generation erhalten werden und nachfolgenden Generationen wieder zugute kommen? Kann auf Basis dieses Wissens das Leben in ländlichen Regionen für junge Menschen wieder attraktiver gestaltet werden? Ausgehend von den Ergebnissen der Diplomarbeit werden in der Dissertation die vielfältigen Nutzungs- und Verarbeitungsmöglichkeiten von Wildpflanzen im regionalen und ethnisch-kulturellen Vergleich erfasst. Weiterhin wird die Nutzung dieser Pflanzen auf ihre aktuelle und potentielle soziokulturelle, ökonomische und ökologische Bedeutung hin untersucht.

Methodisch lehnen sich die Untersuchungen an den ethnoökologischen Forschungsansatz nach M. Münzel (1987) an, der die Erkundung ökologischen Wissens und ökologisch angepasster Techniken in traditionellen Gesellschaften umfasst. Die Erhebungen basieren hauptsächlich auf den Methoden des Rapid Rural Appraisal nach SCHÖNHUTH & KIEVELITZ (1993). Diese schließen halbstrukturierte Interviews, Rangordnungsverfahren, direkte und teilnehmende Beobachtung, Transektbegehungen, Marktbefragungen, einen jahreszeitlichen Kalender von Ernte, Lagerung und Verarbeitung der wichtigsten Hauptprodukte der Wildpflanzen und die Anlage eines Herbars ein. Lokalsprachige Dolmetscher wurden für die Übersetzung engagiert. Für die jeweiligen Untersuchungsgebiete wurden schematische Querschnitte der Landnutzung und der Nutzung der ausgewählten Wildpflanzen, eine Landnutzungskarte, ein Kreisklimadiagramm und eine Karte der Verbreitung der Ethnien angefertigt.

4 Natur- und Kulturraum Guinea

Guinea ist ein Land mit ausgeprägter natur- und kulturräumlicher Differenzierung. Die Naturräume werden von Ethnien besiedelt, deren Lebensweise sich an die ökologischen Bedingungen angepasst haben. Da sich das Land aufgrund klimatisch-topographischer Gegebenheiten und der ethnischen Zugehörigkeit seiner Bewohner in vier Natur-, Kultur- oder Großräume gliedern lässt, wurden folgende repräsentative Untersuchungsgebiete ausgewählt, diese sind in Abb. 2 graphisch dargestellt:

- Das Untersuchungsgebiet Koundinde in der Küstenebene Niederguineas. In dieser von Soussou besiedelten Region sind Feuchtsavannen und Mangrovenwälder landschaftsprägend. Die Haupteinkommensquelle der Soussou stellt die Fischerei dar.

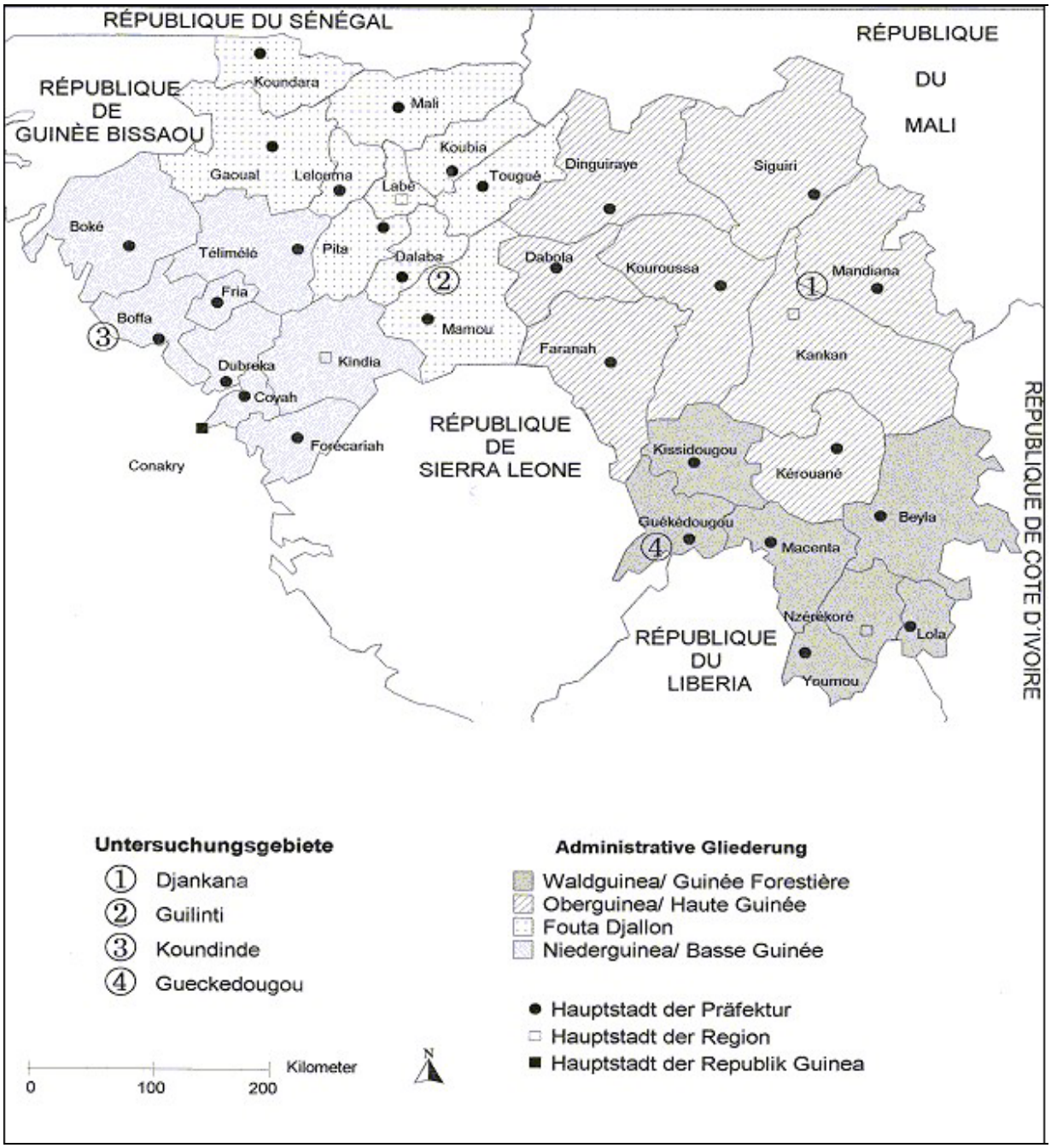

Abb. 2: Die Lage der Untersuchungsgebiete innerhalb der administrativen Regionen in der Republik Guinea

- Das zweite Untersuchungsgebiet ist Guilinti, ein Dorf im Bergland des Fouta Djallon (Mittelguinea). In dieser Zone der Feuchtsavanne leben die Fulbe, bekannt für Viehzucht und Handel.
- Das dritte Untersuchungsgebiet ist Djankana, im Nigereinzugsbecken von Oberguinea gelegen. Die Ethnie der Malenke, die ihren Lebensunterhalt von Ackerbau, Viehzucht und Handel bestreitet, ist in dieser Region der Feucht- und Trockensavanne heimisch.
- Viertens wurde das Untersuchungsgebiet Macenta im von immergrünen tropischen Regenwäldern geprägten Waldguinea ausgewählt. Hier leben unter einer Vielzahl kleinerer Ethnien die Thoma. Sie leben hauptsächlich von der Landwirtschaft und der Jagd.

5 Kenntnis, Nutzung und Bewertung von Wildpflanzen

Wildpflanzen sind alle Pflanzen, welche spontan ohne Hilfe des Menschen aufwachsen. Einige dieser Pflanzen unterliegen aufgrund des hohen Nutzungspotentials dem traditionellen Verbot der Abholzung wie z. B. Karité *(Vitellaria paradoxa)*, afrikanisches Maggi *(Parkia biglobosa)*, falsche Karité *(Lophira lanceolata)*, Kapok *(Ceiba pentandra)* und Lingué *(Afzelia africana)*. In der Nutzung von Wildpflanzen liegen insbesondere in ländlichen Regionen hohe Potentiale in den Bereichen der Eigenversorgung und der Kommerzialisierung.

Das tägliche Leben in urbanen und ländlichen Regionen der Republik Guinea ist in soziokultureller wie auch in ökonomischer Hinsicht von der Nutzung der Wildpflanzen und deren Produkten geprägt. Hierzu zählen unter anderem die Versorgung mit Nahrungs- und Futtermitteln, Medizinalpflanzen für Mensch und Tier, kosmetische Produkte, Färbematerialien, fasernliefernde Pflanzen, Bau-, Brenn- und sonstiges Nutzholz sowie sonstige genutzte Wildpflanzen. Letztere dienen z. B. der Errichtung lebender Hecken, dem Fischfang, der Bienenweide oder der kunsthandwerklichen Nutzung. Ebenso sind Wildpflanzen bei der Durchführung gesellschaftlicher Rituale von hoher Bedeutung. Wild wachsende Pflanzen unterliegen in starkem Maße Mehrfachnutzungen. Auf der Basis umfangreicher Erhebungen wird in dieser Studie eine Auswahl zehn repräsentativer Wildpflanzen detailliert vorgestellt: Ölpalme (*Elaeis guineense),* falsche Karité *(Lophira lanceolata),* Karité *(Vitellaria paradoxa*, siehe Abb. 3)*,* Uganda Crabwood *(Carapa procera), afrikanisches Maggi (Parkia biglobosa), Colabaum (Cola nitida),* Liane à Indigo *(Lonchocarpus cyanescens),* Camelfoottree *(Piliostigma thoningii),* afrikanisches Mahagoni *(Khaya div. spec.)* und african laburnum *(Cassia siberiana*).

Abb. 3: Karitébutter in traditioneller Verpackung

Abb. 4: Früchte des Karitébaums *(Vitellaria paradoxa)*

Es existiert eine breite Palette von wild wachsenden Pflanzenprodukten, die von der lokalen Bevölkerung gesammelt, verarbeitet, hergestellt und auf allen regionalen Märkten Guineas gewinnbringend verkauft wird. Die Hauptverbreitungsregionen und die Hauptprodukte sind in nachfolgender

Tabelle zusammengefasst. Hierbei entsprechen die Hauptverbreitungsregionen nicht in allen Fällen den Hauptherstellungsregionen.

Tab. 1: Ausgewählte Wildpflanzen, deren Hauptverbreitungsregionen und Hauptprodukte

Wildpflanze	**Hauptverbreitungsregion/en**	**Hauptprodukt/e**
Elaeis guineense	Wald-, Niederguinea	Palmöl, Palmkernöl, Seifen, Palmwein
Lophira lanceolata	Ober-, Mittel-, Niederguinea	Öl, Zahnhölzer, Holzkohle
Vitellaria paradoxa	Oberguinea	Butter (siehe Abb. 2)
Carapa procera	Wald-, Ober-, Mittel-, Niederguinea	Öl, Seife
Parkia biglobosa	Mittel-, Oberguinea	Gewürz, Samenkerne, Mehl
Cola nitida	Wald-, Niederguinea	Früchte, gefärbte Stoffe
Lonchocarpus cyanescens	Mittel-, Oberguinea	Blätterbälle, gefärbte Stoffe
Piliostigma thoningii	Ober-, Mittelguinea	Fasern, Blätter
Cassia siberiana	Mittel-, Ober-, Niederguinea	Samen, Rinde, Wurzeln
Khaya div. spec.	Wald-, Niederguinea	Stammholz, Rinde

Eigene Bearbeitung

In den vorliegenden Erhebungen wird zum einen nach Kenntnis, Nutzung und Verarbeitung der Wildpflanzen gefragt, zum anderen wird ihre Wertschätzung aus soziokulturellem, ökonomischem und ökologischem Blickwinkel der lokalen Bevölkerung beleuchtet. Die ökonomische Bewertung wird maßgeblich unter dem Genderaspekt betrachtet. Anhand einer Karte werden die Verbreitung der Wildpflanzen, die Herstellungsregionen und Handelsverbindungen der Hauptprodukte aufgezeigt. Ein saisonaler Preisvergleich der Hauptprodukte wurde in tabellarischer Form erarbeitet, um die Höhe potentieller Gewinnspannen auf regionaler und nationaler Ebene aufzuzeigen.

Die Nutzung und der Handel von Wildpflanzenprodukten sind einem kulturellem Wandel unterworfen. Viele dieser Produkte werden traditionell hauptsächlich von Frauen gesammelt, verarbeitet und verkauft. Aufgrund der steigenden Nachfrage und neu entstandener Märkte drängen Männer zunehmend in diesen ursprünglich von Frauen dominierten Handel.

Die traditionelle Verwendung der Wildpflanzen stellt mit Ausnahme der Verwendung von Lebendholz eine extensive und ökologisch nachhaltige Nutzung der Wälder dar. Früchte, Blüten, Blätter, Wurzeln, Rinde und Holz werden traditionell in geringen Mengen entnommen, so dass die Pflanzen sich stets regenerieren können. Die Protektions- und Wohlfahrtsfunktionen des Waldes, der Bodenschutz, der Wasserschutz und der Schutz der Lebensräume von Flora und Fauna werden durch diese Art der Entnahme von pflanzlichen Rohstoffen nicht gefährdet. Auf diese Weise sichert eine extensive und bereits traditionell durch Tabus gelenkte Verwendung von Wildpflanzen dauerhaft den Erhalt der Baumbestände.

6 Entwicklungen, Potentiale und Perspektiven

Die Kenntnis, Nutzung und Bewertung einer Wildpflanze durch eine Ethnie ist in starkem Maß abhängig von den Habitatsansprüchen der Pflanzen, von historischen Überlieferungen der jeweiligen Kulturtechniken, wie auch vom Umfang der möglichen Einkommensschaffung durch den Verkauf der verarbeiteten Produkte.

Aus sozialer Perspektive ist festzuhalten, dass die medizinische Grundversorgung der ländlichen Bevölkerung Guineas nach wie vor fast ausschließlich von der traditionellen Medizin gewährleistet wird. Traditionelle Mediziner/innen verwenden natürliche und lokal zugängliche Ressourcen, die den Zahlungsmöglichkeiten der ländlichen Bevölkerung angemessen sind. Da in bestimmten Fällen Überweisungen der traditionellen an moderne Mediziner notwendig sind, sollte die Zusammenarbeit zwischen der traditionellen und der modernen Medizin gefördert werden. Voraussetzung hierfür ist jedoch eine Senkung der finanziellen Belastung der lokalen Bevölkerung. Ansätze zu diesem kooperierenden System werden bereits in der Hauptstadt Guineas, in Conakry im Krankenhaus ´Ignace Deen´ erprobt.

Mehrere Wildpflanzenprodukte werden im Vergleich zu früher häufiger nachgefragt und hergestellt - wie z. B. Palmöl, Palmkernöl der Ölpalme (Elaeis guineense), Zahnhölzer und Holzkohle der falschen Karité (*Lophira lanceolata)*, Gewürz des afrikanischen Maggi *(Parkia biglobosa)*, gefärbte Stoffe der Liane à Indigo *(Lonchocarpus cyanescens)*, Colafrüchte des Colabaums (Cola nitida), Stammholz des afrikanischen Mahagoni *(Khaya div. spec.)*, Rinde und Wurzeln des african laburnum *(Cassia siberiana)*. Bei anderen Produkten ist diese Tendenz eher rückläufig wie z. B. bei dem Öl der falschen Karité *(Lophira lanceolata),* dem Uganda Crabwood *(Carapa procera)* und dem Mehl des afrikanischen Maggi *(Parkia biglobosa)*.

Zur Förderung der hierin liegenden Potentiale zur Subsistenzsicherung und Einkommensschaffung werden Maßnahmen vorgeschlagen. Die Empfehlungen beziehen sich in wirtschaftlicher Hinsicht auf die Verbesserung der Vermarktungstechniken durch den Zusammenschluss von Produzenten auf regionaler und nationaler Ebene, die technische Vereinfachung und Erleichterung von Arbeitsvorgängen im Rahmen der Frauenförderung, die Förderung des Kleinhandwerks, die Steigerung der Erträge von Wildpflanzen durch Schutzmaßnahmen, die Verbesserung der Sorten und auf nachhaltige Aufforstungen.

Aus ökologischer Sicht können negative Auswirkungen insbesondere bei den intensiven Formen der Holznutzung - zur Verwendung als Brennholz, zur kommerziellen Herstellung von Holzkohle und zum hauptsächlich exportorientierten Stammholzeinschlag – nachgewiesen werden. Hier ist zum einen die deutliche Reduzierung der Brennmaterialien durch angepasste wärmeisolierende Herdstellen wie auch die Unterschutzstellung bestimmter im Bestand bereits deutlich gefährdeter Stammhölzer, wie z. B. Lingué *(Afzelia africana)*, afrikanisches Mahagoni *(Khaya div. spec)*, Ironwood *(Prosopis africana)*, afrikanischer Palisander *(Pterocarpus erinaceus)* zu fordern.

Ein weiterer Aspekt besteht darin, dass das pflanzenspezifische Wissen lokaler Bevölkerungsgruppen Impulse für die moderne Pharmaindustrie, die Biotechnologie und für die Bereiche der Kosmetik und der Landwirtschaft birgt. Das wissenschaftliche und kommerzielle Interesse der Industrieländer ist ungebrochen hoch. Bislang wurde der Wahrung geistiger Eigentumsrechte (Intellectual Property Rights) der beteiligten Bevölkerung an Gewinnen insbesondere auf dem afrikanischen Kontinent allerdings wenig Aufmerksamkeit gewidmet. Lokale Bevölkerungsgruppen sind sich heute dieser Problematik der kommerziellen Nutzung ihres Wissens zunehmend bewusst. Der Zugang und die Nutzung von lokalem Wissen können einzig mit Zustimmung der geistigen Eigentümer und mit deren Beteiligung an potentiellen Profiten erfolgen.

Wildpflanzen leisten in der Republik Guinea, wie aufgezeigt werden konnte, einen unverzichtbaren Entwicklungsbeitrag. Darum sollte die Nutzung wild wachsender Pflanzen im Rahmen der ländlichen Ent-

wicklung in der Entwicklungszusammenarbeit als verfügbare natürliche Ressource in kontrolliertem Ausmaß gefördert werden.

Wenn es gelingt, die Grundbedürfnisse der lokalen Bevölkerung nachhaltig zu sichern, dem Holzeinschlag und der Übernutzung pflanzlicher Produkte andere finanziell attraktive Nutzungsformen und Einkommensmöglichkeiten entgegenzusetzen, wenn Wildpflanzen in der Planung von Aufforstungsprogrammen berücksichtigt werden, dann kann die Förderung ihrer nachhaltigen Nutzung auch zum Erhalt der biologischen und kulturellen Diversität beitragen und den vielfältigen Nutzungsansprüchen der lokalen Bevölkerung gerecht werden. Die schonende und nachhaltige Nutzung von Wildpflanzen kann einerseits zum Erhalt der Wälder beitragen, andererseits auch einen grundlegend wichtigen Entwicklungsbeitrag zur Subsistenzversorgung und Einkommensschaffung der ländlichen Bevölkerung leisten.

Die Untersuchungen wurden innerhalb der vier für die Republik Guinea und damit auch für die angrenzenden Länder repräsentativen Naturräume durchgeführt. Daher ist anzunehmen, dass die Ergebnisse dieser Studie ebenso auf benachbarte Länder in Westafrika übertragen werden können.

7 Literatur

HAMMER, K. (1998): Agrobiodiversität und pflanzengenetische Ressourcen - Herausforderung und Lösungsansatz. - Bonn (ZADI). (Schriften zu Genetischen Ressourcen, 10)

MÜNZEL, M. (1987): Kulturökologie, Ethnoökologie und Ethnodesarollo im Amazonasgebiet. - Kassel. (Entwicklungsperspektiven, 29)

SCHÖNHUTH, M. & U. KIEVELITZ (1993): Partizipative Erhebungsmethoden in der Entwicklungszusammenarbeit: Rapid Rural Appraisal, Participatory Appraisal. - Wiesbaden. (Schriftenreihe der GTZ, 231)

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2001-2005): Convention on Biological Diversity, Convention Text.

UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAMME (UNDP) (1999): Human Development Report 1989. - New York

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2006	93-99	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Partizipative Prozesse im Spannungsfeld von Naturschutz und Regionalentwicklung

KIM POLLERMANN

Schlagwörter: Partizipation; Regional Governance; Naturschutz; Regionalentwicklung

1 Problemhintergrund und Differenzierung von Akteurstypen

Der Erhalt der biologischen Vielfalt hängt wesentlich von der Ausgestaltung der Landnutzungen ab. Einerseits stellen unangepasste Landnutzungen durch die Land- und Forstwirtschaft oder den Tourismus wesentliche Gefährdungen der Biodiversität dar. Andererseits ist die Landwirtschaft eine zentrale Grundlage für den Erhalt der biologischen Vielfalt der Kulturlandschaft. So ist neben der Intensivierung auch die Aufgabe landwirtschaftlicher Nutzungen eine wesentliche Ursache für Biodiversitätsverluste. Der Tourismus wiederum kann aufgrund verschiedener Interessensschnittmengen (Landschaftsbild, Naturerleben, Vermarktung regionaler Produkte) ebenfalls ein wertvoller Verbündeter des Naturschutzes sein.

Um naturschutzgerechte Nutzungen durch Landwirtschaft und Tourismus zu fördern, können Konzepte für eine integrierte Regionalentwicklung entwickelt werden. Solche Konzepte haben die Aufgabe im Spannungsfeld von Naturschutz und Regionalentwicklung Konflikte zu mindern und Synergiepotenziale zu nutzen. Für die erfolgreiche Umsetzung derartiger Ideen ist eine frühzeitige Partizipation der verschiedenen Interessengruppen (u. a. Naturschutz, Landwirtschaft und Tourismus) eine wesentliche Voraussetzung (vgl. POLLERMANN 2004; GARBE 2003; BREITSCHUH & FEIGE 2004).

Um die Dauerhaftigkeit der Umsetzungen und kontinuierliche Weiterentwicklungen der Prozesse der Regionalentwicklung zu fördern, ist es wichtig, nicht nur einzelne Projekte zu initiieren, sondern gemeinsame Foren zu schaffen und Institutionalisierungen zur Kommunikation und Koordination einer naturschutzgerechten Regionalentwicklung zu etablieren (vgl. NISCHWITZ et al. 2004: 33). Für die Funktionsfähigkeit solcher Institutionalisierungen ist wiederum die Partizipation regionaler Akteure unterschiedlicher gesellschaftlicher Teilsysteme (Staat, Wirtschaft, Zivilgesellschaft) notwendig. Das Zusammenwirken dieser drei Teilsysteme in Prozessen zur Regionalentwicklung wird unter dem Stichwort „*Regional Governance*“ diskutiert.

Unter "*Regional Governance“* werden hier netzwerkartige Formen der regionalen Selbststeuerung verstanden, in denen staatliche, privatwirtschaftliche und zivilgesellschaftliche Akteure zusammenwirken (vgl. FÜRST 2004). Wesentliche Merkmale dieser Kooperationen sind, dass

- diese über längere Zeit dauerhaft bestehen und nicht nur an Einzelprojekte gebunden sind,
- ein territorialer Bezug besteht, d. h. über die funktionale Steuerung einzelner Sektoren hinaus eine sektorübergreifende Steuerung regionaler Entwicklungsprozesse vorliegt,
- die Entwicklung stark von der freiwilligen Teilnahme der Akteure abhängt,
- die *governance*-Strukturen nicht unabhängig vom bestehenden Institutionensystem funktionieren, sondern dieses ergänzen und durch ein Nebeneinander der Handlungslogiken Hierarchie, Markt und Solidarität zu charakterisieren sind (vgl. FÜRST 2001: 374).

Für eine gelungene Partizipation, die sowohl die Entwicklung von „*Regional Governance*“ als auch die Kooperation zwischen Naturschutz und Regionalentwicklung unterstützt, ist es eine wesentliche Voraussetzung, die Partizipationsangebote auf die Interessen der unterschiedlichen Akteurstypen (s. Übersicht in Tab. 1) abzustimmen und deren Kooperationsbereitschaft zu erhöhen. Dabei gilt es sowohl die Spezifika der unterschiedlichen Interessengruppen der Landnutzung als auch der unterschiedlichen gesellschaftlichen Teilsysteme zu berücksichtigen.

Tab. 1: Differenzierung unterschiedlicher Akteurstypen anhand der Zuordnung zu drei Interessensgruppen verschiedener Landnutzungen sowie der drei gesellschaftlichen Teilsysteme

Interessengruppe: Teilsystem:	**Naturschutz**	**Tourismus**	**Landwirtschaft**
Staat	Naturschutzbehörden, Schutzgebietsverwaltungen	Fremdenverkehrsämter, Tourismusverwaltungsstellen der Landkreise	Agrarverwaltung
Wirtschaft	ggf. wirtschaftlich agierende Naturschutzakteure	Touristische Betriebe (Hotellerie & Gastronomie, Freizeitinfrastruktur)	Landwirtschaftliche Betriebe (ggf. auch zu Vermarktung und Weiterverarbeitung)
Zivilgesellschaft	Umwelt- und Naturschutzverbände (z.B. BUND, NABU, WWF)	Regionalvereine mit touristischen Bezügen, NaturFreunde e.V.	Bauernverband, Landfrauenverband

Vor diesem Hintergrund erfolgt hier zunächst eine Systematisierung von Partizipationsarten, daraufhin werden anhand empirischer Ergebnisse[1] folgende Fragen diskutiert:

- In welcher Weise verändert sich in partizipativen Prozessen die Kooperationsbereitschaft?
- Welche Probleme sind bei der Partizipation von Akteuren der drei gesellschaftlichen Teilsysteme mit ihren unterschiedlichen Handlungslogiken zu bewältigen?

2 Systematisierung von Partizipationsarten

Partizipationen weisen sowohl eine normative als auch funktionale Dimension auf. Die normative Dimension beinhaltet insbesondere den Anspruch, dass die regionalen Akteure selbstbestimmt über ihre Belange entscheiden. Die funktionale Dimension weist darauf hin, dass bei partizipativen Vorgehen der Umsetzungserfolg von Planungen erhöht werden kann. Gerade hinsichtlich der normativen Dimension sind aber Differenzierungen notwendig, die genauer beschreiben, welche Entscheidungskompetenzen die Beteiligten haben. Nur zu oft heißt es zusammenfassend „das Konzept wurde mit einer großen Beteiligung aus der Region erstellt“ – ohne dass wirklich hinterfragt wird, wie diese Beteiligung denn tatsächlich ausgesehen hat (FÜRST et al. 2005).

Um die Partizipationsarten zu systematisieren, sind der Partizipations*grad* und die Partizipations*rolle* wesentliche Differenzierungsmerkmale.

[1] Die Aussagen stützen sich auf Fallbeispiele eines bis April 2006 laufenden DFG-Projekts zu „Regional Governance“ (www.laum.uni-hannover.de/ilr/; Leitung Prof. Dr. Dietrich Fürst; Bearbeitung: Marion Lahner und meine Person) sowie meine durch das Stipendienprogramms der DBU geförderte Dissertation (POLLERMANN 2004).

Eine hoher Partizipations*grad* beschreibt eine gleichberechtigte Teilhabe, ein niedriger Partizipationsgrad einen eingeschränkten Informationsaustausch, der keinen gemeinsamen Entscheidungsprozess beinhaltet. Anzumerken ist, dass auch bei einer formal gleichberechtigten Teilhabe unterschiedliche Mittel zur realen Einflussnahme vorhanden sein können.

Die Partizipations*rolle* beschreibt inwieweit die Beteiligung eher eine aktive Mitarbeit darstellt oder eher ein reaktives, passives Verhalten vorliegt. In Abb. 1 werden die sich aus unterschiedlichen Partizipations*grade* und -*rollen* ergebenden Partizipationsarten[2] differenziert.

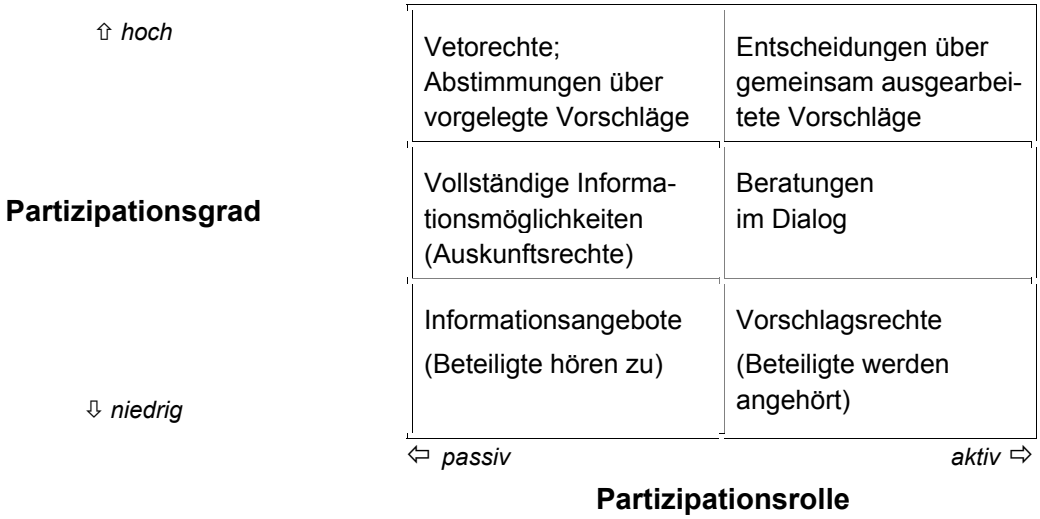

Abb. 1: Systematisierung von Partizipationsarten

3 Änderung der Kooperationsbereitschaft in partizipativen Prozessen

In einer Untersuchung zum Kooperationsklima mit 30 Fallbeispielen schätzten die befragten regionalen Akteure der unterschiedlichen partizipativen Prozesse die jeweilige Kooperationsbereitschaft dreier Akteursgruppen (Landwirtschaft, Naturschutz und Tourismus) anhand einer Skala von 1 (=sehr niedrige Kooperationsbereitschaft) bis 10 (=sehr hohe Kooperationsbereitschaft) ein. Dazu wurden Einschätzungen für diesen Wert zu Planungsbeginn und -ende abgefragt (POLLERMANN 2004: 193ff).

Insgesamt ist eine hohe Veränderbarkeit des Kooperationsklimas festzustellen. So ist es in 66 % der Vorher-Nachher-Vergleiche zur Kooperationsbereitschaft zu Verbesserungen gekommen. Der Anteil von 30 % ohne Veränderung der Kooperationsbereitschaft teilte sich auf in 9 % mit einen gleichbleibenden Wert von 10 (also dem Maximalwert) und 21 % mit konstanten Kooperationsbereitschaftswerten von 2 bis 8. Hingegen ist es fast nie (3 %) zu Verschlechterungen des Kooperationsklimas gekommen. Während die Beziehung von Landwirtschaft und Naturschutz öfters auf einem mittleren Niveau verblieben ist, kam es zwischen Naturschutz und Tourismus besonders häufig zu Verbesserungen und im Durchschnitt traten dort die höchsten Steigerungen der Kooperationsbereitschaft auf (s. Tab. 2).

[2] vgl. „Ladder of participation“ bei ARNSTEIN (1969) sowie Partizipationsstufen bei POLLERMANN (2004: 54) oder Partizipationstypen bei KNIERIM & LIEBE (2003: 355) und die Erörterungen bei HERMANN (1998).

Tab. 2: Änderung der Kooperationsbereitschaft (Angaben aus 30 Fallbeispielen, POLLERMANN 2004: 194)

Kooperationsbereitschaft:	Mittelwert zum Planungsbeginn	Mittelwert zum Planungsende	Veränderung der Mittelwerte
Landwirtschaft gegenüber Tourismus:	5.2	7.1	+1.9
Tourismus gegenüber Landwirtschaft:	5.8	7.4	+1.6
Landwirtschaft gegenüber Naturschutz:	4.5	6.3	+1.7
Naturschutz gegenüber Landwirtschaft:	5.1	6.6	+1.5
Naturschutz gegenüber Tourismus:	4.9	7.1	+2.2
Tourismus gegenüber Naturschutz:	5.6	7.6	+2.0

Interessant ist, dass z. T. sehr deutliche Änderungen festzustellen waren. So wiesen 20 % der Beziehungen mit eher ungünstigen Ausgangswerten (1 bis 5) sehr hohe positive Änderungen (+5 bis +8) auf. In über zwei Dritteln der 30 Gebiete trat mindestens innerhalb einer Beziehung eine Steigerung von +3 oder größer auf.

Die Veränderbarkeit des Kooperationsklimas weist darauf hin, dass in partizipativen Prozessen die Kooperationsbereitschaft der unterschiedlichen Anspruchgruppen aus Landwirtschaft, Tourismus und Naturschutz gut steigerbar ist, auch wenn dies nicht in allen Fällen gelingt und auch wesentlich von der Qualität der angebotenen Kooperationen abhängig ist.

4 Partizipative Prozesse mit Akteuren unterschiedlicher Handlungslogiken

Eine Hürde für die Zusammenarbeit von Akteuren aus den drei unterschiedlichen gesellschaftlichen Teilsystemen (mit ihren jeweils idealtypischen Handlungslogiken; Staat: Hierarchie; Wirtschaft: Markt sowie Zivilgesellschaft: Solidarität) können stereotype Wahrnehmungsmuster und Vorurteile gegenüber den anderen Akteursgruppen sein. Solche Vorurteile können sein:

- Der *Staat* denkt über die Wirtschaft, dass sie nicht an dem Gemeinwohl interessiert ist, über die Zivilgesellschaft, dass sie mit „Schattenparlamenten“ eine Konkurrenz zu den durch Wahlen legitimierten Gremien einrichtet und dass Vereine nicht über ihr eigenes Thema hinausdenken;
- Die *Wirtschaft* denkt über den Staat, dass er langsam und bürokratisch agiert, über die Zivilgesellschaft, dass sie eher idealistische „Quatschbuden“ zu bilden versteht;
- Die *Zivilgesellschaft* denkt über den Staat, dass er den Wirtschaftsinteressen dient oder Politiker vorrangig Parteiinteressen verfolgen, der Wirtschaft wird vorgeworfen sich vorrangig mit dem Geldverdienen zu beschäftigen.

In partizipativen Prozessen, die ein gegenseitiges Kennen Lernen ermöglichen und darauf aufbauend eine höhere Akzeptanz für die Interessen der Anderen hervorbringen, können sich stereotype Wahrnehmungen reduzieren. Allerdings ist zu bedenken, dass die genannten Vorurteile nicht aus dem luftleeren Raum kommen, sondern teilweise auch auf realen Interessensunterschieden beruhen. So treten in der Praxis auch in konstruktiv verlaufenden Kooperationsprozessen unterschiedliche Verhaltensweisen bei Angehörigen der drei verschiedenen Teilsysteme mit unterschiedlichen Handlungslogiken auf (vgl. LAHNER & POLLERMANN 2005):

- *Staat*: Behörden sind in ihrem Handeln oft durch bürokratiebedingte Regelungen beschränkt (v. a. bei Förderprogrammen wie LEADER+ zeigt sich dies als hemmender Faktor). Akteure aus der Politik achten auf den Nutzen für „ihre“ (Teil)region und sind eher zu kooperativen Prozessen bereit, wenn dadurch ihre Anerkennung bei den WählerInnen steigt. Aus Angst vor „Schattenparlamenten“ geben sie allerdings ungern Kompetenzen ab.
- *Wirtschaft*: Wirtschaftsakteure erwarten in der Regel einen marktfähigen Nutzen. Zusätzlich ist hier das Zeitproblem besonders gravierend (Zitat aus einem englischen Fallbeispiel: "business is too busy"). So wollen UnternehmerInnen eher an konkreten Projekten arbeiten und werden oft schneller ungeduldig, wenn bis zu ersten Ergebnissen lange Zeiträume verstreichen.
- *Zivilgesellschaft*: Zivilgesellschaftliche Akteure sind es gewohnt, Ergebnisse durch Verhandlungen zu erzielen, sie können sich aber auch der anderen Handlungslogiken bedienen („Markt“ bei der Entwicklung von Vermarktungskriterien oder „Hierarchie“, wenn Entscheidungen durch gerichtliche Verfahren gesucht werden).

Trotz dieser Unterschiede lässt sich aufgrund von Befragungsergebnissen festhalten, dass die prinzipielle Notwendigkeit einer Zusammenarbeit zwischen Staat, Wirtschaft und Zivilgesellschaft von den Akteuren in regionalen Entwicklungsprozessen mittlerweile als sehr hoch eingeschätzt wird. So kam bei den bisher 80 Befragten (des Forschungsprojektes zu *Regional Governance*) als Antwort auf die Frage nach der Bedeutung dieser Zusammenarbeit ein Durchschnittswert von 8,7 (auf einer zehnstufigen Skala mit 10 als Höchstwert) zustande.

5 Schlussfolgerungen: Anforderungen an partizipative Prozesse

Um erfolgreich zu sein, muss sich die Partizipation mit einer zielgruppengerechten Ansprache an die unterschiedlichen hier dargestellten Akteurstypen wenden und diese frühzeitig, dauerhaft und verantwortungsvoll einbinden. Dazu ist es erforderlich, dass die Partizipation echte Einflussmöglichkeiten bietet und nicht nur eine Partizipationsillusion bleibt. Somit dürfen auch die unterschiedlichen Machtpotenziale der Akteure nicht ausgeblendet werden. Insbesondere müssen Entscheidungskompetenzen und Entscheidungsregeln für alle Beteiligten transparent sein.

Aufgrund der Wichtigkeit einer hohen Kontinuität der Partizipation einerseits, andererseits aber begrenzter zeitlicher Ressourcen der Akteure ist eine flexibel an die Prozesserfordernisse angepasste Komposition aus dauerhaften und temporären Organisationseinheiten erforderlich.

Allgemein zeigten sich Planungen, die Elemente mit offener Zugänglichkeit aufwiesen (also über eingeschränkte Funktionärsbeteiligungen hinausgingen), erfolgreicher als Planungen ohne offene Beteiligungsmöglichkeiten (POLLERMANN 2004: 211). Eine offene Beteiligung erfordert jedoch bei einer hohen Zahl der Beteiligten eine entsprechend gut strukturierte Organisation der Partizipation, damit einerseits tatsächlich viele Beteiligte aktiv mitwirken können und nicht in einer passiven Rolle verharren, sowie andererseits wichtige Schlüsselpersonen verbindlich einbezogen werden und diese im weiteren Verlauf nicht wieder abspringen.

Neben den bisher thematisierten Kommunikations- und Kooperationsbarrieren zwischen den erläuterten Akteurstypen waren in der Praxis auch weitere Akteurstypen mit bedeutsamen Unterschieden zu identifi-

zieren: so zeigten sich in mehreren Fallbeispielen Probleme durch die unterschiedlichen Kommunikationskulturen von AkademikerInnen und Nicht-AkademikerInnen. Beispielsweise wenn durch zu akademische Ausdrucksweisen den übrigen Akteuren entweder die erörterten Anliegen nicht vermittelt werden können oder durch langatmige und praxisferne Exkurse der AkademikerInnen die Effektivität des entsprechenden Gremiums durch die Nicht-AkademikerInnen bezweifelt wird.

Insgesamt ist es ein Defizit vieler bisheriger Partizipationen, dass sie teilweise als etwas abgehobene Expertengremien agieren und es zu wenig gelingt, durch offene Angebote breitere Bevölkerungskreise dauerhaft in Entscheidungsprozesse zu integrieren. Ein Problem einer naturschutzgerechten Regionalentwicklung ist es aber gerade, dass auch die eigentlich erfolgreichen Projekte oft ein Nischendasein führen. Daher sollte auch die gesamte Bevölkerung in der Region über klare Angebote zur Mitgestaltung eingeladen werden.

6 Literaturverzeichnis

ARNSTEIN, S. (1969): A Ladder of Citizen Participation. - JAIP 35(4): 216-224

BREITSCHUH, U. & I. FEIGE (2004): Zwischen Gummistiefeln und Laptop - Ein Leitfaden für das Management in kooperativen Naturschutzprojekten. - Natur und Landschaft 79(3): 101-109

FÜRST, D. (2001): Regional governance – ein neues Paradigma der Regionalwissenschaften? - Raumforschung und Raumordnung (5/6): 370-380

FÜRST, D. (2004): Regional Governance. - In: BENZ, A. (Hrsg.): Governance - Regieren in komplexen Regelsystemen: Eine Einführung. - Wiesbaden: 45-64

FÜRST, D.; LAHNER, M. & K. POLLERMANN (2005): *Regional Governance* bei Gemeinschaftsgütern des Ressourcenschutzes: das Beispiel Biosphärenreservate. - Raumforschung und Raumordnung (im Erscheinen)

GARBE, C. (2003): Tourismus und das Übereinkommen über die Biologische Vielfalt (CBD) - Rückblick, Perspektive und Elemente des CBD-Richtlinienentwurfs für nachhaltigen Tourismus. – (Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege, 54): 289-297

HERMANN, M. (1998): Neue Beteiligungsmodelle für Jugendliche auf kommunaler Ebene: Echte Mitbestimmung, symbolische Politik oder Partizipationsillusion? - Kommunalforschung für die Praxis 36/37: 36-64

KNIERIM, A. & F. LIEBE (2003): Gemeinsame Prozessgestaltung als Weg zu erfolgreichem Naturschutz. - Natur und Landschaft 78(8): 354-359

LAHNER, M. & K. POLLERMANN (2005): Regional Governance im Biosphärenreservat Rhön? - Beobachtungen in der Rhön und zwei weiteren Biosphärenreservaten. – (Beiträge Region und Nachhaltigkeit, 2): 23-36

NISCHWITZ, G.; BARTELT, A.; MOLITOR, R. & K. POLLERMANN (2004): Rahmenbedingungen einer naturverträglichen integrierten ländlichen Entwicklung. FuE-Vorhaben: FKZ 802 82 030. Abschlussbericht. - Hannover

POLLERMANN, K. (2004): Planungsstrategien zur Umsetzung von integrierten Umweltschutzkonzepten für die Landnutzung durch Tourismus, Landwirtschaft und Naturschutz: Eine Evaluation der Umsetzungserfolge in Beispielgebieten und die Ableitung von Handlungsempfehlungen zur Gestaltung von kooperativen Planungsprozessen. - (Beiträge zur räumlichen Planung 77)

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2006	101-106	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Führt der Umbau von naturfernen Waldbeständen in naturnahe Bestände zu einer höheren Artendiversität innerhalb der nachaktiven Großschmetterlinge? (Lepidoptera: Macroheterocera)

JULIAN HEIERMANN

Schlagwörter: Waldumbau, Nachtfalter; Lepidoptera; Macroheterocera; Diversität; Solling; Lichtfalle

1 Einleitung

Waldflächen nehmen in Deutschland fast ⅓ der Landesfläche ein. Trotz der fast lückenlosen forstlichen Bewirtschaftung, zählen unsere Wälder zu den am wenigsten vom Menschen beeinflussten Ökosystemen und dienen oft als Refugien für Tier- und Pflanzenarten, deren Habitate außerhalb des Waldes gefährdet sind (BMVEL 2001, 2002). Aus diesen Gründen besitzen unsere heimischen Wälder ein großes Potential für die Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt der Staatenkonferenz von Rio de Janeiro (1992) (SCHERZINGER 1996). Ein wichtiges Kriterium, um dem Übereinkommen gerecht zu werden, ist die Bewirtschaftungsart der Wälder, die maßgeblich Auswirkungen auf Flora und Fauna hat. Ein Großteil der Waldflächen Deutschlands besteht aus struktur- und artenarmen Altersklassenwäldern, die mit nicht heimischen Baumarten begründet wurden. In staatlich geförderten Waldumbauprogrammen werden derzeit ein Teil dieser naturfernen Wälder im Zuge der forstlichen Nutzung in naturnähere Mischwälder überführt (BMVEL 2001). Ziel dieses Umbaus ist die Entwicklung von stabilen, vitalen und vielfältigen Wäldern mit höherem Struktur- und Artenreichtum (BMVEL 2001, 2002). Untersuchungen belegen, dass Wälder mit einer hohen Artendiversität das Risiko des Auftretens von Forstschädlingen reduzieren können (ALTENKIRCH et al. 2002, BURTON et al. 1992, WOODS 2003). Das Land Niedersachsen hat im Jahr 1991 mit dem Programm „Langfristig ökologische Waldentwicklung“ („LÖWE“) eine verbindlich ökologisch orientierte Waldbewirtschaftung der gesamten Landeswälder beschlossen (NDS. MINIST. F. LANDWIRT. U. FORSTEN 1997).

Der Solling, ein ca. 450 km² großes Waldgebiet in Südniedersachsen, besteht zu einem großen Teil (ca. 40 %) aus nicht heimischen Fichtenwäldern (*Picea abies* L.). Im Rahmen des „LÖWE“-Programms soll ein Großteil dieser Flächen zu Buchen- (*Fagus sylvatica* L.) bzw. Buchen-Fichten-Mischbeständen umgebaut werden (NDS. MINIST. F. ERNÄHRUNG, LANDWIRT. U. FORSTEN 1996).

In der vorliegenden Studie wurden nachtaktive Großschmetterlinge in Buchen-, Fichten- und bereits bestehenden Buchen-Fichten-Mischwäldern des Sollings untersucht. Ziel der Untersuchung ist es herauszufinden, ob der Umbau der Fichtenbestände zu naturnahen Buchen- bzw. Buchen-Fichten-Mischbeständen eine Erhöhung der Artendiversität der Nachtfalter und eine ökologische Habitataufwertung hinsichtlich dieser Artengruppe bewirken kann.

Die Forschungsarbeit fand im Rahmen des Verbundprojektes „Indikatoren und Strategien für eine nachhaltige, multifunktionelle Waldnutzung - Fallstudie Waldlandschaft Solling“ des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) statt.

2 Material & Methode

In einem Zeitraum von fünf Jahren (1999 bis 2003) wurde die Nachtfalterfauna (Macroheterocera) der drei Waldbestandestypen Buche, Fichte und Buche/Fichte (Mischwald) erfasst. Die durchschnittliche Größe der Waldbestände betrug ca. 30 ha und das durchschnittliche Bestandesalter ca. 120 Jahre. Der Fang der Nachtfalter erfolgte jeweils synchron mit halbautomatisch betriebenen Lichtfallen (Fallentyp „Minnesota“, 8 Watt UV-Lichtquelle). Die Anzahl der Wiederholungen (gleichzeitig untersuchte Waldtypen) variierte im Laufe der Jahre von null bis fünf: 1999 (null Wdh.), 2000 und 2001 (3 Wdh.), 2002 (4 Wdh.), 2003 (5 Wdh.). Pro Untersuchungsfläche kam eine Lichtfalle zum Einsatz, die jeweils von ca. März bis November im wöchentlichen Rhythmus betrieben wurde. Insgesamt sind in den fünf Jahren 1.602 Stichproben (Fallenfangnächte) durchgeführt worden.

3 Ergebnisse

Im Folgenden werden Teilergebnisse der Untersuchung vorgestellt. Sie ist Bestandteil einer noch andauernden Dissertationsarbeit. Eine vollständige und abschließende Bewertung des Waldumbaus, aus Sicht der Tiergruppe der Nachtfalter, soll deshalb an anderer Stelle erfolgen.

3.1 Individuenzahlen und Artenzahlen

Während der Untersuchung wurden insgesamt 284 Nachtfalterarten mit ca. 24.900 Individuen erfasst. Weil nicht alle Untersuchungsflächen über den gesamten Zeitraum von fünf Jahren beprobt wurden (sukzessive Ausweitung der Untersuchungsflächen), und dadurch eine Vergleichbarkeit der gesamt ermittelten Individuenzahlen pro Falle nicht möglich ist, sind in Abb. 1 (linkes Diagramm) die durchschnittliche Individuenanzahlen pro Stichprobe dargestellt. Die Buchenbestände waren mit ca. 23 Individuen pro Stichprobe (100%) der deutlich individuenreichste Waldbestandestyp. Gefolgt vom Buchen-Fichten-Mischbestand mit ca. 15 (74 %) und dem Fichtenbestand mit ca. 8 Individuen pro Stichprobe (44 %).

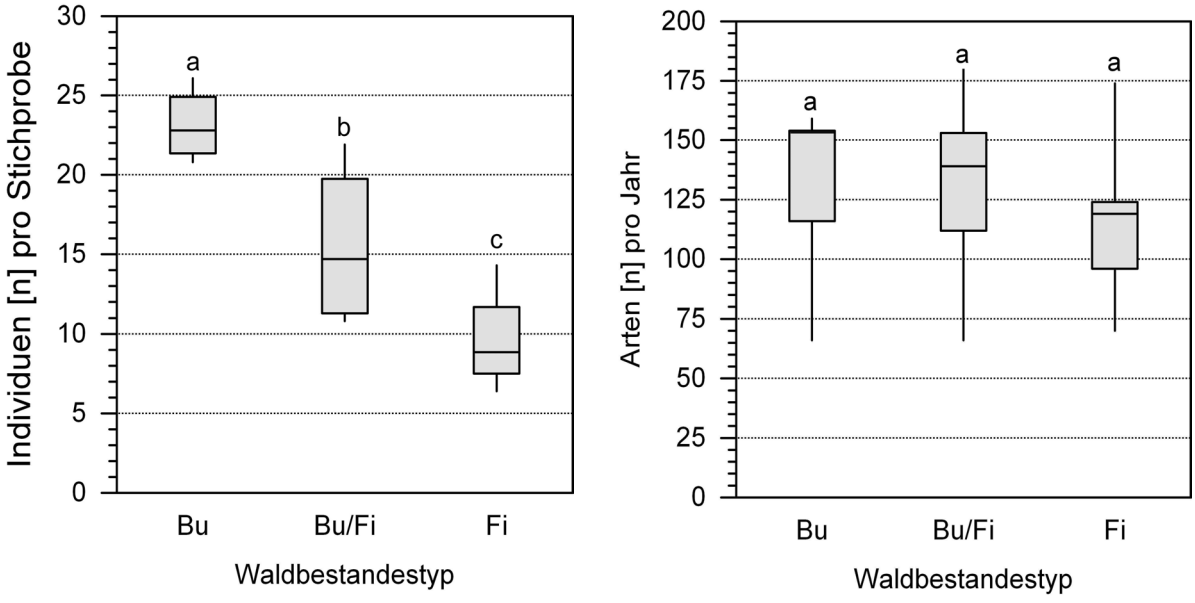

Abb. 1: Durchschnittliche Individuenzahlen pro Stichprobe (linkes Diagramm) (t-Test: Bu & Bu/Fi: $p<0,05$; Bu & Fi: $p<0,001$; Fi & Bu/Fi: $p<0,05$) und erfasste Arten pro Jahr (rechtes Diagramm) (hier keine sign. Unterschiede) der Waldbestandestypen Buche (Bu), Buche/Fichte-Mischwald (Bu/Fi) und Fichte (Fi).

Insgesamt wurden im Buchenbestandestyp 236 Arten, im Buchen/Fichten-Mischwaldtyp 235 und im Fichtentyp mit 226 Arten ähnlich viele Taxa erfasst. Um den Effekt des Arten-Zeit-Phänomens zu vermeiden (mit zunehmender Dauer der Probennahme steigt die Anzahl der Erfassung von biotopfremden, dispergierenden bzw. verdrifteten Einzeltieren), wurden zusätzlich die jährlich erfassten Artenanzahlen ausgewertet (Abb. 1, rechtes Diagramm). Zwischen den untersuchten Bestandestypen konnte hierbei kein signifikanter Unterschied festgestellt werden. Die Mittelwerte der Artenzahlen variierten von 155 Arten im Buchen-, über 135 Arten im Misch- und 120 Arten im Fichtenwaldtyp.

3.2 Dominanzstruktur und Diversität

Abb. 2 zeigt die Dominanzstruktur der jeweils 20 häufigsten Arten innerhalb der untersuchten Waldbestandestypen. Die Individuendominanz gibt die relative Häufigkeit einer Art in Relation zum gesamten Artenpool an. Im Vergleich der Strukturen fällt insbesondere der Buchenbestandestyp mit zwei sehr individuenstarken, eudominanten Arten auf. Hierbei handelt es sich um die Haseleule (*Colocasia coryli* L.) und den Buchen-Rotschwanz (*Calliteara pudibunda* L.). Die Raupen beider Arten ernähren sich polyphag an verschiedenen Laubgehölzen. Während die Haseleule keine forstliche Bedeutung besitzt, ist der Buchen-Rotschwanz als Schadinsekt der Buche bekannt (z. B. SCHWENKE 1978). Die Haseleule tritt auch im Buchen/Fichten-Mischbestand als häufigste, eudominante Art auf. Im Fichtenbestand ist die Individuenverteilung deutlich ausgeglichener. Häufigste und dominante Art ist die Nonne (*Lymantria monacha* L.), ein bedeutendes Kiefern- und Fichtenschadinsekt (z. B. SORAUER 1925). Diese Art neigt bei bestimmten Umweltverhältnissen in Monokulturen zu Massenvermehrung und kann durch Kahlfraß ganze Waldbestände in ihrer Existenz gefährden.

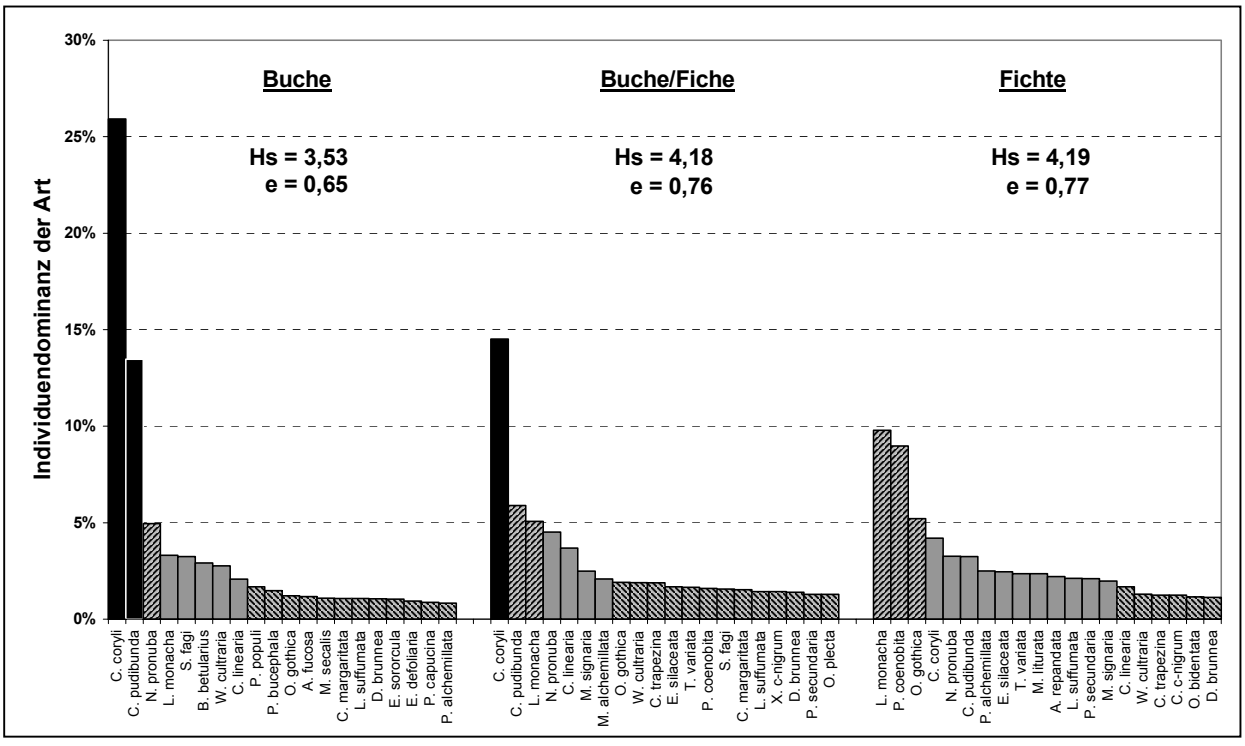

Abb. 2: Dominanzstruktur der untersuchten Waldbestandestypen (dargestellt die 20 häufigsten Arten). Dominanzklassen (nach PALLISSA et al. 1979 aus MÜHLENBERG 1993): Eudominant (>10%), dominant (5-10%), subdominant (2-5%), rezedent (1-2%). Shannon-Index (Hs), Evenness (e).

In Abb.2 sind Diversitätsindices nach SHANNON und WIENER (Hs) und die Evenness (e) der Lepidopterenfaunen angegeben. Der Wert des SHANNON-Index steigt, umso mehr Arten vorhanden und umso ähnlicher deren Gleichverteilung ist. Der Evenness-Wert ist ein Maß für die Gleichverteilung der Artenhäufigkeiten bzw. der Artendominanzen und steigt mit zunehmender Gleichverteilung der Arten, bis auf einen Maximalwert von eins. Der Buchen/Fichten-Mischbestand und der Fichtenbestand haben ähnlich hohe SHANNON-Indices von ca. 4,2. Für den Buchenbestand wurde der geringste Diversitätsindex mit einem Wert von 3,5 festgestellt. Die Evenness-Werte sind bei Buche/Fichte und Fichte ebenfalls fast identisch hoch (e = 0,76 bzw. 0,77) und bei Buche am geringsten (e = 0,65).

3.3 Arten der Roten Liste

Viele Nachtfalter sind durch Lebensraumveränderung und Habitatzerstörung seltener geworden und in ihrem Bestand bedroht. Im mittleren Niedersachsen sind nach LOBENSTEIN (2003) ca. 50 % der Großschmetterlinge auf der Roten Liste. Neben der allgemeinen Förderung der Artenvielfalt durch den Waldumbau, ist daher die Lebensraumverbesserung, speziell von gefährdeten Arten, ein wichtiges Argument für den Naturschutz. Daher kann die Betrachtung der Rote Liste-Arten ein geeignetes Instrument für die Beurteilung der Situation innerhalb der hier vorgestellten Lebensräume sein.

Ein Vergleich der gefährdeten Arten nach der Roten Liste Niedersachsen ergibt zwischen den Waldbestandestypen Buche, Buche/Fichte und Fichte kaum Differenzen. Sowohl die Anzahl der insgesamt gefährdeten Arten, wie auch die Verteilung der Anzahlen der Arten innerhalb der Gefährdungskategorien, zeigen keine Unterschiede. Insgesamt wurden in allen Habitattypen 33 bis 36 Rote Liste-Arten ermittelt. Ca. 18 % (n = 52) der hier in allen Waldtypen ermittelten Arten (n = 284) gelten demnach als gefährdet.

4 Diskussion

Der Waldtyp Buche war mit sehr hohen Individuenzahlen auffällig. Die Auswertung der Dominanzstruktur zeigt, dass dies vor allem auf die beiden sehr individuenreichen Arten Haseleule und Buchen-Rotschwanz zurückzuführen ist (Anteil ca. 39 % an der Gesamtindividuenzahl). Im Vergleich zu den anderen beiden Bestandestypen, wurde aus diesem Grund auch ein relativ geringer Diversitäts-Index (SHANNON-Diversität) für den Buchenwald ermittelt. MÜHLENBERG (1993) nennt allgemeine Diversitätswerte von Biozönosen von 1,5 bis 3,5 und höchste Werte bis 4,5. Demnach kann allen drei untersuchten Waldtypen eine vergleichsweise hohe Diversität zugesprochen werden.

Hinsichtlich der Artenzahlen konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den untersuchten Waldtypen gefunden werden. Obwohl erwartet wurde, dass der naturferne Fichtenbestand die geringsten Artenzahlen aufweisen würde, konnte dies nicht bestätigt werden. Eine Mischung der beiden Baumarten Buche und Fichte scheint keinen ansteigenden Effekt auf die Artenzahlen zu haben. Neben der Baumartenzusammensetzung eines Waldbestandes kann insbesondere seine Strukturvielfalt ein maßgebliches Kriterium für eine hohe Artenvielfalt haben (THIENEMANN 1920, SCHERZINGER 1996). Zwischen einer hohen Artendiversität und einem „ökologischen Gleichgewicht“ eines Biotops besteht jedoch nicht zwingend eine Korrelation (vergl. HOBOHM 1994, JAX 1994). Eine Naturschutzstrategie, allein ausgerichtet auf eine möglichst hohe Artenvielfalt im Wald, kann sich nach SPERBER (1994) auch negativ auswirken, die Naturnähe und Stabilität eines Waldes unter Umständen sogar stören und zur Förderung von Generalisten und zur Benachteiligung von spezialisierten Arten führen (WALDENSPUHL 1991). Ein effektiver

Artenschutz sollte sich auf das natürliche Potential des jeweiligen Waldstandortes berufen (ELLENBERG 1986, KAULE 1986). Auch im Vergleich der Rote Liste-Arten wies der Mischwald nicht mehr Taxa auf, als die Bestandestypen Buche und Fichte. Obwohl die Rote Liste ein wichtiges Instrument des Naturschurschutzes ist, sollte sie nach Meinung verschiedener Autoren (z. B. SCHERZINGER 1986) für eine Lebensraumbewertung nicht überschätzt werden.

Die Begründung von Buche/Fichten-Mischwäldern hat im Falle der untersuchten Flächen nicht zu dem erwarteten Effekt der Erhöhung der Artenvielfalt geführt, obwohl diese Wälder aus zwei bestandesbildenden Baumarten bestehen und dadurch eine höhere Strukturvielfalt des Baumbestandes aufweisen. Eine mögliche Erklärung kann hierbei sein, dass die Fichte im Untersuchungsgebiet keine autochthone Baumart und deren typische Begleitfauna nicht vorhanden ist. Die potentiell natürlichen Waldgesellschaften stellen im Solling verschiedene Buchenwaldgesellschaften dar (NDS. MINIST. F. LANDWIRT. U. FORSTEN 1997). Des Weiteren gelten speziell die natürlich vorkommenden Buchenwälder Mitteleuropas als besonders artenreich (GERCKE 1986). Da sich der Waldumbau erst in seiner Anfangsphase befindet (seit ca. 15 Jahren), sind ältere Mischbestände aus Buche und Fichte im Solling bisher nur vereinzelt vorhanden. Hier kann ein weiterer Grund der fehlenden höheren Artenvielfalt der Mischwälder zu finden sein, da die potentielle Habitatfläche noch zu gering ist und sich biotoptypische Biozönosen für diesen Waldbestandestyp noch nicht etabliert haben könnten (vergl. SCHERZINGER 1986).

Neben der Auswertung der hier vorgestellte Ergebnisse (Individuen-, Artenzahlen, Diversität, gefährdete Arten), ist eine weiterführende Analyse (z. B. gebietstypische Waldarten, trophische Gilden) der ermittelten Nachtfalterfaunen notwendig, um ein abschließende Einschätzung über die Wirkung des Waldumbaus auf die Tiergruppe der Nachtfalter geben zu können (vergl. LOSKE 1988, FLADE 1994).

5 Danksagung

Die vorgestellte Untersuchung wurde mit finanziellen Mitteln des BUNDESMINISTERIUMS FÜR BILDUNG UND FORSCHUNG (BMBF) und der GEORG-LUDWIG-HARTWIG-STIFTUNG unterstützt.

6 Literatur

ALTENKIRCH, W.; MAJUNKE, C. & B. OHNESORGE (Hrsg.) (2002): Waldschutz auf ökologischer Grundlage. - Stuttgart (Ulmer)

BURTON, P.J.; BALISKY, A.C.; COWARD, L.P.; CUMMING, S.G. & D.D. KNEESHAW (1992): The value of managing for biodiversity. - Forestry Chronicle 68(2): 225-237

BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (BMVEL) (Hrsg.) (2002): Biologische Vielfalt in der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft. - Paderborn.

BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (BMVEL) (Hrsg.) (2001): Die biologische Vielfalt des Waldes, ihre Erhaltung und nachhaltige Nutzung.

ELLENBERG, H.; MAYER, R. & J. SCHAUERMANN (Hrsg.) (1986): Ökosystemforschung, Ergebnisse des Sollingprojekts 1966 – 1986. - Stuttgart (Ulmer)

FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch Vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. - Eching (IHW-Verl.)

GERCKE, H. (Hrsg.) (1986): Der Baum in Mythologie, Kunstgeschichte und Gegenwartskunst. - Heidelberg (Braus)

HOBOHM, C. (1994): Kritische Betrachtung einiger Grundbegriffe der Ökologie im Spannungsfeld verschiedener Einflüsse. - Zeitschr. Ökologie u. Naturschutz 3: 133-119.

JAX, K. (1994): Mosaik-Zyklus und Patch-dynamics: Synonyme oder verschiedene Konzepte? - Zeitschr. f. Ökologie u. Naturschutz 3: 107-112

KAULE, G. (1986): Arten- und Biotopschutz. - Stuttgart (Ulmer)

LOBENSTEIN, U. (2003): Die Schmetterlingsfauna des mittleren Niedersachsens: Bestand, Ökologie u. Schutz der Großschmetterlinge in der Region Hannover, der Südheide und im unteren Weser-Leine-Bergland. - Hannover.

LOSKE, K.H. (1988): Untersuchungen zum Brutvogelbestand von Fichtenalthölzern in Südwestfalen. - Charadrius 24: 44-60

MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. - 3., überarb. Aufl. Heidelberg (Quelle & Meyer)

NIEDERSÄCHSISCHE LANDESMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (Hrsg.) (1997): Wälder für Morgen: Das Walderneuerungsprogramm Harz. – (Schriftenreihe Waldinformation Heft 7)

NIEDERSÄCHSISCHE LANDESMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (Hrsg.) (1996): Waldentwicklung Solling: Fachgutachten. - (Schriftenreihe Waldentwicklung in Niedersachsen, Heft 5)

SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald: Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. - Stuttgart (Ulmer)

SCHWENKE, W. (1978): Die Forstschädlinge Europas: 3. Bd. Schmetterlinge. - Hamburg (Parey)

SORAUER, P. (1925): Handbuch der Pflanzenkrankheiten: Bd. 4, Tierische Schädlinge. - 4. Aufl. - Berlin (Parey)

SPERBER, G. (1994): Wald, Forstwirtschaft und Naturschutz: BN-Position. - München (Bund Naturschutz Bayern)

THIENEMANN, A. (1920): Die Grundlagen der Biozönotik und Monards faunistische Prinzipien. - Festschrift Zschokke, Basel 4: 1-14

WALDENSPUHL, T. (1991): Waldbiotopkartierungsverfahren in der Bundesrepublik Deutschland. - (Schriftenr. Inst. Landespflege, Univ. Freiburg :17)

WOODS, A.J. (2003): Species diversity and forest health in northwest British Columbia. - Forest Chronicle 79(5): 892-897

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2006	107-113	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Auswirkungen der Waldbewirtschaftung auf die Dynamik genetischer Variation in struktur- und artenreichen Waldbeständen

ARNO RÖDER; ERWIN HUSSENDÖRFER & HANS PRETZSCH

Schlagwörter: Waldwachstum-Modell; Durchforstung; nachhaltige Nutzung genetischer Variation

1 Einleitung

Die Besonderheit der Waldbäume als wesentliche Träger des Ökosystems Wald im Vergleich mit den meisten anderen Organismen ist deren Langlebigkeit. Gerade als langlebige und ortsgebundene Organismen sind Waldbäume den heterogenen und variablen Umweltbedingungen ausgesetzt. Die bis heute andauernden, zusätzlichen Veränderungen der Umwelt- und Standortsbedingungen durch Klimaveränderung und Schadstoffeinträge erfordern ein hohes Potenzial an Anpassungsfähigkeit der Waldbäume. Voraussetzung für diese Anpassungsfähigkeit ist eine hohe genetische Variation auf Ebene des Individuums, der Population und zwischen Populationen.

Durch die Waldbewirtschaftung, d. h. Durchforstungs- und Erntemaßnahmen wird die Zusammensetzung einer Baumpopulation verändert. Als Folge der Waldbewirtschaftung nimmt insbesondere die Dichte einer Population ab und es finden gerichtete Selektionsprozesse statt, die meist nach wirtschaftlichen Kriterien ausgerichtet sind. Aus einzelnen Fallstudien ist bekannt, dass durch die Waldbewirtschaftung die genetische Variation verändern können. Bislang fehlen allerdings sowohl Langzeitstudien als auch vergleichende Studien verschiedener waldbaulicher Behandlungskonzepte, aufgrund deren sich Empfehlungen für die Waldbewirtschaftung ableiten lassen, um nachteilige Folgen für die genetische Variation zu vermeiden oder zumindest zu minimieren.

2 Material und Methoden

Die Wirkung langfristiger und der Vergleich unterschiedlicher Waldbewirtschaftungsmaßnahmen wird mit Hilfe des Simulationsmodells SILVA des Lehrstuhls für Waldwachstumskunde der TU München untersucht. Als Datengrundlage dient dabei das **Gen**etische **D**aten-**I**nformations**S**ystem (GENDIS), welches die Ergebnisse genetischer Untersuchungen zu ca. 5000 Bäumen beinhaltet. Die Auswirkungen der Waldbewirtschaftung wird mit Hilfe populationsgenetischer Indizes analysiert und bewertet.

2.1 Forstgenetik

2.1.1 Untersuchung der genetischen Struktur

Die Untersuchung der genetischen Ausprägungen der Waldbäume wurde von HUSSENDÖRFER (2004) auf Versuchsflächen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg anhand der Isoenzymanalyse an 14 polymorphen Genorten durchgeführt und mündeten in ein **Gen**etisches **D**aten-**I**nformations**S**ystem (GENDIS). Die Isoenzymanalyse ist ein postgenomisches Untersuchungsverfahren bei dem Enzyme als Ergebnisse der Proteinbiosynthese auf unterschiedliche Konformation und Nettola-

dung überprüft werden. Ein Genort repräsentiert dabei einen identischen Abschnitt zweier homologer Chromosomen der Desoxyribonukleinsäure (DNS) (HATTEMER 1993), aus dem ein spezifisches Enzym synthetisiert werden kann. Durch Mutationen können einzelne Nukleotide dieses Genortes substituiert werden. Dies führt zu unterschiedlichen Ausprägungen der Enzyme sog. Isoenzymen, die allerdings noch die gleiche bzw. ähnliche katalystische Funktion im Metabolismus ausführen. Für die Analyse wird das Ausgangsmaterial, das z. B. aus Knospen der Waldbäume gewonnen wurde, auf ein spezifisches Stärkegel gegeben und in Elektrophoresekammer unter Spannung gesetzt. Je nach unterschiedlicher Molekülstruktur und Nettoladung fallen die Isoenzyme aus und färben somit das Trägermaterial spezifisch ein. Anhand der Einfärbungen können unterschiedliche Ausprägungen eines bestimmten Abschnittes der DNS identifiziert werden. Eine Anleitung zur Trennmethodik und Auswertung der Isoenzymanalyse liefert KONNERT *et al.* (2004a) für die Weißtanne (*Abies alba* Mill.) und KONNERT et al. (2004b) für die Rotbuche (*Fagus sylcatica* L.). Die Isoenzymanalyse ist von eher geringem technischen Aufwand und daher relativ kostengünstig. Sie hat sich für die Untersuchung forstgenetischer Fragestellungen bewährt (MÜLLER-STARCK 1993). Nachteilig wirkt sich aus, dass keine wasserlöslichen Enzymsysteme untersucht werden können und nur der Anteil an Nukleotidsubstitionen auf der DNS nachgewiesen werden kann, der zu Änderungen elektrophoretischer Nachweisbarkeit führt (BERGMANN 1991).

2.1.2 Populationsgenetische Indizes

Eine Beurteilung der Waldbewirtschaftung hinsichtlich der Auswirkungen auf die genetische Bestandeszusammensetzung erfolgt auf der Basis mehrerer populationsgenetischer Variationsparameter. Eine umfassende Darstellung der genetischen Parameter findet sich bei HATTEMER et al. (1993).

- *Genetische Vielfalt*

Die genetische Vielfalt gibt die Anzahl an Allelen bzw. Genotypen an einem Genort an. In diploiden Organismen wie z. B. der Rotbuche und der Weißtanne repräsentieren Allele die beiden Chromosomenabschnitte eines Genortes. Unter dem Genotyp versteht man den Allelbestand eines Genortes (HATTEMER et al. 1993). Summiert man die genetische Vielfalt aller Genorte, erhält man die genische Vielfalt. Die Division der genischen Vielfalt durch die Anzahl der Genorte liefert die mittlere Anzahl von Allelen bzw. Genotypen je Genort.

- *Heterozygotenanteil*

Der Heterozygotenanteil gibt an, wie viele Individuen einer Population unterschiedliche paternale Erbinformationen an einem Genort oder an allen Genorten besitzen. Sind die beiden Allele eines Genortes unterschiedlicher Ausprägung, bezeichnet man das Individuum als heterozygot. Sind die beiden Allele identisch, so ist das Individuum homozygot. Der Heterozygotenanteil wird für jeden einzelnen Genort und als Mittel über alle Genorte ermittelt.

- *Genetische Diversität* (GREGORIUS 1978, 1987)

Die genetische Diversität beschreibt die Anzahl an Allelen bzw. Genotypen unter Berücksichtigung der Häufigkeiten der einzelnen Varianten. Der Wert für die genetische Diversität nähert sich 1 wenn ein Allel an einem Genlocus dominiert. Die höchsten Werte erreicht die genetische Diversität, wenn alle an einem Genort vorkommenden Allele die gleiche Häufigkeit besitzen.

- *Hypothetische gametische Multilocus-Diversität* (GREGORIUS et al. 1985)

Die hypothetische gametische Multilocus-Diversität ist das Produkt der Einzellocus-Diversitäten und spiegelt die maximal mögliche Anzahl unterschiedlicher Gameten und somit das mögliche Anpassungspotential einer Population dar.

2.2 Simulationsmodell SILVA

Der Waldwachstumssimulator SILVA wurde von Professor Dr. H. Pretzsch und seinen Mitarbeitern am Lehrstuhl für Waldwachstumskunde der Technischen Universität München entwickelt (PRETZSCH 1992). Das Modell dient zur Abbildung des Wachstums von gleich- und ungleichaltrigen Rein- und Mischbeständen. Es löst dabei die Waldbestände in ein dreidimensionales System von Einzelbäumen auf und simuliert das Baumwachstum mit Hilfe von Standortsvariablen und der Konkurrenzsituation der Bestandesindividuen (KAHN und PRETZSCH 1997, PRETZSCH 1997). Eine Prognose des Wachstums vollzieht sich dabei in Fünfjahresschritten. Im Rahmen eines solchen Schrittes wird jeweils die Veränderung der Baumhöhen, Durchmesser, Kronendimensionen sowie das Absterben von Bäumen in Abhängigkeit von Standort und Konkurrenz simuliert (DURSKY 1997). Da für jeden Baum dessen Position, die Höhe, der Brusthöhendurchmesser und seine Kronenmaße bekannt sind, erlaubt SILVA virtuell forstliche Eingriffe durchzuführen. Auf Basis dieser Einzelbaummerkmale werden Durchforstungen unterschiedlichster Art, Frequenz und Eingriffsstärke mit praxisüblichen Parametern simuliert (KAHN 1995, 1996). Die Simulationsergebnisse decken zum einen Informationen zur Naturalproduktion wie z. B. Stammzahl, Grundfläche und Volumen und zum anderen ökonomische Größen auf der Basis von Holzsortierung und Holzbewertung ab. Außerdem erlauben diverse Struktur- und Diversitätsindizes Rückschlüsse auf ökologische Eigenschaften und waldbauliche Behandlungsmethoden (PRETZSCH 1997, 1998). Ein wichtiges Merkmal für die Ergebnisbewertung resultiert daraus, dass die Entwicklung jedes einzelnen Baumes im Bestand nachvollzogen werden kann. Hier setzt die Betrachtung der Auswirkungen waldbaulicher Behandlungsszenarien auf die genetische Variation an. Durch die einzelbaumweise Erfassung der genetischen Eigenschaften können die Ergebnisse unterschiedlicher Simulationsläufe genetisch analysiert werden. Für die genetische Quantifizierung der waldbaulichen Auswirkungen wurden deshalb die populationsgenetischen Indizes in das Simulationsmodell implementiert.

2.3 Anwendungsbeispiel: Versuchsfläche TA-222

Anhand der Versuchsfläche TA-222 wurden beispielhaft verschiedene waldbaulichen Eingriffe simuliert. Die 2,4 ha große Fläche liegt im Schwarzwald auf 1020 m üNN und besteht aus einem montanen Buchen-Tannenwald. Für die Simulation wurden 389 Weißtannen und 453 Rotbuchen berücksichtigt, deren genetische Strukturen an 14 baumartspezifischen Genorten untersucht wurden. Zur Simulation verschiedener Waldbewirtschaftsszenarien wurden drei unterschiedliche Konzepte angewendet. Deren Beschreibung erfolgt gemäß BURSCHEL & HUSS (2003):

- *Niederdurchforstung*

Bei der Niederdurchforstung werden die beherrschten Individuen entnommen. Erst mit der Zunahme der Durchforstungsstärke wird auch in die herrschende Bestandesschicht eingegriffen. Es entsteht dadurch ein einschichtiger Bestandesaufbau.

- *Hochdurchforstung*

Bei der Hochdurchforstung werden zunächst Auslesebäume aus der herrschenden Bestandesschicht ausgewählt und durch Entnahme von bedrängenden Nachbarbäumen in ihrem Wachstum gefördert. Es bildet sich meist ein zweischichtiger Bestand aus einer Oberschicht mit den Auslesebäumen und einer Unter- bzw. Zwischenschicht.

- *Zielstärkenutzung*

Bei dem Konzept der Zielstärkenutzung werden herrschende Bestandesindividuen entnommen, die einen gewissen Brusthöhendurchmesser (BHD), die sogenannte Zielstärke, erreicht haben. Für die Simulation wurden sowohl für Buche als auch für Tanne ein Zieldurchmesser von 45 cm angenommen.

Zum Vergleich wurden auch Simulationsläufe ohne Durchforstung als sog. „Null-Variante" durchgeführt, bei denen Individuen nur aufgrund natürlicher Mortalität aus dem Bestand ausscheiden.

3 Ergebnisse und Diskussion

Tab 1: Mittlere genetische Variationsparameter der Weißtanne (*Abies alba Mill.*) nach 20 Jahren und 4 Durchforstungseingriffen auf der Versuchsfläche TA-222

Weißtanne (*Abies alba* Mill.)	**Stammzahl (2,4 ha)**	**Genetische Vielfalt A_L**	**Genetische Diversität u**	**Multilocus-Diversität u_{gam}**	**Heterozygotie H_A**
Ausgangskollektiv	389	2,36	1,228	24,37	17,7
Keine Durchforstung	375	2,36	1,228	24,18	17,6
Schwache Niederdurchforstung	379	2,36	1,228	24,38	17,7
Starke Niederdurchforstung	367	2,29	1,226	23,58	17,4
Schwache Hochdurchforstung	376	2,36	1,227	23,97	17,5
Starke Hochdurchforstung	360	2,36	1,227	24,07	17,6
Zieldurchmessernutzung	365	2,36	1,226	23,70	17,4

Tab. 2: Mittlere genetische Variationsparameter der Rotbuche (Fagus sylvatica L.) nach 20 Jahren und 4 Durchforstungseingriffen auf der Versuchsfläche TA-222

Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.)	**Stammzahl (2,4 ha)**	**Genetische Vielfalt A_L**	**Genetische Diversität u**	**Multilocus-Diversität u_{gam}**	**Heterozygotie H_A**
Ausgangskollektiv	453	2,93	1,362	150,70	23,1
Keine Durchforstung	410	2,93	1,363	151,92	23,1
Schwache Niederdurchforstung	413	2,93	1,364	154,39	23,2
Starke Niederdurchforstung	185	2,93	1,358	141,96	23,1
Schwache Hochdurchforstung	416	2,93	1,362	149,54	23,0
Starke Hochdurchforstung	225	2,79	1,364	155,33	23,3
Zieldurchmessernutzung	415	2,93	1,362	149,94	23,1

Aufgrund der herrschenden Stellung der Weißtanne im Gesamtbestand wirken sich die Durchforstungseingriffe stärker auf die Buche aus. Besonders deutlich ist dies bei den starken Eingriffen zu sehen, bei denen die Buche in ihrer Stammzahl mindestens halbiert wird.

Die Simulationsergebnisse zeigen, dass nach einem Zeitraum von 20 Jahren sich die waldbaulichen Eingriffe sowohl bei der Rotbuche als auch bei der Weißtanne eher moderat auf die genetischen Strukturen auswirken. Lediglich die stärker geführten Eingriffe deuten auf eine Abnahme der genetischen Vielfalt und genetischen Diversität hin. Dies kann auf die vergleichsweise starke Stammzahlreduktion zurückgeführt werden. Bemerkenswert sind v. a. die starken Eingriffe bei der Buche. Bei der starken Hochdurchforstung tritt eine Reduzierung der genetischen Vielfalt auf, was sich mit einem zufälligen genetischen Drifteffekt begründen lässt. Die Werte der genetischen Diverstität und der Multilocus-Diversität steigen dahingegen leicht an, was auf moderate Häufigkeitsverschiebungen hin zu seltenen Allelen hindeutet. Den umgekehrten Fall kann man bei der starken Niederdurchforstung beobachten, bei der die Werte der genetischen Diverstität und der Multilocus-Diversität eher absinken. Die Entnahme beherrschter Individuen reduziert offensichtlich die Häufigkeit seltener Allele.

4 Zusammenfassung

Als langlebige und ortsgebundene Organismen sind Waldbäume heterogenen Umweltbedingungen ausgesetzt. Dies erfordert ein hohes Maß an Anpassungsfähigkeit, welche wiederum eine hohe genetische Variation voraussetzt. Um eine hohe genetische Variation sicherzustellen, ist es notwendig, den Einfluss von Waldbewirtschaftungsmethoden zu hinterleuchten. Durch die Implementierung populationsgenetischer Indizes wie etwa Heterozygotenanteil, genetische Variation, genetische Diversität und Multilocus-Diversität in das Waldwachstumsmodell SILVA ist eine Bewertung der waldbaulichen Maßnahmen auf Grundlage isoenzymanalytischer Eingangsdaten möglich. Anhand des Beispiels der Versuchsfläche TA-222 wird verdeutlicht, dass sich die genetische Struktur eines Bestandes über einen Zeitraum von 20 Jahren in Abhängigkeit des angewendeten Durchforstungskonzeptes eher moderat verändert. Die deutlichsten Unterschiede treten bei starken, stammzahlreichen Eingriffen auf.

5 Ausblick

Der Einsatz von waldwachstumskundlichen Simulationsmodellen zur Analyse der Auswirkungen waldbaulicher Maßnahmen hinsichtlich der Dynamik genetischer Variation hat sich bewährt. Die Resultate decken sich mit anderen Untersuchungen, die ohne die Mithilfe von Modellen durchgeführt wurden (HOSIUS 1993; KONNERT u. SPIECKER 1996; WOLF 1999; 2001; KÄTZEL et al. 2001). Der Vorteil im Einsatz von Einzelbaumsimulatoren liegt dabei u. a. in den langfristigen Prognosemöglichkeit und dem Vergleich verschiedener Durchforstungsvarianten.

6 Danksagung

Das Forschungsvorhaben wird von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) gefördert.

7 Literatur

BERGMANN, F. (1991): Isozyme Gene Markers. - In: MÜLLER-STARCK, G. & M. ZIEHE (eds) (1991): Genetic Variation in European Populations of Forest Trees. - Frankfurt (Sauerländer's Verlag): 67 - 78

BURSCHEL, P. & J. HUSS (2003): Grundriss des Waldbaus. - 3. Aufl. - Stuttgart (Ulmer)

DURSKY, J. (1997): Modellierung der Absterbeprozesse in Rein- und Mischbeständen aus Fichte und Buche. - AFuJZ 168(6/7): 131-134

GREGORIUS, H.-R. (1978): The concept of genetic diversity and its formal relationship to heterozygosity and genetic distance. - Math. Bioscience 41: 253-271

GREGORIUS, H.-R. (1987): The relationship between the concepts of genetic diversity and differentiation. - Theor. Appl. Genet. 74: 397-401

GREGORIUS, H.-R.; HATTEMER, H.H.; BERGMANN, F. & G. MÜLLER-STARCK (1985): Umweltbelastung und Anpassungsfähigkeit von Baumpopulationen. - Silvae Genet. 34: 230-241

HATTEMER, H.H.; BERGMANN, F. & M. ZIEHE (1993): Einführung in die Genetik für Studierende der Forstwissenschaften. - Frankfurt (Sauerländer's Verlag)

HOSIUS, B. (1993): Wird die genetische Struktur eines Fichtenbestandes von Durchforstungseingriffen beeinflusst? - Forst und Holz 48: 306-308

KÄTZEL, R.; NORDT, B. & J. SCHMITT (2001): Untersuchungen zum Einfluss der Durchforstungsintensität auf die genetische Struktur von Kiefernbeständen in den Berliner Forsten auf der Grundlage von Isoenzym- und DNA-Marker. - In: WOLF, H.: Nachhaltige Nutzung forstgenetischer Ressourcen: Tagungsbericht der 24. Tagung der ArGe Forstgenetik/Forstpflanzenzüchtung. - Sächsische Landesanstalt f. Forsten: 159-171

KAHN, M. (1995): Die Fuzzy Logik basierte Modellierung von Durchforstungseingriffen. - Allg.FuJZ 166(9/10): 169-176

KAHN, M. (1996): Optimierung eines hochparametrisierten Fuzzy Regelsystems mit evolutionärer Strategien. AFuJZ, 167 Jg, H. 11: 205-212.

KAHN, M. & H. PRETZSCH (1997): Das Wuchsmodell SILVA 2.1 - Parametrisierung für Rein- und Mischbestände aus Fichte und Buche. - AFJZ 168(6/7): 115-123

KONNERT, M.; MAURER, W. & E. HUSSENDÖRFER (2004): Anleitung für Isoenzymuntersuchungen bei Weißtanne (Abies alba). Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Erhaltung forstlicher Genressourcen", Expertengruppe „Biochemisch-genetische Analyse", (Handbücher für die Isoenzymanalyse)

KONNERT, M.; HUSSENDÖRFER, E. & A. DOUNAVI (2004): Anleitung für Isoenzymuntersuchungen bei Rotbuche (Fagus sylvatica). Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Erhaltung forstlicher Genressourcen", Expertengruppe „Biochemisch-genetische Analyse" (Handbücher für die Isoenzymanalyse)

KONNERT, M. & H. SPIECKER (1996): Beeinflussen Nutzungen einzelner Bäume die genetische Struktur von Beständen? - AFZ/Der Wald 23: 1.284-1.291

HUSSENDÖRFER, E. (2004): Beiträge zum Thema: Nachhaltigkeit genetischer Variation durch naturnahe Waldwirtschaft - am Beispiel der Weißtanne (Abies alba Mill.). Habilitationsschrift. – Zürich (ETH Zürich)

MÜLLER-STARCK, G. (1993): Auswirkungen von Umweltbelastungen auf genetische Strukturen von Waldbeständen am Beispiel der Buche (Fagus sylvatica L.). - Frankfurt (Dauerländer's Verl.) (Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt Bd. 112)

PRETZSCH, H. (1992): Konzeption und Konstruktion von Wuchsmodellen für Rein- und Mischbestände. - (Forstliche Forschungsberichte München 115)

PRETZSCH, H. (1997): Analysis and modeling of spatial stand structures. Methodological considerations based on mixed beech-larch stands in Lower Saxony. - Forest Ecology and Management 97: 237-253

PRETZSCH, H. (1998): Structural Diversity as a Result of Silvicultural Operations. - Lesnictví-Forestry 44(10): 429-439

WOLF, H. (1999): Auswirkungen von Pflegemaßnahmen auf die genetische Struktur von jungen Beständen der Gemeinen Kiefer (Pinus sylvestris L.). - Mitteilungen der BFH Hamburg 194: 240-260

WOLF, H. (2001): Auswirkungen von waldbaulichen Eingriffen auf die genetische Struktur von Durchforstungseingriffen der Fichte, Rotbuche und Stieleiche in Sachsen. - In: WOLF, H.: Nachhaltige Nutzung forstgenetischer Ressourcen: Tagungsbericht der 24. Tagung der ArGe Forstgenetik/ Forstpflanzenzüchtung. - Sächsische Landesanstalt f. Forsten: 171-182

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2006	115-120	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Das CBD-Arbeitsprogramm für Wälder und seine Umsetzung in Deutschland

STEFAN SCHÄFFER

Schlagwörter: CBD; CBD-Arbeitsprogramm für Wälder; Biodiversität in Wäldern

1 Die Bedeutung des CBD-Arbeitsprogramms für Wälder

Nachdem 1992 auf der Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung (UNCED) in Rio de Janeiro kein Konsens für eine Waldkonvention erzielt werden konnte, entwickelte sich das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (im Folgenden: CBD) zum wichtigsten globalen Instrument im Forstbereich (vgl. SKALA-KUHMANN 1999; KROHN 2003). Hierbei spielt das 2002 auf der 6. Vertragsstaatenkonferenz der CBD verabschiedete *‚Expanded Programme of Work on Forest Biological Diversity'* (im Folgenden: Waldarbeitsprogramm[1]) eine besondere Rolle.

Die hier vorgestellte Untersuchung des Umsetzungsstands des Waldarbeitsprogramms in Deutschland lief als Diplomarbeit an der Studienfakultät für Forstwissenschaft und Ressourcenmanagement der TU-München. Im Rahmen der Arbeit sollten Defizite identifiziert und Handlungsempfehlungen erarbeitet werden. Zusätzlich sollten Maßnahmen des Waldarbeitsprogramms identifiziert werden, zu deren Umsetzung angesichts der spezifischen nationalen Problemlage ein besonderer Handlungsbedarf festzustellen ist und die daher für Deutschland als prioritäre Maßnahmen zu bezeichnen sind. Außerdem sollte ein Beitrag zur Fortschreibung der Sektorstrategie ‚Forstwirtschaft und biologische Vielfalt – Strategie zur nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt in den Wäldern Deutschlands' (BMELF 2000; im Folgenden: Forstsektorstrategie), die der Umsetzung der CBD in den Wäldern Deutschlands dient, geleistet werden.

2 Methodik

In der Forstsektorstrategie sind 11 Handlungsschwerpunkte definiert. Daraus wurden folgende 5 Handlungsschwerpunkte ausgewählt, die vorwiegend die Forstwirtschaft als den Hauptakteur mit direktem Einfluss auf die biologische Vielfalt in Wäldern ansprechen und die den Rahmen für die Untersuchung bildeten:

1. Umsetzung der Konzepte des naturnahen Waldbaus
2. Regulierung der Schalenwildbestände
3. Naturschutzmaßnahmen und Erhaltung der biologischen Vielfalt im Rahmen der Waldbewirtschaftung
4. Ökosystemverträgliche Durchführung forstwirtschaftlicher Maßnahmen
5. Erhaltung, Förderung und nachhaltige Nutzung der genetischen Vielfalt der Waldbäume und -sträucher

[1] Siehe Internetseite: http://www.biodiv.org/decisions/default.aspx?m=COP-06&id=7196&lg=0

Das Waldarbeitsprogramm besteht aus 130 Maßnahmen, die in die drei übergeordneten Programmelemente *‚Conservation, Sustainable Use and Benefitsharing'*, *‚Institutional and Socio-economic Enabling Environment'* und *‚Knowledge, Assessment and Monitoring'* gegliedert sind. In einem ersten Schritt wurden diese 130 Maßnahmen den 5 Handlungsschwerpunkten aus der Forstsektorstrategie gegenübergestellt. Auf diese Weise konnten 38 Maßnahmen (≅ 29 % des Waldarbeitsprogramms) identifiziert werden, die im Rahmen der ausgewählten Handlungsschwerpunkte relevant waren. In einem zweiten Schritt wurden diese auf ihre Umsetzung untersucht. Der Umsetzungsstand dieser Maßnahmen wurde dann mittels einer der 4 Kategorien ‚A – umgesetzt', ‚B – überwiegend umgesetzt', ‚C – ansatzweise umgesetzt' und ‚D – nicht umgesetzt' bewertet. In einem dritten Schritt wurden gegebenenfalls Handlungsempfehlungen für die Umsetzung der Maßnahmen erteilt.

Für die Bewertung des Umsetzungsstands der einzelnen Maßnahmen und die Erteilung von Handlungsempfehlungen wurden aus zahlreichen wissenschaftlichen Veröffentlichungen die Notwendigkeiten für die Erfüllung der jeweiligen Maßnahme (Soll-Zustand) zusammengetragen. Diese wissenschaftlich begründeten Erfordernisse wurden dann mit bereits ergriffenen Maßnahmen und deren Effektivität, dargestellt anhand empirischer Daten (Ist-Zustand), verglichen und daraus die Bewertung mit den Kategorien und die Defizite bzw. die Handlungsempfehlungen abgeleitet. In diesem Zusammenhang muss darauf hingewiesen werden, dass in den meisten Fällen keine messbaren Indikatoren für die abschließende Bewertung des Umsetzungsstands einer Maßnahme und für eine objektive Bildung von Kategorien zur Verfügung standen. Soweit vorhanden wurde die Bewertung auf Aussagen von Expertengremien wie dem Sachverständigenrat für Umweltfragen oder den Waldprogrammen des Bundes und der Länder gestützt. Für eine umfassende Beurteilung des Umsetzungsstands des Waldarbeitsprogramms in Deutschland soll aber eine Expertenbefragung empfohlen werden. Dies betrifft v. a. die Auswahl eines Referenzrahmens sowie die gegenseitige Abwägung und Gewichtung von Defiziten und ergriffenen Maßnahmen für eine abschließende Beurteilung des Umsetzungsstands einer Maßnahme.

Darüber hinaus muss beachtet werden, dass die im ‚UN-Englisch' formulierten Maßnahmen des Waldarbeitsprogramms als Ergebnis einer internationalen Konsenssuche oft wenig konkret sind und einen großen Interpretationsspielraum zulassen (vgl. SCHNEIDER 2003). Daher sind die Handlungsempfehlungen tatsächlich als Empfehlungen zu betrachten und nur in einzelnen Fällen kann behauptet werden, dass das Waldarbeitsprogramm explizit die Ergreifung einer konkreten Maßnahme fordert.

3 Der Umsetzungsstand des Waldarbeitsprogramms

Über alle 5 ausgewählten Handlungsschwerpunkte hinweg wurde folgendes Gesamtergebnis erzielt (siehe Tab. 1): Von den 38 analysierten Maßnahmen wurden 8 (≅ 21 %) als ‚umgesetzt' (Kategorie A), drei (≅ 8 %) als ‚überwiegend umgesetzt' (Kat. B), 25 (≅ 66 %) als ‚ansatzweise umgesetzt' (Kat. C) und zwei (≅ 5 %) als ‚nicht umgesetzt' (Kat. D) klassifiziert.

Der geringe Anteil von Maßnahmen in der Kategorie ‚D – nicht umgesetzt' lässt sich darauf zurückführen, dass in Deutschland sowohl die Forstwirtschaft als auch die Naturschutzbewegung auf eine lange Tradition zurückblicken können. Daher sind zahlreiche grundlegende Regelungen und Maßnahmen, die für den Schutz, die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt in Wäldern erforderlich sind, bereits vor der Entstehung der CBD getroffen worden. Ebenfalls plausibel erscheint, dass nur ver-

gleichsweise wenig Maßnahmen mit ‚A – umgesetzt' bewertet werden, da die meisten Maßnahmen auf die biologische Vielfalt abzielen, was eine relativ junge Perspektive der Betrachtung von Naturschutz und Waldbewirtschaftung darstellt. Zur vollständigen Umsetzung der Maßnahmen müssen alle Dimensionen der biologischen Vielfalt berücksichtigt werden. So kann die Übertragung von schon lange auf der Artebene angewandten Maßnahmen auf die innerartliche oder ökosystemare Ebene einen neuen Ansatz darstellen. Bedenklich erscheint aber, dass die Mehrzahl der Maßnahmen nur als ‚ansatzweise umgesetzt' klassifiziert werden musste.

Tab. 1: Anzahl der untersuchten Maßnahmen und ihre Verteilung auf die Handlungsschwerpunkte und Kategorien

Handlungsschwerpunkte	**Kategorien**				**Gesamt**
	A	B	C	D	
Umsetzung der Konzepte des naturnahen Waldbaus	3	2	13	1	19
Regulierung der Schalenwildbestände	-	-	1	1	2
Naturschutzmaßnahmen	1	-	9	-	10
Forstwirtschaftliche Maßnahmen	1	-	-	-	1
Vielfalt der forstlichen Genressourcen	3	1	2	-	6
Gesamt	8	3	25	2	38

Innerhalb der Handlungsschwerpunkte stellt sich der Umsetzungsstand der zugeordneten Maßnahmen wie folgt dar (siehe Tab. 1):

- Umsetzung der Konzepte des naturnahen Waldbaus: Von den 19 hier zugeordneten Maßnahmen entfielen drei auf die Kategorie ‚A', zwei auf die Kategorie ‚B', 13 (≅ 68 %) auf die Kategorie ‚C' und eine auf die Kategorie ‚D'. Der Grund für diesen niedrigen Umsetzungsstand ist v. a. in der zögerlichen Umsetzung der Konzepte des naturnahen Waldbaus im Staatswald und deren eingeschränkter Verbindlichkeit außerhalb des Staatswaldes zu sehen. Zur Umsetzung des naturnahen Waldbaus in den Privatwäldern stehen zwar „weiche" Instrumente wie finanzielle Förderung und Beratung zur Verfügung, diese sind aber finanziell unzureichend ausgestattet (vgl. u. a. DAHM ET AL. 1999; BMVEL 2003) bzw. weisen konzeptionelle Defizite hinsichtlich der Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt auf (vgl. u. a. SRU 2000).
- Regulierung der Schalenwildbestände: Die beiden Maßnahmen, die im Rahmen dieses Handlungsschwerpunkts analysiert wurden, wurden im einen Falle als ‚C', im anderen als ‚D' klassifiziert. Ausschlaggebend für dieses schlechte Ergebnis ist, dass das Bundesjagdgesetz nicht den für eine effektive Reduktion der Schalenwildbestände erforderlichen rechtlichen Rahmen darstellt bzw. nicht ausreichend stringent angewandt wird (vgl. u. a. SRU 2000).
- Naturschutzmaßnahmen: Von den 10 Maßnahmen dieses Schwerpunkts entfiel eine auf die Kategorie ‚A' und die restlichen (= 90 %) auf die Kategorie ‚C'. Hauptsächliches Manko innerhalb dieses Schwerpunkts ist die defizitäre Schutzgebietssituation (Repräsentativität, Mangel an Prozessschutzflächen) infolge einer mangelnden Datengrundlage (Waldbiotopkartierung) und einer fehlenden länderübergreifenden Koordinierung (fehlende nationale Naturschutzstrategie; vgl. u. a. HOFMANN ET AL. 2000; SRU 2000; SRU 2002). Hinzukommt ein Schutzgebietsmanagement, das der Vorrangfunktion des Naturschutzes in Schutzgebieten häufig nicht ausreichend Rechnung trägt (vgl. u. a.

SCHERZINGER 1996). Im Bereich bewirtschafteter Waldflächen wirkt sich hier ebenfalls die eingeschränkte Verbindlichkeit der Konzepte des naturnahen Waldbaus aus, da nicht naturnah bewirtschaftete Wälder ihre Funktion als Verbindungselemente eines Biotopverbundes nur eingeschränkt wahrnehmen können.

- Forstwirtschaftliche Maßnahmen: Die einzige diesem Handlungsschwerpunkt zugeordnete Maßnahme wurde mit ‚A' beurteilt. Dennoch ist hier ein Handlungsbedarf festzustellen, da in Privat- und Körperschaftswäldern die Richtlinien für eine ökosystemverträgliche Durchführung von forstwirtschaftlichen Maßnahmen nur eingeschränkt verbindlich sind bzw. Defizite im Bereich der Instrumente für ihre Umsetzung erkennbar sind.
- Vielfalt der forstlichen Genressourcen: Von den 6 hier relevanten Maßnahmen wurden drei mit ‚A', eine mit ‚B' und zwei mit ‚C' bewertet. Die vergleichsweise gute Umsetzung innerhalb dieses Schwerpunkts ist darauf zurückzuführen, dass mit dem ‚Konzept zur Erhaltung forstlicher Genressourcen in der Bundesrepublik Deutschland' (BLAG 2001) ein zentrales steuerndes Instrument zur Umsetzung der Erfordernisse in diesem Bereich existiert. Nachteilig wirkt sich aber aus, dass dieses Instrument nur die forstlichen Genressourcen, also die forstwirtschaftlich interessanten Arten im Fokus hat und die genetische Vielfalt anderer Waldarten vernachlässigt wird. Zudem hat die eingeschränkte Verbindlichkeit der Konzepte des naturnahen Waldbaus auch auf die Umsetzung der Maßnahmen dieses Schwerpunkts Einflüsse: Vordringliches Ziel ist die Erhaltung der genetischen Vielfalt forstlicher Ressourcen in den Waldbeständen vor Ort, um die Stabilität der Wälder auch zukünftig großflächig gewährleisten zu können. Dazu ist eine Umsetzung der Konzepte des naturnahen Waldbaus auf großer Fläche notwendig.

4 Handlungsempfehlungen

Im Laufe der Untersuchung wurde eine Vielzahl von spezifischen Handlungsempfehlungen zu den einzelnen Maßnahmen erarbeitet. Daraus ließen sich auf der Ebene der Handlungsschwerpunkte Schlüsselmaßnahmen entsprechend den oben festgestellten Defiziten bestimmen. Zusätzlich konnten einige zentrale Handlungsempfehlungen identifiziert werden, die der verbesserten Umsetzung von Erfordernissen in mehreren Schwerpunkten dienen.

An erster Stelle muss hier nochmals auf die Umsetzung der Konzepte des naturnahen Waldbaus (bzw. des Waldumbaus) hingewiesen werden: Diese Konzepte bestehen in der Regel aus einem Maßnahmenbündel, das sich positiv auf alle Handlungsschwerpunkte auswirkt. Für die Umsetzung dieser Konzepte im Privat- und Körperschaftswald kommt der finanziellen Förderung und der forstlichen Beratung, die zudem die besonderen Aspekte des Blickwinkels ‚Biologische Vielfalt' ausreichend berücksichtigen sollten, eine besondere Bedeutung zu.

Zur Umsetzung des naturnahen Waldbaus ist die Schaffung von mit diesem Ziel verträglichen Schalenwildbeständen, die eine natürliche Verjüngung der standortheimischen Baumarten ohne Schutzmaßnahmen zulassen, unabdingbare Voraussetzung. Alle Maßnahmen, die der Reduzierung der Schalenwilddichten dienen, senken zudem die Kosten/Schäden der Forstwirtschaft und wirken sich positiv auf die Entwicklung von Schutzgebieten (v. a. Prozessschutzgebieten) und die Erhaltung der Vielfalt seltener Baumarten sowohl auf der Artebene als auch auf der innerartlichen (genetischen) Ebene aus.

In vielen Bereichen fällt die Diskrepanz zwischen dem Vorhandensein der wissenschaftlichen Grundlagen und der mangelnden Umsetzung bzw. dem unzureichendem Wissenstransfer in die Praxis auf. Beispiele hierfür sind das durch zahlreiche Studien belegte Wissen um die negativen Auswirkungen überhöhter Schalenwilddichten und den fehlenden intensiven Anstrengungen zu deren Reduktion, das Wissen um die positiven Effekte des naturnahen Waldbaus und den ungenügenden Bemühungen für deren Umsetzung in den Privatwäldern, das Wissen um die besondere Bedeutung von speziellen Naturschutzmaßnahmen (z. B. Totholz, Flächenbedarf für wirkungsvolle Prozessschutzgebiete) und deren Umsetzung.

Häufig sind die Ursachen für eine unzureichende Umsetzung von wissenschaftlichen Erkenntnissen – aber auch von auf internationaler Ebene beschlossenen Vorgaben wie dem Waldarbeitsprogramm – darin zu sehen, dass in der forstlichen Praxis ökonomische Erwägungen das zentrale Entscheidungskriterium darstellen (vgl. HÄUSLER et al. 2001). Eine weitere Schlüsselmaßnahme kann daher mit dem Ausdruck ‚Erschließung zusätzlicher Einkommensquellen für die Forstwirtschaft aus den Schutzfunktionen des Waldes' zusammengefasst werden. Dies verbessert die ökonomische Lage der Forstwirtschaft und kann daher dazu beitragen, die Umsetzung des naturnahen Waldbaus, spezielle Naturschutzmaßnahmen und eine ökosystemverträgliche Durchführung forstwirtschaftlicher Maßnahmen voranzutreiben. An konkreten Maßnahmen wurden in dieser Untersuchung eine leistungsbezogene Förderung (z. B. Ausbau des Vertragsnaturschutzes im Wald), die Internalisierung von externen Effekten (in der Forstwirtschaft wie auch bei der Industrie) und die Zertifizierung diskutiert.

Nach Art. 6 der CBD ist Deutschland als Vertragsstaat spätestens seit 1993 zur Entwicklung einer nationalen Biodiversitätsstrategie verpflichtet, was bisher noch nicht geschehen ist. Eine bundesweite und sektorübergreifende Biodiversitätsstrategie könnte eine bisher ebenfalls fehlende nationale Naturschutzstrategie zumindest in Teilen ersetzen und über die Probleme bei der Umsetzung der CBD angesichts der föderalen Struktur Deutschlands hinweghelfen (vgl. SRU 2002). Die Notwendigkeit für ein derartiges zentrales Instrument und für eine aktivere Rolle des Bundes wird auch durch die hier besprochenen Ergebnisse dokumentiert: Auffallend ist, dass, obwohl für diese Arbeit Handlungsschwerpunkte ausgewählt wurden, die die Forstwirtschaft als den Hauptakteur mit direktem Einfluss auf die biologische Vielfalt in Wäldern ansprechen, die Ursachen für eine ungenügende Umsetzung der Maßnahmen häufig außerhalb des Einflussbereichs der Forstwirtschaft liegen.

5 Ausblick

Angesichts der herausragenden Bedeutung der CBD und des Waldarbeitsprogramms als globales, politisches Instrument für den Forstsektor sollte der Umsetzung des Waldarbeitsprogramms in Deutschland mehr Beachtung geschenkt werden. Dies insbesondere, da Deutschland auf der Umweltkonferenz 1992 in Rio als einer der Hauptbetreiber einer Waldkonvention auftrat. Im Rahmen der hier bearbeiteten Handlungsschwerpunkte sollte das Augenmerk daher v. a. auf den 27 Maßnahmen der Kategorien ‚C' und ‚D' liegen, die als Maßnahmen von prioritärer Bedeutung für Deutschland erklärt werden und bei der Fortschreibung der Forstsektorstrategie verstärkt beachtet werden sollten.

6 Literaturverzeichnis

BLAG - BUND-LÄNDER-ARBEITSGRUPPE ‚FORSTLICHE GENRESSOURCEN UND FORSTSAATGUTRECHT' (2001): Konzept zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung forstlicher Genressourcen in Deutschland. Internetseite: http://www.genres.de/fgrdeu/konzeption/konzept_inhalt.htm (zuletzt eingesehen: 26.08.2004)

BMELF – BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (2000): Forstwirtschaft und Biologische Vielfalt: Strategie zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt in den Wäldern Deutschlands. Internetseite: http://www.verbraucherministerium.de/data/000D358DE62F117D92666521C0A8D816.0.pdf (zuletzt eingesehen: 13.07.2005)

BMVEL – BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (2003): Nationales Waldprogramm Deutschland. 2. Phase: Vom Nationalen Forstprogramm zum Nationalen Waldprogramm. Internetseite: http://www.nwp-online.de/ phase2/langfassung.pdf (zuletzt eingesehen: 17.09.2004)

DAHM, S.; ELSÄSSER, P.; ENGLERT, H.; KÜPPERS, J.-G. & C. THOROE (1999): Belastung der Forstbetriebe aus der Schutz- und Erholungsfunktion des Waldes. - Münster (Landwirtschaftsverlag) (Schriftenreihe A des BMELF: angewandte Wissenschaften 478)

HÄUSLER, A. & M. SCHERER-LORENZEN (2001): Nachhaltige Forstwirtschaft im Spiegel des ganzheitlichen Ansatzes der Biodiversitätskonvention. - Bonn (BfN) (BfN-Skripten 62)

HOFMANN, F.; KILL, J.; MEDER, R.; PLACHTER, H. & K.-R. VOLZ (2000): Waldnutzung in Deutschland: Bestandsaufnahme, Handlungsbedarf und Maßnahmen zur Umsetzung des Leitbilds einer nachhaltigen Entwicklung. - Stuttgart (Metzler-Poeschel) (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: Materialien zur Umweltforschung Band 35)

KROHN, S.N. (2003): Möglichkeiten der Ausgestaltung eines internationalen Rechtsregimes zur Erhaltung von Waldökosystemen dargestellt am Beispiel tropischer Regenwälder. - In: H. KORN & U. FEIT (Hrsg.): Treffpunkt biologische Vielfalt III. - Münster (Landwirtschaftsverl.): 131-136

SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald: Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. - Stuttgart (Ulmer)

SCHNEIDER, T.W. (2003): Relevanzanalyse des CBD-Arbeitsprogramms für Deutschland. - Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft. Internetseite: www.bfafh.de/bibl/pdf/i_03_02.pdf (zuletzt eingesehen: 15.10.2004)

SKALA-KUHMANN, A. (1999): Internationale Instrumente zum Schutz und zur nachhaltigen Bewirtschaftung von Wäldern. - Entwicklung + Ländlicher Raum 5: 3-6

SRU – RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (2000): Umweltgutachten 2000: Schritte ins nächste Jahrtausend. - Stuttgart (Metzler-Poeschel)

SRU (2002): Für eine Stärkung und Neuorientierung des Naturschutzes: Sondergutachten. - Stuttgart (Metzler-Poeschel)

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2006	121-126	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Schutz und Nutzung der biologischen Vielfalt von Bergregenwald mit wildem Kaffee (*Coffea arabica* L.) in der Bonga-Region Südwest-Äthiopiens

CHRISTINE SCHMITT

Schlagwörter: Wilder Kaffee; Waldbiodiversität; Waldstruktur; nachhaltiges Management

1 Einleitung

1.1 Hintergrund

Arabica-Kaffee (*Coffea arabica L.*, Rubiaceae) hat aufgrund seiner ausgezeichneten Qualität einen Anteil von circa 70 % an der Weltkaffeeproduktion und macht 85 % des Kaffeeweltmarktes aus. Er wird in 60 Ländern angebaut und ist eine wichtige Einnahmequelle für viele Entwicklungsländer. Das Ursprungsgebiet von *Coffea arabica* liegt im äthiopischen Hochland. Dort kommen Kaffeewildpopulationen natürlicherweise im Unterwuchs der Bergregenwälder Südwest- und Süd-Äthiopiens in Höhenlagen von 1.000 bis 2.000 m vor. Diese Wildpopulationen stellen mit ihrer hohen genetischen Vielfalt ein großes genetisches Potential für die internationale Kaffeezüchtung dar (DEMEL TEKETAY 1999).

Die Bergregenwälder mit wildem Kaffee sind jedoch durch den Siedlungs- und Landnutzungsdruck der wachsenden Bevölkerung in ihrem Bestand extrem gefährdet. Von der ursprünglichen Waldfläche Äthiopiens sind in den letzten 30 Jahren 60 % durch Brandrodung oder Holzeinschlag vernichtet worden und die letzten Wälder sind stark fragmentiert (REUSING 1998).

Die Erhaltung der kaffeegenetischen Ressourcen in Genbanken (Kryokonservierung von Kaffeesamen) steht erst am Anfang ihrer Entwicklung und deshalb ist neben der Etablierung von Feldgenbanken die in-situ-Konservierung wichtig (TADESSE GOLE et al. 2001). Das heißt, dass der Schutz der genetischen Diversität des Kaffees nur möglich ist, wenn auch sein Ursprungshabitat geschützt wird. Die äthiopischen Bergregenwälder sind jedoch nicht nur wegen des Wildkaffeevorkommens von besonderem Interesse, sondern sie zählen aufgrund ihrer Artenvielfalt und ihrer endemischen Arten auch zum „östlichen afromontanen Biodiversitäts-Hotspot“ (CONSERVATION INTERNATIONAL 2005).

1.2 Schutz und Nutzung der Wildpopulationen von *Coffea arabica* in Äthiopien

Vor dem obengenannten Hintergrund entwickelte das Zentrum für Entwicklungsforschung (ZEF) der Universität Bonn gemeinsam mit der Ethiopian Agricultural Reasearch Organisation (EARO) in Addis Abeba sowie weiteren deutschen und äthiopischen Projektpartnern das vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderte Projekt "Schutz und Nutzung der Wildpopulationen von *Coffea arabica* in den Bergregenwäldern Äthiopiens (CoCE) [1]“. Dem CoCE-Projekt liegt ein interdisziplinärer

[1] **CoCE** steht für “**Co**nservation and use of wild populations of ***C****offea arabica* in the montane rainforests of **E**thiopia”

Ansatz zu Grunde, da ein realistisches Schutzkonzept des wilden Kaffees und der äthiopischen Bergregenwälder nur unter Berücksichtigung der Nutzungsansprüche der lokalen Bevölkerung erstellt werden kann. In den insgesamt sechs Teilprojekten des Projektes befassen sich deutsche und äthiopische DoktorandInnen mit vegetationsökologischen, genetischen, pflanzenphysiologischen, pflanzenpathologischen, ökonomischen und soziologischen Fragestellungen. Ziel ist, die Diversität der äthiopischen Kaffeewildpopulationen und ihrer Waldstandorte nachzuweisen, den ökonomischen Wert der Wälder anhand des Wildkaffees sowie weiterer Ökosystemdienstleistungen abzuschätzen und die sozio-ökonomischen Rahmenbedingungen für ein nachhaltiges Schutz- und Nutzungskonzept zu erfassen (CoCE 2005).

1.3 Vegetationsökologische Fragestellungen

Die äthiopischen Bergregenwälder mit wildem Kaffee unterliegen nicht nur einem starken Siedlungs- und Landnutzungsdruck sondern werden auch für die Kaffeeproduktion genutzt. Die traditionellen Nutzungssysteme reichen dabei vom einfachen Sammeln der reifen Kaffeefrüchte bis hin zu einem intensiven Management bei dem große Teile der ursprünglichen Waldvegetation entfernt werden. Die vorliegende Arbeit befasst sich mit der Auswirkung dieser unterschiedlichen Nutzungssysteme auf die floristische Diversität und Struktur von ausgewählten Waldfragmenten mit wildem Kaffee in der Region Bonga.

2 Untersuchungsgebiet und Methoden

Die Untersuchungen wurden in vier Waldfragmenten der Bonga-Region (Kafa Zone) durchgeführt (Abb. 1). Die Fragmente bestehen aus afromontanem Regenwald mit wildem Kaffee im Unterwuchs. Sie liegen auf Niti-, Cambi- und Acrisolen in hügeligen bis stark zerklüfteten Bergzügen mit unterschiedlichen Höhenlagen (Tab. 1). Die Anzahl der Untersuchungsflächen wurde in Abhängigkeit von der Größe der Waldfragmente gewählt, und es wurden sowohl gestörter als auch ungestörter Wald berücksichtigt.

Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes in Äthiopien

Tab. 1: Untersuchte Waldfragmente in der Bonga-Region

Waldfragment	Gesamtgröße (ha)	Gestörter Wald (%)	Höhe (m NN)	Entfernung von Bonga	Anzahl d. Untersuchungsflächen
Koma	2100	25	1800-2300	20 km NWW	34
Meligawa	500	60	1700-1950	4 km NO	12
Mankira	900	70	1550-1800	10 km SO	17
Kayakela	1200	70	1600-1750	7 km N	22

Die Vegetationsaufnahmen wurden in 20x20 m^2 großen Quadraten durchgeführt. In Abhängigkeit von den örtlichen Gegebenheiten lagen die Untersuchungsquadrate mit 300 m Abstand auf Transekten durch das jeweilige Waldfragment oder wurden nach subjektiver Einschätzung auf repräsentative Waldausprägungen verteilt. In jedem Quadrat wurden alle Kräuter, Farne und Gräser (Krautschicht und Epiphyten) bestimmt. Für holzige Pflanzen und Lianen wurde die Höhe von Individuen $\geq$ 0,5 m und der Brusthöhendurchmesser (BHD) für Individuen mit BHD $\geq$ 2 cm gemessen. Zusätzlich wurden Sämlinge von *Coffea arabica* mit Höhe $\leq$ 0,1 m gezählt. Der Deckungsgrad von vier Vegetationsschichten (< 0,5 m; 0,5 - < 5 m; 5 – 15 m; > 15 m) wurde geschätzt. Für jedes Quadrat wurde aus dem Prozentanteil an holzigen Pflanzen (BHD $\geq$ 2 cm) mit Moosbewuchs, der %-Stammbedeckung der Moose an diesen Pflanzen und dem Anteil von Moosbärten ein Moosindex errechnet, der als Feuchteindikator dient. Außerdem wurden Hangneigung, Höhe und Exposition erhoben und der Kaffee-Ertrag durch das Zählen der reifen Kaffeefrüchte abgeschätzt.

In ausgewählten Untersuchungsquadraten wurden Bodenmischproben bis zu einer Tiefe von 0-20 cm genommen und folgendermaßen analysiert: pH (H_2O): 1:2,5, potentiometrisch; organische Substanz (%): titrimetrisch; Gesamt-Stickstoff (%): Kjeldahl und verfügbarer Phosphor (ppm): Bray II.

Die statistische Datenauswertung erfolgte mit CANOCO für Windows, Version 4.5 und SPSS für Windows, Version 13.0.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Ausprägung der Wildkaffeepopulationen in verschiedenen Kaffeenutzungssystemen

Basierend auf dem Anteil der Kaffeepflanzen an der Gesamtvegetation und auf dem Störungsgrad des Waldes können vier Kaffeenutzungssysteme beschrieben werden (Tab. 2).

Tab. 2: Beschreibung der vier Kaffeenutzungssysteme: Sammeltätigkeit, Waldkaffee (WK), Semi-Waldkaffee 1 und 2 (SWK)

	Sammeltätigkeit	**WK**	**SWK 1**	**SWK 2**
Managementintensität	gering	mittel	hoch	hoch – sehr hoch
Waldstruktur	ungestört	ungestört	gestört	gestört
Durchschn. Anzahl beschnittener Individuen / Untersuchungsquadrat	4	8	12	31
% Kaffeepflanzen[1]	< 20	> 20	> 50	< 50
Anzahl Kaffeesämlinge[2]	gering	gering-hoch	mittel-hoch	gering-mittel
Anpflanzen von Kaffeesämlingen	nein	nein	möglich	möglich
Geschätzter Kaffee-Ertrag (kg ha^{-1} a^{-1})	< 5	< 15	+/- 40	+/- 30

[1] „Anzahl Kaffeepflanzen ($\geq$ 0,5 m)“ / „Anzahl aller Pflanzen ($\geq$ 0,5 m)“ * 100 pro Untersuchungsquadrat

[2] „Anzahl Kaffeesämlinge ($\leq$ 0,1 m)” pro Untersuchungsquadrat: gering: < 200, mittel: 200-600, hoch: $\geq$ 600

Die Einteilung der Wälder in gestört oder ungestört erfolgt in Abhängigkeit von den Deckungsgraden der Strauch- und Krautschicht. Im ungestörten Wald sind diese Schichten normalerweise nur gering ausgeprägt, da das Kronendach dicht und relativ lichtundurchlässig ist; im gestörten Wald dagegen führt der natürliche Fall oder das Abhacken von Bäumen zu einer Öffnung der Vegetation und zur Ausbildung einer dichten Strauch- und/oder Krautschicht. Aufgrund der empirischen Datenlage werden gestörte Wäl-

der als solche definiert, wo der Deckungsgrad der Strauch- und Krautschicht zusammen größer als 105 % ist.

In Wäldern mit geringer Managementintensität sind die wilden Kaffeebäume dünn und schlank, die Populationen haben eine geringe Dichte und der Ertrag ist sehr niedrig. Im schattigen Unterwuchs finden sich zahlreiche andere Strauch- und Baumarten, die scheinbar konkurrenzstärker als der Kaffee sind. Das Entfernen von Kronenbäumen sowie des konkurrierenden Unterwuchses durch die ortsansässigen Bauern führt zu besseren Wuchsbedingungen für den Kaffee. Die Bäume werden buschiger und erreichen Brusthöhendurchmesser bis zu 15 cm. Die Kaffee-Erträge sind größer als im gering gemanagten Wald, da sich die Populationsdichte des Kaffees erhöht und die einzelnen Bäume mehr Früchte tragen. Die Standorte mit Semi-Waldkaffee lassen sich in zwei Nutzungssystem unterteilen: im SWK 1 ist die Dichte der Kaffeebäume und -sämlinge sehr hoch, wohingegen im SWK 2 der Unterwuchs stark ausgedünnt wird und nur aus wenigen großen Kaffeebäumen besteht. Teilweise erfolgt ein Zupflanzen von wildgesammelten Kaffeesämlingen oder von durch die Regierung und Nichtregierungsorganisationen verteilten Kaffeesämlingen aus nationaler Züchtung.

Der Korrelationskoeffizient nach Spearman zeigt, dass die Dichte der Kaffeepflanzen im ungestörten Wald entweder negativ mit dem Moosindex (- 0,821; Signifikanzstufe 0,05; Waldfragment Mankira) oder positiv mit südlicher bis südwestlicher Exposition (0,649; Signifikanzstufe 0,01; Waldfragment Koma) korreliert ist. Das bedeutet, dass im teilweise sehr schattigen und feuchten Bergregenwald der Bonga-Region Kaffee die trockeneren, helleren und wärmeren Standorte bevorzugt. Es lässt sich folgern, dass die Beseitigung der Vegetation im Rahmen des Kaffeemanagements nicht nur die zwischenartliche Konkurrenz für den Kaffee minimiert, sondern auch durch die stärkere Sonneneinstrahlung bessere mikroklimatischen Bedingungen für den Kaffee schafft. Allerdings muss in Betracht gezogen werden, dass ein Übermaß an Sonneneinstrahlung zu einer übersteigerten Fruchtproduktion und auf längere Sicht zu einem Absterben der Kaffeebäume führt (DEMEL TEKETAY 1999).

Ein Zusammenhang zwischen den Bodeneigenschaften und der Kaffeeverteilung konnte nicht nachgewiesen werden. Alle beprobten Böden sind humusreich, haben ein enges C/N-Verhältnis (< 11) und liegen mit einem durchschnittlichen pH (H_2O) von 5.3 im für Kaffee geeigneten Bereich (ALEMAYEHU MAMO 1992)

3.2 Auswirkung der Wildkaffeemanagements auf die Pflanzendiversität

In den Untersuchungsquadraten der Bonga-Region wurden insgesamt 310 Arten gefunden mit 113 Arten der Krautschicht, 39 epiphytischen Arten sowie 158 holzigen Arten und Schlingpflanzen. Ein Vergleich der Waldfragmente zeigt, dass sie sich weniger in ihrem Arteninventar, sondern in der Häufigkeit der einzelnen Arten unterscheiden. Dies ist zum Teil bedingt durch unterschiedliches Mikroklima in Abhängigkeit von Höhe und Exposition.

Das Waldfragment Kayakela, in dem großflächig intensive Kaffeenutzung betrieben wird, eignet sich am besten zur Darstellung der Auswirkung des Kaffeemanagements auf die Vegetation. Das Entfernen von konkurrierender Vegetation führte hier nicht nur zu einer Störung der Waldstruktur (vgl. 3.1), sondern auch zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung.

Durch den stärkeren Lichteinfall in Wäldern mit hoher Managementintensität nimmt die Artenanzahl sowie die Abundanz von Stauden (*Vernonia*) und Schlingpflanzen (z. B. *Cyphostemma*, *Stellaria*, *Mikania*, *Rubus*) zu und Schösslinge von Pionierarten wie *Clausena* und *Bersama* haben eine hohe Dichte. In seit Jahrzehnten genutzten Standorten werden typische Arten der Kronenschicht durch Störungszeiger wie *Maesa* und *Croton* ersetzt, die in Vegetationslücken schnell aufwachsen. Des Weiteren ist *Milletia* im gemanageten Wald sehr häufig, weil Bauern diese Art wegen ihrer Kronenstruktur als Schattenbaum für Kaffee bevorzugen und selektiv fördern.

Holzige Lianen (z. B. *Hippocrathea*, *Jasminium*, *Landolphia*) sowie „Kaffee-Konkurrenten", das heißt Sträucher und kleine Bäume (z. B. *Chionanthus*, *Dracaena*, *Oxyanthus*, *Rothmannia*, *Galiniera*, *Psychotria*), die dieselbe ökologische Nische beanspruchen wie Kaffee, werden vom Kaffeemanagement ebenfalls stark beeinflusst. Holzigen Lianen werden im ungestörten Wald über 40 m lang und erreichen eine Dicke von bis zu 15 cm. Durch das Management werden diese alten Individuen entfernt und dasselbe trifft für ausgereifte Individuen der „Kaffee-Konkurrenten" zu. Die Sämlinge oder Schösslinge der erwähnten Arten dagegen haben in Flächen mit hoher Managementintensität eine höhere Dichte als in Flächen mit geringem Management.

Das heißt, dass in Wäldern mit hoher Managementintensität eine Veränderung der Artenzusammensetzung und eine Veränderung der Größenklassenverteilung der einzelnen Arten einsetzt. Es bleibt zu untersuchen, wie lange das Regenerationspotential von Lianen und anderen typischen Waldarten in den gemanagten Flächen erhalten bleibt.

3.3 Implikationen für eine nachhaltige Waldnutzung und Bezug zum Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD)

Die obengenannten Ergebnisse zeigen, dass das Kaffeemanagement den Hektarertrag erhöht, aber auch zu einer Veränderung der ursprünglichen Artenzusammensetzung und Waldstruktur führt. Daraus entsteht eine Diskrepanz zwischen den Interessen der lokalen Bevölkerung und dem Waldschutz, die in Entwicklungsstrategien für die untersuchte Region berücksichtigt werden muss. Wird Wildkaffee zum Beispiel zu einem „fairen" Preis aufgekauft, erhöht sich die Motivation der Bauern durch intensives Management die Kaffee-Erträge zu steigern. Damit der Wald nicht gefährdet wird, ist es deshalb notwendig eine Höchstmengenregelung einzuführen und die Managementaktivitäten zu beschränken. Außerdem sollte auf die genetische Einzigartigkeit des Wildkaffees Rücksicht genommen werden. Bei Bonga gibt es zum Beispiel eine ökologisch zertifizierte Kaffeeplantage, die jedoch gezüchtete Kaffeesorten anbaut mit der Gefahr, dass es zu einer Kreuzung mit dem im angrenzenden Wald wachsenden Wildkaffee kommt.

Letztendlich sollten Ansätze für eine nachhaltige Waldnutzung in der Bonga-Region auf Leitlinien beruhen wie sie von der CBD im „Arbeitsprogramm zur biologischen Vielfalt der Wälder" und Artikel 8 zu Schutzgebieten vertreten werden. Dazu gehören zum Beispiel die Einrichtung eines repräsentativen Netzwerkes von Schutzgebieten mit Kernzonen und Pufferzonen, Entwicklung nachhaltiger Nutzungsformen und die Zertifizierung von ökologisch und sozial verträglichen Waldnutzungsformen. Weiterhin bleibt zu evaluieren, ob für das untersuchte Gebiet ein nachhaltiger Naturtourismus wie in den „Leitlinien zur nachhaltigen Planung und Lenkung touristischer Aktivitäten" beschrieben in Frage kommt.

Die konkrete Entwicklung eines Schutz- und Nutzkonzeptes für die äthiopischen Bergregenwälder mit wildem Kaffee, das alle ökologischen, genetischen, ökonomischen und soziologischen Ergebnisse des CoCE-Projektes mit einbezieht, befindet sich derzeit noch in der Planungsphase.

4 Zusammenfassung

Basierend auf systematischen Vegetationserhebungen im afromontanen Regenwald mit wildem Kaffee in der Bonga-Region (Südwest-Äthiopien) werden vier Wildkaffeenutzungssysteme beschrieben. In Wäldern mit geringer Managementintensität ist Kaffee nur spärlich vertreten und die Erträge sind niedrig. Mit zunehmenden Management nimmt die Dichte der Kaffeepopulationen sowie der Kaffee-Ertrag zu, gleichzeitig setzt aber eine erhebliche Störung der Waldstruktur und eine Veränderung der Artenzusammensetzung ein. Um den wilden Kaffee und die afromontanen Regenwälder in der Region zu erhalten, ist ein Schutzgebietssystem notwendig, das nicht nur ökologische Gesichtspunkte, sondern auch die Nutzungsansprüche der lokalen Bevölkerung in Betracht zieht.

5 Literatur

ALEMAYEHU MAMO (1992): Nutritional status of coffee soils of Keffa and Illubabaor administrative regions in south western Ethiopia: Dissertation. - Gießen (Universität Gießen)

COCE (2005): http://www.coffee.uni-bonn.de [Online].

CONSERVATION INTERNATIONAL (2005): http://www.biodiversityhotspots.org [Online].

DEMEL TEKETAY (1999): History, botany and ecological requirements of coffee. - Walia 20: 28-50

REUSING, M. (1998): Monitoring of forest resources in Ethiopia. - Government of the Federal Democratic Republic of Ethiopia, Ministry of Agriculture, Natural Resources Management and Regulatory Department & German Agency for Technical Cooperation (GTZ), Addis Ababa.

TADESSE W. GOLE; DEMEL TEKETAY; DENICH, M & T. BORSCH (2001): Diversity of traditional coffee production systems in Ethiopia and their contribution for the conservation of coffee genetic diversity. - In: DEUTSCHER TROPENTAG (Hrsg.): Proceedings of the Conference on International Agricultural Research for Development, 9-11 October 2001. - Bonn (University of Bonn)

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2006	127-133	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Honorierungsansätze für Umweltleistungen in der Landwirtschaft - Genese, Trends und Bewertung

CORNELIA DEIMER

Schlagwörter: agro-environmental measure; activity-oriented; measure-oriented; result-oriented and as market-oriented approaches; economic efficiency and ecological effectiveness; SWOT-Analysis

1 Einleitung und Problemstellung

Neben den Funktionen der Landwirtschaft als Erzeuger von Nahrungsmitteln und nachwachsenden Rohstoffen und damit als Einkommensquelle erlangen der Erhalt und der Schutz einer lebenswerten Umwelt immer mehr an Bedeutung. Sie hat deshalb in ihrem Tätigkeitsfeld eine hohe Verantwortung für den Interessenausgleich zwischen Ökonomie und Ökologie.

Um den infolge der intensiven Landbewirtschaftung der letzten Jahrzehnte aufgebrochenen Konflikt zwischen der Landwirtschaft sowie dem Umwelt- und Naturschutz (SRU 1985, 1992, 1996, 2002) durch eine Reduzierung der Ressourcenbelastungen zu entschärfen, werden seit vielen Jahren in den Mitgliedstaaten der EU verschiedene Umweltleistungen der Landwirtschaft staatlich honoriert.

Honorierungsansätze für die Erbringung von Umweltleistungen in der Landwirtschaft sind in der aktuelleren Literatur oft beschrieben worden. Immer stärker werden in dem Zusammenhang ergebnisorientierte Modellansätze sowie deren Vorzüge diskutiert. Angesichts der kritischen Haltung der Steuerzahler zum Einsatz staatlicher Mittel und unter Beachtung der knappen Finanzbudgets in den Ländern stehen diese Maßnahmen auf dem Prüfstand. VON MÜNCHHAUSEN (2003) fordert, dass zukünftig Agrarumweltmaßnahmen maßgeschneidert für eine bestimmte Landschaft oder Region angeboten werden sollten. Unter Berücksichtigung dieser Anforderungen stellte sich die Frage, welche ökonomische Effizienz und ökologische Effektivität verschiedene Honorierungsansätze für Agrarumweltmaßnahmen erreichen.

2 Methode

Aus der Vielzahl in der Literatur bekannten Bewertungsmethoden wird anhand der Kriterien Objektivität, Validität, Reliabilität und Handhabbarkeit nach einer geeigneten Methode für die vergleichende Bewertung von Honorierungsansätzen für Umweltleistungen in der Landwirtschaft gesucht. Die Auswahl der anzuwendenden Methode erfolgt mittels eines Paarvergleiches, um eine Rangfolge zwischen den untersuchten Bewertungsmethoden zu erstellen.

Die SWOT-Analyse erwies sich im Paarvergleich verschiedener Bewertungsmethoden als am besten zur vergleichenden Beurteilung von Honorierungsansätzen für Umweltleistungen in der Landwirtschaft geeignet, da sie ein wirkungsvolles Instrument zur Abschätzung von Potenzialen der Bewertungsgegenstände ist. In diese Analyse wurden handlungs-, maßnahme-, ergebnis- sowie marktorientierte Honorierungsansätze einbezogen.

3 Ergebnisse

3.1 Handlungs- und maßnahmeorientierte Honorierung von Umweltleistungen in Deutschland

Derzeit werden in den EU-Mitgliedstaaten ca. 160 verschiedene Agrarumweltprogramme angeboten, die unterschiedlich definiert und gehandhabt werden. Zur Reduzierung der auftretenden Umweltbelastungen werden in den Ländern verschiedene Agrarumweltmaßnahmen angeboten, die der Landwirtschaft einen Anreiz geben sollen, durch Anwendung „umweltgerechter und den Lebensraum schützender Produktionsverfahren“ die natürlichen Ressourcen zu erhalten und zu verbessern.

Die in den einzelnen Mitgliedstaaten angebotenen Maßnahmen unterscheiden sich in ihren Inhalten und Zielen beträchtlich voneinander. Vereinfacht beschrieben könnte man sie in:

- überwiegend produktionsbezogene Maßnahmen (z. B. Förderung des ökologischen Landbaus oder der Grünlandextensivierung - handlungsorientiert) und
- überwiegend naturschutzbezogene Maßnahmen (z. B. Erhalt von Magerrasenstandorten – maßnahme- oder ergebnisorientiert) einteilen.

In Deutschland zeigt sich das in Tab. 1 zusammengefasste schematisierte Bild.

Tab. 1: Überblick über die in Deutschland angebotenen Agrarumweltmaßnahmen

	BB	BY	BW	HB	SN	ST	TH	HH	HE	N	MV	NRW	RP	SL	SH
Extensiver Ackerbau	■	■	■		■		■			■	■	■			
Extensive Grünlandnutzung	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Ökologischer Landbau	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Vertragsnaturschutz	■	■	■		■	■	■	■	■	■		■	■	■	■

grau markiert: Maßnahme wird angeboten Quelle: eigene Darstellung nach BFN , 2003

Der überwiegende Teil der Maßnahmen folgt einem handlungsorientierten Honorierungsansatz (ca. 67 %). Dies bedeutet, dass ein Naturschutzziel in landwirtschaftliche Maßnahmen übersetzt wird und der Landwirt für deren Umsetzung, eine Honorierung erhält. Maßnahmeorientierte Honorierungsansätze (z. B. Vertragsnaturschutz) zeichnen sich im Gegensatz dazu durch verschärfte Handlungsanforderungen aus, die das Erreichen des Naturschutzzieles gewährleisten sollen.

In den untersuchten Bundesländern Sachsen-Anhalt, Sachsen und Thüringen gibt es sehr mannigfache Schwerpunkte der Förderung infolge der in den Acker- und Grünlandregionen der analysierten Länder unterschiedlichen natürlichen Standortbedingungen, wie Höhenlage, Niederschlag und Temperatur. Während sich in den Bundesländern Sachsen-Anhalt und Thüringen eine starke Akzeptanz auf dem Grünland abzeichnete, lag der Schwerpunkt der Agrarumweltförderung im Freistaat Sachsen auf den dort angebotenen Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau. Bezogen auf die LF des Landes wurden im Freistaat Sachsen über 70 % umweltschonend bewirtschaftet, im Freistaat Thüringen waren es ca. 25 % und im Land Sachsen-Anhalt nur 12 % der LF.

Bei der vergleichenden Betrachtung der Honorierungsansätze zeigte sich, dass derzeit in den drei Bundesländern der Anteil handlungsorientierter Ansätze an den Honorierungen für Umweltleistungen gegenüber den maßnahmeorientierten Ansätzen überwiegt. Im Land Sachsen-Anhalt wurden 72 %, im Freistaat Thüringen 80 % und im Freistaat Sachsen infolge der nahezu flächendeckenden Ackerbauförderung 93 % handlungsorientiert honoriert. Auch bezogen auf die Verteilung der Fördermittel waren die Unterschiede in den betrachteten Ländern gravierend. Die Fördermittel für Agrarumweltmaßnahmen betragen im Land Sachsen-Anhalt ca. 22 EUR/ha LF. Im Freistaat Sachsen sind es etwa 105 EUR/ha LF, also nahezu das Fünffache, im Freistaat Thüringen liegt der mittlere Förderbetrag bei 44 EUR/ha LF (HOCHBERG et al. 2003; OTTO et al. 2003 a und b).

Angesichts der hohen Bedeutung, die der Umwelt- und Verbraucherschutz für den ländlichen Raum in den letzten Jahren erlangte, wird der Stellenwert der Honorierung für Umweltleistungen in den nächsten Jahren weiter wachsen. Um die Agrarumweltmaßnahmen zukünftig noch zielgerichteter, effizienter und stärker an den Bedürfnissen von Landwirtschaft und Naturschutz zu orientieren, sind Veränderungen notwendig.

In der Landwirtschaft ist zukünftig eine gezielte Honorierung von Umweltleistungen erforderlich, da damit die zu erbringenden Leistungen stark an die natürlichen Standortbedingungen angepasst werden können.

Naturschutzziele könnten effizienter erreicht werden, wenn die Berechungsbasis der Prämien besser an die Kosten- und Ertragssituation der Landwirte anzupassen wäre. Unterstellt man, dass die für die Erbringung von Umweltleistungen zur Verfügung gestellten Mittel unter dem Gesichtspunkt der immer knapperen Haushaltskassen sinken würden, könnten z. B. Gebietskulissen für Honorierungsmöglichkeiten in Zukunft eine nicht unwesentliche Rolle spielen. Dabei wären ergebnis- oder marktorientierte Honorierungsansätze denkbare Wege, gezielt Umweltleistungen zu honorieren.

Modellprojekte hierfür liegen beispielsweise in der Entwicklung von ergebnisorientierten Honorierungsansätzen vor (vgl. OPPERMANN 2003; BERTKE et al. 2004). Ergebnisorientierung heißt, dass die Landwirte für das tatsächlich erzielte Ergebnis, z. B. für die Zunahme einer bestimmten Pflanzenpopulation auf der Förderfläche, honoriert werden. Diese Projekte nehmen allerdings flächenmäßig noch einen sehr geringeren Anteil ein.

Die Umwelthonorierung an die Gesetzte des Marktes zu binden, wäre ein erweiterter Ansatz der zielgerichteten Honorierung. Da sie bisher kaum verbreitet sind, aber immer stärker als Option Beachtung finden, wird nachfolgend ein Modell für einen marktorientierten Honorierungsansatz entwickelt, das dann quasi als „virtueller“ Vergleichspartner in der SWOT - Analyse den anderen Honorierungsansätzen gegenüber gestellt werden kann.

3.2 Entwicklung eines marktorientierten Honorierungsansatzes

Da der in der neueren Zeit häufiger als Option diskutierte marktorientierte Honorierungsansatz nicht in einer so ausgestalteten Form vorlag, wie die anderen Honorierungsansätze, erfolgte zunächst eine theoretische Begründung für diesen Ansatz sowie darauf aufbauend die Entwicklung eines „virtuellen“ marktorientierten Ansatzes zur Honorierung der Umweltleistungen für die umwelt- und naturschutzgerechte Grünlandbewirtschaftung. Betrachtet man die Beziehungen am Markt, so entspricht der Nutzen von Um-

weltleistungen auf der Nachfrageseite dem Wert, der mit den Kosten des Anbieters für die nachgefragte Leistung und dem dafür zu zahlenden Preis gleich gesetzt werden kann.

Der Staat steht bei diesem marktorientierten Honorierungsansatz als alleiniger Marktpartner (Monopson) mit einer budgetierten Nachfrage einer Vielzahl von Landwirten als Anbieter gegenüber. Die Leistungen, welche für die Umwelt zu erbringen sind, werden konkret ausgeschrieben. Die Landwirte reagieren je nach ihrer wirtschaftlichen und standörtlichen Situation auf diese Nachfrage. Sie bieten verschiedene, für ihren Standort spezifische, Umweltleistungen an, die zwar unabhängig voneinander in den landwirtschaftlichen Unternehmen erbracht werden, sich aber durchaus auch ergänzen können. Im Regelfall kann davon ausgegangen werden, dass für jeden Anbieter die Grenzkosten über dem gesamten Produktionsbereich konstant bleiben, diese aber zwischen den einzelnen Anbietern verschieden hoch sein können. Dies hat zur Folge, dass eine unterschiedliche Anzahl von Unternehmen das betrachtete Produkt „Verbesserung der Umwelt“ mit mannigfaltigen Preisen anbietet und damit zu einem differenzierten Marktangebot beiträgt. Nach den Gesetzen des Marktes bestimmt letztendlich der preiswerteste Anbieter in der Region das Preisniveau.

Das Honorierungskonzept setzt sich aus dem Nachfragekatalog (Staat) und der Angebotserstellung (Landwirte) zusammen. Mit dem Nachfragekatalog werden das Budgets und die Schwerpunktbereiche der Förderung abgegrenzt sowie Besonderheiten der Nachfrage benannt. Für die Angebotserstellung könnte das in Tab. 2 vorgestellte Angebot als Muster oder Checkliste dienen.

Tab. 2: Angebot zur Erhaltung einer Borstgrasrasenfläche in der Region Ostharz

A N G E B O T		
Position	Beschreibung	ME
Gegenstand des Angebotes	Erhalt von Borstgrasrasen in der Region Ostharz	
Angebotene Menge	Flächengröße	
Zeitraum	Jahre (Nachweis z. B. Pachtvertrag)	
Nähere Beschreibung der Umweltleistung	Einmalige Schlegelmahd und Abfuhr des Mähgutes	
Art der anfallenden Kosten je ha	Bewirtschaftungskosten, inklusive Pacht, Kosten der Entsorgung des Mähgutes inklusive Zuschläge für Kontrollkosten sowie Gewinn	
Kalkulierte Kosten insgesamt (=Angebotspreis)	Kosten pro Jahr für den Gesamtzeitraum	
Besonderheiten	Keine	

Beim marktorientierten Honorierungsansatz erfolgt eine zielgerichtete Förderung von Einzelflächen unter Berücksichtigung regionaler Aspekte. Dieser Honorierungsansatz ist allerdings in der administrativen Umsetzung, in der Handhabbarkeit oder der Kontrollfähigkeit wesentlich anspruchsvoller und kostenintensiver, da beispielsweise im Vorfeld ein Zielartenkatalog erstellt werden muss und die Kontrolle der erreichten Ziele einen deutlich höheren personellen und zeitlichen Aufwand erfordern.

3.3 Vergleich der Honorierungsansätze von Umweltleistungen

Die vergleichende Bewertung der Honorierungsansätze vor dem Hintergrund der besonderen Vielfalt europäischer Landschaften und Landnutzungssysteme sowie der unterschiedlichen Strukturen landwirtschaftlicher Betriebe ergab, dass der von der EU skizzierte Ansatz einer Regionalisierung der Agrarumweltmaßnahmen sinnvoll und richtig ist. In vielen Fällen werden die bisherigen handlungsorientierten Honorierungssysteme als unzureichend eingeschätzt. Hier geraten ergebnis- und marktorientierte Honorierungsansätze stärker ins Blickfeld. Diese Maßnahmen orientieren sich viel stärker an den vorhandenen Naturschutzproblemen und die Prämien an der jeweiligen Kosten- und Ertragssituation der Landwirte. Die SWOT-Analyse nach den ausgewählten Kriterien ergab folgende Stärken-Schwächen Profile der Honorierungsansätze (Abb. 1):

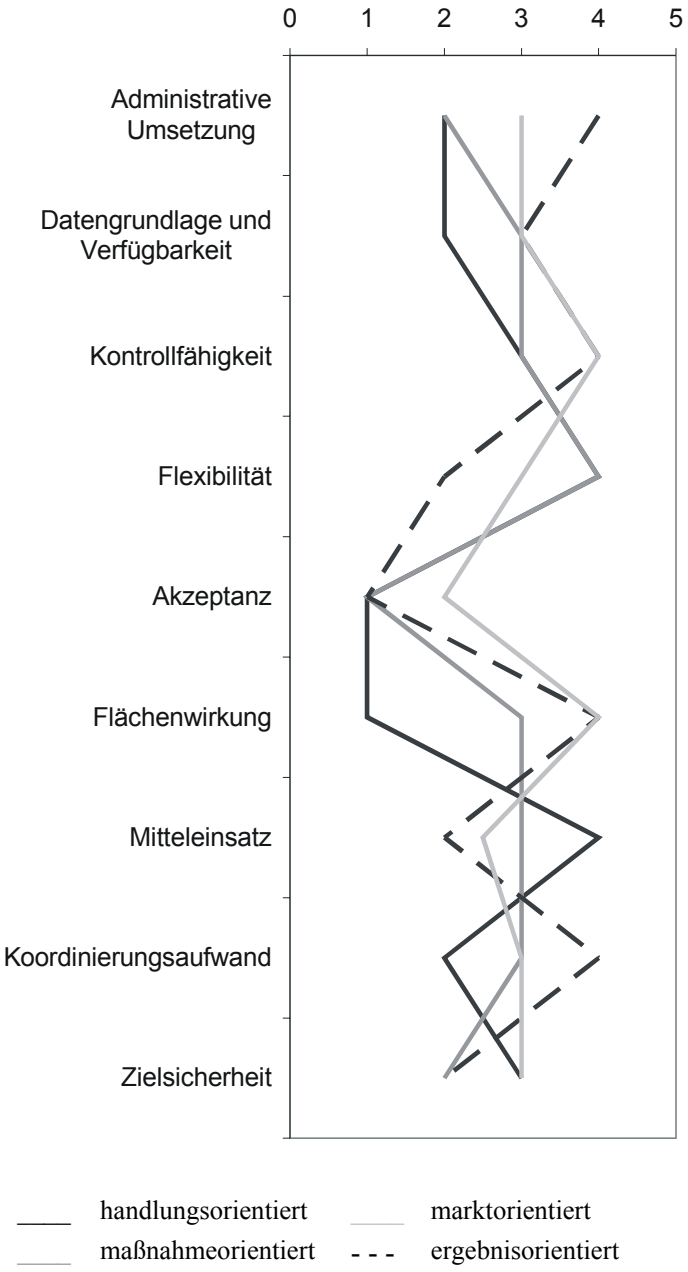

Abb. 1: Vergleich von Stärken-Schwächen-Profilen von Honorierungsansätzen für Umweltleistungen

Im Ergebnis der SWOT-Analyse ergab sich, dass es die beste Lösung zur Honorierung von Umweltleistungen nicht gibt. Während handlungsorientierte Honorierungsansätze für Umweltleistungen in der Landwirtschaft auch zukünftig stärker den abiotischen Bereich betreffen, sind ergebnis- oder marktorientierte Honorierungsansätze eher auf die biotische Umweltverbesserung ausgerichtet.

4 Ausblick

In Zukunft ist es wichtig, die Verschiedenheit und Vielseitigkeit von Fördermöglichkeiten für die Erbringung von Umweltleistungen stärker zu nutzen, um die Landwirte motivierend und die Verwaltung budgetorientiert zu beeinflussen. Für die Honorierung von Agrarumweltmaßnahmen sollten deshalb neben den handlungsbezogenen Ansätzen auch Ansätze mit Handlungsoptionen für den Landwirt gewählt werden.

Um die Vielfalt der vorhandenen Honorierungsansätze gezielt nutzen zu können, müssen von Seiten der EU Förderinstrumente entwickelt werden, die auch ergebnis- oder marktorientierte Ansätze zulassen. Hierfür besteht weiterer Forschungsbedarf, der speziell agrarpolitische, juristische und volkswirtschaftliche Aspekte berücksichtigen sollte.

Es wäre wünschenswert, wenn Gelder aus Sanktionen z. B. durch CC für zielorientierte, z. B. marktorientierte Umwelthonorierung auf Einzelflächen eingesetzt werden könnten.

Im Rahmen pflanzensoziologischer und zoologischer Forschungsarbeiten sollte ein Katalog von Zeigerarten für verschiedene Standorte und Lebensräume erstellt werden, der in den marktorientierten Nachfragekatalog regionsspezifisch integriert werden könnte.

5 Literatur

BERTKE, E.; HESPELT, S. & R. MARGGRAF (2004): Ein neues Konzept für die effiziente Ausgestaltung von Agrarumweltprogrammen. - Ein Pilotprojekt . - (Ländlicher Raum 3/2004)

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN) (2003): Kurzfassungen der nach Verordnung EG 1257/1999 kofinanzierten Agrarumweltprogramme der Bundesländer. - Bonn (BfN) (BfN-Skripten 87)

DEIMER, C. (2005): Honorierungsansätze für Umweltleistungen in der Landwirtschaft - Genese, Trends und Bewertung. Diss. - Halle (Universität Halle) noch unveröffentlicht

HOCHBERG, H.; FINKE, C.; SCHWABE, M.; ZOPF, D. & I. MATTHES (2003): Halbzeitbewertung des Entwicklungsplanes für den ländlichen Raum Thüringen, 2000-2006.

OPPERMANN, R. (2003): Ergebnisorientierte Förderung artenreichen Grünlands in der Praxis – Erfahrungen aus 3 Jahren landesweiter Anwendung in Baden-Württemberg. - In: STADTWERKE HANNOVER AG, ARUM: Ergebnisorientierte Honorierung in der Grünlandbewirtschaftung – Perspektiven in Niedersachsen. - Hannover.

OTTO, R.; ABRAHAM, J.; DEIMER, C. & W. HEYER (2003): Evaluation des Entwicklungsplanes für den ländlichen -Anhalt - Bericht zur Halbzeitbewertung

OTTO, R.; DEIMER, C.; HEYER, W. & R. LÜDIGK (2003): Evaluation des Entwicklungsplanes für den ländlichen Raum für den Interventionsbereich des EAGFL-Garantie im Förderzeitraum 2000 bis 2006 des Freistaates Sachsen - Bericht zur Halbzeitbewertung

SRU (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN) (1985): Sondergutachten: Umweltprobleme der Landwirtschaft.

SRU (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN) (1992): Sondergutachten: Umweltprobleme der Landwirtschaft.

SRU (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN) (1996): Konzepte einer dauerhaft umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume (Sondergutachten) Stuttgart

SRU (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN) (2002): Umweltgutachten 2002 des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen "Für eine neue Vorreiterrolle". Deutscher Bundestag. Drucksache 14/8792

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2005	135-141	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Artenvielfalt als Produktionsgut der Landwirtschaft? – Neue Wege in der Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft – ein ergebnisorientiertes Honorierungskonzept und seine Umsetzung im Landkreis Bad Doberan

ANNIKA HÖFT & BÄRBEL GEROWITT

Schlagwörter: Agrar-Umweltprogramm; Ökologische Güter; Regionale Umsetzung; Grünland; Acker

1 Einleitung

Stellen wir uns vor, ein interdisziplinäres Wissenschaftlerteam setzt sich zum Ziel, ein Agrar-Umwelt-Programm zu entwickeln, dass in idealer Weise den grundlegenden Anforderungen an derartige Programme genügt: hohe ökologisch-ökonomische Effizienz, breite Akzeptanz auf Ebene der Experten und Entscheidungsträger, auf Ebene der Betroffenen sowie auf der der Vermittler und nicht zuletzt eine hohe Praktikabilität (SCHWEPPE-KRAFT 2000). Unabhängig davon, vorhandene Programme verbessern zu müssen, wird das Team neue Wege einschlagen und innovative Honorierungskonzepte für ökologische Leistungen der Landwirtschaft entwickeln können. Unter ähnlichen Ausgangsbedingungen entstand im Jahr 2000 an der Universität Göttingen das Forschungsprojekt „Ergebnisorientierte Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft“ (GEROWITT & MARGGRAF 2001). Ausgewiesenes Ziel des Projektes im Sinne des Übereinkommens über die biologische Vielfalt ist die Stärkung der Kompetenzen von Landwirten sowie der regionalen Bevölkerung im Bereich der nachhaltigen Nutzung landwirtschaftlicher Biodiversität. Entsprechend diesem Ziel wird innerhalb des entwickelten Honorierungskonzeptes regionales Wissen in den Entscheidungsprozess zur Festlegung einer bestmöglichen Förderung landwirtschaftlicher Biodiversität eingebunden.

Das Honorierungskonzept wird seit 2004 im Landkreis Northeim, Niedersachsen mit Landwirten in der Praxis erprobt. Zeitgleich erfolgt an der Universität Rostock eine konzeptionelle Übertragung auf den Landkreis Bad Doberan, Mecklenburg-Vorpommern. Die Übertragung geschieht vor dem Hintergrund, einen Leitfaden für die bundesweite Umsetzung des Konzeptes in anders strukturierte Regionen zu erstellen. Zu diesem Zweck werden die notwendigen Schritte einer Übertragung sowie der Aufwand der Konzeptanpassung ermittelt. Im Folgenden werden Ergebnisse dieses Arbeitsbereichs aus der regionalen Anpassung der Ökologischen Güter „Grünland“ und „Acker“ vorgestellt.

2 Das Honorierungskonzept

Das Göttinger Honorierungskonzept setzt sich aus vier Bausteinen zusammen: [A] der Ergebnisorientierung (Artenvielfalt als Leistungsziel), [B] der Regionalisierung (Umsetzung auf Landkreisebene), [C] der Partizipation der Bevölkerung über einen regionalen Beirat und [D] der Durchführung eines Ausschreibungsverfahrens (keine Prämienvorgabe).

Honoriert wird das Vorhandensein einer bestimmten nachgefragten Menge an pflanzlicher Biodiversität. Diese ist das *Ergebnis* landwirtschaftlicher Flächenbewirtschaftung und wird definiert als Ökologisches

Gut. Ökologische Güter stellen dabei kein bestimmtes „Maß“ an Biodiversität dar. Sie dienen vielmehr (mit Einschränkung) als Indikatoren für eine hohe gesamtorganismische Biodiversität. Ihr Vorhandensein kennzeichnet eine extensive Flächenbewirtschaftung. Den einzelnen Ökologischen Gütern werden normierte Qualitätsstufen zugewiesen. Ein Qualitätsvergleich erfolgt über festgelegte Honorierungskriterien (Flächengröße, Artenanzahl pro Flächeneinheit, Artenzusammensetzung, struktureller Aufbau). Unterschieden werden die Ökologischen Güter „Grünland“, „Acker“ und „Zwischenstrukturen“ (Brachen, Randstreifen, Hecken, etc.) (BERTKE 2005). Durch die *Regionalisierung* auf Landkreisebene finden landschaftstypische Besonderheiten der Region bei der Abgrenzung der Güter eine bessere Berücksichtigung.

Über einen *Regionalen Beirat* werden Akteure aus den Bereichen Kommunalpolitik, Verwaltung und Verbände in die Entscheidung über die zu honorierenden ökologische Güter mit einbezogen. Der Beirat repräsentiert in dem Verfahren die regionale öffentliche Nachfrage nach Ökologischen Gütern. Er entscheidet über die Budgetaufteilung und erstellt einen Nachfragekatalog als Arbeitsgrundlage für die Verwaltung. Über ihn wird regionales Wissens in die Gestaltung der Honorierung eingebunden. Damit kann die Akzeptanz der Honorierung erhöht werden.

Durch das von der Verwaltung durchgeführte *Ausschreibungsverfahren* treten die Anbieter Ökologischer Güter (Landwirte) miteinander in Konkurrenz um die Förderung. Die ausschreibende Behörde setzt demnach keine Prämienvorgabe fest. Stattdessen gibt der Landwirt ein Angebot ab, in dem er einen Preis benennt, zu dem er bereit ist, das Ökologische Gut auf seinen Flächen bereitzustellen. Der Landwirt erhält dadurch einen Anreiz, zu seinem eigenen Nutzen eine zielgerichtete Flächenauswahl nach ökologischen Kriterien zu treffen (hohe Artenvielfalt). Nebenbei entstehen ihm (finanzielle) Anreize zur Entwicklung optimaler Produktionsverfahren zur Erzeugung einer möglichst hochwertigen Ökologischen Gutes. Artenvielfalt wird damit zum Produktionsgut der Landwirtschaft. In der Konsequenz erhöht sich die ökologisch-ökonomische Effizienz. Der eigentliche Preis des ökologischen Gutes ergibt sich aus den Angeboten der Landwirte und der Nachfrage seitens des Regionalen Beirats (Abb. 1).

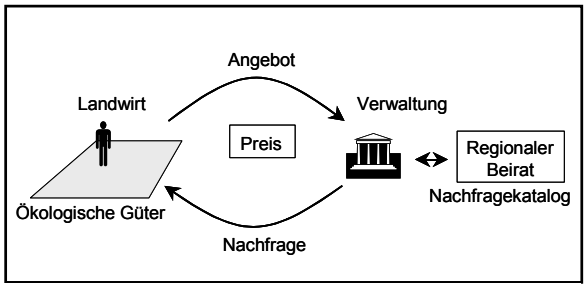

Abb. 1: Das Honorierungskonzept

3 Die Übertragung

Die Übertragung des Honorierungskonzeptes findet auf drei Ebenen statt, [A] auf ökologischer, [B] auf ökonomischer und [C] auf administrativer Ebene. Die ökologische Ebene umfasst die Anpassung der Ökologischen Güter an die regionalen Gegebenheiten. Die ökonomische Ebene beinhaltet die regionsspezifische Kalkulation der Kosten für die Produktion dieser Ökologischen Güter. Auf administrativer Ebene schließlich wird das Konzept als Agrar-Umweltprogramm in die regionalen Verwaltungsstrukturen eingebunden. Grundlegende Voraussetzung für die Anpassung des Konzeptes ist eine alle Ebenen berücksichtigende Erfassung der strukturellen Ausstattung der Übertragungsregion (Naturräumliche Ausstattung, Bodennutzung, Agrarstruktur, Verwaltungsstruktur, u. a.). Diese Daten dienen als Basis für eine vergleichende Betrachtung beider Regionen. Durch die Identifizierung ihrer spezifischen Unterschiede können gezielt die Punkte ermittelt werden, an denen das Ausgangskonzept angepasst werden muss. Die dazu benötigten Informationen müssen von regionalen Wissensträgern zusammengetragen werden. Um

von Beginn an eine gute Zusammenarbeit mit regionalen Akteuren und Wissensträgern sicherzustellen, ist es unverzichtbar, eine Marketing-Strategie für die Öffentlichkeitsarbeit des Projektes zu entwickeln. Das Ergebnis dieses Prozesses ist ein an die Region angepasstes ergebnisorientiertes Honorierungskonzept für ökologische Leistungen der Landwirtschaft.

Das Datenmaterial für die ökologische Anpassung des Konzeptes lieferten vor allem die floristische Datenbank Mecklenburg-Vorpommern (Gesamtartenliste des Landkreises Bad Doberan (1.445 Gefäßpflanzen)) sowie die vegetationskundliche Datenbank (612 Vegetationsaufnahmen von Grünland- und Ackerstandorten im Landkreis Bad Doberan (seit 1980)) und die Veröffentlichungen zu den Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns (BERG et al. 2004; BERG et al. 2001).

4 Die Untersuchungsregionen im Vergleich

Die für das Projekt ausgewählten Untersuchungsregionen unterscheiden sich in ihrer Struktur deutlich voneinander. Der Landkreis Northeim in Niedersachsen (1.254 qm, 800 mm N/Jahr), an dessen Beispiel das Konzept entwickelt wurde, liegt in der Region „Leine und Weserbergland“ am Harzrand. Als typische Mittelgebirgslandschaft kennzeichnen ihn vielfältige geologische Strukturen, die in Senkenlagen zum Teil von Löß überdeckt werden (hohe floristische Vielfalt). Die Landwirtschaft ist kleinstrukturiert (2003: 1.203 Betriebe, 48 ha LF/Betrieb) und wird von bäuerlichen Einzelbetrieben dominiert. Die Übertragungsregion, der Landkreis Bad Doberan in Mecklenburg-Vorpommern (1.362 qm, 600 mm N/Jahr), umschließt als Mantelkreis die Stadt Rostock an der Ostseeküste. Er ist der Region „Norddeutsche Senke“ zugehörig und zeichnet sich durch ein eiszeitlich geprägtes Landschaftsbild aus (Beckensande, Grund- und Endmoränenplatte, Urstromtäler). Bereits seit dem 17. Jahrhundert dominiert in der Region eine großstrukturierte Landbewirtschaftung (2003: 406 Betriebe, 240 ha LF/Betrieb). Als Reaktion auf die neue Marktsituation hat sich nach der Wiedervereinigung ein umfangreicher landwirtschaftlicher Strukturwandel vollzogen. In seinem Verlauf hat sich der Bestand an Raufutterfressern in der Region innerhalb weniger Jahre halbiert. Der Grünlandanteil in der Region blieb trotz dieses Rückgangs nahezu unverändert. Während sich in Bad Doberan in Niederungen und entlang der Flussläufe durch Niedermoorentwicklung vor allem obligatorisches Grünland befindet, sind die Uferbereiche der Flüsse im Landkreis Northeim (bei entsprechenden Meliorationsmaßnahmen) intensiv ackerfähig (nährstoffreiche Auenlehmdecken). Während der letzten 20 Jahre ist in der Region Northeim der Grünlandanteil durch Umbruch mit anschließender Ackernutzung und der Auflassung von Marginalstandorten um 25 % zurückgegangen. Dieser Prozess führte zur drastischen Verminderung der Artenvielfalt und Individuenzahl einzelner Arten. Während im Landkreis Northeim das primäre Schutzziel im Grünland deshalb in der Aufrechterhaltung der Nutzung noch vorhandener artenreicher Grünlandbestände liegt, wird im Landkreis Bad Doberan die Extensivierung und Re-Etablierung artenreichen (Niedermoor-)Grünlands angestrebt. 30 Jahre intensiver Bewirtschaft mit einer in der Folge stark reduzierten Diasporenbank im Boden, erschweren jedoch eine Renaturierung dieses Flächen (SCHOPP-GUTH 1997). Die in den 1960er und 1970er Jahren in Moorgrünland durchgeführte Komplex-Melioration mit anschließender Umwandlung in intensiv genutztes Saatgrasland führte zu massiven Standortveränderungen (u. a. hohe Nährstoff-Freisetzung) und zu einem drastischen Artenrückgang.

5 Regionale Anpassung der ökologischen Güter

5.1 Ökologische Güter Grünland

Die Ökologischen Güter (ÖG) „Grünland“ definieren sich über zwei Kriterien. Das Mindest-Honorierungskriterium entscheidet, ob eine Fläche überhaupt förderberechtigt ist. Im Landkreis Northeim muss ein Landwirt dafür mindestens acht verschiedene, nicht näher festgelegte Kräuterarten pro Kontrollparzelle im Grünland nachweisen. Um eine höhere Qualitätsstufe zu erreichen, müssen zusätzlich zwei bzw. vier Kräuterarten aus einem Zielartenkatalog oder Rote Liste-Arten auf der Fläche vorkommen. Die Auswahl der Zielarten erfolgt ebenfalls anhand festgelegter Kriterien (Extensivierungszeiger, Charakterart bzw. Verbreitungsschwerpunkt innerhalb der regional vorkommenden Grünlandgesellschaften, Stetigkeit ihres Auftretens innerhalb dieser Gesellschaften, einfache Bestimmbarkeit (BERTKE 2005).

Bei der regionalen Anpassung der ÖG Grünland müssen zwei Ebenen berücksichtig werden: [A] die Eigenschaften der vorkommenden Grünlandgesellschaften (Mittlere Artenanzahl pro Flächeneinheit, Verhältnis Kräuterartenanzahl zur Gesamtartenanzahl (*potenzielle Artenvielfalt*)) und [B] der ökologische Zustand des Grünlands an sich (*faktische Artenvielfalt*). Die Gesellschaft *Juncetea maritimi* Tx. & Oberd. 1958 (Salzwiesen) weist beispielsweise eine verhältnismäßig geringe mittlere Artenanzahl auf und wird von Gräsern dominiert. Selbst bei gutem ökologischen Zustand wird es einem teilnahmewilligen Landwirt schwer fallen, mit solchen Flächen die auf hohe Kräuterartenvielfalt ausgerichteten Honorierungskriterien zu erfüllen. Anders die Gesellschaft *Festuco-Brometea* Br.-Bl. & Tx. ex KLINKA & HADAČ 1944 (Basiphile Magerrasen). Sie weist nicht nur eine hohe mittlere Artenanzahl auf, sondern zeichnet sich außerdem durch eine große Vielfalt an Kräuterarten aus. Beide Gesellschaften kommen mit geringen Flächenanteilen im Landkreis Bad Doberan vor, letztere auch im Landkreis Northeim. Um Chancengleichheit bei teilnahmewilligen Landwirten zu gewährleisten ist es im Fall der Salzwiesen notwendig, die Honorierungskriterien an die Eigenschaften der Gesellschaft anzupassen, das heißt eigene Kriterien für diese Gesellschaft zu entwickeln. Da im Landkreis Bad Doberan weniger als zwei Hektar Salzwiesen vorkommen, lohnt sich dieser Aufwand allerdings nicht. Es ist anzunehmen, dass die notwendige „Sonderbehandlung“ einen unverhältnismäßig hohen administrativen Mehraufwand verursacht. Bei anzunehmenden ein bis zwei Bewirtschaftern lässt sich das Ausschreibungsverfahren nicht durchführen (vermutlich keine Verbesserung der ökonomisch-ökologische Effizienz). Außerdem erschwert die mosaikartige Vegetationsstruktur das Anlegen repräsentativer Kontrollparzellen (geringe Praktikabilität). Für diesen Landkreis ist es daher sinnvoller, den Erhalt und die Förderung von Salzwiesen über zielgerichteten, handlungsorientierten Vertragsnaturschutz zu gewährleisten. Dass es bei Magerrasen leichter fällt, die Honorierungskriterien zu erfüllen (als bei *Molinio-Arrhenatheretea* Tx. 1937 (Wirtschaftsgrünland)), kommt den Interessen des Naturschutzes sogar entgegen. Diese Gesellschaft erfüllt durch ihren Kräuterartenreichtum schnell die Kriterien eines höherwertigen ÖG Grünland. Sie kann damit höhere Preise/Prämien erzielen. Es entsteht für Landwirte ein erhöhter Anreiz, sie zu erhalten. Aus den im Landkreis Bad Doberan vorkommenden Kräuterarten des Wirtschaftsgrünlands und der Magerrasen (115 Arten) ist anhand der oben genannten Kriterien ein 30 Arten umfassender regionaler Zielarten-Katalog erstellt worden.

Eine der spannendsten Fragen innerhalb des Anpassungsprozesses war die, ob das für den Landkreis Northeim festgelegte Mindest-Honorierungskriterium (≥ 8 Kräuter/Kontrollparzelle) auch für den Landkreis Bad Doberan seine Gültigkeit behalten würde. Auf Grund des nutzungsgeschichtlich bedingten relativ schlechten ökologischen Zustands des Niederungsgrünlands war anzunehmen, dass die geforderte Kräuterartenanzahl erniedrig werden müsste. Im Landkreis Northeim wurde diese durch einen direkten Bezug zwischen Artenanzahl und Bewirtschaftung ermittelt (eigene Kartierung kombiniert mit einer Befragung der bewirtschaftenden Landwirte (BERTKE 2005)). Dieser direkte Nutzungsbezug ist bedingt durch die Art der Datengewinnung in der Übertragungsregion nicht möglich. Es ist allerdings möglich,

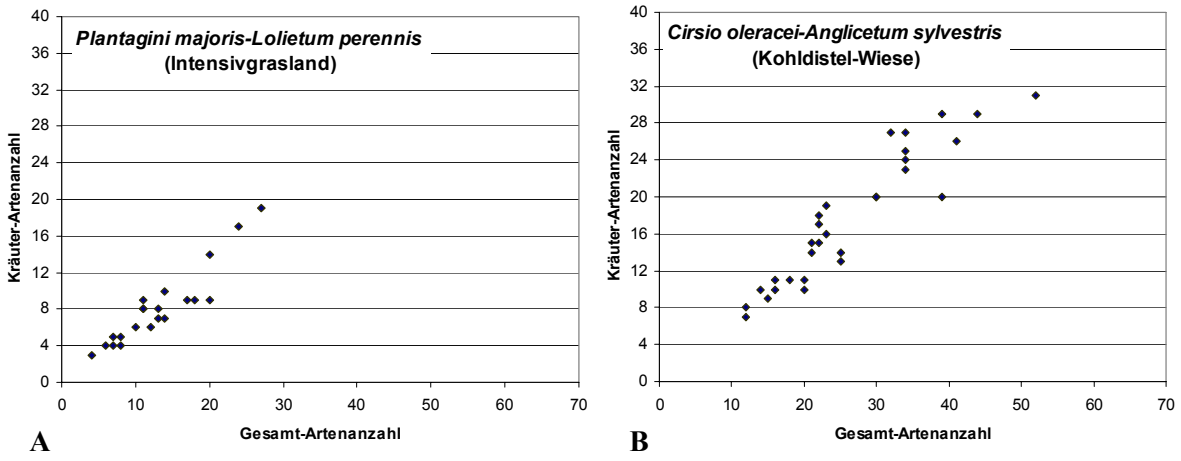

Abb. 2: Verhältnis Kräuter- zur Gesamt-Artenanzahl innerhalb der Vegetationsaufnahmen von [A] Intensivgrasland und [B] Kohldistel-Wiesen. Aufnahmen mit ≥ 8 Kräuterarten erfüllen das Mindest-Honorierungskriterium.

über die Zeigereigenschaften der Pflanzengesellschaften einen indirekten Bezug herzustellen. Überraschenderweise zeigt die Auswertung der Vegetationsaufnahmen, dass auch von Bad Doberaner Land wirten mindestens acht Kräuterarten im Grünland gefordert werden müssen, um annähernd zielgenau die extensiv bewirtschafteten Flächen von den Intensivflächen separieren zu können (Abb. 2).

Die acht häufigsten Kräuter in den Aufnahmen sind entsprechend weit verbreitete Arten mit einer breiten Standortamplitude (Ranunculus repens, Trifolium repens, Taraxacum officinale, Achillea millefolium, Plantago lanceolata, u. a.). Aus den Daten geht ebenfalls hervor, dass es nicht möglich ist, eine punktgenaue Trennung extensiver und intensiver Flächen durchzuführen. Einige Aufnahmen von „Intensivgesellschaften“ erreichen ebenfalls mehr als acht Kräuterarten. Da das primäre Ziel des Honorierungskonzeptes in der Förderung artenreichen Grünlands besteht und nicht in der Förderung extensiver Bewirtschaftungsverfahren, widerlegt diese Feststellung jedoch nicht die generelle Eignung des Mindest-Honorierungs-Kriteriums.

5.2 Ökologische Güter Acker

Honorierungskriterien für die ÖG Acker sind die Artenanzahl pro Flächeneinheit und das Vorhandensein von Rote Liste-Arten. Die Ackerwildkrautgesellschaften der beiden Landkreise unterscheiden sich bedingt durch landschaftsstrukturelle Unterschiede in einigen Assoziationen. Von Bedeutung ist indes nur die Assoziation *Sclerantho annui-Arnoseridetum minimae* Tx. 1937 (Lämmersalat-Ackerwildkrautflur).

Bei allen anderen Gesellschaften differiert die mittlere Artenanzahl pro Flächeneinheit nicht grundlegend. Die in Mecklenburg-Vorpommern stark gefährdete Lämmersalat-Ackerwildkrautflur ist eine Gesellschaft der stark sauren, extrem nährstoffarmen Sandböden. Sie ist relativ artenarm und dadurch bei der Erreichbarkeit des Mindest-Honorierungskriteriums benachteiligt. In diesem Fall ist eine Anpassung der Honorierungskriterien relativ einfach möglich. Der pH-Wert des Bodens wird als zusätzliches Kriterium definiert. Bei Nachweis eines pH-Wertes kleiner oder gleich pH 4,5 reduziert sich die Anzahl der geforderten Arten pro Qualitätsstufe um fünf Arten. Das heißt, um das Mindest-Honorierungskriterium zu erfüllen, müssen statt der geforderten 12 Arten pro Kontrollparzelle (100 qm) nur sieben Arten nachgewiesen werden.

Auch bei den vorliegenden Aufnahmen der Ackerwildkrautgesellschaften fehlt der direkte Nutzungsbezug. Es ist jedoch feststellbar, dass der Anteil der Aufnahmen, die das Mindest-Honorierungskriterium nicht erfüllen, in den typischen Gesellschaften einer intensiven Nutzung höher ist (*Aphano arvensis-Matricarietum chamomillae* Tx. 1937 nom. mut. propos. (Kamillen-Ackerwildkrautflur), *Galeopsietum speciosae* Kruseman & Vlieger 1939 (Ackerwildkrautflur des Bunten Hohlzahns)).

Interessant ist ein Blick in die Rote Liste. 50 Prozent der (nicht systematisch erhobenen) 383 Aufnahmen im Acker weisen mindestens eine Rote Liste-Art auf. Ein Drittel davon entfällt auf *Centaurea cyanus* (RL-MV 3). Das noch relativ häufige Auftreten dieser regional (schwach) gefährdeten Art bewirkt damit bereits eine deutliche Verschiebung hin zu höheren Qualitätsstufen. Es sollte daher immer im Bewusstsein bleiben, dass bereits die Auswahl oder das Weglassen einzelner Zielarten eine messbare Umverteilung der honorierungswürdigen Flächen (auch im Grünland) bewirken kann.

6 Schlussfolgerungen

Eine ergebnisorientierte Honorierung ist nicht nur im artenreichen Grünland der Mittelgebirgslandschaften möglich, sondern bei entsprechender regionaler Anpassung auch im mesophilen Grünland der norddeutschen Senke. Eine Anpassung der Honorierungskriterien kann notwendig werden, wenn einzelne Pflanzengesellschaften in ihren Eigenschaften signifikant von den Eigenschaften der Definitionsgesellschaften abweichen. Dies gilt auch für die Kriterien zur Definition der Zielarten. Sie kann ebenfalls notwendig werden, wenn sich der ökologische Zustand der Flächen signifikant von dem in der Definitionsregion unterscheidet. Die regionale Anpassung des Göttinger Honorierungskonzeptes zeigt indes auch Grenzen der ergebnisorientierten Honorierung. Diese Grenzen liegen nicht nur in den Eigenschaften der Pflanzengesellschaften oder dem ökologische Zustand der Flächen begründet. Dem wissenschaftlich Machbaren sind ebenfalls Grenzen der (administrativen) Umsetzbarkeit gesetzt.

7 Zusammenfassung

Im Rahmen eines Forschungsprojektes an der Universität Göttingen ist ein ergebnisorientiertes (Artenvielfalt als Leistungsziel), regionalisiertes (Kreisebene), partizipatives und mit einem Ausschreibungsverfahren verbundenes Honorierungskonzept für ökologische Leistungen der Landwirtschaft entwickelt worden. Um die für eine bundesweite Umsetzung notwendigen Schritte zu ermitteln und den Aufwand für die jeweilige regionale Anpassung ermessen zu können, wird das Konzept konzeptionell auf den Landkreis Bad Doberan in Mecklenburg-Vorpommern übertragen. Vorgestellt werden Ergebnisse der Anpassung

der Ökologischen Güter „Grünland“ und „Acker“. Dabei werden Grenzen der ergebnisorientierten Honorierung aufgezeigt.

8 Literatur

BERG, C.; DENGLER, J. & A. ABDANK (2001): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung: Tabellenband. - Jena (Weissdorn-Verlag)

BERG, C.; DENGLER, J., ABDANK, A. & M. ISERMANN (2004): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung: Textband. - Jena (Weissdorn-Verlag)

BERTKE, E. (2005): Ökologische Güter in einem ergebnisorientierten Honorierungssystem für ökologische Leistungen der Landwirtschaft. Herleitung - Definition - Kontrolle. - Stuttgart (ibidem)

GEROWITT, B. & R. MARGGRAF (2001): Naturschutz als Produktionszweig für die (ökologische) Landwirtschaft - Neue Wege durch die ergebnisorientierte Honorierung. - In: WIERSBINSKI, N. (Bearb.): Naturschutz und Ökolandbau. Handlungsbedarf für die Agenda 2000 und gemeinsame Vorbereitung auf die Agenda 2007 - Bonn (BfN) (BfN-Skripten 53): 18-23

SCHOPP-GUTH, A. (1997): Diasporenpotenzial intensiv genutzter Niedermoorböden Nordostdeutschlands - Chancen für die Renaturierung?. - Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 6: 97-109

SCHWEPPE-KRAFT, B. (2000): Honorierung ökologischer Leistungen: Effizienz, Akzeptanz, Praktikabilität. - In: NOTTMEYER-LINDEN, K.; MÜLLER, S.; HORST, D. & B. SCHWEPPE-KRAFT (Bearb.): Zukunft des Vertragsnaturschutzes. Neue Konzepte zur Kooperation von Naturschutz und Landwirtschaft: Tagungsbericht zum Abschluss der Voruntersuchung des Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens „Warmenau“. - Bonn (BfN): (BfN-Skripten 31): 11-14

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2005	143-148	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Wertschätzung von Biodiversität als Quelle ökologischer Versicherungsleistungen in Deutschland

SANDRA RAJMIS

Schlagwörter: Schutz-Motivations-Theorie; ökosystemare Versicherungs-Dienstleistungen; Grounded Theory; Stabilisierungseffekte der Artenvielfalt; Choice Experiment

1 Einleitung

Das Thema meiner Untersuchung knüpft an das Prinzip der generationenübergreifenden Verantwortung für die Erhaltung der natürlichen Lebensgrundlagen an, wie es im Brundtlandbericht (WCED 1987) und in der Agenda 21 postuliert wird. In § 1 BNatSchG findet sich dieses Prinzip als Gebot der langfristigen Erhaltung der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts. Dieses Gebot bedarf einer konkretisierenden Explikation angesichts ungewisser, potentiell katastrophenträchtiger Gefährdungen der Mensch-Natur-Beziehung.

Unsicherheiten über die Folgen umweltrelevanter Entscheidungen können zu *unspezifischen* ökologischen Gefährdungen führen und stellen daher ein schwer kalkulierbares Risiko dar. Dieses Risiko lässt sich nur über wenige Möglichkeiten eingrenzen: eine davon ist der Schutz und die Förderung der biologischen Vielfalt. Die biologische Vielfalt ist eine essentielle Komponente der ökologischen Selbstorganisationsfähigkeit (KUTSCH et al. 2001; BARKMANN & MARGGRAF 2004). Vielfältige biologische Informationen sichern über die Sicherstellung der Selbstorganisationsfähigkeit die Stabilitätseigenschaften ökologischer Systeme (Resilienz, Resistenz) und die von den Systemen abhängigen Ökosystem-Dienstleistungen (ecosystem services). Der ökologischen *insurance hypothesis* (YACHI & LOREAU 1999; MCCANN 2000 & KEIL 2002) entspricht daher auch ein ökonomischer „Versicherungswert".

2 Qualitative Studie

2.1 Methodische Herausforderung

Die empirische Ermittlung von Zahlungsbereitschaften für ökologische „Versicherungsdienstleistungen" zum Schutz vor unbekannten Gefährdungen ist eine methodische Herausforderung. In aktuellen Untersuchungen (CERDA et al. 2005) wurden Hinweise für eine Zahlungsbereitschaft für solche Dienstleistungen ermittelt. Aufgrund des notwendig spekulativen Charakters der unbekannten Gefährdungen stoßen die üblichen Anwendungsverfahren für Zahlungsbereitschaftsanalysen an ihre Grenzen. Ein wichtiger Gegenstand der Untersuchung ist daher die Ermittlung und Analyse der Vorstellungen von „Laien" über ungewisse Gefährdungen und ökosystemare Versicherungseffekte: Nur wenn die Werthaltungen und Vorstellungen der Befragten mit dem fachwissenschaftlichen Konzept des ökologischen Versicherungsschutzes hinreichend kompatibel sind, können die ermittelten Werte als verlässlich gelten. In den bisherigen Untersuchungen (CERDA et al. 2005) konnten diese methodischen Aspekte jedoch nicht schwerpunktmäßig behandelt werden. Grundlegend für die umweltökonomische Ermittlung von Zahlungsbereit-

schaften ist die Annahme, dass Individuen Entscheidungen treffen, indem sie Alternativen vergleichen und die für sie „beste“ Alternative wählen. Es wird niemals möglich sein, alle benötigten Informationen zu erfassen, welche die Wahl einer befragten Person vollständig erklären können (HENSHER et al. 2005). Es besteht jedoch die Möglichkeit, starke Einflüsse auf individuelle Wahlverhalten zu identifizieren und zu quantifizieren. Innerhalb eines umweltökonomischen Untersuchungsrahmens werden diese subjektseitigen Einflüsse als Präferenzen des Individuums bezeichnet und als Zahlungsbereitschaften quantifiziert. In meinem Projekt untersuche ich mit Hilfe sozialwissenschaftlicher Methoden, ob befragte Individuen die Angaben zu Handlungsalternativen im Bereich des ökologischen Versicherungsschutzes ausreichend verstehen.

2.2 Untersuchungsrahmen

Die Bestimmung der Determinanten des ökonomischen Wertes erfolgt anhand von qualitativen und quantitativen Interviews.

Dem qualitativen Forschungsansatz wird die Grounded Theory (GLASER & STRAUSS 1967; siehe auch ECKERT 2004) zugrunde gelegt. Die Befragung erfolgt anhand eines Interviewleitfadens mit etwa zweiunddreißig Fragen. Die Interviewdauer beträgt sechzig bis neunzig Minuten. In der ersten qualitativen Phase der Studie werden fünfzehn „Laieninterviews“ durchgeführt. Als „Laien“ werden an dieser Stelle Personen verstanden, die keine besonderen biologischen Vorkenntnisse aufweisen. Nach Auswertung der ersten qualitativen „Laieninterviews“ erfolgt eine zweite qualitative Interviewphase, wiederum mit „Laien“. In diesen Interviews werden die Befragten mit einer Vorversion eines Fragebogens für das Choice Experiment, welches in der quantitativen Studie eingesetzt wird, konfrontiert. Voraussichtlich wird hier zur Untersuchung des Verständnisses der Befragten und zur Analyse der erreichten Darstellungsqualität des Fragebogens die „Think aloud method“ (LEWIS, C. 1982) eingesetzt. Zusätzlich werden Interviews mit Experten der Naturschutz-, Raum- und Landschaftsplanung geführt. Diese Interviews dienen vor allem der Absicherung der fachwissenschaftlichen Plausibilität und Praktikabilität der folgenden quantitativen Untersuchungsphase.

Der Leitfaden der ersten qualitativen Interviewphase besteht aus sieben Themenblöcken. Der erste Abschnitt widmet sich der Erfassung der Naturwahrnehmung und der Mensch-Naturbeziehung (s. a. THOMPSON et al. 1990; DOUGLAS 1992; KRÖMKER 2003; BARKMANN et al. 2005). Der zweite Themenblock dient der Ermittlung der Wahrnehmung und des Verständnisses bestimmter zentraler Begriffe, die nachfolgend verwendet werden (z. B. „Naturkreislauf“, „gesunder Wald“, „Artenvielfalt“). Sie können zudem später in Bezug zu der ermittelten Zahlungsbereitschaft analysiert werden. Der dritte Abschnitt untersucht das Verständnis der Versicherungshypothese. Es wird untersucht, ob für die Befragten eine Anwendung der Versicherungshypothese auf das Ökosystem Wald möglich ist und zudem ist von Interesse, inwiefern stabilisierende Effekte der biologischen Vielfalt anhand der bis zu diesem Zeitpunkt im Interview gegebenen Informationen wahrgenommen werden. Im vierten Themenblock werden Risiko-Schutzstrategien aus dem ingenieurtechnischen Bereich vorgestellt. Es soll zum einen das Verständnis solcher Strategien erfasst werden und zum anderen analysiert werden, ob eine Übertragung auf ein natürliches System für die Befragten plausibel ist bzw. bis zu welchem Grad diese Übertragung erfolgt. Der fünfte Abschnitt des Leitfadens befasst sich mit der vom Befragten zu leistenden Übertragung der zu untersuchenden Aspekte auf die ökologische Versicherungshypothese. Hierzu wird zunächst eine allgemei-

ne Zahlungsbereitschaft für verschiedene Versicherungen erfragt und schließlich auf ökosystemare Versicherungseffekte übertragen. Der sechste Abschnitt widmet sich neuen unbekannten Gefährdungen der Mensch-Umwelt-Beziehung. Auch hier erfolgt eine Untersuchung, inwieweit die Befragten Bezug zum allgemeinen Versicherungskonzept aufbauen können. Der letzte Themenblock wird zur Erfassung der Wahrnehmung der Bedrohungssituation der Befragten nach der Protection Motivation Theory eingesetzt (ROGERS et al. 1997). Durch die Auswertung dieser sozialpsychologischen Variablen lässt sich das zu Beginn der Befragung erfasste Naturverständnis vertiefend bewerten. Zusätzlich wollen wir die Hypothese untersuchen, ob Bedrohungseinschätzung und Zahlungsbereitschaften korrelieren.

3 Quantitative Studie

Die Ergebnisse zu den „Laienvorstellungen" aus der qualitativen Studie werden für die systematische Konstruktion des quantitativen Befragungsinstruments genutzt. In der quantitativen Phase kommt ein sog. Choice Experiment, eine Stated Preference Methode, zum Einsatz. Choice Experimente werden eingesetzt, um über die Beobachtung hypothetischer Handlungsentscheidungen Zahlungsbereitschaften zu berechnen. Der Respondent hat hierbei die Möglichkeit, zwischen zwei hypothetischen Handlungsalternativen und dem Status Quo zu wählen.

Die Erhebung und Auswertung der Ergebnisse zu diesem Teil der Studie erfolgt voraussichtlich ab Herbst 2006. Das Projekt wird voraussichtlich bis April 2008 abgeschlossen.

Das Forschungsprojekt ist Teil des DFG- Graduiertenkollegs 1086 „Die Bedeutung der Biodiversität für Stoffkreisläufe und biotische Interaktionen in temperaten Laubwäldern", koordiniert durch das Göttinger Zentrum für Biodiversitätsforschung und Ökologie sowie der Nachwuchsgruppe zur Bewertung von ökosystemaren Funktionen und Dienstleistungen der Abteilung für Umwelt- und Ressourcenökonomik der Universität Göttingen (BARKMANN 2005).

4 Bezug der Arbeit zum Übereinkommen über die biologische Vielfalt

Art. 11 der Biodiversitätskonvention gibt vor, dass jede Vertragspartei Anreizmaßnahmen beschließt, die der Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt dienen. Die Ermittlung der Zahlungsbereitschaft für ökosystemare Versicherungsleistungen dient unter anderem der ökonomischen Dimensionierung solcher Anreizmaßnahmen. Diese könnten als Grundlage für zukünftige Entscheidungen in der Naturschutz-, Raum- und Landschaftsplanung dienen. Die Untersuchung kann zur Aufklärung und Bewusstseinsbildung in der Öffentlichkeit nach Art. 13 beitragen, indem die Ergebnisse die Bedeutung der biologischen Vielfalt für die langfristige Sicherung der Funktions- und Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts einem breiten Publikum verdeutlichen.

5 Zusammenfassung

Das Thema meiner Studie knüpft an das im Brundtlandbericht (WCED 1987) und in der Biodiversitätskonvention (1992) postulierte Prinzip einer langfristigen, generationenübergreifenden Verantwortung für die Erhaltung der natürlichen Lebensgrundlagen an. Ziele der Untersuchung sind die Ermittlung und Analyse der Vorstellungen und Werthaltungen von „Laien" über ökosystemare Versicherungseffekte, eine ökonomische Bewertung der entsprechenden Ökosystem-Dienstleistungen und die Analyse von De-

terminanten dieses ökonomischen Wertes. Die Studie erfolgt mit Methoden der empirischen Sozialforschung. Zentrale Fragestellungen der derzeitigen qualitativen Untersuchung sind: Welche Funktion hat in den Augen der breiten Bevölkerung die biologische Vielfalt? Sind die Befragten in der Lage, die ökologischen Versicherungsleistungen der biologischen Vielfalt zu erkennen und zu bewerten? Welche Informationen sind im Rahmen eines Choice Experiments geeignet, wohl-informierte Zahlungsbereitschafts-Aussagen zu ermöglichen?

6 Literatur

BARKMANN, J. (2000): Eine Leitlinie für die Vorsorge vor unspezifischen ökologischen Gefährdungen. - In: JAX, K. (Hrsg.): Funktionsbegriff und Ungewissheit in der Ökologie: Theorie in der Ökologie. Bd. 2. - Bern (Peter Lang): 139-152

BARKMANN, J. (2001): Ökologische Integrität. - In: FRÄNZLE, O.; MÜLLER, F. & W. SCHRÖDER (eds.): Handbuch der Umweltwissenschaften. - Landsberg (ecomed): VI-3.8.2

BARKMANN, J. (2002): Rationale Umweltbewertung unter Handlungsbedingungen: zu den diskurs- und wissenschaftsethischen Grundlagen angewandter Ökosystemforschung. - In: PESCHEL, T.; MRZLJAK, J. & G. WIEGLEB (eds.): Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Bd. 32. - Göttingen (Verlag Die Werkstadt): 87

BARKMANN, J. (2005): Forschungsprogramm der Nachwuchsgruppe "Bewertung von ökosystemaren Funktionen und Dienstleistungen", Abteilung für Umwelt- und Ressourcenökonomik der Universität Göttingen. (unveröffentlicht)

BARKMANN, J..; BAUMANN, R.; MEYER, U.; MÜLLER, F. & W. WINDHORST (2001): Ökologische Integrität: Risikovorsorge im nachhaltigen Landschaftsmanagement. - Gaia 10(2):97-108

BARKMANN, J. & R. MARGGAF (2004): The long-term protection of biological diversity - lessons from market ethics: Poesis & Praxis. - International Journal of Ethics and Technology Assessment 3:3-21

BARKMANN, J.; CERDA, C. & R. MARGGRAF (2005): Interdisziplinäre Analyse von Naturbildern: Notwendige Voraussetzung für die ökonomische Bewertung der natürlichen Umwelt. - Umweltpsychologie *(im Druck)*

BAUMANN, R.; BARKMANN, J. & F. MÜLLER (2002): Funktionalitätsindikatoren zur Beschreibung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen. - In: STATISTISCHES BUNDESAMT (Hrsg.) (2002): Makroindikatoren des Umweltzustandes: Endbericht. Beiträge zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen, Bd. 10. - Stuttgart (Metzler-Poeschel): 206-270

BRÄUER, I. (2002): Artenschutz aus volkswirtschaftlicher Sicht: Die Nutzen-Kosten-Analyse als Entscheidungshilfe. - Marburg (Metropolis)

CERDA, C.; BARKMANN, J. & R. MARGGRAF (2004): Ökonomischer Gehalt der Naturbilder der Bevölkerung der Insel Navarino (XII Region, Chile): Hintergrund und erste Ergebnisse. Workshop Naturschutzökonomie. - In: KORN, H. & U. FEIT (Hrsg.): Treffpunkt biologische Vielfalt. - Münster (Landwirtschaftsverlag)

COLOMBO, S.; CALATRAVA-REQUENA, J. & N. HANLEY (2005): Designing policy for reducing the off-farm effects of soil erosion using Choice Experiments. - Journal of Agricultural Economics 56(1): 81-95

DOUGLAS, M. (1992): Risk and blame: essays in cultural theory. - London (Routledge)

ECKERT, S. (2004): Grounded Theory als methodische Konzeption für Wirtschaftswissenschaftliche Forschungsprojekte. - Wissenschaftliche Beiträge, WiSt 12: 694-699

ELSASSER, P. (1999): Recreational Benefits of Forests in Germany. - In: ROPER, C.S. & A. PARK: The Living Forest: Non-Market Benefits of Forestry. - London: 175-183

GLASER, B.G. & STRAUSS, A.L. (1998): Grounded Theory, Strategien qualitativer Forschung. – Bern (Verlag Hans Huber)

GLASER, B.G. & STRAUSS, A.L. (1967): The Discovery of Grounded Theory. Strategies for Qualitative Research. - New York (de Gruyter)

HEINZE, T. (2001): Qualitative Sozialforschung. - München (Oldenbourg): 95-103

HENSHER, D.A.; ROSE, J.M. & W.H. GREENE (2005): Applied Choice Analysis: A Primer. - Cambridge (University Press): 62 ff.

HOFINGER, G. (2001): Formen von "Akzeptanz" – Sichtweisen auf ein Biosphärenreservat. - Umweltpsychologie 5(1): 10-27

KEIL, R. (2002): Artendiversität als ökosystemare Versicherung gegenüber Umweltveränderungen. - In: (KORN, H. & U. FEIT (Hrsg.): Treffpunkt Biologische Vielfalt II. - Münster (Landwirtschaftsverlag): 163-169

KRÖMKER, D. (2003): Images of nature as Cultural Background for the acceptance of Protection Measures, presentation paper for the Open Meeting of the Global Environmental Climate Research Community, Montreal, Canada, 16-18 October, 2003. -

KRÖMKER, D. (2004): Naturbilder, Klimaschutz und Kultur. Psychologie Forschung aktuell. - Weinheim, Basel, Berlin (Beltz)

KUTSCH, W.; STEINBORN, W.; HERBST, M:; BAUMANN, R.; BARKMANN, J. & L. KAPPEN (2001): Environmental Indication: A Field-test of an Ecosystem Approach to Quantify Biological Self-organization. - Ecosystems 4(1): 49-66

LEWIS, C. (1982): Using the "thinking aloud" method in cognitive interface design. IBM Res. Rep. RC-9265. - Yorktown Heights, N.Y.

LOREAU, M. et al. (2002): A new look at the relationship between diversity and stability. - In: LOREAU, M.; NAEEM, S.& P. INCHAUSTI: Biodiversity and ecosystem functioning. - New York (Oxford University Press): 79-91

MARGGRAF, R (2001).: Ökonomische Aspekte der Biodiversitätsbewertung. - In: JANICH, P.; GUTMANN, M. & K. PRIESS: Biodiversität – Wissenschaftliche Grundlagen und gesellschaftliche Relevanz. - Berlin (Springer) (Wissenschaftsethik und Technikfolgenabschätzung Bd. 10): 355-411

MCCANN, K.S. (2000): The diversity-stability debate. - Nature 405: 228-232

OPPENHEIM, B. (2003): Questionnaire design, interviewing and attitude measurement: Continuum. - London (New edition): 7-8

ROGERS, R.W. & S. PRENTICE-DUNN (1997): Protection Motivation Theory. - In: GOCHMAN, D.S.: Handbook of Health Behaviour Research. - New York: 113-132

THOMPSON, M.; ELLIS, R. & A. WILDAVSKY (1990): Cultural Theory. - Boulder (Westview Press)

WBGU [WISSENSCHAFTLICHER BEITRAT DER BUNDESREGIERUNG GLOBALE UMWELTVERÄNDERUNGEN] (1999): Welt im Wandel – Umwelt und Ethik: Sondergutachten. - Marburg (Metropolis)

YACHI, S. & M. LOREAU (1999): Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. - (Proceedings of the National Academy of Sciences of the U.S.A. 96): 1463-1468

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2005	149-154	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Valuing Biological Diversity in Navarino Island, Cape Horn Archipelago, Chile: a Choice Experiment Approach

CLAUDIA CERDA

Keywords: *economic valuation, stated preference techniques, choice experiment, biodiversity, ecosystem approach, Navarino island, Chile*

1 Economic Valuation of Biodiversity in Navarino Island

1.1 The Research Area and Overall Design

The island of Navarino is located at the extreme south of America north of the Cape Horn Archipelago. This region is one of few not fragmented and only slightly transformed temperate forests of the world. It is characterized by high habitat diversity and diversity of species groups such as mosses and lichens. Also cultural diversity is high (JAX 2003). In the region, there is a renewed interest in the development of tourism and salmon farming, which could affect the function and composition of the southernmost ecosystems of the Americas. Thus, Navarino Island represents a good example for the need of an application of conservation strategies in line with the Convention on Biological Diversity (CBD).

Being part of the BMBF-funded BioTeam program, our research aims at demonstrating the non-market economic values of biological diversity on Navarino Island. The project is integrated into the Junior Scientist Group on the economic valuation of ecosystem functions and services at the department of Environmental and Resources Economics at Göttingen University. A Choice Experiment Approach (CE) was chosen for this purpose (for further background, see ADAMOVICZ et al. 1994; BOXALL et al. 1996; ADAMOVICZ et al. 1998; HANLEY et al. 1998). The Total Economic Value (TEV) concept (PEARCE & MORAN 1994) was used for an *a priori* classification of potential economics benefits of biological diversity on Navarino. In line with the specific strength of the stated preference methods, it was decided to focus methodologically on the analysis of indirect and existence values.

1.1.1 Locally Relevant Sources of Indirect Use and Existence Benefits

It was necessary to take a range of benefits into account. These benefits were investigated using an "images of nature" frame of reference. We define images of nature as "*pre theoretical patterns of valuation and perception of nature and of the human nature relationship, in which evaluative and descriptive parts are not or just partly separated*" (BARKMANN, CERDA & MARGGRAF 2005). The exploration of these images of nature offers, from an environmental economics point of view, a systematic approach to the identification and suitable representation of relevant valuation dimensions for nature and landscape. Using a semi-structured interview, perceptions of "aesthetic" biodiversity at the landscape level, of inconspicuous species (mosses), and of functional biodiversity related to a supply of potable water on the island were explored. Related to the existence of the native community "Yagan", the southernmost indigenous

culture in the world, perceptions about the ethno-symbolic importance of plant and animal species were assessed as well.

1.1.2 Design of the Choice Experiment

Selection of Attributes to be valued

From the images of nature-analysis we learned that woodpeckers, cóndores and guanacos were the best-known native species. No respondent mentioned "mosses" spontaneously as a *known* or *preferred* plant. On the other hand, all respondents knew of the existence of mosses on the island when explicitly asked. This has an implication: With respect to a moss species, any benefit expressed in a stated preference survey can be expected to be largely an expression of an existence value for that species. The interviewed civil residents also knew very little with respect to the biological and symbolic "resources" of the Yagan native culture. Because the pilot study indicated a willingness of the residents to account for "ethno-symbolic" values of the Yagan community, we included the *continued presence of the Omora hummingbird* as an attribute in the CE. This bird is a central symbol of the Yagan culture.

Tab. 1: Attributes and levels used in choice experiment

Valuation dimension	Attribute	Levels
Landscape beauty[1)]	Change on landscape by tourist infrastructure	Very low change[2)] Low change Medium change High change
Access[1), 5)]	Access restrictions to nature by private activities Access restrictions to nature by conservation activities	Not restricted[2)] Medium restrictions Very restricted
Aesthetic value[1)]	Possibility to see woodpeckers, guanacos, cóndores	To see them 25 % more than now To see them as now[2)] To see them 25 % less than now
Ethno symbolic value	The hummingbirds visit the island	They are present Present, but not secured[2)] Secured presence
Ecosystem health	Number of types[3)] of animals and plants indicating the "health, resistance and vigour of nature"	400 types ("low health, vigour and resistance") 800 types ("middle health, vigour and resistance") 1.600 types ("high health, vigour and resistance")[2)]
Existence value	Probability of extinction of an endemic moss	Increased probability Low probability[2)] Very low probability
Payment vehicle	Income change/month	- $30.000 Chilean pesos[4)] $ 0 Chilean pesos[2)] + 20.000 Chilean pesos + 30.000 Chilean pesos + 40.000 Chilean pesos

[1)] attribute directly based on input from image of nature analysis; [2)]corresponds to the Status Quo level; [3)]in the questionnaire, we used "types" (*typos*) instead of the more technical term "species" (*especies*) in order to reduce the cognitive burden of the respondents; [4)]100 Chp= 0,13 Euro; [5)]the valuation of this attribute was assessed by using a split sampling: access restrictions by private economic activities and access restrictions by conservation activities.

Free access to the island for enjoying the landscape was very frequently mentioned as an important benefit. Respondents were generally supportive of some additional tourist infrastructure as long as it would not affect the aesthetic qualities of the landscape. For the attribute, we designed maps of the island with two levels of restrictions closing off most of the West and most of the West and the South of the island. Most landscape- and nature-related recreational activities of the residents take place at the North coast, however.

One issue was included in the choice experiment that did not show up spontaneously at all in the qualitative interviews: ecological insurance benefits from biological diversity. However, this topic was regarded as a suitable way to introduce a long-term perspective into the valuation exercise as the corresponding economic insurance benefits refer to benefits from the ecological *insurance hypothesis on the effect of species diversity on the stabilization of ecosystem processes* (cf. YACHI & LOREAU 1999). For further details see, e.g., KUTSCH et al. 2001; BARKMANN et al. 2001, RAJMIS (this volume) and WITTE (this volume).

The payment vehicle corresponded to a change on income. We used willingness-to-accept measures (WTA) because most actually contemplated ("sustainable") development options for Navarino are likely to result in additional damage to the biological diversity on the island. So, the Status Quo naturally appears as a very attractive option. Additionally, as some combinations of attribute levels resulted in an ecologically improved situation, we introduced also a level with a negative income change.

2 Preliminary Results

The choice experiment (main-effects design; face-to-face interviews) was administered to 235 randomly selected local residents of Navarino. Two persons did not complete the choice task and three respondents were classified as not responding to the CE task ("protest answers" and insufficient cognitive capability to complete the task). 26 respondents (11 %) always chose the status quo. For data analysis, the multi nominal logit model (MNL) was used. Linear utility functions were assumed for each attribute. When the levels of the monetary attribute correspond to increasing income, WTA can be calculated (see Tab. 3). For the results of the MNL Model see Tab. 2.

All attributes emerged as significant determinants of choice with exception of the *Possibility to see woodpeckers, guanacos and cóndores*. In addition, all but two attributes display the expected signs. For *restrictions by economic and conservation activities*, and *change on landscape by tourist infrastructure* the signs of the coefficients are a bit unexpected as the levels represent different restrictions of access and additional damage to the landscape, respectively.

With these results, marginal willingness-to accept values (WTA) for one "unit" of change as described by potential development scenarios for the island were calculated. The results are shown in Tab. 3.

The strongest preferences per marginal unit are for the continued visits of the hummingbirds. The value of the "change on landscape by tourist infrastructure" and "access restrictions to nature" (by both private and conservation activities) represents the amount of money that people are willing to accept to avoid the changes. To our knowledge, the table presents the first empirical evidence ever of a willingness-to-accept by lost insurance services by species richness against unknown threats to the human-nature relation.

Tab. 2: Results of the MNL Model.

Attribute	Coefficient
Constant	-0,51***
	(-6,139)
Change on landscape by tourist infrastructure	0,055***
	(4,196)
Access restrictions to nature by private activities	0,34***
	(5,202)
Access restrictions to nature by conservation activities	0,16**
	(2,622)
Possibility to see woodpeckers, guanacos and cóndores	$0,0016^{ns}$
	(0,788)
The hummingbirds visit the island	0,51***
	(9,864)
Number of types of animals and plants indicating "health, resistance and vigour of nature"	0,0006***
	(7,799)
Probability of extinction of an endemic moss	0,15**
	(2,914)
Monthly income change	0,000007***
	(3,937)

***p<0,001; **p<0,01; ^{ns}: not significant; Log-likelihood: -1761,968; Pseudo R^2: 0,13
Number of observations: 1840; t-statistics in parentheses

Tab 3: Marginal values of biodiversity related services (choice experiment, n=230, in Chilean Pesos).

Attribute	Marginal unit	Marginal WTA
Change on landscape by tourist infrastructure	Next infrastructure level	$7.417***
Access restrictions to nature by private activities	Next restriction level	$45.225***
Access restrictions to nature by conservation activities	Next restriction level	$21.568**
Possibility to see woodpeckers, guanacos and condors	See species 25% less often	47^{ns}
The hummingbirds visit the island	Non continued secured presence of the hummingbirds	$68.609***
Number of types of animals and plants indicating "health, resistance and vigour of nature	Lost of 1 of 1600 species on the island	$82***
Probability of extinction of an endemic moss	Less secure existence of an endemic moss	$20.148**

***p<0,001;**p<0,01; ^{ns}: not significant

4 Discussion

The results provide evidence that choice experiments can be applied to the valuation of biodiversity in a socially diverse, remote area in a threshold country. Most of the respondents understood the choice task well, and meaningful – although not always expected – results could be obtained. However, the presented results are preliminary at this stage because tests of a violation of the Independence of Irrelevant Alternatives (IIA) property of the model have yet to be carried out (see LOUVIERE et al. 2000; HENSHER et al. 2005).

In particular, it was expected that a stronger restriction of access to the landscape would negatively influences the probability to choose the respective option. Apparently however, restrictions for, both, private reasons (such as tourism development) and for biodiversity conservation areas, are positively valued by the respondents (see Tab. 2). Most likely, some respondents associated the restrictions for private reasons with private (tourism) business development – which could mean more employment options on the island. This scenario is in fact quite likely as concessions several thousand hectares in size at the West coast of Navarino were granted recently for hotel enterprises. Many respondents perceive tourism as the major economic of development opportunity on the island. On the other hand, conservation appears to be accepted by the local residents as well – even if it results in access restrictions to some places of the island. With regard to the apparent contradiction between the importance of access to nature and landscape and these results, one has to keep in mind that we 'restricted' access to those parts of the island that are used only by few residents actively for recreation.

The value for the continued visit of the hummingbirds is surprisingly high (see Tab. 3). The numbers indicate a substantial appreciation of the Yagan culture by the participants of our study.

Because the local and regional decision-makers expressed strong interest in cost-benefit-type results from our study, we had decided to use a choice experiment conducted with individual respondents because this is a standard method in environmental economics. The results can later be used for the cost-benefit analysis of different development options. Although this decision precluded the application of more strongly participative valuation techniques, such group valuation (WILSON & HOWARTH 2002), our study also includes several participative aspects: (a) It includes particular ecosystem/biodiversity structures and processes based on the input from the extensive qualitative phase (images of nature-analysis). (b) The results of the choice experiment will be presented to the residents as an input for the local discourse on sustainable development options. (c) The social significance of conducting a *representative* study on a small island of only 2000 inhabitants should not be underrated – particularly, as the Chilean administrative system remains highly centralistic, and decision-making processes inaccessible and intransparent to most local residents.

5 Literature

ADAMOVICZ, W.L. et al. (1994): Combining Revealed and Stated Preference Methods for Valuing Environmental Amenities. - Journal of Environmental Economics and Management 26: 271-292

ADAMOVICZ, W.L. et al. (1998): Sated Preference Approaches for measuring passive use values: Choice Experiments and Contingent Valuation. - American Journal of Agricultural Economics 80: 64-75

BARKMANN, J., et al. (2001): Ökologische Integrität: Risikovorsorge im nachhaltigen Landschaftsmanagement. - Gaia 10(2), 97-108.

BARKMANN, J. et al. (2005): Interdisziplinäre Analyse von Naturbildern: Notwendige Voraussetzung für die ökonomische Bewertung der natürlichen Umwelt. - Umweltpsychologie (*in press*).

BATEMAN, J. et al. (2002): Economic Valuation with Stated Preference Techniques: A Manual. UK (Edward Elgar).

BOXALL, P.C. et al. (1996): A comparison of Stated Preference Methods for Environmental Valuation. - Ecological Economics 188: 243-253

CERDA, C. et al. (2004): Ökonomischer Gehalt der Naturbilder der Bevölkerung der Insel Navarino (XII Region, Chile): Hintergrund und erste Ergebnisse. Workshop Naturschutzökonomie. Vilm, 15-16 Juni Deutschland.

HANLEY, N. et al. (1998): Contingent Valuation versus Choice Experiments: Estimating the Benefits of Environmentally Sensitive Areas in Scotland. - Journal of Agricultural Economics 49(1): 1-15.

HENSHER, D. et al. (2005): Applied Choice Methods – A Primer. Cambridge, UK. Cambridge University Press.

JAX, K. (2003): BIOKONCHIL - Evaluation of Biological Diversity under the perspective of the Ecosystem Approach of the Convention on Biological Diversity, on the basis of the example of the island Navarino. In: Sustainable use and conservation of biological diversity. Bonn: PT-DLR Umweltforschung: 374-375.

KUTSCH, W. et al. (2001): Environmental Indication: A Field-test of an Ecosystem Approach to Quantify Biological Self-organization. Ecosystems 4(1): 49-66.

LOUVIERE, J. et al. (2000): Stated Choice Methods - Analysis and Application. Cambridge, UK. Cambridge University Press.

PEARCE, D. W. & D. MORAN (1994): The economic value of Biodiversity. IUCN – The World Conservation Union. - London (Earthscan Publications):

WILSON, M.A . & HOWARTH, R.B. (2002): Discourse-based valuation of ecosystem services: establishing fair outcomes through group deliberation. - Ecological Economics 41:431-443.

YACHI, S. & M. LOREAU (1999): Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. - Proceedings of the National Academy of Sciences of the U.S.A. 96: 1463-1468.

Acknowledgements

I would like to thank the support of other members of the Department of Environment and Resource Economics at Göttingen University, in particular, Prof. Dr. R. Marggraf, Dr. J. Barkmann and K. Glenk. Also I am grateful to the members of the others BIOKONCHIL subprojects, Dr. K. Jax, Dr. R. Rozzi, U. Berghöfer and S. Fistric as well as to my Chilean assistants Andrés Plaza and Rodrigo Silva .

Financial aid is provided by BMBF (German Federal Ministry of Education and Research), FKZ 01LM0208.

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2005	155-161	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Determination of willingness to pay for "Ecosystem Health" in terms of prevention of unknown environmental dangers in Central Sulawesi (Indonesia) – A Choice Experiment Approach.

JAN-PATRICK WITTE

Keywords: *ecosystem health; economic valuation; stated preference techniques; choice experiment; ecosystem services; ecosystem approach; Central Sulawesi; Lore-Lindu National Park; Indonesia; third world*

Introduction

The Convention on Biological Diversity (CBD) highlights *sustainable use of natural resources* while meeting ecological, economic and social goals that are on an equal footing with each other. In doing so, economically and socially sound conservation strategies need to be developed and adopted by the contracting parties.

This study quantifies economic preferences of the local population in a third world country setting towards an improvement of three ecosystem services brought about by additional environmental risk prevention measures. The ecosystem services are flood control, soil erosion control, and risk protection effects against unknown environmental dangers (cf. ecosystem insurances hypothesis and ecosystem self-organisation approach see, e.g., MCCANN 2000; KUTSCH et al. 2001; BARKMANN & MARGGRAF 2004). This is the first study that provides direct evidence for positive willingness to pay for ecosystem insurance benefits through ecosystem self-organisation. Moreover, indirectly this study facilitates the design and implementation of economically informed conservation strategies.

1 Economic Valuation of "Ecosystem Health" in the Vicinity of the Lore-Lindu National Park

1.2 The Research Area and Overall Design

The research area is located in the vicinity of the Lore-Lindu National Park (LLNP) in Central Sulawesi one degree south of the equator in the humid tropics. Central Sulawesi rainforests are part of the global Wallacea biodiversity hotspot harbouring one of the most important centres of endemism in the world (WALERT et al., 2003; MYERS et al. 2000). To protect Sulawesi's unique and endemic fauna and flora the National Park was established and officially recognized by the Ministry of Forestry in 1993. The STORMA project area is located around the National Park, where mainly mountainous rainforest can be found sometimes within a very hilly landscape. However, the research area of interest consists of two villages, Bolapapu and Toro. In Bolapapu we conducted the pilot study (n=100) and in Toro the main study (n=280). Both villages lie in the West of the LLNP in the central part of the Kulawi Valley.

This study is part of the interdisciplinary research program SBF 552 „*Stability of Rainforest Margins in Indonesia* (STORMA)“, which focuses on destabilisation processes of rain forest margins. Changes in land use systems are investigated with regard to both (i) their causes and consequences as well as (ii) their effects on ecosystem functioning. Additionally, my study is integrated into the Junior Scientist Group on the economic valuation of ecosystem functions and services at the department of Environmental and Resources Economics at Göttingen University. It is one long-term objective of the department to improve the knowledge base for protection of biological diversity in line with the economic requirements of the CBD ecosystem approach.

I use a choice experiment approach, a stated preference method (SPM), for assessing economically indirect use values (for further background see ADAMOVICZ et al. 1994; BOXALL et al. 1996; ADAMOVICZ et al. 1998; HANLEY et al. 1998). Attitudes on several known and unknown environmental dangers are sampled using specifically constructed items based on the protection motivation theory (see ROGERS & PRENTICE-DUNN 1997).

We aim to strengthen the concept of Total Economic Value (TEV) that summons up all different types of benefits generated by nature (see PEARCE & MORAN 1994).

1.2 The Term “Ecosystem Health” and Ecological Risks

> “States shall cooperate in a spirit of global partnership to conserve, protect and restore the health and integrity of the Earth’s ecosystem…” (The Rio Declaration 1992: Principle 7).

‘Ecosystem health’ is not evaluated by the degree of “naturalness” but instead on the ability of the ecosystem to maintain and renew itself cf. ecosystem resilience, integrity, stability, self-organisation, and self maintenance (see, e.g., BERTOLLO 1998; CONSTANZA et al. 1992). Thus, the term deals also with the environmental quality of cultural landscapes originated from human’s use and influences. However, sustainability is a necessary condition of ecosystem health. Long-term perspectives must inevitably take the interests of future generations into account. We argue that a high degree of ecosystem health is prevention against *unknown environmental dangers (UED)*. UED includes uncertain, potentially catastrophic ecological risks (see, e.g. WBGU 1998; BARKMANN & MARGGRAF 2004). Moreover, if *new* environmental dangers strike we can hope that ecosystems in ‘good health’ will recover faster, and that the impacts of ‘environmental hit’ will not be as bad.

Quantification of the actual state of risk prevention against these types of danger for human-environment relation is quite difficult and restricted. Firstly, we do not know all ecosystem services, secondly, if and how we endanger them in time, and thirdly, we also face the phenomenon of uncertainty (no specific agent) regarding ecological risks. Therefore, for additional prevention against UED we use the idea of *deterioration prohibition* that can be described both ecologically and economically in a clear manner, without demanding respondents to possess ecological expert knowledge. Most researcher expect a deterioration of ecosystem health (*expected ecological trend*), because of population growth, high deforestation rate, changing farming systems e.g. monocultures, intensified crop production and high intensity cash crop farming, adjustment to world markets, world marked oriented production instead of subsistence etc (see, e.g., MAERTENS 2003; BURKARD 2002). However, a cultural factor that can mitigate a destructive trend in the Kulawi Valley is the ‘*Katawua*’ principle. It means a harmonious relation between human, environment and GOD (see below).

1.3 Design of the Choice Experiment

In August 2004 Jan Barkmann and Leti Sundawati conducted two focus group meetings in Toro in preparation of the Choice Experiment. During the explanation of the ecological background of ecosystem self-organisation, one participant spontaneously identified ecosystem self-organisation with the action of '*Katawua*'. It also turned out that the people in Toro understood well the risk and coping categories on which the protection motivation theory is based. The two *known natural disasters (KED)* flooding and soil erosion were hypothesized to be major environmental dangers for the people in the Kulawi valley. This was confirmed by our pre-testing conducted in May 2005 in three villages Salua, Sidondo and Bolapapu (n=53) located in the valley. Stated preference method needs clear examples and explanations of good in question that the respondent has to value. *Unknown environmental danger (UED)* is difficult to measure. In case of goods with which the respondent is not familiar the good has to be explained carefully to the respondent. UED is an unfamiliar good. Thus, we need special attention to a careful explanation c.f. RAJMIS (this volume). Usually, one will use examples to explain what an environmental danger is. These examples will be 'known environmental dangers'. So there is a risk that the respondent will think of the KED examples instead of thinking of UED – even if prompted to do otherwise. Therefore, we used two KED examples which we integrated in our scenario design. Thus, respondents value these KEDs and are additionally able to catch cognitively the concept of UEDs. Furthermore, for the final scenario assessment KED and UED can be compared with each other. In doing so, we get evidence regarding the credibility of the study, because it originally deals with ecological risks that are completely 'unknown'. The metaphor of 'human health' is used in order to introduce the idea of 'ecosystem health'. For further details regarding attribute selection see, e.g., RAJMIS (this volume) and CERDA (this volume).

Tab. 1: Attributes and levels used in choice experiment

Valuation dimension	Attribute	Levels
KED[1)] (Flooding)	Additional prevention against flooding	No change[3)] 25 % reduction of flood events/damages
KED[1)] (Soil erosion)	Additional prevention against soil erosion	No change[3)] 25% reduction of soil loss
UED[2)] (Land-health)	Additional prevention against unknown environmental dangers[2)]	No change [3)] Deterioration prohibition of the current ecosystem health state keeping the health of the land, forests, and fields)
Payment vehicle	Cost / month	Indonesian Rp. 3000 [4) 5)] Indonesian Rp. 6000 Indonesian Rp. 9000 Indonesian Rp. 12000

[1)] Known environmental danger; [2)] Unknown environmental dangers; we do not know specific agent (Pandora risks) [3)] corresponds to the Status Quo (current situation) [4)] IND Rp.3000 = 0.27 Euro; [5)]the price range of the cost attribute was determined by split sampling in the pilot study.

2 Preliminary Results

The choice experiment (main-effects design; face-to-face interviews) was administered to 280 randomly selected households in Toro. 53.4 % of all household heads were interviewed. All respondents completed

the choice task. Each respondent completed eight choices. 11 respondents (3.9 %) always chose the status quo. One of them stated that he did not want these preventions; whereas the others stated that they have not enough money to pay the preventions but want to contribute their labour power instead.

For data analysis, the multi nominal logit model (MNL) and SPSS was used. Linear utility functions were assumed for each attribute to calculate the WTP. We produced two interactions (multiplying Landhealth * Income; and Landhealth * Katawua). For the results of the MNL Model see Tab.2.

Tab. 2: Results of the MNL Model.

Attribute	Coefficient
Additional flood prevention	0,054***
Additional soil erosion prevention	0,037***
Additional prevention against UED [c.f. 'Landhealth']	-3,065***
Interaction Landhealth and Income	0,351***
Interaction Landhealth and Katawua	0,590***
Cost	-0,00021***
ASC 1 (A_C1) (Alternative Specific Constant)	-0,181*
ASC 2 (A_C1) (Alternative Specific Constant)	-0,744***

*** p≤ 0,001; ** p≤ 0,01; * p≤ 0,05; Log-likelihood: -2444,9; Pseudo R^2: 0,23; Number of observations: 2240; t-statistics in parentheses (coefficient/standard error)

All the attributes emerged as significant determinants of choice. In addition, all attributes display the expected signs e.g. the cost attribute is negative, because higher price means lower utility. A positive interaction with income means the higher the income of the respondent the more he is willing to pay for additional prevention against unknown environmental dangers. The same is regarding the respondent's attitude towards the '*Katawua*' principle. The more someone acts in line with the 'Katawua' principle in her/his daily life the higher is her/his WTP for UED. With these results, marginal willingness-to pay values (WTP) for one "unit" of change can be calculated. The results are shown in Tab.3.

Tab. 3: WTP determination/ marginal values of ecosystem services (choice experiment, n=280)

Attribute Proposed prevention measure	Marginal Unit	Scenario Change	Mean WTP per Household (Indonesian Rp.)	Mean WTP per Household (Euro)
Additional prevention against flooding	Reduction of flood events /damages (1%)	25 %	6504	0,59
Additional prevention against soil erosion	Reduction of soil loss (1%)	25 %	4484	0,41
Additional prevention against unknown environmental dangers (UED)	Deterioration prohibition of the current ecosystem health state [1]	[1]	8593	0,78

With reference to the scenario in which flooding changes by 25 % the strongest preferences are for the additional prevention against UED considering that people sometimes preferred just one KED attribute or gave one priority such as flood prevention.

The mean family cash-income in Toro per year is about 3.5 Mio Indonesian Rp. equivalent to 320 Euro. Thus, we calculated a total purchasing power of the whole village and the share of expenditures per year for the proposed prevention measures (see Tab. 4). The vast majority of Toro's household heads are farmers (98.2 %). However, almost one quarter of them have additionally a second occupation such as trader, civil servant or are self-employed. Some respondents (5.8 %) are labourer or farm labourer.

Tab. 4: WTP for proposed prevention measures (scenario changes) in percent of income (see Tab. 3)

% of Income year^{-1} spend on UED prevention	2,9
% of Income year^{-1} spend on flooding prevention	2,2
% of Income year^{-1} spend on soil erosion prevention	1,5
% of Income year^{-1} spend on all preventions	6,6

Tab. 5: Education of Toro's inhabitants

Level of schooling of adult household members[1)]			Education level of head of household[2)]		
	LLR[3)]	Toro		Toro	
	Mean	Mean		In percent	Accumulated percent
% of adults who never attended school	6	2	Never attended school	2,5	2,5
			Did not finish elementary school	9,3	11,8
% of adults completed at least primary school	83	86	Elementary school	54,6	66,4
			Junior high school	20,4	86,8
% of adults completed at least senior high school	13	11	Senior high school	12,1	98,9
			University (incl. Diploma)	1,1	100
			Sum	100	

[1)] Source: Census of Project A1 (2004) and Project A4 household survey. Number of observations=671 (270 in LLR and 401 in Toro). [2)] Own source. [3)] LLR=Lore-Lindu-Region

3 Discussion

Human well-being is mainly depending on improving the management of Earth's ecosystems to ensure both their (i) conservation and (ii) long-term sustainable use. As the Millennium Ecosystem Assessment (2003) puts it, human well-being consists of multiple components, including security, basic material for good life, health, good social relations as well as freedom and choice. Human beings are fully dependent on the flow of ecosystem services provided by the global life support systems, cf. primary value (TURNER & PEARCE 1993), because substitution of ecosystem services, e.g., by capital and labour is impossible or delimited. The demands for ecosystem services are growing, but at the same time the capability of many ecosystems is diminishing due to human actions. Trade-offs among ecosystem services are intensifying and have become the rule (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2003 p.4).

Our results give evidence that choice experiment can be applied for the valuation of ecosystem services in a third world country setting. The level of *basic education* of Toro's inhabitants is sufficient for the implementation of our survey instrument. The respondents completed the choice task and I and the enumerators had the expression that people understood it well. The result coefficients of the interaction with 'Landhealth' strengthen a positive view of respondents understanding: as theoretically expected 1) WTP rises with income 2) appreciation of the '*Katawua*' principle also has a positive effect on WTP for UED

('Landhealth') (see Tab. 2). The WTP result for the proposed UED prevention measure is high with 3 % of respondent's income (see Tab. 4). Reflecting this, I come to the assumption that respondents assess UED and KED prevention measures as a kind of farming investment. They factor long-term perspective and risks in their decision-making. They are willing to invest for more stable farming yields, for deterioration prohibition of the environmental quality ('landhealth'), and for an adequate future of their children and grand-children (future generations). They are willing to forgo short term benefits for long-term security. Different model calculation are applicable with moderate consequences for the WTP calculation, e.g., a simplified model reduces the share of expenditures per year for all proposed measures about 0,9 % (see Tab. 5).

4 Literature

ADAMOVICZ, W.L. et al. (1994): Combining Revealed and Stated Preference Methods for Valuing Environmental Amenities. - Journal of Environmental Economics and Management 26: 271-292

ADAMOVICZ, W.L. et al. (1998): Sated Preference Approaches for measuring passive use values: Choice Experiments and Contingent Valuation. - American Journal of Agricultural Economics 80: 64-75

BARKMANN, J. (2001): Ökologische Integrität. - In: FRÄNZLE, O.; MÜLLER, F. & W. SCHRÖDER (eds.): Handbuch der Umweltwissenschaften. - Landsberg (ecomed): VI-3.8.2

BARKMANN, J. & R. MARGGRAF (2004): The Long-Term Protection of biological Diversity – Lessons from Market Ethics: Poesis & Praxis. - International Journal of Ethics and Technology Assessment 3: 3-21

BATEMAN, J. et al. (2002): Economic Valuation with Stated Preference Techniques: A Manual. - UK (Edward Elgar)

BERTOLLO, P. (1998): Assessing Ecosystem Health in Governed Landscapes: A Framework for Developing Core Indicators. - In: Ecosystem Health 4(1)

BOXALL, P.C. et al. (1996): A comparison of Stated Preference Methods for Environmental Valuation. - Ecological Economics 188: 243-253

BURKARD, G. (2002): Stability or Sustainability? Dimensions of Socio-economic Security in a Rain Forest Margin. - STORMA Discussion Paper Series Sub-program A on Social and Economic Dynamics in Rain Forest Margins. No.7.

CONSTANZA, R. et al. (1992): New goals for environmental management. - In: NORTON, B.G. & B.D.HASKELL (eds): Ecosystem Health. - Washington D.C.

FAUST, H. et al. (2003): Does Migration lead to Destabilization of Forest Margins? - STORMA Discussion Paper Series Sub-program A on Social and Economic Dynamics in Rain Forest Margins. No.11.

HANLEY, N. et al. (1998): Contingent Valuation versus Choice Experiments: Estimating the Benefits of Environmentally Sensitive Areas in Scotland. - Journal of Agricultural Economics 49(1): 1-15

KUTSCH, W. et al. (2001): Environmental Indication: A Field-test of an Ecosystem Approach to Quantify Biological Self-organization. - Ecosystems 4(1): 49-66

MAERTENS, M. (2003): Economic Modeling of Agricultural Land-Use Patterns in Forest Frontier Areas: Theory, Empirical Assessment and Policy Implications for Central Sulawesi, Indonesia. - Berlin: Dissertation.de.

MCCANN, K.S. (2000): The Diversity Stability Debate. - Nature: 405: 228-232

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2003): Ecosystem and Human Well-being: A Framework for Assessment. - Washington (Island Press)

MYERS, N. et al. (2000): Biodiversity hotspots for conservation priorities. - Nature 403: 853-858

PEARCE, D.W. & D. MORAN (1994): The economic value of Biodiversity. IUCN – The World Conservation Union. - London (Earthscan)

ROGERS, R. & S. PRENTICE-DUNN (1997): Protection Motivation Theory. - In: GOCHMAN, D.S. (ed): Handbook of Health Behaviour Research. - New York: 113-132

SCHWARZE, S. et al. (2005): The Status of Toro Village in the Lore Lindu Region: Is it Really Exceptional? A Comparative Quantitative Study of Socio-Economic Indicators. - STORMA Discussion Paper Series Sub-program A on Social and Economic Dynamics in Rain Forest Margins. No.14.

TURNER, R.K. & D.W. PEARCE (1993): Sustainable Economic Development: Economic and Ethical Principles. - In: BARBIER, E.B. (ed.) Economics and Ecology. - London (Chapman & Hall)

WALERT, M. et al. (2003): Predicting the Loss of Bird Species from Deforestation in Central Sulawesi. - In: GEROLD, G.; FREMERY, M. & E. GUHARDJA (eds): Land Use, Nature Conservation and the Stability of Rainforest Margins in Southeast Asia. - Berlin (Springer)

WBGU [WISSENSCHAFTLICHER BEITRAT DER BUNDESREGIERUNG GLOBALE UMWELTVERÄNDERUNGEN] (1998): Welt im Wandel – Strategien zur Bewältigung globaler Umweltrisiken: Jahresgutachten. - Marburg (Metropolis)

YACHI, S. & M. LOREAU (1999): Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. - Proceedings of the National Academy of Sciences of the U.S.A. 96: 1463-1468

Acknowledgements

I want to express my gratitude to the Department of Environment and Resource Economics at Göttingen University for great support, in particular, Prof. Dr. R. Marggraf, Dr. J. Barkmann, C. Cerda and K. Glenk. Furthermore, I am grateful to the members of the STORMA subprojects, Prof. Dr. G. Gerold, PD Dr. H. Faust, Dr. S. Schwarze, Dr. Leti Sundawati, Björn Schippers, my field assistant A. Putra and my enumerator team. This study was financed by DFG (German Scientific Foundation) and by DAAD (German Academic Exchange Service) scholarship. Thank you very much!

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2005	163-169	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Der ökonomische Wert von Veränderungen der Biodiversität im Wald: Ergebnisse aus zwei Choice Experimenten

JÜRGEN MEYERHOFF & ULF LIEBE

Schlagwörter: Biologische Vielfalt; Choice Experimente; Waldumbau; Zahlungsbereitschaft

1 Einleitung

Die Wälder in Deutschland produzieren neben Holz und anderen marktfähigen Gütern eine Vielzahl öffentlicher Güter. Beispiele hierfür sind Erholungsleistungen, verschiedene Schutzfunktionen des Waldes wie Erosionsschutz oder Grundwasserschutz und auch der Erhalt biologischer Vielfalt. Da öffentliche Güter nicht über Märkte gehandelt werden, gibt es zunächst keine Informationen darüber, in welchem Umfang Wälder über die Produktion marktfähiger Güter hinaus Nutzen stiften. Um diese Informationen erheben zu können, werden in der Ökonomie gesonderte Verfahren zur monetären Bewertung angewendet. Für einen Teil der öffentlichen Güter des Waldes werden diese Verfahren in Deutschland schon seit einiger Zeit eingesetzt (vgl. BERGEN 2001). Jedoch gibt es – nicht nur in Deutschland – nur wenige Studien zum Wert der Biodiversität im Wald (vgl. WILLIS et al. 2000). Die bisher einzige Studie aus Deutschland haben KÜPKER et al. (2005) vorgelegt.

Vor diesem Hintergrund ist es das Ziel des FOREST-Projektes[1], mögliche Veränderungen der biologischen Vielfalt im Wald ökonomisch zu bewerten. Dadurch sollen Aussagen über den ökonomischen Nutzen einer aktiven Biodiversitätspolitik im Wald möglich werden. Untersuchungsregionen sind die Lüneburger Heide sowie der Solling und Harz. Ausgangspunkt für das FOREST-Projekt ist das Programm der Niedersächsischen Landesregierung für eine langfristige ökologische Waldentwicklung in den Landesforsten (LÖWE). Ziel dieses Programms ist es, auf lange Sicht stabile und ertragreiche Mischwälder aufzubauen. Dies soll dadurch erreicht werden, dass dort, wo es die Waldstandorte zulassen, Nadelholzreinbestände durch einen vielfältigen Laubmischwald ersetzt werden. Der Anteil der Laubbaumarten in den Landesforsten soll von ca. 37 % in 1991 auf langfristig 65 % erhöht werden. In Folge des Umbaus sind auch Veränderungen der Biodiversität im Wald zu erwarten. Für die ökonomische Bewertung dieser Veränderungen werden im Projekt FOREST neben der Kontingenten Bewertung, auf die hier nicht näher eingegangen wird, Choice Experimente eingesetzt.

2 Choice Experimente

Choice Experimente (CE) haben ihren Ursprung im Marketing sowie der Verkehrswissenschaft und werden erst in jüngerer Zeit vermehrt auch zur Umweltbewertung verwendet. Sie gehören, wie die Kontingente Bewertung (vgl. ELSASSER & MEYERHOFF 2001), zu der Gruppe der so genannten direkten Bewertungsverfahren, da sie nicht auf beobachtbares Verhalten zurückgreifen. Vielmehr werden in Umfragen

[1] Das FOREST-Projekt (Fkz. 01LM0207) ist Teil der vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Forschungsinitiative "Biosphärenforschung - InTEgrative und Anwendungsorientierte Modellprojekte" (BioTeam). Die Laufzeit des Projektes ist April 2003 bis März 2006.

mit Hilfe von strukturierten Interviews hypothetische Märkte errichtet. Die Grundidee der CE ist dabei (HENSHER et al. 2005; HOLMES & ADAMOWICZ 2003), dass Umweltgüter in ihren einzelnen Eigenschaften beschrieben werden können. Ein Wald ließe sich z. B. anhand der Altersstruktur, der Baumzusammensetzung, der Artenvielfalt und der Erholungsmöglichkeiten charakterisieren. Je nachdem wie nun die einzelnen Eigenschaften ausgeprägt sind (z.B. niedrige oder hohe Artenvielfalt), ergeben sich je nach Kombination der Attribute unterschiedliche Güter. Diese Änderungen sollen bewertet und dafür individuelle Wertschätzungen ermittelt werden. Befragte wählen zwischen verschiedenen Alternativen, die meist auch den gegebenen Zustand (Status quo) als eine Alternative mit einschließen. Alle Alternativen werden mit ihren Attributen und deren Ausprägungen beschrieben (HANLEY et al. 1998). Um die Zahlungsbereitschaft ermitteln zu können, enthalten CE auch ein monetäres Attribut. Die Wahrscheinlichkeit, dass eine Alternative gewählt wird, kann anhand der Attribute, die die Alternativen beschreiben, und individuellen Merkmalen der befragten Personen modelliert werden. Hierbei wird angenommen – alles andere konstant bleibend – je höher die Ausprägung (das Level) einer wünschenswerten Eigenschaft einer Alternative ist, desto größer ist der Nutzen dieser Alternative und desto eher wird diese von einer Person ausgewählt. Umgekehrt beim Preis: Hier wird davon ausgegangen, dass ein höherer Preis die Auswahlwahrscheinlichkeit verringert. Mit Hilfe eines statistischen Designs werden die Attribute so kombiniert, dass ihr Einfluss auf die Auswahlwahrscheinlichkeit isoliert von allen anderen Attributen bestimmt werden kann. Soll auch der Einfluss von Interaktionen zwischen den Attributen bestimmt werden, dann ist dies entsprechend beim statistischen Design zu berücksichtigen (LOUVIERE et al. 2000). Je nach Design werden den befragten Personen in der Regel mehrere Choice Sets vorgelegt, d. h. Kombinationen von Alternativen, mit der Bitte um Auswahl der jeweils bevorzugten Alternative.

3 Choice Experimente im FOREST-Projekt

3.1 Bewertung forstlicher Entwicklungsziele und deren Auswirkungen auf die biologische Vielfalt

Neben dem LÖWE Programm der Niedersächsischen Landesregierung wurden weitere, alternative forstliche Entwicklungsziele im Rahmen des FOREST-Projektes formuliert. Dies sind eine „ertragsorientierte Waldentwicklung“, die „potenzielle natürliche Vegetation“ und der „Prozessschutz“. Zur Beurteilung der zu erwartenden Veränderungen der Biodiversität durch den Waldumbau wurden die Artenzahl (u. a. Gesamtartenzahl, Artendichte, Rote-Liste-Arten), die Bestandesstruktur (horizontal und vertikal) und die landschaftliche Vielfalt (Zahl der Bestandestypen bzw. Vegetationseinheiten im Naturraum) herangezogen. Die Bewertung der jeweiligen Auswirkungen wurde auf der Grundlage einer umfassenden Literaturstudie vorgenommen. Ergebnisse für den Solling sind in ZERBE und KEMPA (2005) dargestellt.

3.2 Auswahl der Attribute

Zur Beschreibung der Auswirkungen des Waldumbaus auf die biologische Vielfalt wurden im Projekt sieben Attribute ausgewählt (vgl. Tab. 1). Um eine weitere Reduzierung ihrer Anzahl für die Hauptbefragung zu erreichen, wurden in einer Serie von sechs Focus-Groups, d.h. durch einen Moderator geleitete Kleingruppeninterviews, die Teilnehmer gebeten, die drei Attribute auszusuchen, die ihnen am wichtigsten sind und sie anschließend in eine Rangfolge zu bringen. In jeder Untersuchungsregion wurden drei

Focus-Groups in den folgenden Orten durchgeführt: Celle, Uelzen und Bispingen in der Lüneburger Heide sowie Einbeck, Uslar und Nordheim im Solling/Harz. Insgesamt haben 46 Personen daran teilgenommen. In den letzten beiden Spalten von Tab. 1 sind die Ergebnisse des Rankings der wichtigsten Attribute durch die Teilnehmer der Focus-Groups aufgetragen.[2] Das wichtigste Attribut ist danach die landschaftliche Vielfalt gefolgt von den Biotopen für gefährdete und geschützte Arten, der Altersstruktur der Wälder und der Artenvielfalt. Für das Design der Choice Experimente der Hauptbefragung wurden nur die ersten vier Attribute berücksichtigt.

Tab. 1: Symbole und Ranking der Attribute der biologischen Vielfalt (N = 41)

Attribute	Symbole für Level der Attribute			H	Σ
	niedrig	mittel	hoch		
Landschaftliche Vielfalt (LSV)				26	56
Biotope für gefährdete und geschützte Arten (BIO)				29	55
Alterstruktur der Wälder (ALT)				18	41
Artenvielfalt (ART)				18	33
Anteil an Laubwald (ALW)				18	30
Menge an Totholz (MTH)				5	13
Anteil nicht einheimischer Arten (AWA)				3	9

H = Häufigkeit der Nennungen, Σ Summe der Bewertungen

3.3 Hauptbefragung und Ergebnisse

Insgesamt wurden 622 Personen im September und Oktober 2004 Interviews mit der CE-Version des Fragebogens in beiden Untersuchungsregionen durchgeführt, 301 davon in der Lüneburger Heide (LH) und 321 im Solling/Harz (SH). In beiden Stichproben sind ca. 55 Prozent der Befragten weiblich, und das Durchschnittsalter liegt bei 49 Jahren. Die interviewten Personen haben im Mittel ein Haushaltsnettoeinkommen von 2000 Euro (pro Monat). Die befragten Personen haben u.a. umfassende Informationen über den Waldumbau und die einzelnen Attribute biologischer Vielfalt erhalten. Abbildung 1 zeigt eine der Choice Karten, die den Befragten vorgelegt wurden. Darauf befinden sich drei Alternativen. Während die Alternative ohne Waldumbau keine Zahlung an einen Fond „ökologischer Waldumbau“ erforderlich machen würde, wäre die Wahl von Programm A oder B jeweils mit der jährlichen Zahlung eines Geldbetrages an diesen Fond verbunden. Die befragte Person soll im Interview die Alternative auswählen, die aus

[2] Einem Attribut, das ein Teilnehmer auf Platz eins gesetzt hat, wurde die Punktzahl drei zugeordnet. Entsprechend bekamen Attribute auf dem zweiten Platz die Punktzahl zwei und auf dem dritten Platz die Punktzahl eins. Über die Punktzahlen pro Attribut wurde dann die Summe gebildet, um das Gesamtranking über die Attribute zu bestimmen.

ihrer Sicht den anderen vorzuziehen ist (ihr den größten Nutzen stiftet). Ausgehend vom experimentellen Design wurden jedem Befragten insgesamt sechs verschiedene Choice Karten vorgelegt.

	kein Waldumbau **Laubwald 30 %**	**Programm A** **Laubwald 60 %**	**Programm B** **Laubwald 60 %**
Biotope für gefährdete und geschützte Arten	mittel	Hoch	mittel
Artenvielfalt	mittel	Mittel	mittel
Alterstruktur der Wälder	niedrig	Hoch	niedrig
Landschaftliche Vielfalt	niedrig	Mittel	mittel
Fondbeitrag für Waldumbau	0	50	35
Ich wähle ☑	☐	☐	☐

Abb. 1: Beispiel für eine Choice Karte (Lüneburger Heide)

Zur Auswertung von Choice Experimenten können verschiedene ökonometrische Schätzverfahren eingesetzt werden (HENSHER et al. 2005; TRAIN 2003). Ihnen ist gemeinsam, dass sie den Einfluss der jeweiligen Attributsausprägungen und den Einfluss von Merkmalen der Befragten (Einkommen, Alter, Besuche der Landschaft, Umweltbewusstsein, etc.) auf die Wahrscheinlichkeit schätzen, eine bestimmte Alternative zu wählen. Startpunkt der Auswertungen ist in der Regel das Conditional Logit. Da dieses Verfahren auf einigen restriktiven Annahmen beruht, wurden Methoden entwickelt, die diese Annahmen aufweichen (Nested Logit) oder vollständig ohne sie auskommen (Mixed Logit).

In Tab. 2 finden sich Ergebnisse für das Conditional Logit und das Nested Logit. Die Auswertungen stützen sich ausschließlich auf die Attribute zur Beschreibung der biologischen Vielfalt, den Preis und die so genannte alternativenspezifische Kostante (ASC), die den Wert 1 für den Status quo (ohne Waldumbau) annimmt. Je nach Untersuchungsregion – der jeweiligen Ausgangssituation – haben die „Biodiversitätsattribute“ unterschiedliche Ausprägungen. So kann die Anzahl der Biotope für gefährdete und geschützte Arten (BIO) und die Artenvielfalt (ART) in der Lüneburger Heide auf einem mittleren Ausgangsniveau bleiben oder ein hohes Niveau erreichen. Bei der Altersstruktur der Wälder (ALT) und der landschaftlichen Vielfalt (LSV) sind hingegen Veränderungen von einem niedrigen Ausgangsniveau über ein mittleres zu einem hohen Niveau möglich. Im Solling und Harz sind für alle Attribute Veränderungen von einem derzeitigen niedrigen auf ein hohes Niveau zu erzielen, außer für die Artenvielfalt (mittel auf hoch). Die einzelnen Variablen (Attribute) in den Schätzmodellen wurden binär kodiert (effect coding). Der Fonbeitrag (PREIS) variierte auf den einzelnen Choice Karten mit Werten von 5, 10, 20, 35 und 75 Euro.

Wie in Tab. 2 zu sehen ist, hat das Attribut Preis, wie erwartet, in allen Modellen ein negatives Vorzeichen und ist signifikant. Je höher der Preis, desto geringer ist die Wahrscheinlichkeit, dass die jeweilige Alternative ausgewählt wurde. Ferner wird deutlich, dass nicht alle Levels der Attribute eine signifikante

Auswirkung auf die Auswahl haben. Die mittleren Ausprägungen von BIO im Solling/Harz, ALT und LSV sind nicht signifikant. Dagegen ist die Attributsausprägung hoch, bis auf den Fall Altersstruktur im Solling/Harz, jeweils signifikant und weist auch das erwartete positive Vorzeichen auf. Eine Veränderung vom Zustand ohne Waldumbau auf die jeweilige Ausprägung „hoch" hat einen positiven Einfluss auf die Auswahlwahrscheinlichkeit. Ferner ist die alternativenspezifische Konstante (ASC) in allen Schätzungen signifikant. Sie repräsentiert die Alternative „ohne Waldumbau". Das positive Vorzeichen deutet an, dass Teile der Befragten aus dem Zustand ohne Waldumbau einen positiven Nutzen ziehen. Alternativ wird diskutiert, ob die Befragten zum Beispiel den Status quo auswählen, um so schwierige Vergleiche zwischen den Alternativen zu vermeiden, z.B. aufgrund von zu hoher Komplexität der Choice-Sets (zu viele Attribute, zu viele Choice Sets pro Befragten, etc.). Dies wird in der Literatur als Status quo Bias bezeichnet (ADAMOWICZ et al. 1998).

Tab. 2: Ergebnisse des Conditional (CL) und Nestsed Logit (NL)

Variable	**Lüneburger Heide**		**Solling/Harz**	
	CL	NL	CL	NL
BIO_mittel			0,032	0,101
BIO_hoch	0,100 *	0,259 **	0,194 **	0,204 *
ART_hoch	0,067	0,205 **	0,126 **	0,207 **
ALT_mittel	0,031	-0,015	0,038	0,098
ALT_hoch	0,156 *	0,245 *	0,025	0,024
LSV_mittel	0,004	0,031	-0,053	-0,109
LSV_hoch	0,139 *	0,248 *	0,125 *	0,183 *
PREIS	-0,022 **	-0,039 **	-0,021 **	-0,032 **
ASC	1,475 **	0,835 **	1,020 **	0,402 **
ZB_Nein		1.000 fix		1.000 fix
ZB_Ja		0,166 *		0,324 **
LL_{Modell}	-1379,75	-1352,62	-1689,32	-1672,93
Observations	1788	1788	1896	1896
N	298	298	316	316

Signifikanzniveaus: ** 1 Prozent, * 5 Prozent

Der signifikante ZB_Ja-Parameter (inclusive value) deutet darauf hin, dass das Nested Logit jeweils eine etwas bessere Anpassung an die Daten darstellt. Aufbauend auf den ökonometrischen Schätzungen lassen sich die Kennzahlen für die Wertschätzung der Veränderungen biologischer Vielfalt berechnen. Dies sind einmal die impliziten Preise, die das Austauschverhältnis von Attributsveränderung und Preis beschreiben. Zum anderen können die Wohlfahrtsmaße für eine Veränderung weg vom Zustand „ohne Waldumbau" hin zu einem zukünftigen Zustand, der über eine Kombination von Veränderungen der Attribute beschrieben wird, berechnet werden. Letztere Kennzahlen können dann in Kosten-Nutzen-Analysen eingestellt werden. An dieser Stelle werden lediglich einige implizite Preise vorgestellt. Sie wurden auf Basis der NL-Schätzungen in Tab. 2 berechnet [Impliziter Preis = $-(\beta_{Attribut}/\beta_{Preis})$]. So liegt die Wertschät-

zung für eine Erhöhung der Biotope für gefährdete und geschützte Arten auf ein hohes Niveau in der in der Lüneburger Heide (LH) bei 6,46 Euro und im Solling/Harz (SH) bei 6,38 Euro. Veränderungen der Artenvielfalt wurden mit 5,26 Euro (LH) und 6,47 (SH) bewertet. Für die landschaftliche Vielfalt (hohes Niveau) ergeben sich implizite Preise von 6,35 Euro (LH) und 5,72 Euro (SH). Insgesamt haben die impliziten Preise der einzelnen Attribute in etwa dieselbe Größenordnung. Dennoch legen die Ergebnisse nahe, dass in der Lüneburger Heide die gefährdeten/geschützten Arten und im Solling/Harz die Artenvielfalt die höchste Wertschätzung aus Sicht der Bevölkerung erlangen.

4 Ausblick

Im FOREST-Projekt werden aufbauend auf den präsentierten Schätzungen Modelle für die Auswertung der Choice Experimente getestet und miteinander verglichen. Darüber hinaus werden individuenspezifische Variablen wie das Einkommen und Einstellungen in die Modelle aufgenommen. Dabei ist absehbar, dass insbesondere das Mixed Logit (ML) den hier vorgestellten Schätzmodellen vorzuziehen ist. Das hat vor allem zwei Gründe. Erstens können im ML wiederholte Entscheidungen der Befragten – jede Person hat sechs Choice Karten bewertet – explizit berücksichtigt werden. Zweitens beinhaltet das ML weniger restriktive Annahmen im Vergleich zu den hier berichteten Modellen. Beide Aspekte können einen Einfluss auf die Signifikanz einzelner Attribute und damit auf die impliziten Preise sowie die Wohlfahrtmaße haben. Im FOREST-Projekt sollen anschließend die Wohlfahrtsmaße für verschiedene Szenarien des Waldumbaus, d.h. für verschiedene zukünftige Niveaus an biologischer Vielfalt, berechnet und diese dann in Kosten-Nutzen-Analysen für die beiden Untersuchungsregionen eingestellt. Auf Basis dieser Informationen, d. h. der relativen Wichtigkeit der Attribute und den Ergebnissen der Kosten-Nutzen-Analysen, sollen dann der Forstwirtschaft Vorschläge für eine aktive Biodiversitätspolitik präsentiert werden.

5 Literatur

ADAMOWICZ, W. L.; BOXALL, P.; WILLIAMS, M. & J. LOUVIERE (1998): Stated Preference Approaches to Measuring Passiv Use Values: Choice Experiments versus Contingent Valuation. - American Journal of Agricultural Economics 80: 64-75.

BATEMAN, I.J. et al. (2002): Economic Valuation With Stated Preference Techniques: A Manual. - Cheltenham (Edward Elgar)

BERGEN, V. (2001): Monetäre Bewertung der öffentlichen Güter des Waldes. - In: BECKENBACH, F. et al. (Hrsg.): Jahrbuch Ökologische Ökonomik: Ökonomische Naturbewertung. - Marburg (Metropolis): 265-280

ELSASSER, P. & J. MEYERHOFF (Hrsg.) (2001): Ökonomische Bewertung von Umweltgütern. Methodenfragen zur Kontingenten Bewertung und praktische Erfahrungen im deutschsprachigen Raum. - Marburg (Metropolis)

HANLEY, N.; WRIGHT, R.E. & V. ADAMOWICZ (1998): Using Choice Experiments to Value the Environment. - Environmental and Resource Economics 11: 413-428

HENSHER, D.; ROSE, J.M. & W.H. GREENE (2005): Applied Choice Analysis. A Primer. - Cambridge (Cambridge University Press)

KÜPKER, M.; KÜPPERS, J.-G.; ELSASSER, P & C. THOROE (2005): Sozioökonomische Bewertung von Maßnahmen zur Erhaltung und Förderung der biologischen Vielfalt der Wälder. Arbeitsbericht des Instituts für Ökonomie 2005/1. - Hamburg (Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg)

LOUVIERE, J.J.; HENSHER, D.A. & J.D. SWAIT (2000): Stated Choice Methods: Analysis and Applications. - Cambridge (Cambridge University Press)

TRAIN, K. (2003): Discrete Choice Methods with Simulation. - Cambridge (Cambridge University Press)

WILLIS, K.G.; GARROD, G.D.; SCARPA, R.; MACMILLAN, D. & I.J. BATEMAN (2000): Non-Market Benefits of Forestry. - Newcastle (Centre for Research in Environmental Appraisal and Management)

ZERBE, S. & D. KEMPA(2005): Waldumbau und Biodiversität. Unterschiedliche forstliche Entwicklungsziele und deren Auswirkungen auf die biologische Vielfalt. - Naturschutz und Landschaftsplanung 37(4): 106–114

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2005	171-177	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Förderung der biologischen und kulturlandschaftlichen Vielfalt in ländlichen Regionen um städtische Ballungsräume

HASAN H. ARSLAN

Schlagwörter: Kuppelprodukte der Landwirtschaft; regionale Biodiversität; Öffentlichkeitsgrad

1 Einleitung

Die landwirtschaftliche Produktion geht mit der Produktion von Kuppelprodukten einher. Dies sind im Einzelnen: der Beitrag der Landwirtschaft zur Grundwasserneubildung, die Pflege von Kulturlandschaft und die Schaffung von Naherholungsräumen für die Bevölkerung vor Ort und die der Ballungsräume. Ballungsräume sind auf ländliche Regionen angewiesen und nehmen Umweltleistungen aus ländlichen Regionen immer mehr in Anspruch, ohne dafür einen monetären Beitrag zu leisten. Bisher wurde nicht hinreichend untersucht, wie Kuppelprodukte der Landwirtschaft erfasst und gefördert werden können. Aufgrund der zunehmenden Probleme in der Landwirtschaft (z. B. ständige Abnahme der Zahl der Landwirte) wird in ländlichen Regionen immer weniger kleinstrukturierte Landwirtschaft betrieben. Es ist zu beobachten, dass die im Laufe der Jahrhunderte in diesen Regionen durch eine extensive und kleinstrukturierte Landwirtschaft entstandene vielfältige Kulturlandschaft und die hohe Biodiversität in ihrem Bestand gefährdet ist. In dem vorliegenden Forschungsvorhaben wird ein Indikator vorgestellt, der denjenigen Anteil der Kuppelprodukte erfasst, der von den Konsumenten ohne Gegenleistung in Anspruch genommen wird. Dieser Indikator wird als *Öffentlichkeitsgrad der landwirtschaftlichen Kuppelproduktion* definiert. Anhand des Indikators soll der öffentliche Charakter der Kuppelprodukte gemessen werden.

2 Kuppelprodukte und Biodiversität in den peripheren Regionen der Ballungsräume

Die Kuppelprodukte der Landwirtschaft entstehen neben der Agrarproduktion. Sowohl vor als auch während der Industrialisierung waren Kuppelprodukte nicht knapp, und die Landwirte konnten mit dem Absatz der landwirtschaftlichen Nahrungsmittel die Kosten der Kuppelproduktion abdecken (HENKEL, 1995). Für die Gesellschaft war dies ein unentgeltlicher positiver Beitrag der Landwirtschaft. Durch die Öffnung des Weltmarktes für landwirtschaftliche Güter ist die Nachfrage nach Nahrungsmitteln aus der Region zurückgegangen. Dies hat dazu geführt, dass die landwirtschaftlichen Einkommen zurückgegangen sind und die Landwirtschaft nicht mehr in der Lage ist, weiterhin die Kuppelprodukte, zumindest in der von der Gesellschaft gewünschten Höhe, unentgeltlich bereit zustellen.[1] Für die peripheren Regionen der Ballungsräume wird die Situation zusätzlich dadurch verschärft, dass sowohl die Nachfrage nach Bauland als auch die Gewerbe- und Industrieansiedlungen mit der Landwirtschaft um den Boden konkurrieren. Dies bedeutet für die Bodenbesitzer höhere Opportunitätskosten, die von den Landwirten allein aus den Erlösen der Agrarwirtschaft nicht gedeckt werden können. Immer mehr Landwirte sehen sich veranlasst, ihren landwirtschaftlichen Betrieb aufzugeben. Die Biodiversität der peripheren Regionen von

[1] Die Einkommensausfälle in der Landwirtschaft werden teilweise durch Subventionen ausgeglichen. Die Kuppelprodukte sind jedoch hiervon nicht betroffen und eine direkte Honorierung findet nicht statt.

Ballungsräumen ist stark gefährdet. Eine Möglichkeit den Rückgang der Biodiversität zu verhindern ist, dass die Landwirtschaft in diesen Gebieten tätig bleibt und gezielt gefördert wird. Da die Nachfrage nach Nahrungsmitteln nicht in der Höhe vorhanden ist, um mit ihren Erlösen die Kuppelprodukte der Landwirtschaft zu subventionieren, ist es notwendig, dass Landwirte für die bereitgestellten Kuppelprodukte honoriert werden. Für die Landwirte müssen Anreize durch institutionelle Neu- bzw. Umgestaltung geschaffen werden, damit diese von sich aus bereit sind, Kuppelprodukte zur Verfügung zu stellen. Dies hätte zur Folge, dass sowohl die Biodiversität, die Kuppelprodukte der Landwirtschaft, als auch die Nahrungsmittel von der Landwirtschaft bereitgestellt werden könnten.

3 Ökonomische Analyse der Kuppelprodukte

Die Kuppelprodukte der Landwirtschaft sind kein knappes Gut, solange die Nachfrage geringer als das Angebot ist. Vor der Industrialisierung, auch bedingt durch eine niedrige Bevölkerungszahl, war das Angebot an Kuppelprodukten der Landwirtschaft größer als die Nachfrage. Damit waren diese Güter nicht knapp und galten als frei, und wurden folglich in der ökonomischen Analyse nicht berücksichtigt. Im Laufe der Industrialisierung, der Urbanisierung und der Bevölkerungszunahme hat sich die Situation in den peripheren Regionen grundlegend verändert (HENKEL 1995). Deshalb ist es notwendig, dass die Kuppelprodukte als nun mehr knappe Güter Gegenstand ökonomischer Analyse werden.

In der ökonomischen Theorie werden Güter grundsätzlich in öffentliche und private Güter unterteilt. Die wichtigsten Unterscheidungsmerkmale sind das Ausschlussprinzip und die Rivalität im Konsum. Bei privaten Gütern ist ein Ausschluss der Konkurrenten aus dem Konsum des Gutes möglich. Die Rivalität im Konsum ist ebenfalls gegeben. Bei einem öffentlichen Gut sind diese Bedingungen nicht vorhanden: Ein öffentliches Gut kann gleichzeitig ohne gegenseitige Beeinträchtigung von mehreren, theoretisch unendlich vielen, Konsumenten konsumiert werden (SAMUELSON 1954). Der Ausschluss eines Konsumenten aus dem Konsum des öffentlichen Gutes ist entweder mit Prohibitivkosten verbunden oder technisch nicht möglich. Daher ist anzunehmen, dass diese Güter suboptimal vorhanden sind, da ihre Erzeugung nicht über den Marktmechanismus honoriert wird.

Versucht man, die Kuppelprodukte der Landwirtschaft anhand dieser Kriterien zu charakterisieren, um das Knappheitsproblem mit ökonomischen Instrumenten anzugehen, so wird man zu dem Schluss kommen, dass eine eindeutige Zuordnung zu privatem oder öffentlichem Gut nicht möglich ist. Es können lediglich einzelne Attribute der Kuppelprodukte dem privaten bzw. dem öffentlichen Gut zugeordnet werden. So kann z. B. die Landschaftsidylle als ein öffentliches Gut betrachtet werden, da ein Ausschluss der Konsumenten aus dem Konsum in der Praxis schwer durchzusetzen ist, jedoch ist die Rivalität im Konsum dieses Gutes bereits durch einen zusätzlichen Konsumenten gegeben. Damit wird deutlich, dass allein anhand dieser beiden Kriterien die meisten Kuppelprodukte der Landwirtschaft nicht charakterisiert werden können. Die Kuppelprodukte der Landwirtschaft weisen vielmehr *Multifunktionalität* und *Mehrdimensionalität* auf und können nur schwer mit zwei Eigenschaften charakterisiert werden. Deswegen wird in diesem Ansatz als Messinstrument ein Indikator gesucht der nicht nur die genannten Kriterien zur Charakterisierung der Kuppelprodukte der Landwirtschaft heran zieht, sondern weitere Einflussgrößen berücksichtigt.

4 Das Konzept des Öffentlichkeitsgrades

Der Ausgangspunkt zur Betrachtung und Analyse der Kuppelprodukte der Landwirtschaft ist die ökonomische Analyse der knappen Güter, also die Theorie der privaten und öffentlichen Güter. Basierend auf den Erkenntnissen in diesen Bereichen wird anhand des Gutes Brot beispielhaft gezeigt, wie durch institutionelle Um- oder Neugestaltung aus einem privaten Gut ein öffentliches Gut oder umgekehrt gemacht werden kann und die Bedeutung der Institutionen demonstriert.

Nehmen wir das private Gut Brot, das in der aktuellen Wirtschaftsordnung als solches gehandhabt wird. Der Ausschluss anderer Konsumenten aus dem Konsum, als auch die Rivalität im Konsum ist gegeben. Damit ist dieses Gut eindeutig ein privates Gut, das nur privat bereitgestellt werden kann. Bei dieser Betrachtung bleibt die institutionelle Gestaltung des Brotmarktes außer acht. Nun ist auch denkbar, dass durch eine institutionelle Umgestaltung des Marktes dieses Gut eine vollkommene „Entprivatisierung" erfahren kann, wenn eine Mehrheit der Auffassung ist, dass Brot als Grundnahrungsmittel jedem Bürger zusteht und deswegen ein Preis festgelegt wird, der von allen bezahlt werden kann (BONUS 1977). Es handelt sich also in beiden Fällen um das gleiche Gut. Weder am Produktionsprozess noch am Absatzweg hat sich etwas geändert. Es kann festgehalten werden, dass neben der ökonomischen Knappheitsanalyse ein wichtiges Instrumentarium hinzukommt: die Institution (SCHEELE 1997). Die Institutionenökonomik wird zur Analyse institutioneller Neubildung bzw. Umgestaltung von Institutionen zur Charakterisierung der Kuppelprodukte der Landwirtschaft angewandt. Anhand der „klassischen" und Institutionenökonomie wird der Öffentlichkeitsgrad der landwirtschaftlichen Kuppelprodukte hergeleitet und die Güter Kulturlandschaft, Naherholungsraum und Grundwasserneubildung charakterisiert.

4.1 Öffentlichkeitsgrad der landwirtschaftlichen Kuppelprodukte

Im Folgenden wird ein Ansatz zur Charakterisierung der Kuppelprodukte der Landwirtschaft hergeleitet. In diesem Ansatz wird auf eine Aufteilung der Kuppelprodukte in private bzw. in öffentliche Güter verzichtet. Statt dessen wird die Frage untersucht, zu welchem Grad ein Kuppelprodukt privat oder öffentlich ist (BONUS 1979), und in der Folge nicht von Konsumenten honoriert wird. Um die Güter zu klassifizieren, wird eine Skala zur Messung des öffentlichen Anteils der Kuppelprodukte zwischen Null und Eins festgelegt. Damit wird es möglich, ein Kuppelprodukt nicht absolut als privates oder öffentliches Gut zu deklarieren, sondern anhand des Grades zwischen den beiden Extremen privat und öffentlich zu positionieren. Es wird versucht, die kausalen Zusammenhänge zwischen dem Öffentlichkeitsgrad (ÖG) und den beeinflussenden Variablen {Teilbarkeit (T), Rivalität (R), Ausschluss (A), Institutionen (I)} zu erfassen und auf eine Dimension zu reduzieren, insofern diese Kausalitäten vorhanden sind.

$$(1) \qquad \ddot{O}G_i = f\,(T^{\alpha}, R^{\beta}, A^{\delta}, I^{\varepsilon}, \ldots); \qquad 0 \le \ddot{O}G \le 1; \qquad i = \text{Kuppelprodukte.}$$

Gleichung (1) stellt eine funktionale Beziehung zwischen dem Öffentlichkeitsgrad als endogene Größe und den bestimmenden Variablen Teilbarkeit, Rivalität, Ausschluss und dem Einfluss der Institutionen dar. Die Variablen Teilbarkeit, Rivalität und Ausschluss werden von den Standortbedingungen des betrachteten Kuppelproduktes, wie der Art der Agrarproduktion (extensiv, intensiv), Hecken und Landschaftsstrukturen, bestimmt. Beim Ausschlussprinzip sind die Ausschlusskosten und die Entfernung der Konsumenten zum Kuppelprodukt wichtige Bestimmungsfaktoren. Die Gewichtungsfaktoren α, β, δ und

ε können als Elastizität der jeweiligen Variablen aufgefasst werden, die gegebenenfalls empirisch ermittelt werden können. Unter der ceteris-paribus Bedingung ist der Öffentlichkeitsgrad um so niedriger, je höher die Teilbarkeit eines Gutes ist. Ist die Rivalität beim Konsum eines Kuppelproduktes hoch, so ist der Öffentlichkeitsgrad, bei vorhandener Nachfrage nach dem Kuppelprodukt, hoch. Dies ist damit begründet, dass ein einmal in Anspruch genommenes Kuppelprodukt nicht erneut von einem anderen Konsumenten konsumiert werden kann. Ist ein Ausschluss aus dem Konsum eines Kuppelproduktes möglich, so ist der Öffentlichkeitsgrad niedrig, andernfalls ist der Öffentlichkeitsgrad hoch. Schließlich ist die institutionelle Gestaltung für die Bestimmung der Höhe des Öffentlichkeitsgrades maßgeblich. Werden Institutionen umgestaltet oder neu errichtet, so kann die Höhe des Öffentlichkeitsgrades sowohl erhöht als auch gesenkt werden. Die Richtung des Öffentlichkeitsgrades hängt in diesem Fall von der Ausgangssituation ab. Der Öffentlichkeitsgrad kann als Indikator für die Förderung und Erhaltung der Biodiversität und für die Vielfältigkeit der Kulturlandschaft in den ländlichen Regionen dienen.

Die Konkretisierung der Funktion (1) zur Anwendung in der Praxis wird mit folgenden Problemen konfrontiert: In welchen Einheiten sind die exogenen Variablen messbar und in welcher Dimension wird der Öffentlichkeitsgrad gemessen? Die Teilbarkeit eines Kuppelproduktes ist sehr problematisch, weil viele dieser Güter zum Teil nur in Ergänzung mit anderen Gütern oder Kuppelprodukten produziert bzw. angeboten werden. Wenn ein Gut gleichzeitig von mehreren Konsumenten konsumiert wird, ohne dass diese sich stören, so liegt keine Teilbarkeit vor, der Öffentlichkeitsgrad ist also hoch. Kuppelprodukte wie z. B. Kulturlandschaft können nur in ganzen Einheiten von mehreren Landwirten (Gemeinden) gemeinsam produziert und angeboten werden. Die Teilbarkeit ist eng mit der Rivalität verbunden. Die Rivalität für die Kuppelprodukte der Landwirtschaft könnte in Besucherhäufigkeit der Konsumenten in einem Gebiet oder der Besucherzahl in den Gaststätten, die in den ländlichen Regionen betrieben werden, gemessen werden. Der Ausschluss eines Konsumenten aus dem Konsum eines Kuppelproduktes kann auch durch die Distanz, die ein Konsument zu dem Gut hat, gegeben sein. Die Variable „Institutionelle Gestaltung“ hat keine eindeutige Wirkung auf den Öffentlichkeitsgrad. Die Umgestaltung der Institution kann sowohl eine Erhöhung als auch eine Senkung des Öffentlichkeitsgrades zur Folge haben, da die institutionelle Gestaltung, wie oben gezeigt, normativ und von der aktuellen Politik abhängig ist. Die Wirkung der institutionellen Gestaltung hängt von der Ausgangsituation und von der politischen Willensbildung ab. Die Datenerhebung und -auswertung ist nicht unproblematisch. Damit sind die für die Konkretisierung der Funktion (1) nicht überwindbaren Probleme dargelegt worden und es kann festgehalten werden, dass dieser Ansatz nicht zum gewünschten Ziel führt.

4.2 Alternative Approximation des Öffentlichkeitsgrades

Daher wird nun eine alternative Methode zur Approximation des Öffentlichkeitsgrades diskutiert, die sowohl die Kausalitätsproblematik als auch die Problematik der Dimensionierung umgeht. Als Grenzen aller Güter werden die privaten und die öffentlichen Güter als „Grenz- und Referenzgüter“ auf einer Skala von Null bis Hundert oder von Null bis Eins festgelegt. Alle anderen denkbaren Güter können anhand der Kriterien Teilbarkeit, Ausschluss, Rivalität und institutionelle Gestaltung, durch Vergabe von Punkten, auf einer „Güterskala“ platziert werden. Mit dem Öffentlichkeitsgrad soll der öffentliche Anteil eines Kuppelproduktes der Landwirtschaft ermittelt werden, um eine Honorierung durch eine nachvollziehbare Größe zu begründen. Ein weiteres Ziel dieses Konzeptes ist, einen Vergleich der Kuppelprodukte der

Landwirtschaft untereinander und mit den privaten und öffentlichen Gütern zu ermöglichen, um die öffentlichen Mittel entsprechend in die „gewünschte Richtung“ lenken zu können. Damit werden die Kuppelprodukte der Landwirtschaft transparent gemacht. Dabei sollen möglichst alle betroffenen Akteure an dem politischen Prozess in der Gemeinde teilhaben. Durch die Kooperation soll in der Gemeinde auch nach Möglichkeiten gesucht werden, den Öffentlichkeitsgrad der Kuppelprodukte zu reduzieren, um freiwerdende Mittel anderweitig einsetzen zu können.

Die Herleitung des Öffentlichkeitsgrades der Kuppelprodukte erfolgt in mehreren Schritten. Zunächst wird auf Gemeindeebene ein Diskurs zwischen den Gemeindevertretern und den Landwirten in der Gemeinde gefunden. Dieser Diskurs ist grundlegend für die Zusammenarbeit in der Gemeinde, um die Kuppelprodukte abzugrenzen, zu charakterisieren und letztlich Honorierungsforderungen gegenüber Konsumenten und/oder einer höheren Gebietskörperschaft stellen zu können. Das Öffentlichkeitsgradkonzept wird den Beteiligten vorgestellt und das Punktesystem erläutert. Anschließend werden die Kuppelprodukte der Landwirtschaft von den Akteuren charakterisiert. Für jedes Kriterium können bis zu 100 Punkte aufgrund der vor Ort gegebenen Standortbedingungen zugeteilt werden: Zunächst werden Punkte für die aktuelle Wirksamkeit des Kriteriums (WK) für das betrachtete Gut vergeben. Damit soll die Greifbarkeit des Kriteriums, die die aktuelle Wirkung bei dem betrachteten Gut zum Ausdruck bringt, erfasst werden. Im zweiten Schritt sollen die Kriterien untereinander gewichtet werden (WKG: aktuelle Wirksamkeit des Kriteriums gewichtet in Verhältnis zu den anderen Kriterien). Die Gewichtung ist deswegen von Bedeutung, weil nicht jedes Kriterium die gleiche Wirkung auf jedes Gut und in den jeweiligen Standorten hat und damit ein Vergleich der Kriterien untereinander ermöglicht wird. Die Summe der gewichteten aktuellen WKG`s ergibt Eins. Schließlich werden die WK`s mit den WKG`s multipliziert, um die anteilige Wirkung der Kriterien zu bestimmen. Für die Referenzgüter wird der Öffentlichkeitsgrad vorgerechnet und der Gemeinde zur Verfügung gestellt. Der Öffentlichkeitsgrad kann für jedes Gut mit der folgenden Formel ermittelt werden (siehe Tab.):

$$(2) \qquad \ddot{O}G_i = 1 - \frac{\sum_{i}^{n} WK_i * WKG_i}{100} \; .$$

Tab 1: Beispiel zur Approximation des Öffentlichkeitsgrades.

Gut	**Privates Gut**			**Kuppelprodukte**									**Öffentliches Gut**		
				GWNB			NE			KL					
Kriterien	WK	WKG	WA	WK	WKG	WA	WK	WKG	WA	WK	WKG	WA	WK	WKG	WA
Teilbarkeit	100	¼	25	90	¼	22,5	30	¼	7,5	10	¼	2,5	0	¼	0
Rivalität	100	¼	25	50	¼	12,5	40	¼	10	10	¼	2,5	0	¼	0
Ausschluss	100	¼	25	100	¼	25	40	¼	10	0	¼	0	0	¼	0
Institution	0/100	¼	25	80	¼	20	50	¼	12,5	30	¼	7,5	0	¼	0
Summe d. P.	-	1	100	-	1	80	-	-	40	-	1	12,5	-	1	0
Öffentl.-Grad (ÖG)	1- (100/100) = 0			1-(80/100) = 0,20			1-(40/100) =0,60			1-(12,5/100) = 0,87			1-(0/100) = 1		

Quelle: eigene Zusammenstellung.

Legende: WA: vermutete aktuelle Wirkung, anteilig; GWNB: Grundwasserneubildung; NE: Naherholung; KL: Kulturlandschaft; d. P.: der Punkte.

Mit diesem Verfahren kann in jeder Gemeinde für jedes Kuppelprodukt ein Öffentlichkeitsgrad ermittelt werden. Der Öffentlichkeitsgrad kann in Verbindung mit der bewirtschafteten Fläche eines Landwirtes zur Honorierung von Kuppelprodukten herangezogen werden. Er ist ein Instrumentarium auf Gemeindeebene. Die Gemeinde ist die Institution vor Ort, die durch ihre Standortvorteile in der Lage ist mit den Landwirten über Landschaftsgestaltungen Verhandlungen aufzunehmen. Sie kann gleichzeitig, wenn ihr Mittel zur Verfügung gestellt werden, bei Verteilung dieser Mittel wesentlichen Einfluss auf den Einsatzbereich haben und auch eine Kontrolle vornehmen. In diesem Zusammenhang ist es angebracht, über den Gemeindefinanzausgleich nachzudenken (BAUER 1996; KOPS 1994). Es kann u. U. notwendig sein, um die Biodiversität und die über Hunderte von Jahren entstandene vielfältige Kulturlandschaft in peripheren Regionen um Ballungsräume nicht zu verlieren, eine Umgestaltung des Gemeindefinanzausgleichs zu Gunsten der regionalen Biodiversität und der Kulturlandschaft zu fordern.

Die Vorteile dieses Ansatzes liegen darin, dass die Kausalitäts- und Dimensionsprobleme umgangen werden können. Die Nachteile des Ansatzes liegen in der teilweise subjektiven Wertschätzung der Akteure. Die Punkteverteilung erfolgt nicht nach einem überprüfbaren Kausalitätszusammenhang.

5 Zusammenfassung

Die Landwirtschaft in den peripheren Regionen ist nicht nur wichtig für die Bevölkerung aus dem Ballungsraum, damit diese die benötigten Umweltgüter aus der Landwirtschaft beziehen, sondern darüber hinaus auch für die Erhaltung und Förderung der regionalen Biodiversität. Infolge des Strukturwandels in der Landwirtschaft werden immer größere Schläge intensiv bewirtschaftet. Dies hat zur Folge, dass sowohl die Biodiversität als auch die Vielfalt der Kulturlandschaft abnehmen wird. Die Landwirte können die von der Gesellschaft erwünschten und für die Ballungsräume existentiellen Umweltgüter/ Kuppelprodukte nicht erbringen.

Die Kuppelprodukte der Landwirtschaft sind knapp und müssen demnach in der Ökonomie berücksichtigt werden. Mit der ökonomischen Analyse konnte gezeigt werden, dass die Kuppelprodukte der Landwirtschaft mehrdimensional und multifunktional sind und daher zu ihrer Charakterisierung zusätzliche Kriterien benötigt werden. Eine einfache und eindeutige Zuordnung zu den klassischen Gütern ist nicht möglich. Um dieses Problem zu lösen, wurde der Öffentlichkeitsgrad der Kuppelprodukte eingeführt. Die formal-mathematische Herleitung zeigt, dass die vermuteten Kausalzusammenhänge zwischen den Bestimmungskriterien und dem Öffentlichkeitsgrad hoch komplex und nicht eindeutig sind. Daher wurde der Öffentlichkeitsgrad durch ein „Punktevergabesystem“ bestimmt und für die hier betrachteten Kuppelprodukte exemplarisch approximiert.

6 Literatur

BAUER, S.; ABRECH; J.-P. & M. STEUERNAGEL (1996): Gesamtinstrumentarium zur Erreichung einer umweltverträglichen Raumnutzung. - Stuttgart

BONUS, H. (1977): Ordnungspolitische Aspekte öffentlicher Güter. - In: HELMSTÄDTER, H.(Hrsg.): Neuere Entwicklungen in den Wirtschaftswissenschaften. - Berlin. (Schriftenreihe des Vereins für Socialpolitik, 98) 51-73

BONUS, H. (1979): Öffentliche Güter und der Öffentlichkeitsgrad von Gütern. - Münster. (Finanzwissenschaftliche Arbeitspapiere, Nr. 8)

HENKEL; G. (1995): Der Ländliche Raum. - Stuttgart

KOPS, M. (1994): Umweltabgaben im Föderalismus. - In: MACKSCHEID u.a.(Hrsg.): Umweltpolitik mit hoheitlichen Zwangsabgaben? - Berlin: 225-241

SAMUELSON, P.A. (1954): The Pure Theory of Public Expenditure. - In: Review of Economics and Statistics, Vol. 36: 350-356

SCHEELE, M. (1997): Institutionelle und ökonomische Grundlagen des Natur- und Ressourcenschutzes. - Berlin

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2005	179-184	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Der Ökosystemare Ansatz im Biosphärenreservat Pfälzerwald - Das Querschnittsthema Partizipation

ILONA KLINGELE

Schlagwörter: ökosystemarer Ansatz; Biosphärenreservat; Beteiligung; Wald; Pfälzerwald

1 Einleitung

Der Ökosystemare Ansatz stellt eine Strategie für das integrierte Management von Land, Wasser und lebenden Ressourcen dar. Er soll dazu beitragen, ein Gleichgewicht zwischen den drei Zielsetzungen der CBD - Schutz, nachhaltige Nutzung der genetischen Ressourcen sowie gerechte Aufteilung der Gewinne hieraus - zu gewährleisten (UNEP/CBD/COP7/4 2003).

Auf der 5. Vertragsstaatenkonferenz (COP 5) der Konvention über die biologische Vielfalt (CBD) wurde den Unterzeichnerstaaten empfohlen, den sog. Ökosystemaren Ansatz (Ecosystem Approach, EA) umzusetzen. Im Beschluss VI/22 über die Biodiversität in Wäldern hat das 6. Zusammentreffen der Vertragssaatenkonferenz in Den Haag 2002 die umfassende Anwendung des EA auch in diesen Ökosystemen festgelegt. Im Rahmen des Beschlusses VII/11 (COP 7) der CBD wurden die allgemein formulierten Prinzipien durch Richtlinien (Implementation Guidelines) ergänzt, welche die Umsetzung des Prinzips vorantreiben sollen (UNEP/CBD/COP7/21 2004).

Das Herzstück des Ansatzes sind die 12 Malawi-Prinzipien. Zu jedem einzelnen dieser Prinzipien existieren eine Begründung und darauf folgende Erläuterungen. Unter jedem Prinzip werden 4 bis 12 Umsetzungsrichtlinien aufgelistet. Den Ansatz durchziehen mehrere Querschnittsthemen, die in verschiedenen Prinzipien und Umsetzungsrichtlinien zu Tage treten. Ein bedeutendes Thema ist die Partizipation aller Stakeholder, die sich durch fast alle Prinzipien durchzieht. Des Weiteren sind die Themen adaptives Management, Wissensmanagement, Monitoring und Institutionalisierung zu erwähnen.

Um in der internationalen Debatte (COP-Prozesse) einen deutschen Beitrag zur Ausformulierung des Ansatzes zu leisten, hat das Bundesamt für Naturschutz das FuE Vorhaben „Der Ökosystemare Ansatz in ausgewählten Waldbiosphärenreservaten (EABios)“ vergeben, das derzeit von der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft in Rheinland-Pfalz zusammen mit dem Institut für Forstökonomie der Universität Freiburg durchgeführt wird. Anhand von drei Fallstudien soll u. a. festgestellt werden, inwiefern der EA in den Wäldern von Biosphärenreservaten (BR) umgesetzt werden könnte bzw. inwiefern bereits das Management in Biosphärenreservaten dem EA entspricht.

Für die geplanten Untersuchungen wurden drei typische, waldgeprägte Biosphärenreservate ausgewählt: Pfälzerwald, Schorfheide-Chorin und Rhön. Davon wird hier nur die Fallstudie Pfälzerwald behandelt. Für den Pfälzerwald wurde zusätzlich das EA-Querschnittsthema Partizipation vorrangig untersucht. Seit der Sevilla Konferenz 1995 (Sevilla-Strategie und MAB-Kriterien) wird im Weltnetz der Biosphärenreservate sozialen Aspekten und Gesichtspunkte der Partizipation mehr Bedeutung beigemessen.

2 Die Fallstudie BR Pfälzerwald

2.1 Charakteristika des Biosphärenreservats

Der Pfälzerwald befindet sich an der Grenze zwischen Deutschland und Frankreich, südlich von Kaiserlautern. Das Gebiet gilt als größtes zusammenhängendes Waldareal Deutschlands. Das spiegelt sich auch im Biosphärenreservat wider, welches einen 75%-igen Waldanteil aufweisen kann. Hauptbaumarten sind die Kiefer und in verstärktem Maße auch die Buche. Im mittleren und südlichen Pfälzerwald finden sich wertvolle Eichenbestände, die mit der Buche zusammen eine typische Waldgesellschaft des Pfälzerwaldes darstellen. Charakteristisch sind die lang gezogenen Bergrücken aus Bundsandstein, die sich im südlichen Teil zu hohen Felsblöcken auftürmen. Im Osten wird das Biosphärenreservat abgeschlossen durch sonnige Weinberghänge. Insgesamt umfasst das Biosphärenreservat eine Fläche von 179.800 ha (Naturpark Pfälzerwald 1993).

1998 erkannte die UNESCO den deutschen und französischen Teil als grenzüberschreitendes Biosphärenreservat Pfälzerwald/Nordvogesen an. Der Verein Naturpark Pfälzerwald e.V. ist der privatrechtliche Träger des Biosphärenreservats auf deutscher Seite. Momentan wird im Biosphärenreservat eine neue Rechtsverordnung verabschiedet (das Verfahren ist noch nicht abgeschlossen).

2.2 Methode der Fallstudie

In der Fallstudie Pfälzerwald wurden ausgewählte Experten anhand leitfadengestützter Interviews befragt. Die Interviewpartner repräsentierten dabei ihren Stakeholderbereich, der in direkter oder indirekter Weise in Zusammenhang mit den Wäldern im Biosphärenreservat steht. Die Auswahl der Akteure erfolgte durch Kontakte zu bekannten Schlüsselpersonen, die im Schneeballsystem weitere Experten vorschlugen. Das transkribierte Interviewtextmaterial wurde anhand eines Codiersystems strukturiert und hinsichtlich EA relevanten Informationen extrahiert.

3 Bewertung des Handelns von ausgewählten Stakeholdern im BR Pfälzerwald

An über 40 Stellen erwähnt der EA die Einbeziehung von Stakeholdern in unterschiedlichen Aktionen, welche das Ökosystemmanagement betreffen. Im EA, ebenso wie in den UNESCO-Vorgaben, wird Partizipation eingefordert. Der EA geht dabei an einigen Stellen über die UNESCO-Forderungen hinaus. Tatsache ist, dass beide Ansätze oder Programme sich ausführlich mit Partizipation beschäftigen und somit jeweils von zentraler Bedeutung sind.

Im Folgenden werden die Ergebnisse für die Prinzipien dargestellt, die sich schwerpunktmäßig auf Partizipation beziehen (basierend auf: Klingele 2005).

Das **erste Prinzip** lautet: „Die Zielsetzung der Bewirtschaftung von Land, Wasser und lebenden Ressourcen obliegt der gesellschaftlichen Wahl“ (Deutsche Fassung: HÄUSLER/SCHERER-LORENZEN 2002).

Obwohl die Ansprüche der verschiedenen Stakeholder untereinander bekannt sind und Vermittlungsversuche in Konfliktfällen von der Forstverwaltung als größtem Flächeneigentümer unternommen werden, dominierte bisher die Forstwirtschaft die Entscheidungen über das Flächenmanagement.

Bei einer Neustrukturierung der biosphärenreservatseigenen Zonen im Jahr 2000 waren z. B. nur die Forst- und Landespflegeverwaltungen sowie Vertreter von Natur- und Umweltschutzgruppen (über den Landespflegebeirat) beteiligt. Tourismus, Jagdverbände und die lokale Bevölkerung fühlten sich nicht in die Zonierungsausweisung eingebunden. Bei der Einrichtung eines Mountainbikeparks, einem Projekt des Tourismus-Sektors hingegen wurden neben der Forstverwaltung und dem Tourismus, auch Jäger und die Kommunen durch Foren und AGs intensiv bei der Streckenausweisung beteiligt und somit bedeutend mehr Sektoren als üblich beachtet.

Eine neue Rechtsverordnung für das Biosphärenreservat soll (bereits getroffene) Entscheidungen wie die Ausweisung von Zonen institutionalisieren. Aufgaben und Rollen der BR-Verwaltung sollen festgeschrieben werden. Die Verordnung legt jedoch nur einige wenige Schutzziele allgemein und in der Kernzone fest; für die Pflege- und Entwicklungszone sind keine Schutzbestimmungen festgelegt. Ebenso fehlt noch ein Managementkonzept für die Pflege- und Entwicklungszone.

Somit ist eine Einbindung aller relevanten Stakeholdern bei Entscheidungs- und Planungsprozessen nicht immer gegeben. Die im Prinzip geforderte gesellschaftliche Wahl kann nur im Einzellfall als erfüllt gelten.

Das **Prinzip 2** fordert, dass die Bewirtschaftung auf unterschiedlichen Ebenen soweit wie möglich dezentral gestaltet werden sollte.

Durch den Trägerverein des Biosphärenreservats, in dem Vertreter von Landkreisen, Gemeinden und Verbänden sitzen, werden Entscheidungen weitgehend dezentral auf unterer Ebene gefällt.

Im Forstbereich kommen Entscheidungen meist von oben. Die Strukturen sind klar vorgegeben. Durch die traditionelle Forstamtsstruktur mit den dazugehörigen Forstrevieren sind die Manager jedoch dezentral in der Fläche verteilt.

Die finanzielle und personelle Ausstattung der BR-Verwaltung ist begrenzt (nur vier hauptamtliche Mitarbeiter). Dies entspricht nicht der Forderung des Prinzips, wonach genügend Kapazitäten für die Einrichtung dezentraler Formen bereit stehen sollten.

Das Handeln entspricht jedoch weitgehend dem zweiten Prinzip, da institutionelle Voraussetzungen für eine Dezentralisation existieren und genutzt werden.

Prinzip 11 lautet: „Der Ökosystemare Ansatz sollte einschlägige Informationen jeglicher Art einschließlich der wissenschaftlichen, traditionellen und einheimischen Kenntnisse, der Innovationen und der Praxis in Betracht ziehen“ (Deutsche Fassung: HÄUSLER/SCHERER-LORENZEN 2002).

Vor und während der Zonierungsausweisung bzw. der Rechtsverordnung wurde Kritik an den Informationsflüssen innerhalb des Biosphärenreservats geübt. Einige der Befragten fühlten sich schlecht informiert, was z. T. an der Präsentation der Information lag. Sie war zwar im Internet verfügbar, wurde jedoch den Empfängern nicht aktiv zugestellt. Dies wurde teilweise den Behörden (z. B. Forst- und Landespflegeverwaltung), teilweise der BR-Verwaltung angelastet.

Innerhalb der Forstverwaltung wurde der Informations- und Wissensaustausch als gut bezeichnet. Die Managemententscheidungen würden auf einer guten Wissensbasis getroffen, so die Befragten. Allerdings wurden nicht immer alle relevanten Stakeholder einbezogen.

Dadurch erfüllt das Handeln der Akteure im BR die Vorgaben von Prinzip elf nur zum Teil.

Prinzip 12 fordert, dass der Ökosystemare Ansatz alle relevanten Bereiche der Gesellschaft und der wissenschaftlichen Disziplinen mit einbeziehen soll.

Auffallend ist, dass dem Biosphärenreservat eine eigene Kommunikationsstruktur fehlt. Als wichtiges Element wird eine Plattform gewünscht, welche eine solche Aufgabe übernehmen könnte. Bisher existiert lediglich eine projektbezogene, kurzfristige Zusammenarbeit zwischen den Sektoren, wie es z. B. im Rahmen des Mountainbikeparks geschehen ist.

Über die Mitgliederversammlung des Trägers und durch dessen Arbeitsgruppen ist ein Austausch zwar prinzipiell gegeben, der Verein ist jedoch nicht offen für alle Interessierten. Zusätzlich mangelt es an Beteiligungsangeboten für die lokale Bevölkerung im Biosphärenreservat.

Durch den Zusammenschluss zu einem grenzüberschreitenden BR wurde im Sinne des EA ein erster Schritt zu einer transnationalen Zusammenarbeit gemacht. Dies wird an anderer Stelle im Prinzip 12 vorgeschlagen.

Auch hier lässt sich schlussfolgernd feststellen, dass das Handeln im BR nicht alle Ziele des Prinzips 12 erreicht.

EA-Bekanntheit

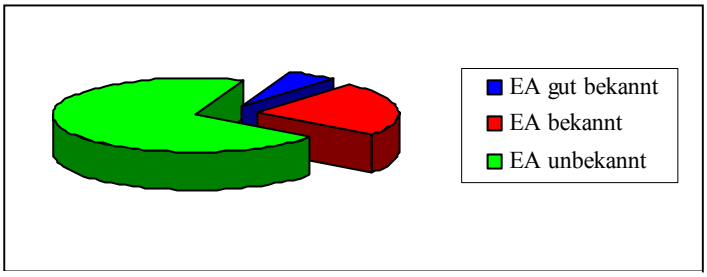

Abb 1: EA Bekanntheitsgrad unter den Befragten

In den Aussagen, welche direkt zum EA gemacht wurden, kam klar zum Vorschein, dass der EA bei den Befragten wenig bis gar nicht bekannt war (siehe Abb. 1). Diejenigen, die den EA kannten, sagten aus, dass er zu komplex sei, als dass er auf einer nichtwissenschaftlichen Seite verstanden werden könne.

Zusammenfassung

Der EA war bei den Befragten so gut wie unbekannt. Zum praktischen Handeln im BR Pfälzerwald kann aufgrund der bisherigen Ergebnisse gesagt werden, dass es mit einigen EA Prinzipien im Einklang steht; im Bereich der Partizipation sind jedoch Unstimmigkeiten mit den Prinzipien eins, elf und zwölf festzustellen.

Ein Biosphärenreservat bietet zwar gute Rahmenbedingungen dadurch, dass es ein abgeschlossener Raum mit besonderen Funktionen darstellt. Allerdings ist es oft nicht möglich, die EA Bedingungen umzusetzen. Die Auszeichnung Biosphärenreservat ist ein Prädikat, nicht weniger, aber auch nicht mehr. Es liegt in den Händen der Verwalter und Manager eines Biosphärenreservats, das MAB Programm (und damit implizit Teile des EA) zum Leben zu erwecken. Diese müssen sich oft nach äußeren Zwängen richten, wie finanzielle Ressourcen und politische Machbarkeit.

Die Aussagen der Studie belegen, dass es sinnvoll ist, die Rahmenbedingungen bzw. die angewandten Konzepte und Programme hinsichtlich EA zu beleuchten. Es ist jedoch ebenso wichtig, das konkrete

Handeln und die Meinung der Menschen vor Ort zu kennen, um zu einer überzeugenden Einschätzung zu gelangen.

4 Philosophie oder Konzept?

Ist der EA „nur“ eine abgehobene wissenschaftliche Philosophie oder ein anwendungsbezogenes Konzept?

Durch die Umsetzungsrichtlinien kommt der Ansatz einem Konzept näher, ohne dabei zu konkret zu werden. Dies wiederum führt zu der Frage: Soll der EA überhaupt auf einer regionalen Ebene eingeführt werden oder sollte er eher auf einer nationalen Ebene verbleiben und dort zur Verbesserung von bereits bestehenden Instrumenten, wie NWP (Nationales Waldprogramm), SFM (Sustainable Forest Management) oder Gesetzen genutzt werden? In seinem jetzigen Zustand ist es schwierig, den EA auf regionaler oder lokaler Ebene umsetzen zu wollen. Diese Ansicht konnte aus den Interviews gewonnen werden. Weil die Erfüllung einiger Prinzipien nicht ausreicht, sondern alle Prinzipien erfüllt werden sollten in diesem integralen Ansatz, ergeben sich für die Umsetzung des EA komplexe Handlungszusammenhänge (UNEP/CBD/COP7/21 2004).

Die Frage, wie mit dem EA umzugehen ist und auf welcher Ebene er eingesetzt werden sollte, muss zukünftig geklärt werden. Die Mitglieder der COP 7 ließen es bisher offen, ob der EA nun ein Konzept ist, oder besser, ob die Prinzipien die Bedeutung von wichtigen Konzepten reflektieren (UNEP/CBD/COP7/21 2004: 189). Der EA wird von der COP 7 als ein freiwilliges Instrument (‚voluntary instrument’), als eine Strategie (‚strategy’) oder als ein Rahmen (‚framework’) für die Umsetzung der Ziele der CBD angesehen.

Viele Ansätze oder Programme waren in ihrer Anfangszeit ebenso schwierig handhabbar wie der EA, im Laufe der Zeit wurden diese jedoch durch Kriterien und Indikatoren messbar gemacht. Braucht man also für den EA auch Skalen? Wenn ja, wie müssten solche Skalen aussehen? Diese Fragen richten sich an eine zukünftige Entwicklung des EA. Ein wesentlicher Punkt für die Umsetzung des EA ist, dass die Bekanntheit des Ansatzes erhöht werden sollte. Hier besteht sowohl Forschungs- als auch Handlungsbedarf.

5 Literatur

HÄUSLER, A. & M. SCHERER-LORENZEN (2002): Nachhaltige Forstwirtschaft in Deutschland im Spiegel des ganzheitlichen Ansatzes der Biodiversitätskonvention. - Bonn (BfN) (BfN-Skripten 62)

KLINGELE, I. (2005): Der Ökosystemare Ansatz der Biodiversitätskonvention im Biosphärenreservat Pfälzerwald mit besonderer Berücksichtigung von Partizipation. - Freiburg (Albert-Ludwigs-Universität, Institut für Forstökonomie) (Diplomarbeit) (unveröffentlicht)

NATURPARK PFÄLZERWALD (1993): Leitlinien für Schutz, Pflege und Entwicklung im Biosphärenreservat Pfälzerwald – Beitrag des Biosphärenreservats Pfälzerwald zu den Leitlinien der deutschen Biosphärenreservate: Entwurf. FAWF: Trippstadt

UNEP/CBD/COP/7/4 (2003): Refinement and Elaboration of the Ecosystem Approach, based on assessment of Experience of Parties in Implementation. Annex I. Montreal

UNEP/CBD/COP/7/21 (2004): VII/11 - Ecosystem Approach. Annex: Decisions adopted by the COP to the CBD at its seventh meeting. Kuala Lumpur

Weiterführende Informationen zum Projekt finden Sie unter:

http://www.ife.uni-freiburg.de/htdoc/Home-%20Germann/Biospheren%20reservat-Dateien/Biospheren%20reservat.htm

http://www.oekosysansatz.de

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2005	185-192	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Bedeutung von quantitativ-genetischer Differenzierung und lokaler Anpassung für den Schutz von Pflanzenarten in Europa am Beispiel von *Carlina vulgaris* L. und *Hypochoeris radicata* L.

UTE BECKER

Schlagwörter: Habitatfragmentierung; morphologische Merkmale; natürliche Selektion; Populationsdifferenzierung; Populationsgröße; räumliche Variabilität; reziprokes Verpflanzungsexperiment

1 Einleitung

Genetische Variabilität wird als Grundlage für die Fitness von Individuen, für ihre Anpassungsfähigkeit an sich ändernde Umweltbedingungen und für das langfristige Evolutionspotenzial einer Art angesehen (BARRETT & KOHN 1991; MITTON 1993; FRANKHAM 1999). Kenntnisse über die genetische Variabilität einer Art und deren Verteilung innerhalb und zwischen Populationen sind daher für den Schutz von Arten wichtig (FRANKEL & SOULÉ 1981; GILPIN & SOULÉ 1986). Insbesondere großräumige Studien der genetischen Variabilität einzelner Arten sind eine Voraussetzung für überregionale Schutzkonzepte. Genetische Variabilität wird durch vier evolutive Prozesse bestimmt: Mutation, Selektion, zufällige genetische Drift und Genfluss innerhalb und zwischen Populationen (BARRETT & KOHN 1991). Die relative Bedeutung dieser Prozesse für die genetische Variabilität einer Pflanzenart und deren Verteilung innerhalb und zwischen Populationen wird primär durch spezifische Arteigenschaften bestimmt, wie z. B. der Lebensdauer, dem Bestäubungssystem oder dem Ausbreitungspotenzial (HAMRICK et al. 1991; HAMRICK & GODT 1996). Daneben wird das Ausmaß der genetischen Variabilität sowie deren räumliche Verteilung aber auch durch exogene Faktoren bestimmt, nämlich durch die Beschaffenheit und Struktur der Umwelt der Arten. So können Veränderungen in der Landnutzung das Ausmaß genetischer Variabilität von Pflanzenarten und deren räumliche Struktur beeinflussen. In den letzten Jahrzehnten sind z. B. durch Intensivierung der Landnutzung und auch durch Nutzungsaufgabe vor allem diejenigen Pflanzenarten lokal ausgestorben, die an extensiv genutzte Habitate gebunden sind. Die verbliebenen Populationen dieser Arten wurden kleiner und zunehmend isoliert (Stichwort Habitatfragmentierung). Für die Rest-Populationen dieser Arten wurde in mehreren Fällen eine verringerte genetische Variabilität festgestellt (z. B. FISCHER & MATTHIES 1998a; PLUESS & STÖCKLIN 2004).

Die meisten Studien untersuchten die genetische Variabilität mit molekular-genetischen Markern (z. B. Isozyme, RAPD, AFLP), die als selektionsneutral gelten. Diese Marker erlauben wichtige Aussagen über den Genfluss (und damit verbundene Ereignisse, wie z. B. Besiedlungsvorgänge) sowie genetische Drift, nicht jedoch über Anpassungsprozesse an eine heterogene Umwelt (THOMPSON 1999; siehe aber auch PETIT et al. 2001). Dieser Teil der genetischen Variabilität ist mit quantitativ-genetischen Methoden messbar. Diese beschreiben morphologische Unterschiede zwischen Individuen oder zwischen Populationen in einer einheitlichen Umwelt, z. B. einem Versuchsgarten. Quantitativ-genetische Variabilität ist also der genetisch bedingte Anteil der morphologischen Variation, und sie schließt somit die Variation

ein, die durch Anpassung der Individuen an unterschiedliche Umweltbedingungen verursacht wurde (YOUNG et al. 1996; LYNCH et al. 1999; HUFFORD & MAZER 2003).

Selektion kann die Ausbildung lokal angepasster Genotypen bewirken. Diese haben in „ihrer" Umwelt oft einen Fitnessvorteil gegenüber nicht angepassten Individuen (MCGRAW & ANTONOVICS 1983; VAN ANDEL 1998; HUFFORD & MAZER 2003; KAWECKI & EBERT 2004). Es wird vermutet, dass solche Fitnessvorteile mit zunehmender geographischer Differenzierung, die meist mit der Differenzierung der Umweltbedingungen oder auch mit der genetischen Differenzierung korreliert ist, zunehmen (FRANKHAM et al. 2002). Bisher sind jedoch wenige Studien über Anpassungsprozesse auf großer geographischer Skala durchgeführt worden (GALLOWAY & FENSTER 2000; JOSHI et al. 2001; SANTAMARIA et al. 2003). Auch die Frage, ob und inwieweit z. B. eine verminderte genetische Variabilität von kleinen und isolierten Populationen deren Anpassungsfähigkeit an veränderte Umweltbedingungen vermindert, ist bislang wenig untersucht.

In dieser Arbeit untersuche ich die räumliche Struktur quantitativ-genetischer Variabilität von zwei Pflanzenarten mit unterschiedlichen Eigenschaften auf großräumiger (europäischer) Skala. Weiterhin präsentiere ich eine Studie über die lokale Anpassung von Populationen auf verschiedenen räumlichen Skalen. Schließlich diskutiere ich die Bedeutung der Ergebnisse für den Schutz und die Wiedereinführung von Pflanzenarten.

2 Die Modellarten

Als Modellarten dienten zwei Asteraceaen, *Carlina vulgaris* L. (Golddistel) und *Hypochoeris radicata* L. (Gewöhnliches Ferkelkraut). Beide Arten sind in Europa verbreitet und wachsen hier in artenreichen, halbnatürlichen Grasländern, die in den letzten Jahrzehnten stark dezimiert wurden (z. B. WALLISDEVRIES et al. 2002). Sie sind ein geeignetes System für die Untersuchung von Auswirkungen der Habitatfragmentierung auf Pflanzen. Beide Arten sind zumeist fremdbestäubt (Insekten), unterscheiden sich jedoch in anderen Eigenschaften, nämlich dem Potenzial ihrer Samenausbreitung und in der Fähigkeit, einmal, bzw. mehrmals zu blühen: *Carlina vulgaris* ist monokarp (einmal blühend), wobei der Blühzeitpunkt von der Größe der Rosetten abhängt (KLINKHAMER et al. 1992). Trotz der Ausbildung eines Pappus ist sie aufgrund ihrer relativ schweren Samen als ausbreitungsschwach zu bezeichnen (FRANZÉN & ERIKSSON 2003). *Hypochoeris radicata* ist dagegen ausbreitungsstark (SOONS & HEIL 2002) und bildet Rosetten, die meist mehrfach blühen (polykarp) (TURKINGTON & AARSSEN 1983).

3 Quantitativ genetische Variabilität

Die Variation von 24 quantitativ-genetischen Merkmalen (z. B. Anzahl von Blättern und Blüten, Blütenfarbe, Lappung und Behaarung der Blätter; weitere Merkmale siehe BECKER 2005) wurde an Nachkommen von jeweils 10 Mutterpflanzen (Samenfamilien) pro Population untersucht. Von *Carlina vulgaris* wurden 74 Populationen aus sieben europäischen Regionen (Süd-Schweden, Mittel-Deutschland, Nordwest-Tschechien, Luxemburg, Nordwest-Schweiz, West-Niederlande und Süd-England) untersucht, von *Hypochoeris radicata* 32 Populationen aus drei europäischen Regionen (Nordwest-Tschechien, Mittel-Deutschland, Zentral-Niederlande). Dazu wurden die Nachkommen im Versuchsgarten der Universität Marburg angezogen. Die Verteilung der genetischen Variabilität auf verschiedenen Ebenen (innerhalb

von Populationen, zwischen Populationen innerhalb von Regionen und zwischen Regionen) wurde durch Varianzkomponenten (V_{Reg}) ermittelt. Zudem wurde die Differenzierung zwischen Populationen als Anteil der Variation an der gesamten quantitativ-genetischen Variation (Q_{ST}) bestimmt - analog zur hierarchischen F-Statistik, die auf molekularen Markern basiert (WRIGHT 1978). Dabei wurde angenommen, dass die Nachkommen einer Samenfamilie Halbgeschwister sind: $Q_{ST} = V_{Pop} / V_{Pop} + 8V_{Fam}$ (nach YANG et al. 1996).

a) *Carlina vulgaris* **b) *Hypochoeris radicata***

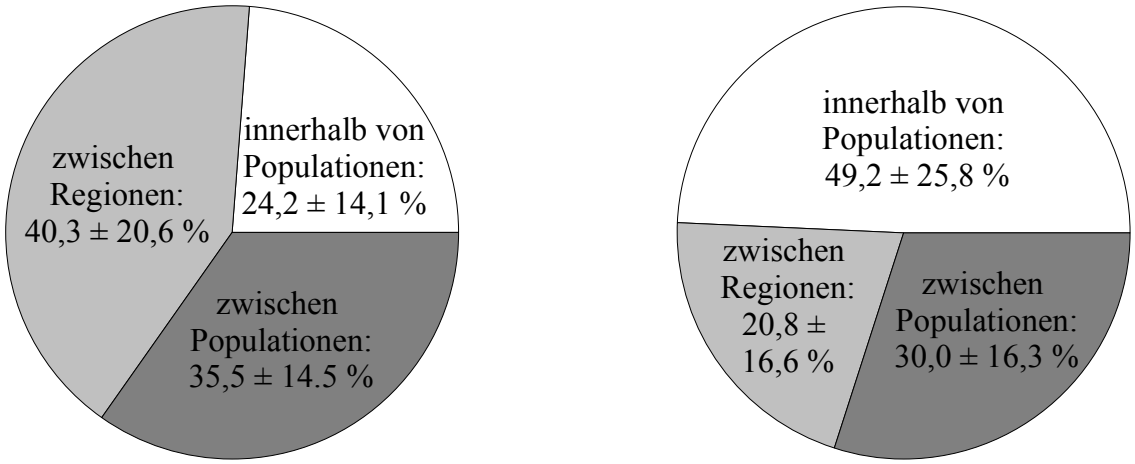

Abb. 1: Verteilung der quantitativ-genetischen Variabilität von 24 morphologischen Merkmalen auf verschiedenen hierarchischen Ebenen. Gezeigt ist der mittlere Anteil der Varianzkomponenten für alle gemessenen Merkmale.

Bei beiden Arten variierten die meisten morphologischen Merkmale sowohl zwischen Samenfamilien innerhalb von Populationen, zwischen Populationen innerhalb von Regionen als auch zwischen Regionen erheblich. Der Anteil der quantitativ-genetischen Variation zwischen den Populationen (sowohl innerhalb als auch zwischen Regionen) lag jedoch bei *Carlina vulgaris* mit 75,8 % (von der Gesamtvariation) deutlich höher als bei *Hypochoeris radicata* mit 50,7 % (Abb. 1). Auch die Q_{ST}-Werte zeigten bei *C. vulgaris* eine stärkere Differenzierung der Populationen (Q_{ST} = 0,18) als bei *H. radicata* (Q_{ST} = 0,10). Dieser Unterschied blieb erhalten, wenn die (höhere) Anzahl der untersuchten Populationen und Regionen bei *C. vulgaris* an die (niedrigere) Anzahl bei *H. radicata* angeglichen wurde. Insgesamt deutet die stärkere Differenzierung bei der ausbreitungsschwachen *C. vulgaris* auf einen geringeren Genfluss zwischen Populationen hin. Allerdings standen die quantitativ-genetischen Distanzen bei beiden Arten in keinem Zusammenhang zu den geographischen Distanzen zwischen den Populationen innerhalb einer Region. Die Variation der morphologischen Merkmale auf dem Level der Populationen spiegelte jedoch geographische Unterschiede zwischen den Regionen wider (Abb. 2). Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass auf kleiner räumlicher Skala genetische Drift oder Habitatunterschiede für die Differenzierung der Populationen verantwortlich waren. Auf großräumiger Skala waren dagegen offensichtlich selektiv wirkende Umweltbedingungen mit engem Bezug zu den geographischen Distanzen für die Differenzierung der Populationen am wichtigsten. Bei *Hypochoeris radicata*, jedoch nicht bei *Carlina vulgaris*, nahm die Variation verschiedener Merkmale zwischen Samenfamilien innerhalb von Populationen mit der Distanz zur näch-

sten Population zu (siehe ausführliche Darstellung in BECKER 2005). Dieser Befund deutet auf Instabilität der quantitativen Merkmale in isolierten Populationen hin. Die Populationsgröße hatte dagegen bei beiden Arten keinen Einfluss auf die Variabilität der quantitativen Merkmale.

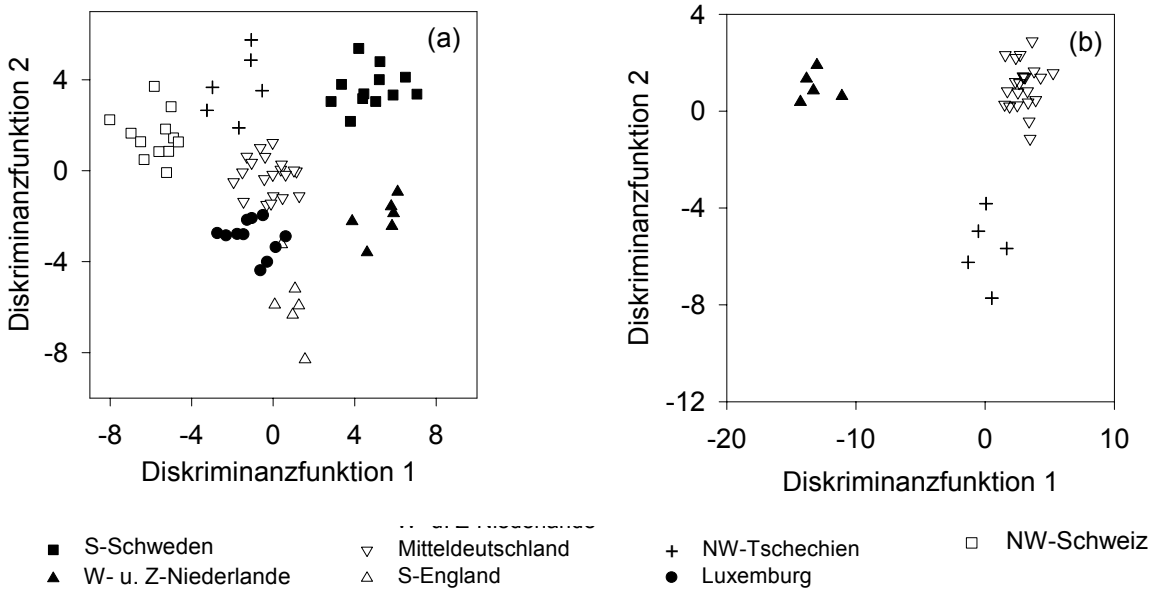

Abb. 2: Variation von (a) 74 *Carlina vulgaris*-Populationen und (b) 32 *Hypochoeris radicata*-Populationen zwischen Regionen. Gezeigt sind die Ergebnisse einer Diskriminanzanalyse für alle untersuchten Merkmale, die 67 % der Variation bei *C. vulgaris* und 100 % bei *H. radicata* erklärten.

4 Lokale Anpasssung

Zur Untersuchung der lokalen Anpassung von *Carlina vulgaris* wurden reziproke Verpflanzungsexperimente durchgeführt, und zwar zwischen (= regionale Skala mit Pflanzabständen zwischen 240 und 1280 km) und innerhalb (= lokale Skala mit Pflanzabständen zwischen 4 und 100 km) von fünf europäischen Regionen (Süd-Schweden, Mittel-Deutschland, Nordwest-Tschechien, Luxemburg und der Nordwest-Schweiz); (siehe genaue Beschreibung des Experiments in BECKER 2005). Mittels hierarchischer Varianzanalysen wurde untersucht, inwieweit Pflanzen, die an ihrem Ursprungsort wuchsen, gegenüber solchen, die von einem „fremden" Ort stammten, Fitnessvorteile haben. Weiterhin wurde untersucht, ob und inwieweit die Entfernung zwischen Ursprungs- und Pflanzort Auswirkungen auf die Fitness der Pflanzen hat. Auf kleinräumiger Skala wurde zusätzlich der Effekt der Populationsgröße der Ursprungspopulationen berücksichtigt. Die Entwicklung der verpflanzten Individuen wurde über drei Wachstumsperioden verfolgt. Anschließend wurde ein Maß für die individuelle Fitness der verpflanzten Individuen berechnet, welches die Überlebenswahrscheinlichkeit eines Individuum bis zur Blüte, den Blühzeitpunkt und die Größe der blühenden Individuen berücksichtigt. Auf regionaler Skala waren die individuelle Fitness sowie andere Maßzahlen für die Entwicklung der Pflanzen von *C. vulgaris* am höchsten, wenn die Pflanzen in ihrer Ursprungsregion wuchsen und nahmen mit zunehmender Entfernung zwischen dem Ursprungsort und dem Pflanzort ab (Abb. 3). Die geographische Distanz war wiederum positiv mit den klimatischen und edaphischen Distanzen (siehe Berechnung in BECKER 2005) zwischen den jeweiligen Flächen korre-

liert, so z. B. mit der mittleren Wintertemperatur ($r = 0{,}94$, $p < 0{,}01$). Daraus resultierte eine Abnahme der Fitness der Individuen mit zunehmender Differenz der Wintertemperatur ($r = -0{,}59$, $p < 0{,}01$).

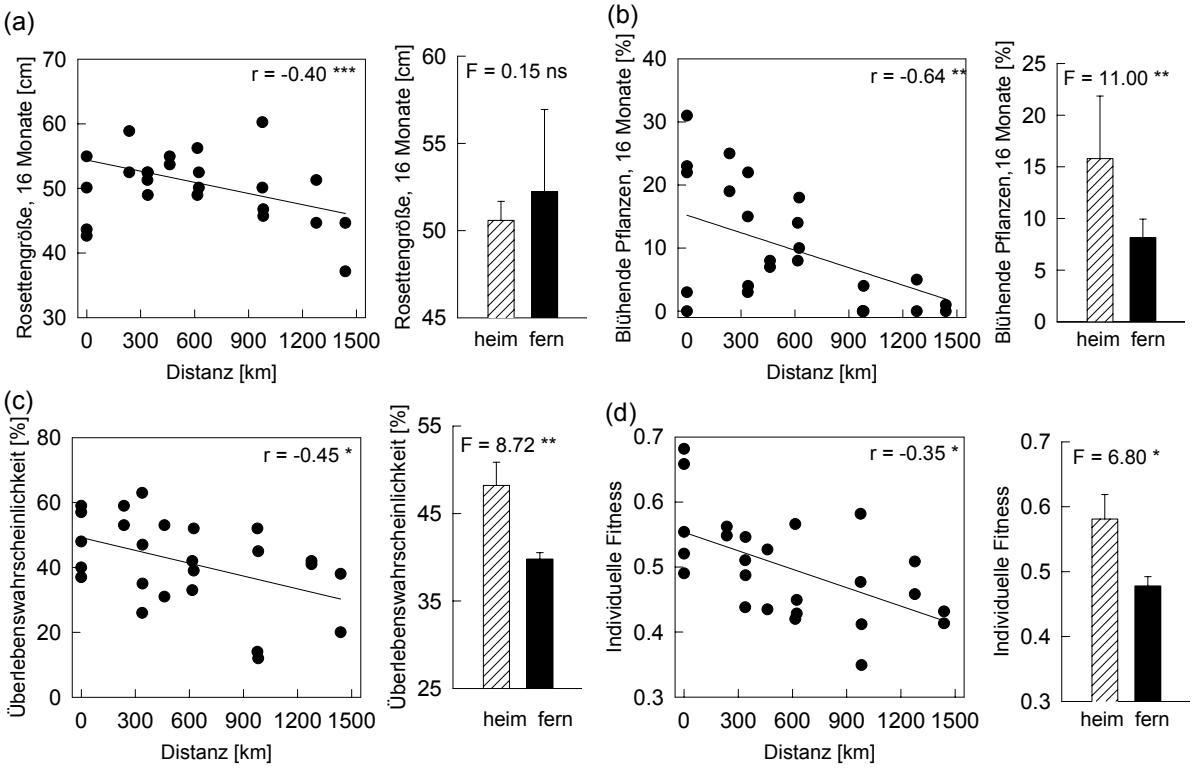

Abb. 3: Effekt der Distanz zwischen dem Herkunfts- und Pflanzort auf Fitnessmerkmale bei *Carlina vulgaris*. (a) Rosettengröße, 16 Monate nach Pflanzung; (b) Anteil blühender Pflanzen, 16 Monate nach Pflanzung; (c) Wahrscheinlichkeit, bis zur Blüte bzw. zum Ende des Experiments zu Überleben; (d) individuelle Fitness; ns: nicht signifikant, * $p < 0{,}05$; ** $p < 0{,}01$; *** $p < 0{,}001$.

Auf lokaler Skala waren dagegen Effekte lokaler Anpassung kaum ausgeprägt (z. B. für die individuelle Fitness: $F_{1,144} = 1{,}22$, $p > 0{,}05$), und die Entwicklung der Pflanzen stand in keiner Beziehung zur geographischen (z. B. für die individuelle Fitness: $F_{1,144} = 0{,}95$, $p > 0{,}05$) oder Umweltdistanz zwischen dem Ursprungs- und dem Pflanzort. Insgesamt lassen die Ergebnisse darauf schließen, dass *Carlina vulgaris* regional angepasste Genotypen besitzt und dass die geographische Distanz ein gutes Instrument ist, um das Ausmaß von adaptiver Differenzierung vorherzusagen, allerdings nur auf großräumiger (> 200 km) und nicht auf kleinräumiger Skala. Strategien zum Schutz der genetischen Ressourcen von *Carlina vulgaris*, müssen also das räumliche Muster lokaler Anpassung berücksichtigen.

5 Diskussion und Schlussfolgerungen für den Naturschutz

Ein wichtiges Ziel im Artenschutz, bzw. zum Erhalt der biologischen Vielfalt, muss die Erhaltung der genetischen Vielfalt innerhalb der Arten sein. Dafür sind Kenntnisse der genetischen Struktur einer Art und des Genflusses zwischen Populationen notwendig. Quantitativ-genetische Methoden sind gut geeignet, um die räumliche Verteilung der genetischen Variabilität von Arten zu charakterisieren (STORFER 1996; FRANKHAM et al. 2002). Die starke regionale Differenzierung zwischen quantitativ-genetischen Merkmalen bei den hier untersuchten Arten unterstreicht die Bedeutung von geographischen Distanzen für evolutive Prozesse, und zwar unabhängig von anderen biologischen Arteigenschaften, wie z. B. dem Ausbreitungspotenzial oder der Langlebigkeit einer Art. Auf kleinräumiger Skala spielen jedoch anschei-

nend eher zufällige Prozesse, wie z. B. genetische Drift oder demographische Stochastizität oder auch Umweltbedingungen, die nicht mit den geographischen Distanzen zusammenhängen, eine wichtigere Rolle für die Differenzierung von Populationen. Als Konsequenz aus der großräumig-genetischen Differenzierung sind Strategien zum Artenschutz, bzw. für den Erhalt der genetischen Diversität innerhalb einer Art im gesamten Areal durchzuführen, unabhängig ob diese in einem Gebiet selten oder häufig ist (siehe auch DURKA 2000). Auch wenn sich in unserer Studie keine unterschiedliche Differenzierung der Populationen am Arealrand und im Arealzentrum gezeigt hat (nur für *Carlina vulgaris* untersucht), so können Populationen am Arealrand trotz geringerer genetischer Diversität besonders schützenswert sein, weil sie oftmals stärker differenziert sind und eigene evolutive Einheiten bilden können (LESICA & ALLENDORF 1995; DURKA 2000).

Als aktive Maßnahme im Artenschutz wird oft ein künstlicher Genfluss zwischen Populationen durch Austausch von Samen diskutiert (z. B. OOSTERMEIJER et al. 2002). Hierdurch und durch die Wiederansiedlung von Arten, z. B. bei Renaturierungsmaßnahmen, mit Pflanzenmaterial von z. T. weit entfernt liegenden Populationen, kommt es zur Einbringung ortsfremder genetischer Ressourcen. Entsprechende Maßnahmen zum Erhalt der genetischen Diversität werden jedoch aufgrund von möglicher ökotypischer Differenzierung oder auch der Möglichkeit eines Fitnessverlusts durch Kreuzung genetisch differenzierter Populationen (= Auszuchtdepression, z. B. HUFFORD & MAZER 2003) kontrovers diskutiert. Meist wird von der Einbringung nicht-autochtoner Genotypen abgeraten, um entsprechende negative Folgen zu vermeiden (z. B. VAN ANDEL 1998, VAN GROENENDAEL et al. 1998, VERGEER et al. 2004). So ist z. B. das Risiko hoch, dass ein Individuum stirbt, wenn es nicht an die Bedingungen des Zielortes angepasst ist. Die Ergebnisse der hier vorgestellten Studie unterstützen diese Auffassung, jedoch nur für den Austausch von Genotypen (Pflanzenmaterial, Samen) über große Distanzen. Innerhalb von Regionen kommt es anscheinend weniger auf die Distanzen zwischen der Quell- und der Zielpopulation an. Hier sind andere Aspekte, z. B. die genetische Variabilität von Quellpopulationen, kleinräumige Heterogenität der Umweltbedingungen oder die Größe der Ursprungspopulationen zu berücksichtigen. So sind bei der hier untersuchten *Carlina vulgaris* (BECKER 2005) und einigen anderen Arten (z. B. FISCHER & MATTHIES 1998b, KÉRY et al. 2000) Fitnessverluste in kleinen Populationen festgestellt worden. Kleine Populationen sind also als Quellpopulationen für Wiederansiedlungen weniger geeignet als große.

6 Literatur

BARRETT, S.C.H. & J.R. KOHN (1991) Genetic and evolutionary consequences of small population size in plants: implications for conservation. - In: FALK, D.A. & K.E. HOLSINGER (Hrsg.): Genetics and conservation of rare plants. - Oxford (Oxford University Press): 3-31

BECKER, U. (2005) Population biology of *Carlina vulgaris* and *Hypochoeris radicata* in fragmented European grasslands. - Marburg (Fachbereich Biologie, Abteilung Pflanzenökologie der Philipps-Universität Marburg, Dissertation): 132

DURKA, W. (2000) Die Bedeutung der populationsgenetischen Struktur für den Artenschutz am Beispiel der Stromtalart *Corrigiola littoralis* L. - Münster (Landwirtschaftsverlag) (Schriftenreihe für Vegetationskunde 32): 61-71

FISCHER, M. & D. MATTHIES (1998a) RAPD variation in relation to population size and plant fitness in the rare *Gentianella germanica* (Gentianaceae). - American Journal of Botany 85: 811-819

FISCHER, M. & D. MATTHIES (1998b) Effects of population size on performance in the rare plant *Gentianella germanica*. - Journal of Ecology 86: 195-204

FRANKEL, O.H. & M.E. SOULÉ (1981) Conservation and Evolution. - Cambridge (Cambridge University Press)

FRANKHAM, R. (1999) Quantitative genetics in conservation biology. - Genetical Research 74: 237-244

FRANKHAM, R.; BALLOU, J.D. & D.A. BRISCOE (2002) Introduction to Conservation Genetics. - Cambridge (Cambridge University Press): 617

FRANZÉN, D. & O. ERIKSSON (2003) Patch distribution and dispersal limitation of four plant species in Swedish semi-natural grasslands. - Plant Ecology 166: 217-225

GALLOWAY, L. & C.B. FENSTER (2000) Population differentiation in an annual legume: local adaptation. - Evolution 54: 1173-1181

GILPIN, M.E. & SOULÉ ME (1986) Minimum viable populations: processes of species extinction. - In: SOULÉ M.E. (Hrsg.): Conservation biology: the science of scarcity and diversity. - Sunderland Massachusetts (Sinauer Associates): 19-34

HAMRICK, J.L. & J.W. GODT (1996) Effects of life history traits on genetic diversity in plant species. - Philosophical transactions of the Royal Society London, Series B 351: 1291-1298

HAMRICK, J.L.; GODT, J.W.; MURAWSKI, D.A. & M.D. LOVELESS (1991) Correlations between species traits and allozyme diversity: implications for conservation biology. - In: FALK, D.A. & K.E. HOLSINGER (Hrsg.): Genetics and conservation of rare plants. - Oxford (Oxford University Press): 75-86

HUFFORD, K.M. & S.J. MAZER (2003) Plant ecotypes: genetic differentiation in the age of ecological restoration. - Trends in Ecology and Evolution 18: 147-155

JOSHI, J.; SCHMID, B.; CALDEIRA, M.C.; DIMITRAKOPOULOS, P.G.; GOOD, J.; HARRIS, R.; HECTOR, A.; HUSS-DANELL, K.; JUMPPONEN, A.; MINNS, A.; MULDER, C.P.H.; PEREIRA, J.S.; PRINZ, A.; SCHERER-LORENZEN, M.; TERRY, A.C.; TROUMBIS, A.Y. & J.H. LAWTON (2001) Local adaptation enhances performance of common plant species. - Ecology Letters 4: 536-544

KAWECKI, T.J. & D. EBERT (2004) Conceptual issues in local adaptation. - Ecology Letters 7: 1225-1241

KÉRY, M.; MATTHIES, D. & H.H. SPILLMANN (2000) Reduced fecundity and offspring performance in small populations of the declining grassland plants *Primula veris* and *Gentiana lute*a. - Journal of Ecology 88: 17-30

KLINKHAMER, P.G.L.; MEELIS, E.; DEJONG, T.J. & J. WEINER (1992) On the analysis of size-dependent reproductive output in plants. - Functional Ecology 6: 308-316

LESICA, P. & F.W. ALLENDORF (1995) When are peripheral populations valuable for conservation? - Conservation Biology 9: 753-760

LYNCH, M.; PFRENDER, M.; SPITZE, K.; LEHMAN, N.; HICKS, J.; ALLEN, D.; LATTA, L.; OTTENE, M.; BOGUE, F. & J. COLBOURNE (1999) The quantitative and molecular genetic architecture of a subdivided species. - Evolution 53: 100-110

MCGRAW, J.B. & J. ANTONOVICS (1983) Experimental ecology of *Dryas octopetala* ecotypes. I. Ecotypic differentiation and life-cycle stages of selections. - Journal of Ecology 71: 879-897

MITTON, J.B. (1993) Theory and data pertinent to the relationship between heterozygosity and fitness. - In: THORNHILL, N.W. (Hrsg.): The natural history of inbreeding and outbreeding. Theoretical and empirical perspectives. - Chicago (University Press): 17-41

OOSTERMEIJER, J.G.B.; LUIJTEN, S.H.; ELLIS-ADAM, A.C. & J.C.M. DEN NIJS (2002) Future prospects for the rare, late-flowering *Gentianella germanica* and *Gentianopsis ciliata* in Dutch nutrient-poor calcareous grasslands. - Biological Conservation 104: 339-350

PETIT, C.; FREVILLE, H.; MIGNOT, A.; COLAS, B.; RIBA, M.; IMBERT, E.; HURTREZ-BOUSSES, S.; VIREVAIRE, M. & I. OLIVIERI (2001) Gene flow and local adaptation in two endemic plant species. - Biological Conservation 100: 21-34

PLUESS, A.R. & J. STÖCKLIN (2004) Genetic diversity and fitness in *Scabiosa columbaria* in the Swiss Jura in relation to population size. - Conservation Genetics 5: 145-156

SANTAMARIA, L.; FIGUEROLA, J.; PILON, J.J.; MJELDE, M.; GREEN, A.J.; DE BOER, T.; KING, R.A. & R.J. GORNALL (2003) Plant performance across latitude: The role of plasticity and local adaptation in an aquatic plant. - Ecology 84: 2454-2461

SOONS, M.B. & G.W. HEIL (2002) Reduced colonization capacity in fragmented populations of wind-dispersed grassland forbs. - Journal of Ecology 90: 1033-1043

STORFER, A. (1996) Quantitative genetics: a promising approach for the assessment of genetic variation in endangered species. - Trends in Ecology and Evolution 11: 343-348

THOMPSON, J.D. (1999) Population differentiation in Mediterranean plants: insights into colonization history and the evolution and conservation of endemic species. - Heredity 82: 229-236

TURKINGTON, R. & L.W. AARSSEN (1983) Biological flora of the British isles: *Hypochoeris radicata* L. - Journal of Ecology 71: 999-1022

VAN ANDEL, J. (1998) Intraspecific variability in the context of ecological restoration projects. - Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 1: 221-237

VAN GROENENDAEL, J.M.; OUBORG, N.J. & R.J.J. HENDRIKS (1998) Criteria for the introduction of plant species. - Acta Botanica Neerlandica 47: 3-13

VERGEER, P.; SONDEREN, E. & N.J. OUBORG (2004) Introduction strategies put to the test: Local adaptation versus heterosis. - Conservation Biology 18: 812-821

WALLISDEVRIES, M.F.; POSCHLOD, P. & J.H. WILLEMS (2002) Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. - Biological Conservation 104: 265-273

WRIGHT, S. (1978) Variability within and among populations. Evolution and the genetics of populations, Vol. 4. - Chicago *(Chicago University Press)*

YANG, R.C.; YEH, F.C. & A.D. YANCHUK (1996) A comparison of isozyme and quantitative genetic variation in *Pinus contorta* ssp. *latifolia* by F-ST. - Genetics 142: 1045-1052

YOUNG, A.G.; BOYLE, T. & T. BROWN (1996) The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. - Trends in Ecology and Evolution 11: 413-418

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2005	193-197	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Erfassung der Biodiversität von Wäldern anhand von Stichprobeninventuren

RALF MOSHAMMER

Schlagwörter: Monitoring; Wald; Inventur; Artenvielfalt; Strukturvielfalt; Species area curve

1 Einleitung

Nicht nur nach dem Bayerischen Waldgesetz sind Waldbesitzer verpflichtet, ihren Wald nachhaltig zu bewirtschaften. Lange Zeit genügte hierfür der Nachweis, dass die Holzentnahmen durch den langfristigen Zuwachs wieder ausgeglichen werden. Die nachhaltige Bewirtschaftung der Wälder kann aber nicht nur durch die Holzvorräte allein bestimmt sein, sondern muss das Gesamtökosystem Wald berücksichtigen. Hierzu gehören neben der Erhaltung oder Verbesserung von Erholungs- und Schutzfunktionen vor allem auch die Biodiversität unserer Wälder. Grundsätzlich steht ein umfangreicher Katalog mit Indikatoren für Nachhaltigkeit zur Verfügung. In der Praxis stellt es sich jedoch äußerst schwierig dar, die entsprechenden Informationen zu beschaffen. Messungen im Wald sind sehr kostenintensiv und der überwiegende Teil von Forschungsarbeiten in diesem Bereich betrachtete immer nur Kleinflächen von wenigen Quadratmetern bis zu einigen Hektar. Auch Fernerkundungsverfahren kommen hierfür nicht in Frage, solange es nicht gelingt, Algorithmen zur Differenzierung zumindest unserer Hauptbaumarten zu entwikkeln. Dementsprechend gering ist im Grunde unser Kenntnisstand über den Arten- und Strukturreichtum unserer Wälder von der Bestandes- bis zur Landschaftsebene. Auf der anderen Seite gibt es die berechtigte Forderung an die Forstwirtschaft, nachzuweisen, dass die Nachhaltigkeit auch unter multikriteriellen Gesichtspunkten gewährleistet ist.

2 Ziele des Projektes

Ziel des Projektes „Analyse und Monitoring der Baumarten- und Strukturvielfalt in Bayern anhand von Forsteinrichtungsdaten“ ist es, Methoden zu entwickeln, die Aussagen zur Biodiversität von Waldkomplexen (ab 10 ha) auf Basis von Stichprobeninventuren ermöglichen. Das Verfahren soll auf die vorhandenen Inventurdaten ebenso wie auf zukünftige Erhebungen ohne zusätzlichen Erfassungsaufwand anwendbar sein, um später als standardisierte Auswertungsroutine in den Prozess der forstlichen Betriebsplanung integriert zu werden. Das Projekt ist eine Kooperation des Fachbereichs Forstwirtschaft der Fachhochschule Weihenstephan und dem Lehrstuhl für Waldwachstum und Systemanalyse der TU München und wird vom Bayerischen Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten finanziert.

3 Datengrundlage

Grundlage für die Auswertungen sind die im Staatswald im Rahmen der Forstbetriebsplanungen erhobenen Stichprobeninventuren. Diese werden in Bayern seit den achtziger Jahren in den einzelnen Forstämtern in der Regel im 10-jährigen Turnus durchgeführt, sodass inzwischen praktisch flächendeckend mindestens eine Wiederholungsaufnahme vorliegt. Die Verwendung dieser Daten geschieht bis Heute unter überwiegend ökonomischen Aspekten. Ziel der Inventuren ist die Ermittlung von Vorräten, Zuwächsen

und Sorten für die mittelfristige Planung der Einzelbetriebe. Es werden unterschiedliche Aufnahmeverfahren praktiziert, denen jedoch allen eines gemeinsam ist: Es finden an den einzelnen Stichprobenpunkten keine Vollaufnahmen des Baumbestandes statt. Man erhält jeweils nur eine flächenrepräsentative Information. Die Rasterweite des Inventurgitters liegt zwischen 100 m und 200 m, woraus sich eine mittlere repräsentierte Staatswaldfläche pro Stichprobenpunkt von 2,5 ha ergibt. Die Aufnahmefläche pro Punkt liegt meist bei 0,05 Hektar. Die Gauss-Krüger-Koordinaten und somit die genaue geografische Lage sind von allen Stichprobenpunkten bekannt. Sollten Gitterpunkte auf Waldrandbereiche oder Nichtwaldflächen fallen, so werden diese in das Bestandesinnere verlegt. Daten zur Krautschicht sind nur bei vereinzelten Sonderaufnahmen erfasst worden.

Aktuell wurden für die vorliegenden Auswertungen die Daten von fast 177 Tsd. Stichprobenpunkten verwendet, welche in den Jahren 1998 bis 2004 erhoben worden sind. Die Datensätze sind über ganz Bayern verteilt und repräsentieren eine Waldfläche von 455 Tsd. Hektar, was 60 % des Bayerischen Staatswaldes (ohne Saalforste) entspricht.

4 Auswertungsmethodik

Hinsichtlich der Diversität von Waldflächen kann man grundsätzlich drei verschiedene Arten unterscheiden: Arten-, Positions- und Dimensionsdiversität (VON GADOW 1999). Zudem können Aussagen zur horizontalen und vertikalen Raumbesetzung gemacht werden. Die unterschiedlichen Arten von Diversität in einem Wald erfordern auf jeden Fall die Berechnung mehrerer spezifischer Indizes, um zu Erkenntnissen über Struktur- und Artenvielfalt in diesem zu gelangen (NEUMANN & STARLINGER 2001).

Daher wird immer ein Set von Indexwerten sowohl für die Artenvielfalt als auch für die Strukturvielfalt ermittelt, welche jeweils verschiedene Aspekte der Diversität beleuchten. Ein zentraler Gedanke des Projektes ist, dass mittels der ausgewählten Indizes die Baumarten- und Strukturvielfalt nicht nur als Summen und Mittelwerte für die gewählte Flächeneinheiten (Maßstabsebene) als Ganzes, sondern auch deren Variation innerhalb der untersuchten Gebiete dargestellt werden. Damit soll gezeigt werden, wie schnell oder stark sich die Waldstruktur verändert, wenn man sich quasi durch die zu untersuchende Fläche hindurch bewegt.

Eine qualitative Bewertung der Biodiversität unserer Wälder ist in diesem Zusammenhang nicht sinnvoll. Eine Bewertung kann immer nur einer rein subjektiven Einzelbetrachtung entstammen und ist jeweils von den Anforderungen der einzelnen Nutzer an ein Biotop abhängig. Als Nutzer sind hier der Mensch sowie Tiere und Pflanzen gleichermaßen zu verstehen.

Auch muss eine höhere Biodiversität nicht automatisch auch eine bessere im ökologischen Sinn sein (KÖHL & ZINGG 1996). Um die jeweils ermittelten Indexwerte für den späteren Bearbeiter aussagekräftiger zu machen, werden für alle Indizes auf der Basis von Messtischblattquadranten (MTBQ) der Topographischen Karte TK 1:25.000 bayernweit Referenzwerte (Minima, Maxima und Mittelwerte der Indizes) ermittelt. Damit ist es zukünftig möglich, von ganzen Forstbetrieben, oder nur von Teilflächen solcher, die ermittelten Indexwerte zur Biodiversität sowohl im regionalen als auch im landesweiten Vergleich zu betrachten und deren Wertigkeit abzuschätzen. Anhand von Wiederholungsinventuren lassen sich Veränderungen nachweisen.

5 Indizes zur Artenvielfalt

Das Set der Indizes zur Beschreibung der Baumartenvielfalt stützt sich neben dem oft verwendeten Shannon-Index (SHANNON 1948) und der Artenfrequenz vor allem auf die Werte der Alpha-, Beta- und Gamma-Diversität. Der Wert der Alpha-Diversität (α) einer Flächeneinheit stellt die Baumartenvielfalt auf der kleinsten Maßstabsebene, dem einzelnen Stichprobenpunkt, dar. Er ergibt sich damit aus der mittleren Baumartenzahl aller in dieser Zelle liegenden Stichprobenpunkte. Unter Gamma-Diversität (γ) ist hier die Anzahl an Baumarten zu verstehen, die insgesamt in der Waldfläche festgestellt wird. Somit stellt der Alpha-Wert eine Auswertung von Teileinheiten dar, welche in Gamma enthalten sind. Die Beta-Diversität (β) kann anhand einer Artenakkumulationskurve dargestellt werden, also der Beziehung zwischen abgesuchter Fläche und der Anzahl der darin gefundenen Arten (WHITTAKER 1967) und gibt somit Auskunft bezüglich der Inhomogenität der Baumartenvielfalt innerhalb des Waldes. Vereinfachender Weise kann sie aus der Alpha- und Gamma-Diversität abgeleitet werden. Als Wert für die Beta-Diversität steht dann die Steigung der linearisierten Artenakkumulationskurve im Log-log-System:

$$\beta = \frac{\ln \gamma_{Arten} - \ln \alpha_{Arten}}{\ln \gamma_{Fläche} - \ln \alpha_{Fläche}}$$

wobei $\alpha_{Fläche}$ für die mittlere Waldfläche pro Stichprobenpunkt im Untersuchungsgebiet und $\gamma_{Fläche}$ für die Gesamtwaldfläche (ROSENZWEIG 1995; HUBBEL 2001) steht. Je steiler die Kurve ansteigt, desto mehr Arten werden mit Zunahme der abgesuchten Fläche gefunden und desto inhomogener sind die Flächen bezüglicher ihrer Artenvielfalt.

Bei Auswertung der Gamma-Diversitäten der MTBQ`s hat sich gezeigt, dass die hier ermittelten Werte stark von der Anzahl an Stichprobenpunkten in dem jeweiligen MTBQ abhängig waren. Zur Korrektur dieses Sampling-Effekts wurde statistisch eine Funktion berechnet. Als Vergleichsdatenquelle dienten hierfür die Daten der Floristischen Kartierung Deutschland aus dem Bereich Bayerns, welche durch das Bundesamt für Naturschutz zur Verfügung gestellt werden. In dieser Datenbank sind alle Meldungen über Vorkommen von Pflanzenarten in Bayern zusammen gefasst. Die geografische Lage erfolgt durch Nennung des Messtischblattquadranten (MTBQ), in welchem die Pflanze festgestellt wurde.

6 Indizes zur Strukturvielfalt

Für die Dimensionsdiversität stehen Einzelbaumdaten nur in Form von Stammdurchmessern zur Verfügung. Darüber hinaus können Aussagen nur über die flächenbezogenen Werte Stammzahl, Grundfläche und Vorrat getroffen werden. Sie sind alle als Maße für die Dichte einer Waldfläche zu verstehen. Als ein weiterer Aspekt für die Strukturvielfalt dienen die durch die Inventur festgestellten Alter. Eine Strukturanalyse auf Grundlage von Stammabständen an den einzelnen Inventurpunkten scheidet aus, da das Baumkollektiv auf der Aufnahmefläche nicht vollständig und auch nicht immer mit Positionsangaben erfasst wird. Gegen einen solchen Ansatz spricht auch die Problematik der Randeffekte (NAGEL 1998; STERBA 1998), welche hier im Verhältnis zur aufgenommenen Fläche sehr groß und somit nicht sinnvoll korrigierbar sind. Daher erfolgen Auswertungen zur Positionsdiversität nur über die Lage der Inventurpunkte zueinander anhand der Gauss-Krüger-Koordinaten. Daten zur Ansprache der vertikalen Raumbesetzung liefern die Inventuraufnahmen direkt nicht. Sie beinhalten keine Angaben zu Bestandesschich-

tungen im eigentlichen Sinn. Die gemessenen Baumhöhen sind meist einseitig aus dem herrschenden Bereich und bekanntermaßen stark fehlerbehaftet (ganzjährige Messungen auch im Laubholz!).

Bei der Auswertung der Strukturvielfalt müssen zwei grundsätzliche Aspekte berücksichtigt werden: 1. Wie vollständig decken die Strukturen die Skala möglicher Zustände ab (Spannweite), und 2. wie gleichmäßig sind die unterschiedlichen Zustände vertreten (Evenness). Darüber hinaus interessiert auch, wie groß die Variation innerhalb eines Datensatzes ist. Die Spannweite erhält man aus der Differenz zwischen dem geringsten (Minimum) und dem höchsten (Maximum) vorgefundenen Wert eines Datensatzes. Je größer diese Differenz ist, desto größer ist die strukturelle Vielfalt. Wenige Extremwerte können jedoch zu einer großen Spannweite auf der Werteskala führen, auch wenn der Großteil der Einzelwerte nur einen geringen Teil der Skala abdecken. Unter dem Aspekt der Vielfalt scheint es wünschenswert, dass die Einzelwerte möglichst gleich verteilt vorliegen. Eine Aussage über die Verteilung der Werte wird durch Berechnung des Interquartilsabstandes Q_3-Q_1 ermöglicht. Dieser gibt an, in welchem Bereich 50 % der Werte liegen, ausgehend (±25 %) vom Medianwert. Extremwerte fallen dabei nicht mehr ins Gewicht. Je größer der Interquartilsabstand ist, desto größer die Vielfalt. Darüber hinaus wird die Streuung oder Variation innerhalb zweier Datensätze mit Hilfe der Variationskoeffizienten verglichen. Da es sich um ein relatives Maß handelt, können die Varianzen von Datensätzen mit unterschiedlichen Mittelwerten verglichen werden. Je größer der Variationskoeffizient, desto größer die Variation der Werte innerhalb des Datensatzes. Hinsichtlich Spannweite, Verteilung und Variation werden zunächst die Durchmesser, als Parameter für die Einzelbaumdimensionen, das Bestandesalter, als Maß für das Vorhandensein verschiedener Wachstumsstadien, und die Bestandesdichte untersucht. Die Bestandesdichte kann grundsätzlich anhand der waldwachstumskundlichen Kennwerte Stammzahl, Vorrat oder Grundfläche berechnet werden. Anhand dieser Parameter ermittelte Dichtewerte sind jedoch stark abhängig von den Baumarten und dem Entwicklungsstadium eines Bestandes und daher nur schlecht miteinander vergleichbar. Einen alters- und baumartenunabhängigen Wert zur Charakterisierung der Bestandesdichte liefert der Stand-Density-Index (SDI). Er ist eine relative Messung der Bestandesdichte, wobei die gegenwärtige Dichte eines Bestandes umgerechnet wird in eine auf eine Referenzgröße bezogene Dichte (REINEKE 1933).

Ähnlich wie bei der Artenvielfalt soll auch für die Strukturvielfalt die räumliche Verteilung der Einzelwerte auf der Fläche rechnerisch ermittelt werden. Dazu werden die Werte der Durchmesser-, Alters- und Dichteverteilungen in Klassen eingeteilt. Anschließend wird untersucht, ob die einzelnen Klassen eines Parameters eher geklumpt oder stark durchmischt (segregiert) im Untersuchungsgebiet vorkommen. Festgestellt wird dies mit dem Segregations-Index S von PIELOU (1977). Zur Berechnung von diesem wird zu jedem Inventurpunkt der nächst gelegenste Punkt gesucht. Gehört dieser zum Beispiel einer anderen Altersklasse an, handelt es sich um ein gemischtes Paar. Der Indexwert ergibt sich aus dem Vergleich der beobachteten Zahl gemischter Paare mit der erwarteten Zahl und liegt zwischen +1,0 und -1,0.

7 Zusammenfassung

Mit Hilfe der entwickelten Methoden basierend auf den forstlichen Betriebsinventuren im Bayerischen Staatswald, ist es zukünftig möglich, anhand von ausgewählten Indexwerten Analysen und das Monitoring der Baumarten- und Strukturvielfalt durchzuführen. Dies geschieht im laufenden Betrieb und es sind keine zusätzlichen Aufnahmen im Wald dafür notwendig. Durch das zur Verfügung stellen von Referenzwerten mit regionalen und landesweitem Bezug ist es auch einem forstlichen Praktiker möglich, die

jeweiligen Resultate zu beurteilen. Die Datenbank mit den Referenzwerten kann in den nächsten Jahren sukzessive mit neuen Inventuraufnahmen ergänzt werden. Grundsätzlich kann dies auch mit Daten aus dem Bereich des Kommunal- und Großprivatwaldes geschehen, da diese häufig über sehr ähnliche Forstinventurdaten verfügen. Somit wäre eine noch bessere Flächenabdeckung möglich. Die Berechnung der Referenzwerte basierend auf dem Raster der Topografischen Karte bieten vielfach die Möglichkeit der Verschneidung mit anderen Datenquellen oder Untersuchungen. Zudem können Indexwerte für das Raster in Kartenform dargestellt werden und vermitteln so einen guten Eindruck von regionaltypischen Unterschieden der Waldstrukturen in Bayern. Durch den gewählten methodischen Ansatz, die Struktur- und Baumartenvielfalt anhand der Inventurdaten zu ermitteln, wird auf einer Auflösungsebene zwischen Bestand und Landschaft gearbeitet. Dieser Bereich mit reinem Waldbezug wurde so in Europa bisher kaum bearbeitet. Aus verschiedenen Untersuchungen (AMMER 2002; MEYER et al. 2001) weiß man inzwischen, dass eine Bewertung von Waldflächen hinsichtlich ihrer Naturnähe bzw. naturnaher Strukturen nur auf Basis größerer Flächeneinheiten, die vom einzelnen Bestand losgelöst sind und klar über diesen hinaus gehen, erfolgen darf.

8 Literatur

AMMER, U. & H. UTSCHICK (2002): Vergleichende waldökologische Untersuchungen in Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern unterschiedlicher Naturnähe in Mittelschwaben: Abschlussbericht des Forschungsvorhaben des BMBF (0339735A) & Bay. Staatsforstverwaltung (L51)

HUBBEL, S.P. (2001): The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography. - (Princeton University Press): 375

KÖHL, M. & A. ZINGG (1996): Eignung von Diversitätsindizes bei Langzeituntersuchungen zur Biodiversität in Waldbeständen. - AFJZ 167(4): 76-85

MEYER, P.; KÖLBEL, M. & W. UNKRIG (2001): Waldstrukturuntersuchungen in Naturwaldreservaten. - AFZ 23: 1232-1235

NAGEL, J. (1998): Möglichkeiten der Einschätzung der Artendiversität und Struktur im Rahmen von Betriebsinventuren: Vortrag am 14.7.98 an der Forstwiss. Fak. in Göttingen.

NEUMANN, M. & F. STARLINGER (2001): The significance of different indices for stand structure and diversity in forests. - Forest Ecology and Management 145: 91-106

PIELOU, E.C. (1977): Mathematical Ecology. - (Wiley)

REINEKE, L.H. (1933): Perfecting a stand density index for even-aged forests. - Journal Agric. Research 46: 627-638

ROSENZWEIG; M.L. (1995): Species Diversity in Space and Time. - Cambridge (Cambridge Univ. Press): 436

SHANNON, C.E. (1948): The Mathematical Theory of Communication. - In: SHANNON, C.E. & W. WEAVER (eds): The Mathematical Theory of Communication. - Urbana (Univ. of Illinois Press) 3-91

STERBA, H. (1998): Das Randproblem bei der Erfassung von Strukturparametern. Vortrag am 14.7.98 an der Forstwiss. Fak. in Göttingen.

VON GADOW , K. (1999): Waldstruktur und Diversität. - AFJZ 170(7): 117-122

WHITTAKER, R.H. (1967): Gradient Analysis of Vegetation. - Biological Reviews 42: 207-264

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2005	199-204	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Reaktion genetisch verarmter Populationen der Zuckmücke *Chironomus riparius* auf anthropogen verursachten Umweltstress - Konsequenzen für den Artenschutz

CARSTEN NOWAK, ANNIKA PUPP & CHRISTIAN VOGT

Schlagwörter: evolutionary ecotoxicology, chironomids, globale Erwärmung; Verunreinigung; Lebensraumzerschneidung

1 Das Problem genetischer Verarmung von Populationen

Der durch anthropogenen Einfluß beschleunigte, rapide Verlust an Arten hat in den vergangenen Jahrzehnten zu verstärkten Bemühungen von Forschung und Politik zum Schutz der regionalen und globalen Biodiversität geführt (AUER & ERDMANN 1997). Die massiven und erdgeschichtlich sehr schnellen, anthropogen bedingten Umweltveränderungen übersteigen die evolutive Kapazität von Arten, sich veränderlichen Umweltbedingungen anzupassen, was letztlich im Aussterben von Populationen und ganzen Spezies resultiert (FRANKHAM et al. 2002). Als wichtigste Bedrohung der Biodiversität werden heute drei Faktoren besonders betont: der anthropogene Schadstoffeintrag in Ökosysteme (FENT 2003), die globale Klimaerwärmung (HANNAH et al. 2001), sowie der Verlust an geeigneten Lebensräumen, welcher bei vielen Arten zu einer Fragmentierung von großflächigen Verbreitungsarealen und damit zur Entstehung kleiner, voneinander isolierter Populationen führt (KELLER et al. 2004). Kleine Populationen sind aus mehreren Gründen verstärkt vom Aussterben bedroht. Zum einen können natürliche demographische Schwankungen als auch Naturkatastrophen und Seuchen die Populationsgröße schneller unter eine kritische Grenze zum Aussterben führen. Weiterhin besteht eine Korrelation zwischen der Größe einer Population und der genetischen Variabilität in ihrem Genpool (FRANKHAM 1996). Dies wird durch das Phänomen der genetischen Drift verursacht, bei der zufällige Schwankungen der Allelhäufigkeiten zum Verlust von Allelen führen, der in kleinen Populationen durch Neumutation nicht kompensiert werden kann. Bei einem Ausbleiben von Migration und dem damit verbundenen genetischen Austausch zwischen Populationen, führt dies letztendlich zum Verlust von genetischer Variabilität, die das Substrat für die evolutive Anpassung an schwankende Umweltbedingungen darstellt (FRANKHAM et al. 2002). Während diese Verminderung des „Anpassungspotentials“ sich eher langfristig auf das Schicksal einer Population auswirkt, kann das Problem der Inzucht in isolierten und kleinen Populationen unmittelbare Konsequenzen für deren Fortbestand nach sich ziehen (KELLER & WALLER 2002). Inzucht tritt auf, wenn sich verwandte Organismen miteinander paaren, wie das in kleinen und isolierten Populationen unwiederbringlich der Fall ist (HANSSON & WESTERBERG 2002). Aus der Zucht von Nutzpflanzen und -tieren etwa sind die Folgen von Inzucht über viele Generationen gut bekannt. Das Verpaaren miteinander verwandter Individuen kann die Überlebensrate und Fertilität der Nachkommen negativ beeinflussen, und so zum Erlöschen von Zuchtlinien führen (FRANKHAM et al. 2002). Dieses Phänomen, Inzuchtdepression genannt, wird durch das Hervortreten von schädlichen und im Extremfall letalen Allelen hervorgerufen. Im Genpool sich sexuell reproduzierender Arten finden sich eine Reihe solcher schädlicher Allele, die normalerweise im heterozygoten Zustand vorliegen und so nicht im Phänotyp zur Ausprägung kommen. Paaren sich verwandte Individuen miteinander, wird die Wahrscheinlichkeit einer homozygoten Ausprägung an

diesen, die Fitness negativ beeinflussenden Genorten, stark erhöht. Tritt Inzucht vermehrt auf, könnte dies bei isolierten, natürlichen Populationen mit einer geringen Individuenzahl zu einer deutlichen Verringerung der Fitness und damit erhöhten Aussterbewahrscheinlichkeit führen (KELLER & WALLER 2002).

2 Effekte genetischer Verarmung bei *Chironomus riparius* im Labor

Die Art *Chironomus riparius* ist ein Vertreter der weltweit verbreiteten und mit etwa 10.000 beschriebenen Spezies sehr artenreichen Familie der Chironomiden (Zuckmücken). Zuckmückenlarven dominieren im Benthos verschiedenster Gewässertypen hinsichtlich der Artenvielfalt als auch der Biomasse und stellen aufgrund ihrer Funktion als wichtige Stoffumsetzer und Nahrungsquelle für viele Fische und Wasservögel eine Schlüsselgruppe in limnischen Ökosystemen dar (ARMITAGE et al. 1995). *C. riparius* wird in der Ökotoxikologie als Modellorganismus zur Bestimmung der Sedimenttoxizität nativer Sedimente, wie auch zur Risikoabschätzung von Chemikalien in standardisierten Biotestverfahren eingesetzt (OECD 2004).

Im Rahmen des hier vorgestellten Projektes wurden verschiedene Versuche durchgeführt, in denen die Auswirkungen des Grades an genetischer Diversität in *C. riparius*-Populationen auf ihre Fitness unter verschiedenen Umweltbedingungen experimentell getestet wurden. Die Testbedingungen folgten der OECD Richtlinie 218 für Sedimenttests (OECD 2004). Die genetische Diversität der in den Versuchen eingesetzten Stämme wurde mittels Mikrosatellitenanalyse festgestellt. Hierbei wurde die Allelanzahl und -frequenz an fünf hochvariablen Genorten durch Amplifizierung mittels Polymerase-Kettenreaktion und anschließendem Auftrennen auf einem hochauflösenden Polyacrylamidgel bestimmt (NOWAK et al. eingereicht).

2.1 Fitness von *C. riparius*-Populationen mit unterschiedlichen Diversitätsniveaus

Um zu testen, ob die genetische Diversität bei *C. riparius* die Fitness negativ beeinflusst, wurden elf Populationen (zwei Freilandpopulationen und neun Laborstämme) über eine Generation unter Standardbedingungen im Labor gehältert. Als wichtiges Fitnessmerkmal wurde die Mortalität (Anteil nicht geschlüpfter Larven) aller Populationen aufgenommen. Von jeder Population wurden 24 Individuen genetisch typisiert und die genetische Diversität an den fünf Genorten bestimmt. Die Ergebnisse der Studie zeigen eine hochsignifikante Korrelation zwischen der genetischen Diversität und der Mortalität der getesteten Populationen ($r^2 = 0{,}782$; $p = < 0{,}001$; siehe Abb. 1).

Bei den genetisch variableren Freiland- und Laborpopulationen (2,8-3,4 Allele/Locus) betrug der Anteil nicht geschlüpfter Tiere höchstens 25 %. Dagegen zeigten die genetisch deutlich verarmten Laborstämme (1,0-2,2 Allele/Locus) Mortalitätswerte zwischen etwa 45 und 75 %.

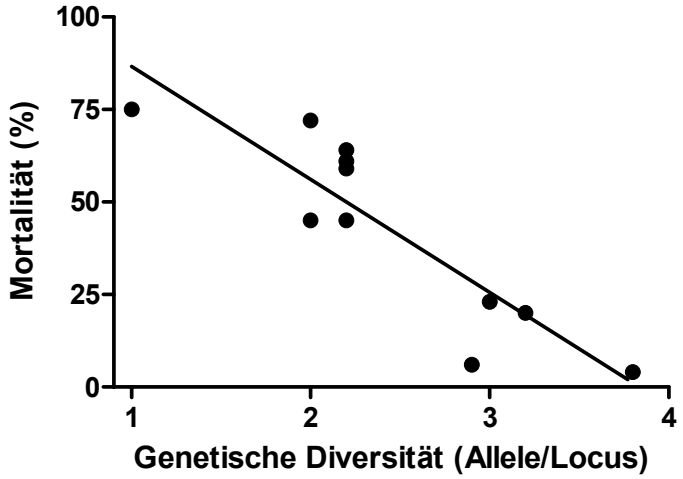

Abb. 1: Korrelation zwischen genetischer Diversität und Mortalität bei elf *C. riparius*-Populationen. Die Linie stellt die Regressionsgrade dar

2.2 Effekte chronischer Schadstoffexposition auf die Fitness von *C. riparius*- Populationen mit unterschiedlicher genetischer Diversität

Im Rahmen einer Multigenerationsstudie wurden zwei *C. riparius*-Populationen über acht Generationen unter standardisierten Laborbedingungen gezüchtet. Die Populationen unterschieden sich deutlich in ihrem genetischen Diversitätsniveau, wobei der aus verschiedenen Laborzuchten zusammengekreuzte Stamm (GEN+) eine höhere Diversität aufwies als die zweite Population (GEN-), die dem Frankfurter Zuchtstamm entnommen wurde. Für beide Populationen wurden 10 Replikate mit je 50 Individuen unter Kontrollbedingungen (LMK = Lösemittelkontrolle), sowie unter Zugabe von 195 µg Tributylzinn (TBT) pro kg Sediment angesetzt. In jeder Generation wurden Fitness-relevante Parameter (Mortalität, Entwicklungsdauer, Anzahl produzierter Eigelege, etc.) aufgenommen und die Eigelege aus einer definierten Hauptlegephase in die nächste Generation eingesetzt.

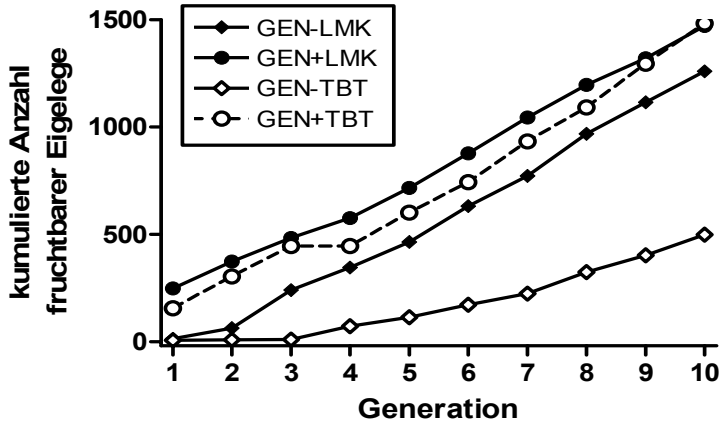

Abb. 2: Über zehn Generationen kumulierte Anzahl an fruchtbaren Eigelegen, die von den *C. riparius*-Populationen in der Multigenerationsstudie produziert wurden. GEN+ = genetisch diverse Population; GEN- = genetisch verarmter Ansatz. LMK = Lösemittelkontrolle; TBT = Ansatz mit Zugabe von Tributylzinn.

Beim GEN+ -Ansatz zeigte der Schadstoff TBT im Vergleich zur Kontrolle keine signifikanten Änderungen der Mortalität und der Fruchtbarkeit. Dagegen konnte eine klare Hemmung der Fertilität im TBT-Ansatz der genetisch verarmten GEN- Population festgestellt werden. Die Gesamtproduktion an fruchtbaren Eigelegen ist in Abb. 2 dargestellt. GEN- produzierte innerhalb der zehn Generationen weniger als ein Viertel an Eigelegen als die ebenfalls TBT-exponierte GEN+ Population. Wie diese Ergebnisse belegen, spielt der Faktor genetische Diversität eine wichtige Rolle für das Ausmaß, in dem ein chemischer Schadstoff die Fitness von Populationen beeinträchtigt.

2.3 Interaktion zwischen genetischer Diversität und umweltrelevantem Temperaturstreß bei *C. riparius*

In einem weiteren Versuch wurde untersucht, ob eine genetische Verarmung die Reaktion einer Population auf umweltrelevante Temperaturänderungen beeinflussen kann. Je acht Replikate mit 20 *C. riparius*-Larven wurden über eine Generation drei Temperaturniveaus ausgesetzt (17, 20 und 23 °C). Wie in dem zuvor beschriebenen Versuch wurde das Experiment sowohl mit der variablen GEN+ Population, als auch mit dem genetisch verarmten GEN- Stamm durchgeführt. Als Fitness-relevante *life-history*-Parameter wurden u. a. die Mortalität und die Eigelegequote aufgenommen. Die Ergebnisse des Versuchs ähneln denen des TBT-Experimentes. Während die Temperaturänderungen die Entwicklungsdauer der Larven bei beiden Ansätzen in einem ähnlichen Ausmaß beeinträchtigten, zeigte nur GEN- eine verringerte Produktion an fruchtbaren Eigelegen bei leichtem Temperaturstreß im Vergleich zur Kontrolle (20°C-Ansatz). Insbesondere in Anbetracht der für dieses Jahrhundert prognostizierten Klimaerwärmung um durchschnittlich 1,5-5,8 °C (HOUGHTON et al. 2001) indizieren diese Daten, soweit sie sich auf andere Organismengruppen übertragen lassen, eine möglicherweise besonders drastische Beeinträchtigung der Fitness genetisch wenig diverser Populationen.

3 Konsequenzen für den Schutz seltener und vom Aussterben bedrohter Arten

Dass der Verlust genetischer Information die Fähigkeit zur Anpassung an fluktuierende Umweltbedingungen einschränken kann und somit die Aussterbewahrscheinlichkeit von Populationen erhöht, ist eine zentrale Grundannahme der Artenschutzbiologie (BUZA et al. 2000). Auch die Folgen vermehrter Inzucht in kleinen und genetisch verarmten Populationen auf die Überlebensfähigkeit von Populationen werden in der Literatur häufig diskutiert (CHARLESWORTH & CHARLESWORTH 1987; KELLER & WALLER 2002). Die Konsequenzen einer durch Inzuchtdepression verringerten Fitness für die Reaktion auf anthropogene Umweltveränderungen sind bisher jedoch kaum empirisch untersucht worden. Die hier präsentierten Daten belegen die Annahme, dass das Ausmaß an genetischer Diversität mit der Fitness von Populationen korreliert ist. Eine Reihe von Studien haben empirische Belege für diese Beobachtung geliefert, während einige Autoren an der Generalität der Annahme zweifeln lassen; insbesondere, da Negativresultate (= keine signifikante Korrelation) wahrscheinlich häufig nicht publiziert werden (CARO & LAURENSON 1994; CAUGHLEY 1994). Die Untersuchung der Auswirkungen genetischer Verarmung von Populationen hat jedoch eine zentrale Bedeutung für den angewandten Artenschutz, da sie Schutzprogramme und -strategien für bedrohte Arten entscheidend beeinflussen könnte.

Das Studium der Auswirkungen von Schadstoffbelastung auf die belebte Umwelt bildet das zentrale Untersuchungsfeld der Ökotoxikologie (FENT 2003). Ökotoxikologen haben eine Vielzahl von Daten über

die Konsequenzen der Exposition umweltrelevanter Chemikalien auf die Fitness ausgewählter Modellorganismen generiert. Die Ergebnisse dieser Studien dienen der Beurteilung der Gefährlichkeit von Stoffen für Populationen im Freiland und Ökosysteme (FRENZLE 1999). Die Feststellung, dass die genetische Diversität von Populationen die Reaktion auf Schadstoffstress beeinflusst, stellt jedoch die Übertragbarkeit von Labordaten auf die komplexen Verhältnisse in natürlichen Populationen in Frage. So könnten kleine und lokal begrenzte Populationen, deren Fitness durch genetische Verarmung herabgesetzt ist, unvorhersagbar stärker auf eine Belastung mit anthropogen eingetragenen Chemikalien reagieren und deren Vitalität nachhaltig herabsetzen, während große und genetisch „gesunde" Populationen keine meßbare Reaktion auf den Stressor zeigen. Die Temperaturexperimente mit *Chironomus riparus* indizieren eine erhöhte Sensitivität verarmter Populationen auch auf Temperaturstress. Die Spanne der im Versuch zugefügten Temperaturänderungen liegt mit +/- 3 °C im Bereich der in vielen Modellen prognostizierten Klimaschwankungen innerhalb der nächsten Jahrzehnte (HOUGHTON et al. 2001). Potentielle negative Beeinträchtigungen der globalen Klimaveränderung auf die Biodiversität werden in der Wissenschaft seit längerem diskutiert (HANNAH et al. 2002; THOMAS et al. 2004). Kaum erkannt ist hingegen, dass die Faktoren Habitatzerstörung und -fragmentierung sowie Klimaveränderung in diesen Diskussionen nicht unabhängig voneinander betrachtet werden können (THOMAS et al. 2004). Die Fragmentierung von Lebensräumen führt zur Isolierung von Populationen und zur Verringerung der Populationsgrößen, die in einer verminderten genetischen Variabilität resultieren (KEYGHOBADI et al. 2005). Eine erhöhte Sensitivität auf Temperaturveränderungen (und ihren direkten Begleiterscheinungen, wie Lebensraumveränderung, sich verschiebendes Nahrungsangebot, etc.) kann die Fitness dieser Populationen weiter verringern und zusammen mit der durch Habitatzerstörung behinderten Migrationsfähigkeit von Populationen ihr Aussterberisiko erhöhen.

Die Tatsache, dass verarmte Populationen von *C. riparius* im Labor empfindlicher auf Schadstoff- und Temperaturstress reagieren, hat für den Biodiversitätsschutz weitreichende Konsequenzen. Sollten die Ergebnisse auf andere Arten übertragbar sein, bedeutete dies eine verstärkte Gefahr sowohl von chemischer Umweltbelastung als auch Klimaerwärmung für das Überleben kleiner und seltener Arten, die zentrale Ziele des Biodiversitätsschutzes darstellen.

4 Literatur

ARMITAGE, P.; CRANSTON, P.S. & L.V. PINDER (1995): The Chironomidae: the biology and ecology of non-biting midges. - London (Chapman & Hall)

AUER, M. & K.H. ERDMANN (1997): Schutz und Nutzung der natürlichen Ressourcen. Das Übereinkommen über die Biologische Vielfalt. - In: ERDMANN, K.-H. (Hrsg.): Internationaler Naturschutz. - Berlin (Springer): 97-115

BUZA, L.; YOUNG, A., & P. THRALL (2000): Genetic erosion, inbreeding and reduced fitness in fragmented populations of the endangered tetraploid pea *Swansonia recta*. - Biological Conservation 93: 177-186

CARO, T.M. & M.K. LAURENSON (1994): Ecological and genetic factors in conservation: a cautionary tale. - Science 263: 485-486

CAUGHLEY, G. (1994): Directions in conservation biology. - Journal of Animal Ecology 63: 215-244

CHARLESWORTH, D. & B. CHARLESWORTH (1987): Inbreeding and its evolutionary consequences. - Annual Review of Ecology and Systematics 18: 237-238

FRENZLE, O. (1999): Ökosystemare Toxikologie aus der Sicht des Ökologen. - In: OEHLMANN, J. & B. MARKERT (Hrsg.): Ökotoxikologie - ökosystemare Ansätze und Methoden. - Landsberg (ecomed): 23-48.

FRANKHAM, R. (1996): Relationship of genetic variation to population size in wildlife. - Conservation Biology 10: 1500-1508

FRANKHAM, R.; BALLOU, J. & D. BRISCOE (2002): Introduction to conservation genetics. - Cambridge (Cambridge University Press)

FENT, K. (2003): Ökotoxikologie. - Stuttgart (Thieme)

HANNAH, L.; MIDGLEY, G.F.; LOVEJOY, T.; BOND, W.J.; BUSH, M.; LOVETT, J.C.; SCOTT, D. & F.I. WOODWARD (2002): Conservation of biodiversity in a changing climate. - Conservation Biology 16: 264-268

HANSSON, B. & L. WESTERBERG (2002): On the correlation between heterozygosity and fitness in natural populations. - Molecular Ecology 11: 2467-2474

HOUGHTON, J.T.; DING, Y.; GRIGGS, D.J.; NOGEUR, M.; VAN DER LINDEN P.J. & D. XIAOSU (2001): Climate Change 2001 - The Scientific Basis: The Third Assessment report of the Intergovernmental Panel on climate change (IPCC). - Cambridge (Cambridge University Press)

KELLER, I.; NENTWIG, W. & C.R. LARGIADER (2004): Recent habitat fragmentation due to roads can lead to significant genetic differentiation in an abundant flightless ground beetle. - Molecular Ecology 13: 2983-2994

KELLER, L.F. & D.M. WALLER (2002): Inbreeding effects in wild populations. - Trends in Ecology and Evolution 17: 230-241

KEYGHOBADI, N.; ROLAND, J.; MATTER, S.F. & C. STROBECK (2005): Among- and within- patch components of genetic diversity respond at different rates to habitat fragmentation: an empirical demonstration. - Proceedings of the Royal Society B Biological Sciences 272: 553-560

OECD (2004): Sediment-water chironomid toxicity test using spiked sediment. - OECD guidelines for the testing of chemicals. (Original guideline 218, adopted 13th April 2004). - Paris.

THOMAS, C.D.; CAMERON, A.; GREEN, R.E. et al. (2004): Extinction risk from climate change. - Nature 427: 145

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2005	205-213	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Einfluss des Flutpulses auf aquatische Invertebraten im eulitoralen Interstitial des Bodensees

KARL M. WANTZEN, MICHAEL KORN, JOHANNES PUCHER & KARL-OTTO ROTHHAUPT

1 Einleitung

Während bei Fließgewässern seit Jahren die Überflutungsmuster (der Flutpuls) als Restaurationsziel (SPARKS, NELSON & YIN 1998; SCHIEMER, BAUMGARTNER & TOCKNER 1999) und auch in ökologischen Konzepten als Garant für die Erhaltung der Biodiversität anerkannt sind (JUNK, BAYLEY & SPARKS 1989; JUNK & WANTZEN 2004), werden fluktuierende Pegelschwankungen in Seen bisher wenig berücksichtigt. Allerdings bestehen aktuell Bestrebungen, diese in beiden Gewässerökosystemtypen wichtigen Faktoren zu vergleichen und auch für Seen zu dokumentieren (WANTZEN & ROTHHAUPT 2005).

Folgende Veränderungen finden während eines Überschwemmungszyklus in der aquatisch-terrestrischen Übergangszone (Aquatic-Terrestrial-Transition Zone, ATTZ) statt: Während des *Auflaufens des Wassers* werden terrestrische Pflanzen und Tiere aus ihrem Habitat vertrieben. Finden die Überschwemmungen in einem vorhersagbaren Muster (z. B. jährlich nach der Schneeschmelze) statt, besitzen die terrestrischen Organismen Anpassungen zur Flucht oder Überdauerung der Überflutung (siehe z. B. BORNETTE & AMOROS 1996; GURNELL et al. 2003 für Pflanzen und ADIS & JUNK 2002 für Invertebraten). Die aquatischen Organismen "erobern" diese Lebensräume, wobei gerade für die Reproduktion von Fischen durch die Nutzung flutbürtiger, terrestrischer Ressourcen (WANTZEN et al. 2002) ein Vorteil gegenüber den permanent im Hauptgewässer verbleibenden Tieren entsteht (BAYLEY 1991). In Gewässern mit angeschlossenen Auesystemen entsteht durch die Vielfalt an Gradienten ökologischer Faktoren (z. B.: Sauerstoffgehalt, Temperatur, Expositionsdauer, Strömung) ein hochkomplexes Mosaik von in unterschiedlichen Sukzessionsstadien befindlichen Mesohabitaten (WANTZEN et al. 2005; AMOROS & BORNETTE 2002), die eine höhere Biodiversität aufweisen als das Hauptgewässer (MARCHESE et al. 2005; WARD et al. 1999; JUNK et al. 2005). Bei *sinkenden Wasserspiegeln* findet eine Umkehrung dieser Prozesse statt: nun müssen aquatische Organismen in das Hauptgewässer migrieren, bzw. die flutbürtigen aquatischen organischen und anorganischen Substanzen werden nun von terrestrischen Organismen aufgenommen (ADIS et al. 2001; JUNK & WANTZEN 2004).

Diese Prozesse sind bei mitteleuropäischen Seen noch wenig bekannt, weil ihre Pegel meist Seen seit Jahrhunderten reguliert werden und somit kaum noch Referenzzustände untersucht werden können. Heute sind in Mitteleuropa nur wenige unregulierte Seen verblieben, wie der Bodensee (Abb. 1), der saisonalen Wasserpegelschwankungen von ca. 1,4 m ausgesetzt ist. Das Flutpulsmuster wird durch eine Retention der Niederschläge in den alpinen Zuflussgebieten im Winter, und eine Überlappung von Schneeschmelze und Niederschlägen im Sommer geprägt (Abb. 2) sodass die Uferregion einer starken Dynamik der auf sie wirkenden Umweltfaktoren unterliegt. Während der winterlichen Minima ist in der trockenfallenden Uferzone zu beobachten, dass die oberflächlichen Sedimente oft festfrieren, während die darunter liegenden Schichten (die meist sauerstoffarm bis sauerstofffrei sind) eisfrei bleiben. Oberflächennahes Grundwasser, das bei Passage durch Schilfgebiete oft mit gelösten organischen Substanzen befrachtet ist, sowie

kleinere Bäche durchqueren diese Zone und bilden im Winter eisfreie Refugien. Im Frühjahr (ab Mitte März) und Sommer steigen die Pegelstände kontinuierlich bis Mitte Juli an, wobei die Uferzonen flach überflutet werden. Das Ausmaß der Überflutung ist starken interannuellen Schwankungen ausgesetzt, z. B. hat das Hochwasser 1999 mit einen Pegelstand von 560 cm langjährigen Mittelhöchststand von 420 cm weit überschritten und hat große Gebiete überflutet.

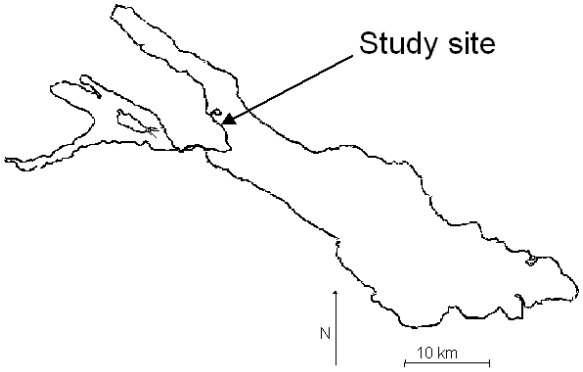

Abb. 1: Umrisskarte des Bodensees. Der Pfeil gibt die Position der Untersuchungsstelle („Litoralgarten“) an.

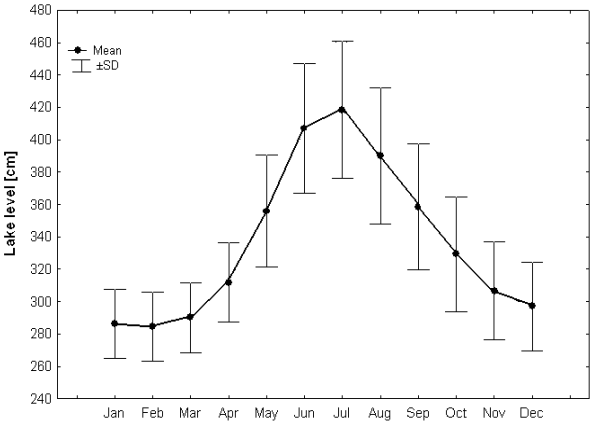

Abb. 2: 50-jähriges Mittel (± Standard-Abweichung) der Wasserstände des Bodensees am Pegel Konstanz

Feldbeobachtungen von Eiablagen von Tipuliidae (Diptera) und vom Vorkommen von Invertebraten im Lückensystem der feuchten Ufersedimente des Bodensees haben die Frage aufgeworfen, welche Bedeutung dieser Habitattyp als Lebensraum für aquatische Invertebraten hat. Während in Fließgewässer das *Interstitial*, also das Lückensystem in den Sedimentporen, als Refugium für wirbellose Organismen und einige Fischarten sowohl bei extrem niedrigen Temperaturen (SCHWOERBEL 1961; ARSCOTT et al. 2001) als auch bei austrocknender Gewässersohle (WILLIAMS & HYNES 1976) beschrieben ist, sind die Funktionen dieses Lebensraumes im Seeufer bis auf wenige Ausnahmen fast unbekannt. Von einigen Arten sind Trockenresistenzen bekannt, beispielsweise einige aquatische Chironomiden und Tubifiziden (LUSHA et al. 2005) oder Schnecken (Bivalvia) (BYRNE & MCMAHON 1994). Um im Winter Temperaturen unterhalb des Gefrierpunktes zu überleben, haben einige Tiergruppen Frosttoleranzen und Frostvermeidung entwickelt (OLSSON 1981; IRONS et al. 1993). Ziel der vorliegenden Arbeit war es, die Dynamik der Artzusammensetzung und die Dichten der einzelnen wirbellosen Tiergruppen im saisonal trockenfallenden Ufersediment zu untersuchen. Des weiteren sollten die Hypothesen getestet werden, ob diese Uferre-

gion im Winter und Frühling von einigen Wirbellosen als Rückzugshabitat genutzt wird, bzw. es im Frühling im trockenen Ufersaum zum Schlupf einiger aquatischer Organismen kommt.

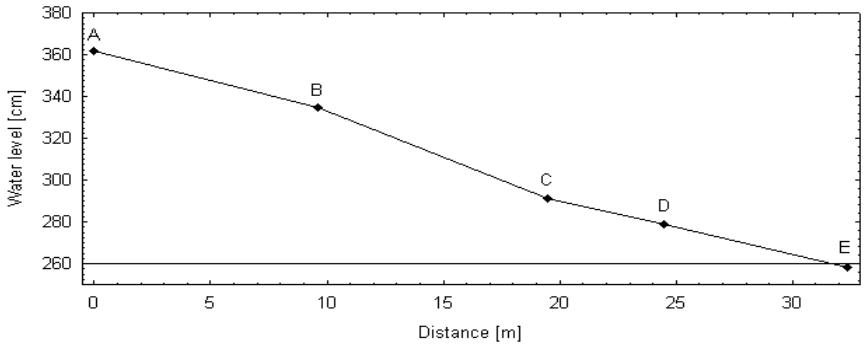

Abb. 3: Uferprofil der Probenahmestelle am „Litoralgarten“ zur Probenahme im März

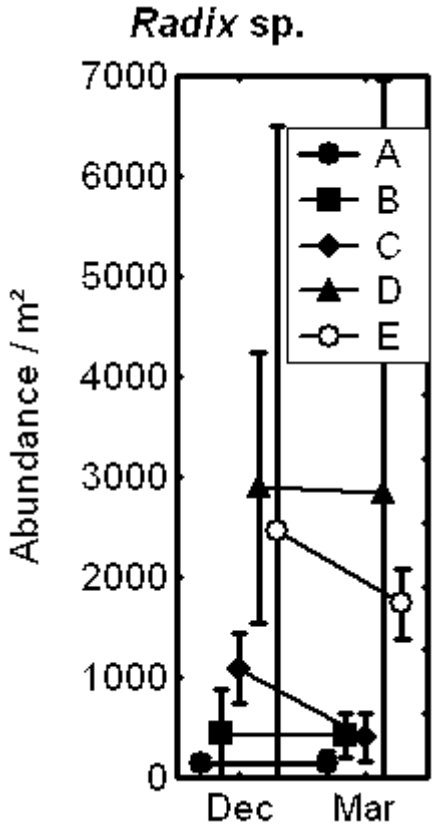

Abb. 4: Abundanzen [Ind/m²] von *Radix sp.* in den Zonen A – E der Proben vom Dezember und März

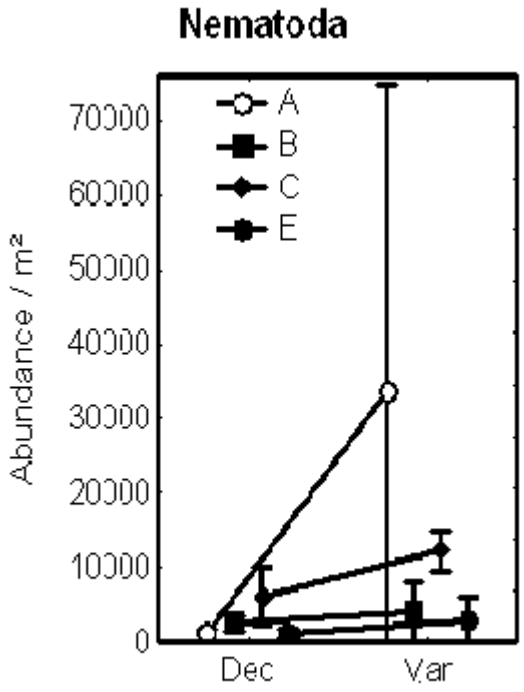

Abb. 5: Abundanzen [Ind/m²] von Nematoda in den Zonen A – E der Proben vom Dezember und März

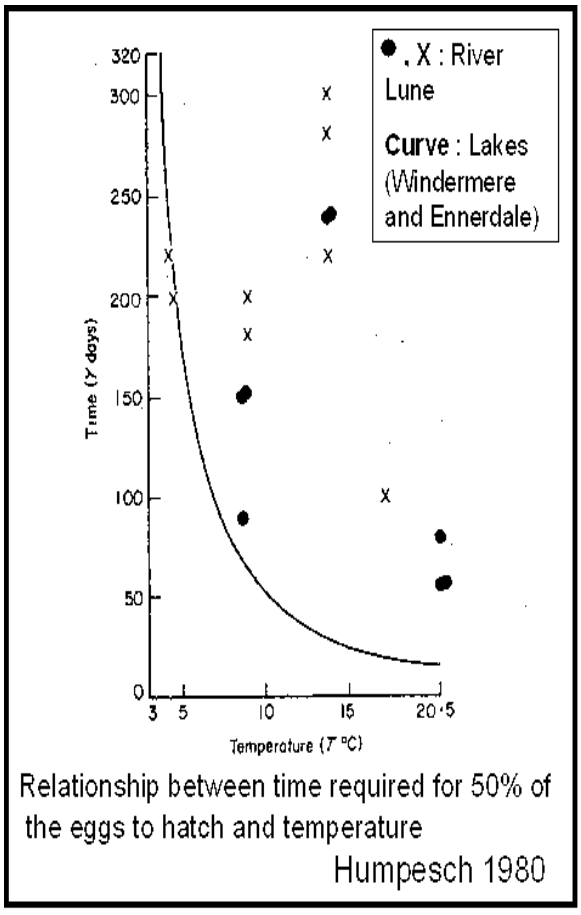

Abb. 6: Schlupfdauer von *Ecdyonurus dispar* - Larven bei unterschiedlichen Temperaturen im Fluss- bzw. Seesediment

2 Material und Methoden

Probennahme

Die Proben wurden am 2. Dezember 2004, 24. Januar 2005, 21. März 2005 und 5. Mai 2005 am Ufer des Bodensee-Obersees des bei Egg zwischen dem Litoral-Garten und dem Limnologischen Institut der Universität Konstanz genommen. Zunächst wurde ein Höhenprofil mittels einer Laserwasserwaage (LUX) ermittelt und fünf zum Wasserstand parallele Probestellenniveaus (A-E) mit Holzpflöcken markiert (Abb. 3) und mit Temperaturloggern versehen. Mit der Wahl der Höhenstufen (258, 279, 291, 336, 364 cm entsprechend dem Pegel Konstanz) sollte gewährleistet werden, dass die unteren Probenstellen stets, und die oberen eine variable Zeitspanne überflutet waren). Im Bereich der oberen Probestelle (A) wurde an die Oberfläche tretendes Grundwasser beobachtet, sodass das Sediment stets eine gewisse Feuchtigkeit aufwies. Pro Termin wurden jeweils drei Sedimentproben parallel zur Höhenlinie einer Probestelle genommen. Dazu wurde bei den nicht überfluteten Stellen eine Fläche von 25 x 25 cm mit einem Aluminiumrahmen abgesteckt und anschließend die Probe bis zu einer Sedimenttiefe von 6 cm mit einer kleinen Maurerkelle in einen Eimer überführt (Probenvolumen 3,75*10-3 m^3). Zur Beprobung der im Wasser entnommenen Proben, wurde, um Fehler durch wegspülendes Sediment zu minimieren, die Probenahmestelle stetig mit dem Kescher bzw. mit einem Saugsystem abgefischt.

Bearbeitung der Proben

Um die Proben aufzukonzentrieren, wurde das Sediment unter stetigem Wasserstrahl durch ein Metallsieb mit der Maschenweite von 1x1 cm gespült. Mit den so selektierten großen Steinen wurden per Wasserverdrängung Volumenbestimmungen durchgeführt. Zur weiteren Aufkonzentrierung, wurden die Proben in Keschern und Siebbechern mit der Maschenweite von 200 µm gewaschen, sodass Organismen und Detritus vom Substrat getrennt wurden. Die so behandelten Proben wurden in 70 % Ethanol konserviert, zur Anfärbung der tierischen Bestandteile mit Bengal-Rosa versehen und in Schraubdeckelgefäßen aufbewahrt. Diese Proben wurden in einem Eimer mit Wasser verdünnt, sodass die organischen mit Ethanol vollgesogenen Partikel aufschwammen. Durch Abgießen des Oberflächenwassers in ein Bechersieb mit der Maschenweite von 200 µm wurde das organische Material vom schwereren Sand und Kies getrennt. Dieser Vorgang wurde mehrmals wiederholt. Kies und Sand der Proben wurden portionsweise nach Organismen untersucht, welche aussortiert, gezählt und in Ethanol konserviert wurden. Das organische Material wurde portionsweise in einer Zählrinne unterm Stereomikroskop nach Organismen untersucht, welche ebenfalls ausgepickt, ausgezählt und in Ethanol konserviert wurden.

3 Ergebnisse

Die Temperaturmessung mittels der Logger ergab, dass im Winter die Temperatur im Sediment in den Zonen A bis D insgesamt mehr als 5 Wochen lang unter den Gefrierpunkt gesunken war, und zwar bis in eine Sedimenttiefe von mindestens 3 cm. Dabei setzte die Frostperiode in der dritten Januarwoche ein und hielt, von mehreren Tauwetterphasen unterbrochen, bis Mitte März an. Die Zone A war darüber hinaus lange Zeit mit Eis bedeckt. Die Eisbedeckung endete erst Mitte März. Nach der Schneeschmelze füllten sich die durch die Beprobung entstandenen Löcher in Zone A mit Wasser, was auf eine Sättigung der Sedimente hinwies. Die Probeebenen waren zu den Probenahmeterminen (Termin 1: 2. Dezember 2004,

Termin 2: 21. März 2005) unterschiedlich lange trocken - exponiert: A (Trockenphase zu Termin 1: 116 Tage; Termin 2: 225 Tage), B (82 Tage; 191 Tage), C (10 Tage; 119 Tage), D (noch überflutet, deshalb 0 Tage; 119 Tage) während die Ebene E zu beiden Terminen überflutet war (mit einer zwischen den Terminen gelegenen Trockenphase von 11 Tagen).

Die Ergebnisse aus der Untersuchung der saisonal trockenfallenden Ufersedimente zeigen eine hohe Dynamik der Artzusammensetzung und Dichten einzelner Makroinvertebratentaxa, die eindeutig dem Epibenthos zu zuordnen sind. Von besonderer Bedeutung sind hierbei die in hohen Anzahlen vorkommenden Chironomidenlarven und Gastropoden.

In den beprobten Substraten erreichten Chironomidenlarven eine mittlere Dichte von 3460 Ind/m² und nahmen über den Winter in den Zonen B und C signifikant von 3250 auf 700 bzw. von 3050 auf 660 Ind/m² ab. Hohe mittlere Abundanzen im Interstitial von Dezember bis März erreichten auch die Gastropoden *Radix* sp. mit 1450 Ind/m² und *Bitynia tentaculata* mit 130 Ind/m² . Hierbei nahm *Radix* sp. ausschließlich in Zone C signifikant ab, wies jedoch tendenziell in allen Ebenen eine Abnahme über den Winter auf (Abb. 4). *Bitynia tentaculata* konnte in den niedrigeren Ebenen des Eulitorals (bis auf in Zone A) nachgewiesen werden, wobei die Abundanz in der Zone B bis zum Frühjahr abnahm. Erwähnenswert ist auch das Vorhandensein der Taxa *Pisidium* sp. im gesamten trockenfallenden Eulitoral über den Winter mit einer Abundanz von 830 Ind/m², wobei höhere Dichten in den wassernäheren Zonen C und E auftraten. Jedoch wurden auch in großer Entfernung zum Wasser in Zone A den ganzen Winter lang Vertreter dieser Taxa nachgewiesen. Ausschließlich in Zone B wurden konstant wenig Individuen (37 Ind/m²) gefunden. In Einzelfunden konnten außerdem die Taxa *Bezzia* sp. (Diptera) mit einer mittleren Dichte von 50 Ind/m² im Eulitoral bis in die Zone A nachgewiesen werden. Auffallend waren die hohen Anzahlen Oligocheata in allen Zonen. Eine signifikante Abnahme von 4000 im Dezember auf 600 Ind/m² im März der Oligochaeta über den Winter konnte in Zone C nachgewiesen werden, die im Dezember 10 Tage und im März 119 Tage lang trocken lag. Eine starke Zunahme hingegen zeigten die Nematoden im Frühjahr (Abb. 5), die tendenziell in allen Ebenen zu sehen ist und in der höchstgelegenen Ebene signifikant von 1000 auf 33600 Ind/m² steigt. Sowohl Oligochaeta als auch Nematoda wurden in der Zone A in höheren Abundanzen gefunden, als in den niedrigeren Zonen.

Im Vergleich den Abundanzen der vorgefundenen Makroinvertebraten zwischen dem überfluteten und dem trockengefallenen Teil des Litorals konnten verschiedene Verteilungsmuster festgestellt werden. Im trocken gefallenen Interstitial waren von den Taxa Oligochaeta und Nematoda höhere Dichten vertreten als im Wasser. Höhere Abundanzen im überfluteten Sediment im Vergleich zum über dem Wasserpegel liegenden Interstitial zeigten die Taxa Chironomiden, *Pisidium, Radix sp., Bithynia tentaculata,* Ephemeroptera, Trichoptera, Ostracoda, Haracticoidea, Collembola und Wassermilben. Ausschließlich im überfluteten Sediment traten die Dreikantmuscheln und Egel auf, wohingegen Larven der Eintagsfliege *Ecdyonurus dispar* nur im trockengefallenen Interstitial gefunden wurden.

4 Diskussion

Unsere Untersuchungen haben gezeigt, dass trotz ungünstiger Habitatbedingungen (geringe Temperatur, geringe Mächtigkeit der mit Sauerstoff versorgten Schicht) die trockenfallenden oberen Litoralbereiche im Winter gut von aquatischen Invertebraten besiedelt wurden. Insbesondere die hohe Dichte von typischen, rein aquatischen Arten wie den Pisidien war überraschend. Schnecken der Art *Bithynia tentacula-*

ta waren in den tiefer gelegenen Zonen C, D, und E häufig, dagegen waren die Zonen A und B zu lange trocken für diese Art *Radix* sp. wies ebenfalls eine stärkere Bindung ans Wasser auf, wie der starke Rückgang der Art in Zone C zwischen der ersten Probennahme (bei der die Stelle gerade nicht mehr mit Wasser bedeckt war) und den nachfolgenden Terminen zeigte. Allerdings überlebten auch hier einige Exemplare die Trockenexposition im Winter, sodass potentiell eine Wiederbesiedelung der Sedimente im Frühjahr durch diese Exemplare gewährleistet ist. Die Oligochaeta und Nematoda kamen sowohl in feuchten Böden, als auch in Gewässersedimenten vor und können bei derzeitigem Bearbeitungsstand nicht eindeutig einzelnen Habitaten zugeordnet werden. Beide Taxa zeigten gute Überwinterungsfähigkeiten in trokkenem Sediment. Die signifikante Zunahme von Nematoda in der Zone A über den Winter ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass im Dezember diese Ebene nur leicht feucht war, jedoch im März stark nasses Sediment aufwies wie durch eindringendes Wasser in den Löchern der vorangegangenen Probenahmen deutlich wurde. In der Zone E zeigte der Anstieg vom Dezember bis März der Chironomiden keine Signifikanz. Dies liegt vermutlich daran, dass zur Probenahme im März diese Ebene in Höhe des Wasserpegels lag, was zu einer unterschiedlich starken Wiederbesiedelung der drei genommenen Replikate aus dem See führte (hoher Standardfehler). Unter den Dipteren waren neben typisch-aquatischen Taxa (Chironomidae, *Bezzia*) auch einige semiaquatische Taxa (weitere Ceratopogonidae, Dolichopodidae) vertreten, letztere in ungewöhnlich hohen Dichten (Ceratopogonidae 200 ind/m²; Dolichopodidae 60 ind/m²). Der Rückgang der Chironomidenabundanzen ist vermutlich auf das Absterben und Abwandern von nicht spezialisierten Taxa zurückzuführen.

Im Frühjahr (Daten nicht dargestellt) wurden frühe Larvenstadien von *Leuctra* sp. (Plecoptera) und *Ecdyonurus dispar* (Ephemeroptera) im oberen Teil des Ufergradienten angetroffen. Im späten Frühjahr wurde in den trockenfallenden Bereichen ein schneller Temperaturanstieg gemessen. Zu dieser Zeit waren die Temperaturen im überfluteten Bereich stets deutlich niedriger. Im trockenfallenden Bereich fanden sich somit ideale Bedingungen für einen synchronisierten Schlupf und schnelles Larvenwachstum. Diese Art hat am Bodensee ihre Emergenz und Eiablage im Hochsommer (Ende Juli, Anfang August, Korn & Wantzen, pers. obs.). Daher gehen wir davon aus, dass die Eier im Spülsaum in Diapause bis zum nachfolgenden Frühjahr überdauern. In England fand HUMPESCH (1980) deutliche Hinweise auf eine Diapause bei Fließgewässerpopulationen von *Ecdyonurus dispar*, nicht jedoch bei den Populationen, die Seen bewohnen (wobei zu bemerken ist, dass die in England besiedelten Seen vergleichsweise geringe jahreszeitliche Pegelschwankungen aufweisen). Die Untersuchung zeigte auch, dass oben erwähnte Junglarven und einige Dipteren-Taxa ausschließlich in den oberen Bereichen vorkamen und somit auf dieses Spezialhabitat mit seinem spezifischen Überflutungsregime angewiesen sind. Wir folgern daraus, dass sich im Bodensee die Pegelschwankungen diversitätserhöhend auswirken, indem sie diesen hochspezialisierten Arten einen passenden Lebensraum bereitstellen. Darüber hinaus stellt das eulitoralen Interstitial ein Refugium für frost-adaptierte benthische Invertebraten dar, die von den im Frühjahr auftretenden hohen Temperaturen und dem geringen Räuberdruck (diese Zone wird von Kleinfischen erst ab Mai intensiv besiedelt) profitieren. Von besonderer Bedeutung für die Erhaltung der Biodiversität ist dabei das Vorkommen einer möglichst großen Vielfalt von Substrattypen, um den ökologischen Ansprüchen der Invertebraten gerecht zu werden. Durch monotone Steinschüttungen mit sehr grobem Material (selbst in Renaturierungsprojekten) wird die Besiedelungsfähigkeit des eulitoralen Interstitials stark eingeschränkt.

5 Zusammenfassung

Die Pegel der meisten zentraleuropäischen Seen werden seit Jahrhunderten reguliert. Der Bodensee weist als einer der wenigen Voralpenseen einen annuellen, monomodalen Flutpuls auf. Von den Pegelschwankungen (ca. 1,4 m) sind weite Uferbereiche betroffen, die im Winter trocken fallen und mit der Schneeschmelze in den Alpen überflutet werden. Wir haben benthische und interstitiale Invertebraten in einem Überschwemmungsgradienten quer zur Uferlinie, von der Trockenphase bis zur vollständigen Überflutung beprobt. Auch in den oberen Bereichen des Gradienten wurden aquatische Organismen (v. a. Mollusken und Oligochaeten) angetroffen. Die Tiergesellschaften wiesen entlang des Gradienten große Unterschiede auf und waren ihrerseits signifikant von den Biozönosen der permanent subaquatischen Litoralbereiche verschieden. Im Frühjahr wurden frühe Larvenstadien von *Leuctra* sp. (Plecoptera) und *Ecdyonurus dispar* (Ephemeroptera) im oberen Teil des Ufergradienten angetroffen. Im späten Frühjahr wurde in den trockenfallenden Bereichen ein schneller Temperaturanstieg gemessen. Zu dieser Zeit waren die Temperaturen im überfluteten Bereich stets deutlich niedriger. Im trockenfallenden Bereich fanden sich somit ideale Bedingungen für einen synchronisierten Schlupf und schnelles Larvenwachstum. Die Untersuchung zeigte, dass oben erwähnte Junglarven und einige Dipteren-Taxa ausschließlich in den oberen Bereichen vorkommen und somit auf dieses Spezialhabitat mit seinem spezifischen Überflutungsregime angewiesen sind. Wir folgern daraus, dass sich im Bodensee die Pegelschwankungen diversitätserhöhend auswirken, indem sie auch diesen hochspezialisierten Arten einen passenden Lebensraum bereitstellen.

6 Literaturverzeichnis

ADIS, J. & W.J. JUNK (2002): Terrestrial invertebrates inhabiting lowland river floodplains of Central Amazonia and Central Europe: a review. - Freshwater Biology 47: 711-731

ADIS, J.; MARQUES, M.I. & K.M. WANTZEN (2001): First observations on the survival strategies of terricolous arthropods in the northern Pantanal wetland of Brazil - scientific note. - Andrias 15: 127-128

AMOROS, C. & G. BORNETTE (2002): Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. Freshwater Biology 47: 761-776

ARSCOTT, D.B.; TOCKNER, K. & J.V. WARD (2001): Thermal heterogeneity along a braided floodplain river (Tagliamento River, northeastern Italy). - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 58: 2359-2373

BAYLEY, P.B. (1991): The flood-pulse advantage and the restauration of river- floodplain systems. - Regulated Rivers: Research, Management 6: 75-86

BORNETTE, G. & C. AMOROS (1996): Disturbance regimes and vegetation dynamics: Role of floods in riverine wetlands. - Journal of Vegetation Science 7: 615-622

GURNELL, A.M.; ANGOLD, P.G. & I.P. MORISSEY (2003): Evidence for hydrochory and the deposition of viable seeds within winter flow-deposited sediments: The River Dove, Derbyshire, UK. - River Research & Applications 19: 317-334

HUMPESCH U.H. (1980). Effect of temperature on the hatching time of eggs of five *Ecdyonurus* spp. (Ephemeroptera) from Austrian streams and English streams, rivers and lakes. - Journal of Animal Ecology 49: 317-333

JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B. & R.E. SPARKS (1989): The flood pulse concept in river-floodplain systems. - Can.Spec.Publ.Fish.Aquat.Sci. 106: 110-127

JUNK, W.J. & K.M. WANTZEN (2004): The Flood Pulse Concept: New Aspects, Approaches, and Applications - an Update. - In: WELCOMME, R. & T. PETR: Proceedings of the 2nd Large River Symposium (LARS), Pnom Penh, Cambodia 2(Food and Agriculture Organization & Mekong River Commission. FAO Regional Office for Asia and the Pacific. - Bangkok. - (RAP Publication 2004/16): 117-149

JUNK, W.J.; WANTZEN, K.M.; NUNES DA CUNHA, C.; PETERMANN, P.; STRÜSSMANN, C.; MARQUES, M. & J. ADIS (2005): Comparative biodiversity value of large wetlands: the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. - Aquatic Sciences (in press)

MARCHESE, M.R.; WANTZEN, K.M. & I. EZCURRA DE DRAGO (2005): Benthic invertebrate assemblages and species diversity patterns of the Upper Paraguay River. - River Research and Applications 21: 1-15

SCHIEMER, F.; BAUMGARTNER, C. & K. TOCKNER (1999): Restoration of floodplain rivers: The 'Danube restoration project'. - Regulated Rivers-Research & Management 15: 231-244

SCHWOERBEL, J. (1961): Über die Lebensbedingungen und die Besiedlung des hyporheischen Lebensraumes. - Arch Hydrobiol.Suppl 25: 162-214

SPARKS, R.E.; NELSON, J.C. & Y. YIN (1998): Naturalization of the Flood Regime in Regulated Rivers. - BioScience 48: 706-720

WANTZEN, K.M.; DRAGO, E. & C.J. DA SILVA (2005): Aquatic habitats of the Upper Paraguay River-Floodplain-System and parts of the Pantanal (Brazil). - Ecohydrology & Hydrobiology.

WANTZEN, K.M.; MACHADO, F.A.; VOSS, M.; BORISS, M. & W.J. JUNK (2002): Floodpulse-induced isotopic changes in fish of the Pantanal wetland, Brazil. - Aquatic Sciences 64: 251

WANTZEN, K.M. & K.O. ROTHHAUPT (2005): Ecosystem dynamics in pulsing littoral zones of lakes and rivers. - ASLO Summer Meeting 2005 conference abstracts 165.

WARD, J.V.; TOCKNER, K. & F. SCHIEMER (1999): Biodiversity of floodplain river ecosystems: Ecotones and connectivity. Regulated Rivers-Research & Management 15: 125-139

WILLIAMS, D.D. & H.B.N. HYNES (1976): The recolonisation mechanisms of stream benthos. - Oikos 27: 265-272

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2005	215-221	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Die Biodiversität der Spinnen und Käfer im Kronenraum eines mitteleuropäischen Auwaldes

KATHRIN STENCHLY, CARSTEN SCHMIDT, DETLEF BERNHARD & O. D. FINCH

Schlagwörter: canopy arthropods; diversity; Araneae; xylobiontic Coleoptera

1 Einleitung

Über die Baumkronen tropischer Wälder ist bekannt, dass sie eine extrem hohe Vielfalt an Tierarten aufweisen (z. B. ERWIN 1988; STORK; ADIS 2001; FLOREN & LINSENMAIR 2001; BASSET 2001). Bis heute ist nicht geklärt, ob sich im Kronenraum von Wäldern gemäßigter Breiten eine vergleichbar hohe Biodiversität findet, da bisher nur wenige Untersuchungen vorliegen (z. B. BARNARD et al. 1986; STORK & HAMMOND 1997; THUNES et al. 2003). Auch aus Mitteleuropa sind aufgrund der wenigen, erst in jüngster Zeit begonnenen Projekte die Kenntnisse zur kronenraumspezifischen Fauna noch gering (z. B. KLOMP & TEERINK 1973; AMMER & SCHUBERT 1999). Spezialisierungen von Arten z. B. auf bestimmte Höhen innerhalb der Kronen oder Besiedlungsunterschiede zwischen verschiedenen Baumarten sind bisher kaum erforscht. Gerade die Hartholzauwälder gehören zu den produktivsten Waldgesellschaften Europas. Jedoch sind in den letzten Jahrzehnten die Auwaldgebiete in ganz Europa immer kleiner geworden. Zum einen lag es an der Flussregulierung, die den Auwäldern ihre Lebensgrundlage Wasser entzogen hat, zum anderen an der intensiven Nutzung der an die Flüsse angrenzenden Flächen.

2 Material und Methoden

Im Rahmen des Leipziger Auwaldkran-Projektes wurden in den Jahren 2002 und 2003 umfangreiche Untersuchungen zur Arthropodenfauna in der Kronenregion des NSG „Burgaue“, einem naturnahen Hartholz-Auwald durchgeführt. Durch eine Kombination verschiedener Fallentypen konnte eine umfassende Biodiversitätsanalyse der Arthropoden mit Schwerpunkt auf der Spinnen- und Käferfauna durchgeführt werden. Zur Erfassung der Arthropoden dienten in den Kronen angebrachte Kreuzfensterfallen und Asteklektoren. Hierbei wurden die in diesem Bestand dominanten Baumarten *Quercus robur* (Stieleiche), *Tilia cordata* (Winterlinde) und *Fraxinus excelsior* (Esche) berücksichtigt. Von den Asteklektoren wurden jeweils zwei in den oberen Kronenregionen (27,0 m ± 2,0 m) und in den unteren Kronenregionen (20,0 m ± 2,8 m) installiert. Insgesamt wurden 12 Bäume mit Asteklektoren versehen ($\sum$ = 48 Asteklektoren). Die freischwingenden Kreuzfensterfallen wurden in durchschnittlich 27,0 m (± 1,80 m) sowie 22,0 m (± 2,20 m) Höhe angebracht. Von den drei oben genannten Hauptbaumarten wurden jeweils sechs Bäume mit je einer Falle in der oberen und unteren Kronenregion bestückt ($\sum$ = 36 Kreuzfensterfallen). Zusätzlich wurden die Stammregionen von fünf stehenden Bäumen mit Stammeklektoren untersucht.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Untersuchungen zur Spinnenfauna im Jahr 2002

Im ersten Erfassungsjahr 2002 wurden mit allen verwendeten Fallen insgesamt 4289 Webspinnenindividuen gefangen. Bisher liegen Nachweise von 71 Webspinnenarten vor, die 15 Familien angehören. Mehr als 80 % der Arten sind charakteristisch für trockene oder feuchte Laubmischwälder. Dabei wurden 40 Arten als arborikole Spinnen eingestuft, von denen 11 Arten zu den stenotop Rinden-besiedelnden Spinnen gehören.

Diaea livens, Philodromus albidus und *P. praedatus* wurden durch die vorliegende Untersuchung erstmalig für Sachsen nachgewiesen (TOLKE & HIEBSCH 1995). *P. buxi* wurde in Deutschland bisher nur selten gefunden. So liegt nur ein Nachweis dieser Art für das Bundesland Sachsen vor (MARTIN 1973 in TOLKE & HIEBSCH 1995). Ebenso wurde die seltene Theridiidae *Theridion blackwalli* bisher nur einmal in Sachsen nachgewiesen (HEIMER 1982). *Entelecara congenera* wird in der Roten Liste Sachsens in der Gefährdungskategorie „stark gefährdet" eingestuft; *Gibbaranea gibbosa*, *Lathys humilis* und *Micaria subopaca* gelten als „gefährdet" (HIEBSCH & TOLKE 1996).

3.1.1 Stammeklektoren

In der Stammregion wurden mit den fünf Stammeklektoren insgesamt nur 234 Individuen erfasst, von denen 111 adult waren. Diese Spinnen gehören 23 Arten an. Mit insgesamt 62 Tieren (31 %) waren die Clubionidae die dominante Familie in den Stammeklektoren. Weitere dominante Familien waren die Amaurobiidae (16 %), die Theridiidae (15 %) und die Linyphiidae mit rund 15 % Anteil am Gesamtfang. Die Salticidae stellten 11 % der Rinden-besiedelnden Spinnen.

Spinnenarten mit netzbauender Lebensweise stellen 52 % des Gesamtfanges der Spinnenindividuen, von denen 18 % zu den Röhrennetz-Bauern zählen. Die übrigen 48 % jagen frei, ohne Fangnetze zu bauen. Von diesen freijagenden Tieren gehören rund 37 % zu den nachtaktiven Jägern (z. B. Clubionidae), die übrigen 11 % gelten als tagaktiv (z. B. Salticidae). Unter Berücksichtigung des insgesamt geringen Gesamtfanges ergibt sich für den Stammbereich von *Quercus robur* die höchste Diversität an Arten und Familien. Auch wurden an der Stammregion dieser Baumart die höchsten Individuenzahlen erfasst.

Hinweise auf den Einfluss der Rindenstruktur ergeben sich aus den vergleichenden Untersuchungen von drei Baumarten mit verschiedenen Borkenstrukturen mittels der Stammeklektoren. Demnach stellt die Rinde von *Quercus robur* einen besonders geeigneten Lebensraum für die Spinnen dar. So bietet ihre besonders tiefe und breite Borkenfurchung offenbar gute Strukturbedingungen für den Netzbau sowie gute Versteckmöglichkeiten. Insgesamt ist davon auszugehen, dass Baumarten mit ähnlicher Rindentextur auch von ähnlichen Spinnenzönosen besiedelt werden und keine baumartenspezifischen Unterschiede bestehen (vgl. CURTIS & MORTON 1973, WUNDERLICH 1982). Neben der Rindentextur können auch mikroklimatische Bedingungen die qualitative und quantitative Zusammensetzung der Spinnenartengemeinschaften erheblich beeinflussen.

3.1.2 Asteklektoren

Im Jahr 2002 wurden insgesamt 2436 Individuen mittels Asteklektoren erfasst. Davon konnten 1316 adulten Spinnen 44 Arten zugeordnet werden, während 977 juvenile Individuen nur bis zur Familie bzw. Gattung determiniert werden konnten.

Wie im Stammbereich so war auch in den Baumkronen die Familie der Clubionidae mit rund 33 % dominant. Auch die Theridiidae wiesen mit ca. 16 % ähnlich hohe Anteile am Gesamtfang wie im Stammbereich auf. Deutlich häufiger anzutreffen waren in den Baumkronen die Anyphaenidae mit 21 %. Des weiteren wurden deutlich höhere Fangzahlen von Vertretern der Familie Philodromidae (13 %) im Kronenraum registriert. Unter den 1316 adulten Webspinnen war *Anyphaena accentuata* (Anyphaenidae) mit 34 % eudominant.

Innerhalb der mit den Asteklektoren erfassten kronenraumaktiven Spinnenzönose ist die Gruppe der freijagenden Arten mit 54 % die am stärksten vertretene Gilde. Raumnetz-bauende Arten machen 17 % und die freilebenden Lauerjäger 15 % des Gildenspektrums aus. Die übrigen Gilden (Radnetz-Bauer (5 %), Pirschjäger (7 %) und sonstige (2 %)) sind deutlich geringer vertreten.

Eine Analyse des Präferenzverhaltens der einzelnen Familien hinsichtlich der Höhe ergab, dass sich die Salticidae und Clubionidae im oberen Kronenbereich (27,0 m ± 2,0 m) konzentrierten (Abb. 1), dagegen wurden die meisten Vertreter der Linyphiidae im unteren Kronenbereich (20,0 m ± 2,8 m) erfasst (χ^2 = 110,29 > $\chi^2_{(7/0,001)}$ = 24,32). Für alle übrigen Familien war keine deutliche Bevorzugung einer der beiden Kronenbereiche zu beobachten.

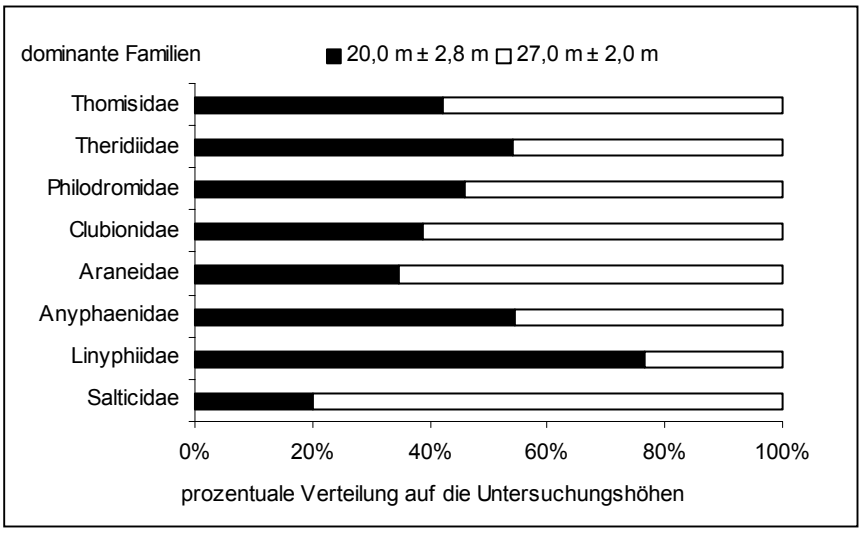

Abb. 1: Dominante Familien und ihre prozentuale Verteilung im unteren (20,0 m ± 2,8 m) und oberen Kronenbereich (27,0 m ± 2,0 m).

Während eine Präferenz einiger Arten für bestimmte Borkenstrukturen vorzuliegen scheint, lassen sich aus dem bisher ausgewerteten Datenmaterial keine Hinweise für eine Bevorzugung des Kronenraumes von bestimmten Baumarten durch Spinnen ableiten. Möglicherweise werden die Spinnengemeinschaften im Kronenraum vorwiegend durch mikroklimatische Bedingungen bestimmt.

Obwohl mehrere mitteleuropäische Spinnenarten als stenotope Rinden-besiedelnde Spinnen beschrieben werden (z. B. WUNDERLICH 1982), findet man sie zumeist nur in bestimmten Abschnitten ihres Lebens-

zyklus im Stammbereich. So lassen sich hinsichtlich des bevorzugten Aufenthaltsbereiches zwei Gruppen innerhalb der Spinnen unterscheiden: einerseits Arten, die sich im Kronenraum fortpflanzen und andererseits Arten, die an Baumstämme und insbesondere an Rinde gebunden sind (KUBCOVÁ & SCHLAGHAMERSKY 2002). So trat die der ersten Gruppe zugehörige *Anyphaena accentuata* (Anyphaenidae) vor allem zu Beginn unserer Untersuchungen zwar vereinzelt an den Stämmen auf, hauptsächlich wurde diese Art aber in den Baumkronen erfasst und gehört dort zu den dominanten Spinnen. Weiterhin gehören *Clubionia brevipes*, *Theridion tinctum* und *Salticus zebraneus* zu den charakteristischen Elementen der kronenraumaktiven Spinnenfauna des Leipziger Auwaldes.

3.1.3 Kreuzfensterfallen

Mit Hilfe der Kreuzfensterfallen wurden insgesamt 1618 Individuen der Webspinnen erfasst, die überwiegend juvenil waren. So betrug der Anteil an Adulttieren nur 27 % (n = 434 Ind.), die 47 Arten und 12 Familien zugeordnet werden konnten. Mit diesem Fallentyp wurden vorrangig Theridiidae, Clubionidae, Philodromidae sowie Anyphaenidae nachgewiesen.

Bezogen auf das Jagdverhalten zählten 61 % der erfassten Individuen zu den freijagenden Arten, 36 % waren Spinnen mit netzbauender Lebensweise.

3.2 Untersuchungen zur Käferfauna im Jahr 2002

Im Untersuchungsjahr 2002 wurden mittels Kreuzfensterfallen und Asteklektoren 9327 Käfer gefangen. Diese konnten 379 Arten aus 64 Familien zugeordnet werden. Den Schwerpunkt dieser Untersuchung bildeten die holzbewohnenden (xylobionten) Käfer. Insgesamt 4130 Individuen, die sich auf 180 Arten verteilen, konnten dieser ökologischen Gruppe zugeordnet werden.

Die meisten Käfer (77 Arten) sind in ihrer Ernährungsweise überwiegend xylophag (holzfressend) (Abb. 2). Es gibt jedoch eine große Gruppe zoophager Käfer, welche sekundär an den Lebensraum Holz gebunden ist. Neben diesen beiden Gruppen sind die mycetophagen (pilzfressenden) Käfer mit 47 Arten vertreten.

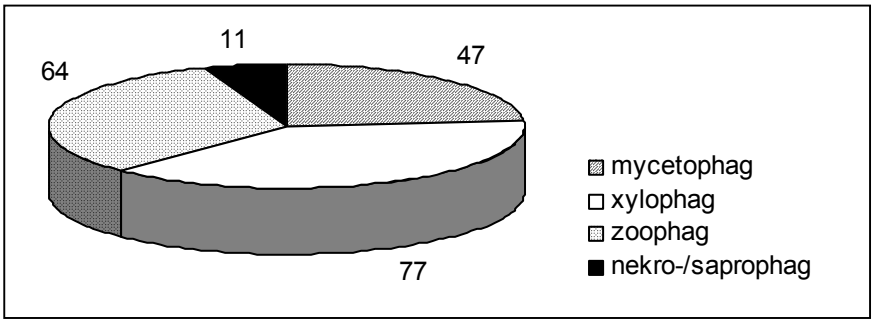

Abb. 2: Anzahl der Arten xylobionter Käfer und ihre Verteilung auf Gilden bezüglich ihres Fraßverhaltens (nach KÖHLER 2000).

Trotz der hohen Gesamtartenzahl treten viele Arten nur sporadisch oder subrezent auf. Bei den Kreuzfensterfallen sind nur fünf Arten als dominant bzw. subdominant (Hauptarten) zu bezeichnen. Zwei dieser Hauptarten gehören der Gattung *Dasytes* an, welche damit einen Anteil von 41 % an der Gesamtindividuenzahl der Kreuzfensterfallen aufweist.

KÖHLER (2000) führt an, dass auf bestimmte Hölzer spezialisierte Käfer zu 70 % zu den Primär- und Sekundärbesiedlern gehören. Diese Arten benötigen beständige Vorkommen an absterbenden oder frisch abgestorbenen Hölzern. Durch die meist geringen Ausbreitungsradien vieler xylobionten Coleoptera, ist somit das Vorhandensein dieser Spezialisten ein Indiz für einen gesunden bzw. einen historisch alten, naturnahen Wald. Insgesamt konnten im Jahr 2002 nur 18 Spezialisten festgestellt werden, die bevorzugt nur an einer Baumart vorkommen. Sowohl die meisten Arten als auch die meisten Spezialisten wurden auf *Quercus robur* nachgewiesen.

Bisher konnten jedoch keine eindeutigen Faktoren identifiziert werden, denen die Verteilung der Arten folgen. So hatten weder die untersuchten Baumarten noch die unterschiedlichen Baumstraten einen nennenswerten Einfluss auf das Verteilungsmuster der xylobionten Käfer.

Im Kronenraum des NSG „Burgaue“ konnte eine Vielzahl von faunistischen Besonderheiten nachgewiesen werden. So fanden sich unter den seltenen Arten 18 Wiederfunde und 14 Erstnachweise für Sachsen. Nach der Roten Liste von Deutschland (GEISER 1997) gelten insgesamt 73 Arten, die in dieser Untersuchung nachgewiesen wurden, als gefährdet oder bedroht. Viele der seltenen Käfer sind sehr anspruchsvolle Altholzbewohner und einige Käferarten gelten als Urwaldreliktarten (BENSE 1998). Das häufige Vorkommen vieler seltener Habitatspezialisten reflektiert einen naturnahen Wald.

4 Zusammenfassung

Im Rahmen des Leipziger Auwaldkran-Projektes wurden in den Jahren 2002 und 2003 umfangreiche Untersuchungen zur Arthropodenfauna in der Kronenregion des NSG Burgaue durchgeführt. In den Fängen des Jahres 2002 wurden insgesamt 4288 Spinnen nachgewiesen, die 71 Arten und 15 Familien angehören. Die Arten mit der höchsten Aktivität waren *Coelotes terrestris* (Stammbereich) und *Anyphaena accentuata* (Kronenraum). Die Stieleiche (*Quercus robur*) wies die höchsten Arten- und Individuenzahlen von Rinden-besiedelnden Spinnen auf. Im Kronenraum der Stieleiche wurde ebenfalls eine hohe Artenzahl festgestellt, jedoch war die Individuenzahl vergleichsweise gering. Eine Bevorzugung bestimmter Baumarten durch einzelne Spinnenarten konnte bisher nicht festgestellt werden.

Untersuchungen zur Käferfauna im Jahr 2002 wiesen einen Gesamtfang von 9327 Individuen auf. Davon gehören 4130 Individuen zu den holzbewohnenden Käfern, die sich auf 180 verschiedene Arten verteilen. Es konnte eine Vielzahl faunistischer Besonderheiten nachgewiesen werden. So fanden sich unter den festgestellten Arten 13 Erstnachweise und 11 Wiederfunde für Sachsen. Diese Untersuchungen zeigen erneut, dass der Leipziger Auwald ein wichtiges Refugium für viele seltene und bedrohte Arten darstellt. Mit der Auswertung der Daten aus dem Fangjahr 2003 sollen nun weitere Fragen zur zeitlichen, räumlichen und funktionalen Biodiversität ausgewählter Arthropodengilden im Kronenraum mitteleuropäischer Wälder geklärt werden.

5 Literaturverzeichnis

ADIS, J. (2001): Amazonian arthropods (terrestrial). - In: LEVIN, S.A. (ed.): Encyclopedia of biodiversity - San Diego (Academic Press): 249-260

AMMER, U. & H. SCHUBERT (1999): Arten-, Prozess- und Ressourcenschutz vor dem Hintergrund faunistischer Untersuchungen im Kronenraum. - Forstwissenschaftliches Centralblatt 118: 70-87

BASSET, Y. (2001): Invertebrates in the canopy of tropical rain forests: how much do we really know? - Plant Ecology 153: 87-107

BRAUN, D. (1992): Aspekte der Vertikalverteilung von Spinnen (Araneae) an Kiefernstämmen. - Arachnologische Mitteilungen 4: 1-20

CURTIS, D.J. & E. MORTON (1973): Notes on spiders from tree trunks of different bark texture – with indices of diversity and overlap. - Bulletin of the British Arachnological Society 3: 1-5

ELLENBERG, H.; MAYER, R. & J. SCHAUERMANN (1986): Ökosystemforschung – Ergebnisse des Sollingprojekts 1966-1986. - Stuttgart (Ulmer).

ENGELHARDT, W. (1958): Untersuchungen über Spinnen aus Fichtenwipfeln. - Opuscula Zoologica 17: 1-9

ERWIN, T.L. (1988): The tropical forest canopy: The heart of biotic diversity. - In: WILSON, E.O.: Biodiversity. - Washington National (Academy Press): 123-129

FINCH, O.-D. (2001): Webspinnen (Araneae) aus zwei Naturwäldern des Staatlichen Forstamtes Sellhorn (Lüneburger Heide). - NNA-Berichte 14: 106-118

FLOREN, A. & K.E. LINSENMAIR (2001): The influence of anthropogenic disturbances on the structure of arboreal arthropod communities. - Plant Ecology 153: 153-167

GEISER, R.(1997): Rote Liste der Käfer. - In:. BINOT, M.; BLESS, R.; BOYE, P.; GRUTTKE, H. & P. PRETSCHER (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. - Münster (Landwirtschaftsverl.): 167-230

HIEBSCH, H. & D. TOLKE (1996): Rote Liste Weberknechte und Webspinnen. - Radebeul (Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege): 1-12

KLOMP, H. & B.J. TEERINK (1973): The density of the invertebrate summer fauna on the crowns of pine tree, *Pinus sylvestris*, in the central parts of the Netherlands. - Beiträge zur Entomologie 23: 325-340

KOPONEN, S. (1996): Spiders (Araneae) on trunks and large branches of oak (*Quercus robur*) in SW Finland. - Revue Suisse de Zoologie vol. hors série: 335-340

KÖHLER, F. (2000): Totholzkäfer in Naturwaldzellen des nördlichen Rheinlandes. - In: Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten. - Landesamt für Agrarordnungen NRW (Hrsg.) - LÖBF-Schriftenreihe 18.

KUBCOVÁ, L. & J. SCHLAGHAMERSKY (2002): Zur Spinnenfauna der Stammregion stehenden Totholzes in südmährischen Auwäldern. - Arachnologische Mitteilungen 24: 35-61

NICOLAI, V. (1994): Ökologische Bedeutungen der Borke von Bäumen für Tierbesiedlungen und Regenerationsprozesse in Waldökosystemen. - Zoologische Beiträge N. F. 35: 79-102

SIMON, U. (1995): Untersuchung der Stratozönosen von Spinnen und Weberknechten (Arachn.: Araneae, Opilionida) an der Waldkiefer (Pinus sylvestris L.). - Berlin (Wissenschaft & Technik): 142

SIMON, U. (2002): Stratum change of *Drapetisca socialis* re-examined (Araneae, Linyphiidae). - Arachnologische Mitteilungen 23: 22-32

STORK, N.E. & P.M. HAMMOND (1997): Sampling arthropods from tree-crowns by fogging with knockdown insecticides: lessons from studies of oak tree beetle assemblages in Richmond Park (UK). - In: STORK, N.E., ADIS, J. & R.K. DIDHAM (eds.): Canopy arthropods. - London (Chapman & Hall): 3-26

TOLKE, D. & H. HIEBSCH (1995): Kommentiertes Verzeichnis der Webspinnen und Weberknechte des Freistaates Sachsen. - Mitteilungen Sächsischer Entomologen 32: 3-44

WUNDERLICH, J. (1982): Mitteleuropäische Spinnen (Araneae) der Baumrinde. - Zeitschrift angewandte Entomologie 94: 9-2

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2005	223-227	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Auswirkung von Landschaftsveränderungen auf die Biodiversität am Beispiel des Dreizehenspechts *(Picoides tridactylus alpinus)* im Schwarzwald - 22 Jahre Monitoring einer stenöken Waldvogelart

FLORIAN STRAUB; KURT ANDRIS; HELMUT KAISER; DIETER KNOCH & ULRICH DORKA

Schlagwörter: Dreizehenspecht; Picoides tridactylus alpinus; Landschaftsveränderung; Totholz; Sturmereignis; Monitoring

Einleitung

Der Dreizehenspecht *(Picoides tridactylus tridactylus)* ist eine Art der borealen Fichtenwälder mit einem riesigen Areal von Fennoskandien bis an die pazifische Küste Ostasiens. Südlich dieses Hauptbrutgebietes bestehen in mittel- und südosteuropäischen Gebirgen isolierte Brutgebiete der Unterart *Picoides tridactylus alpinus*. In Deutschland besiedelt die Art den Bayrischen Wald und die Alpen. Im Schwarzwald war der Dreizehenspecht Anfang des 20. Jahrhunderts ausgestorben (HÖLZINGER 2001). Seit 1982 wird das verlassene Areal jedoch wiederbesiedelt (ANDRIS & KAISER 1995; DORKA 1996).

Populationsentwicklung

Der Beginn der Besiedlung fällt zeitlich mit Immissionseinwirkungen („Waldsterben“) sowie einem grösseren Schneebruchereignis zusammen (siehe Abb. 1). Die Anzahl der Fundorte nahm von zwei auf 25 zu (1982 - 2004). Auch die nachgewiesenen Bruten zeigen eine Zunahme von der ersten Brut 1990 auf 13 Bruten im Jahr 2004. Drei bis vier Jahre nach Sturmereignissen konnte ein sprunghafter Anstieg der Nachweise dokumentiert werden. Aktuell wird die Population im Schwarzwald auf 25- 30 Brutpaare geschätzt.

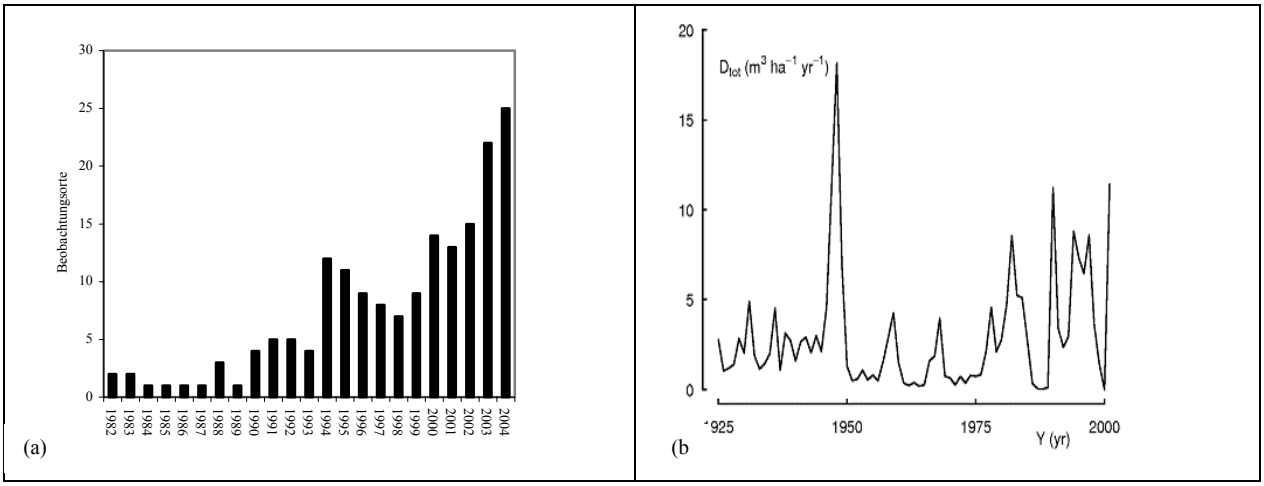

Abb.1: Populationsentwicklung des Dreizehenspechts *(Picoides tridactylus alpinus)* im Schwarzwald (a). Dargestellt ist die Zunahme der Beobachtungsorte (1982 - 2004). Jährlicher Schadholzanfall (1925 - 2001) im Südschwarzwald. Verändert nach HANEWINKEL 2004 (b).

Ursachen der Populationsexpansion

Die Populationsexpansion ist auf ein erhöhtes Totholzangebot in der Waldlandschaft zurückzuführen (siehe Abb. 2). Als Holzkäferspezialist ist der Dreizehenspecht während der Brutzeit auf Bockkäferlarven der Gattung *Rhagium* angewiesen (PECHACEK & KRISTIN 1996), die nahezu ausschließlich in Fichtentotholz erbeutet werden. Die Bruthöhle wird in zusammenbrechenden Fichtenalthölzern der Terminalphase angelegt, die im Schwarzwald mindestens 70 m^3/ha stehendes Totholz aufweisen. Bestände mit hohen Totholzvorräten und starkem Totholz wurden zuerst besiedelt. Große Mengen schwaches Totholz können jedoch Mängel beim starken Totholz kompensieren. Als Höhlenbäume werden überwiegend abgestorbene Fichten gewählt.

Intensive Waldbewirtschaftungsformen und hoher Holzbedarf verhinderten über Jahrzehnte die Anreicherung größerer Totholzvorräte in den Wäldern des Schwarzwaldes. In den letzten Jahren hat sich die Situation geändert. Durch verschiedene Schadereignisse und Änderungen im Landnutzungsregime gibt es heute wieder mehr Totholz im Wald.

Zeitgleich mit dem Höhepunkt der gesellschaftlichen Auseinandersetzung über die Komplexkrankheit „Waldsterben“ wandert der Dreizehenspecht von den Alpen her wieder in den Schwarzwald ein. Begünstigt durch ein großes Schneebruchereignis 1982 entwickelt sich seither eine kleine expandierende Population. Besonders die starken Stürme („Wiebke & Vivien“ 1990; „Lothar“ 1999) mit anschließender Borkenkäferkalamität verbesserten die Strukturvielfalt und erhöhten das Totholzangebot auf großer Fläche. Für den Dreizehenspecht bedeutete dies eine verbesserte Konnektivität der Landschaft und damit verbunden verbesserte Dispersionsmöglichkeiten. In den ausgewiesenen Prozessschutzflächen (Bannwälder), die heute die Kernpopulation des Dreizehenspechts beherbergen, wirkten die Stürme als Initialimpuls größerer borkenkäfergesteuerter Zerfallsprozesse, die hier ungehindert ablaufen können. Hohe Arbeitskosten und stetiger Holzpreisverfall zwingt die Forstwirtschaft heute zur Extensivierung. Aussetzende Bewirtschaftung im Privatwald und Flächenaufgabe von Grenzertragsstandorten im öffentlichen Wald (arB – außer regelmäßiger Bewirtschaftung) führen auch außerhalb der Schutzgebiete zur verstärkten und dauerhaften Totholzakkumulation. Durch die personelle Ausdünnung der im forstwirtschaftlichen Bereich Beschäftigten und den gesunkenen Brennholzbedarf verringerte sich in den letzten Jahrzehnten vor allem in schlecht erschlossenen oder kleinparzellierten Waldflächen die Eingriffsfrequenz. Auch die Einstellung vieler Forstwirte hinsichtlich des Totholzes hat sich verändert. Galt früher das Dogma der „sauberen Waldwirtschaft“, die aufgrund hypothetisch drohender Schädlingskalamitäten kein Totholz im Wald erlaubt, wird in der heutigen „naturnahen Waldwirtschaft“ vermehrt versucht, Totholz als Teil des Ökosystems Wald in die Bewirtschaftung zu integrieren und damit auch den Belangen des Biodiversitäts- und Artenschutzes gerecht zu werden.

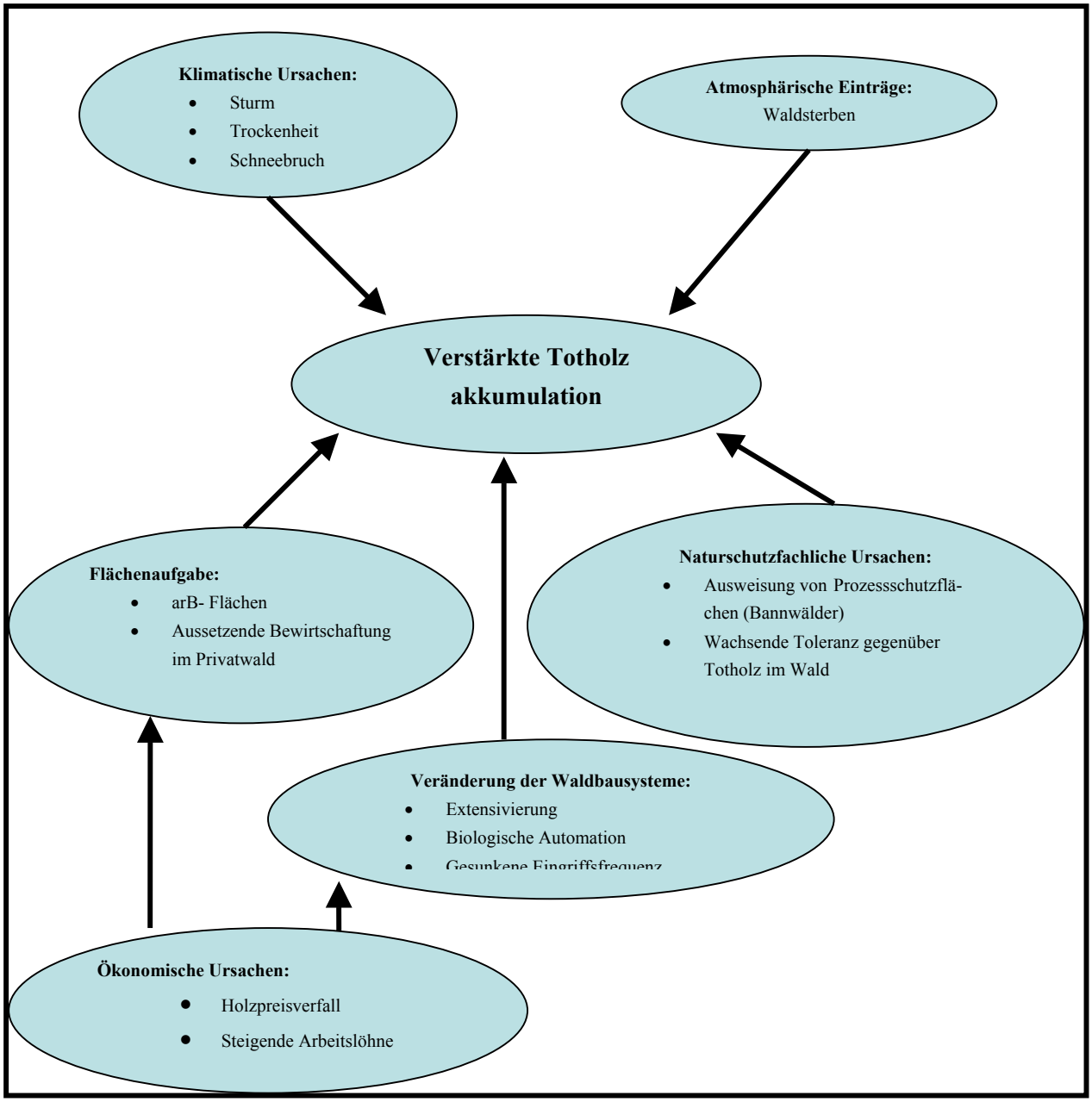

Abb. 2: Ursachen verstärkter Totholzakkumulation im Schwarzwald in den letzten 30 Jahren.

Gefährdung und Schutz

Der Dreizehenspecht wird in der EWG-Vogelschutzrichtlinie (79/7409/EWG) im Anhang I als besonders zu schützende Art und in der Roten Liste Baden- Württemberg als vom Aussterben bedroht aufgeführt. Derzeit zeigt die Population einen positiven Bestandstrend. Die momentan günstigen Habitatbedingungen und die Konnektivität der Landschaft sind jedoch überwiegend durch Zufall (Sturm) entstanden und verschwinden im Zuge der Aufräumarbeiten und „Waldhygienemaßnahmen“ wieder aus der Landschaft. Die Nachlieferung an frischem Totholz in ausreichendem Umfang ist trotz mancher Extensivierungsmaßnahmen und wachsender Toleranz bei den Bewirtschaftern nicht gesichert. Trotz einiger Bannwaldausweisungen in den letzten Jahren reicht deren Anzahl vermutlich nicht aus, eine lebensfähige Population im Schwarzwald zu beherbergen. Grundlegendes Problem beim Habitatmanagement sind die erforderlich

hohen Baummortalitätsraten im Kernrevier des Dreizehenspechts. Dies kann im Fichtenwirtschaftswald, auch wenn im Sinne der „naturnahen Waldwirtschaft“ bewirtschaftet, in der Regel nicht toleriert werden, da das Risiko einer sich möglicherweise entwickelnden Borkenkäferkalamität als nicht tragbar gilt. Aufgrund der momentan sehr kleinen Dreizehenspechtpopulation besteht die Gefahr des Aussterbens allein durch Zufallsprozesse. In Schweden konnte z. B. das Aussterben einer kleinen, isolierten Mittelspechtpopulation *(Dendrocopos medius)* mit ca. 20 Brutpaaren innerhalb weniger Jahre beobachtet werden. Das Aussterben der Art wird auf Zufallsprozesse zurückgeführt (PETTERSON 1985). Ob die Dreizehenspechtpopulation im Schwarzwald selbsttragend ist oder nur durch Zufluss aus den Alpen zu existieren vermag, ist bis heute ungeklärt.

Ob der Dreizehenspecht als Fichtenspezialist überhaupt schutzwürdig ist, wurde mehrfach in Frage gestellt, ist der Schwarzwald von Natur aus doch überwiegend durch Buchen- Tannen- Wälder geprägt. Die Fichte war im Schwarzwald ursprünglich nur auf relativ kleine Sonderstandorte beschränkt. Das heutige Dreizehenspechtvorkommen deckt sich ganz überwiegend mit der vom hpnV- Konzept (heutige potentiell natürliche Vegetation) postulierten Fichtenverbreitung im Schwarzwald (BFN 2004). Der Dreizehenspecht ist als autochthone Tierart im Schwarzwald einzuschätzen. In der frühesten ornithologischen Literatur werden bereits Vorkommen der Art genannt (LANDBECK 1834; KETTNER 1849). Die durch die geregelte Forstwirtschaft begründeten künstlichen Fichtenbestände waren zu dieser Zeit allerdings noch nicht in Altersklassen hineingewachsen, die für den Dreizehenspecht attraktiv sind. Da das Hauptvorkommen des Dreizehenspechts im borealen Bereich liegt, wird die nationale Verantwortung zum Schutz der Art häufig als gering eingestuft. Hierbei sei jedoch angemerkt, dass gerade im borealen Bereich starke Bestandeseinbußen zu verzeichnen sind (JÄRVINEN & VÄISÄNEN 1978; IMBEAU et al 1999; HOYT & HANNON 2002). Zudem ist die extrem kleine Weltpopulation der Unterart *Picoides tridactylus alpinus* von der borealen Nominatform getrennt und befindet sich im evolutiven Prozess der Artbildung. Aus Sicht der nationalen Verantwortung des Schutzes evolutiver Prozesse und Populationen ist *P. t. alpinus* im Schwarzwald daher sogar als prioritär einzustufen. Auch bestimmen gerade die boreal- alpinen Faunen- und Florenelemente die Eigenart des Schwarzwaldes maßgeblich mit. Der große Flächenanspruch und die Anpassung an alte Waldentwicklungsphasen weisen den Dreizehenspecht als ideale „umbrella-species“ für hochmontane, fichtendominierte Wälder aus. Schutzmaßnahmen entfalten damit ihre Wirkung auch für andere Arten. Besonders xylobionte Faunenelemente und an verschiedene Störungsregime angepasste Arten, die durch die moderne Forstwirtschaft stark zurückgedrängt wurden, finden in Dreizehenspechtlebensräumen entsprechende Nischen. Untersuchungen über die Vogelgemeinschaft hochmontaner Fichtenwälder zeigen, dass gerade in den Dreizehenspechtrevieren das Artenset, unter den heutigen Bedingungen, noch komplett ist und von der Entwicklung einer fortschreitenden Artenverarmung im Wirtschaftswald anscheinend entkoppelt ist (STRAUB 2003). Der Datensatz über die Wiederansiedlung des Dreizehenspechts im Schwarzwald ist aufgrund der guten Dokumentation von hohem wissenschaftlichem Wert. Gerade im Hinblick auf die starken Abnahmen im Hauptverbreitungsgebiet lassen sich in Zukunft hieraus möglicherweise Schutzkonzepte entwickeln, um geräumte Areale wiederzubesiedeln, bzw. den Rückgang einzelner Populationen zu stoppen.

Dank

Für die Überlassung zahlreicher Beobachtungen sei den Herren Dr. Volker Dorka, Charly Ebel, Walter Finkbeiner, Dr. Mark Förschler, Arthur Gallmayer, H.-J. Görze, Dr. Frank Hohlfeldt, Dr. Gerrit Müller, Dr. Klaus Ruge, Hans Schonhardt, Bernhard Scherer, August Spitznagel und Thomas Ulrich herzlich gedankt. Die kritische Durchsicht des Manuskripts übernahmen dankenswerter Weise die Herren Thomas Riderer und Prof. Dr. Albert Reif.

Literatur

ANDRIS, K. & H. KAISER (1995): Wiederansiedlung des Dreizehenspechtes *(Picoides tridactylus)* im Südschwarzwald. - Naturschutz südl. Oberrhein 1: 3-10

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (2004): Karte der natürlichen Vegetation Europas: CD-ROM. - Bonn.

DORKA, U. (1996): Erster Brutnachweis des Dreizehenspechts *(Picoides tridactylus)* für den Nordschwarzwald im Bannwaldgebiet Hoher Ochsenkopf nach der Wiederansiedlung der Art- Beobachtungen zur Brut- und Verhaltensbiologie. - Naturschutz südl. Oberrhein 1: 169-175

IMBEAU, L.; J.-P. SAVARD & R. GAGAN (1999) : Comparing bird assemblages in successional black spruce stands orginating from fire and logging. - Can. J. Zool. 77: 1850- 1860

HANEWINKEL, M. (2004): 77 Jahre Kalamitäten im Südschwarzwald – Risikoanalyse mit Hilfe langfristiger Zahlenreihen. (12. September 2005)

http://www.fva-fr.de/aktuelles/kolloquie0405/kolloq_artikel.php?art=041109_m

HÖLZINGER, J. (2001): Die Vögel Baden-Württembergs. Bd. 2.3: Nicht-Singvögel. 3. Pteroclididae (Flughühner) - Picidae (Spechte). - Stuttgart

HOYT, J.S. & S.J. HANNON (2002): Habitat associations of Black-backed and Three-toed Woodpeckers in the boreal forests of Alberta. Can. - J. For. Res. 32: 1881- 1888

JÄRVINEN, O. & R.A. VÄISÄNEN (1978): Long-term population changes of the most abundant south finish forest birds during the past 50 years. - J. Orn. 119: 441- 449

KETTNER, W.F. VON (1843): Beschreibung des badischen Murg- und Oosthales. - Frankfurt a. M.

LANDBECK, C.L. (1834): Systematische Aufzählung der Vögel Württembergs, mit Angaben ihrer Aufenthaltsörter und ihrer Strichzeit. - Stuttgart & Tübingen

PECHACEK, P. & A. KRISTIN (1996): Zur Ernährung und Nahrungsökologie des Dreizehenspechts *Picoides tridactylus* während der Nestlingszeit. - Ornith. Beobachter 93: 259- 266

PETTERSON, B. (1985): Extinction of an isolated population of the Middle-spoted Woodpecker *Dendrocopos medius* (L.) in Sweden and its relation to general theories on Extinction. - Biol. Conserv. 32: 335- 353

STRAUB, F. (2003): Zur Eignung des Dreizehenspechts (*Picoides tridactylus alpinus*) als „umbrella-species“ für die Avizönose hochmontaner Fichtenwälder im Hochschwarzwald: Diplomarbeit. - Freiburg (Forstwissenschaftlichen Fakultät der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg)

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2005	229-230	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Vorhersagemodell über globale Verbreitungsgebiete und Biodiversitäts-Hotspots von Meeressäugern

KRISTIN KASCHNER

Genaue Kenntnisse über die geographischen Verbreitungsgebiete bedrohter Arten sind grundlegende Voraussetzungen für die Entwicklung effektiver Schutzmaßnahmen und damit für den Erhalt globaler Artenvielfalt. Gerade innerhalb mariner Ökosysteme und speziell im Hinblick auf Meeressäuger wird eine erfolgreiche Umsetzung existierender Schutzabkommen, wie zum Beispiel die *Convention of Biological Diversity*, erschwert durch den akuten Mangel an Daten über Vorkommen und relative Wichtigkeit der Lebensräume. Dieser Datenmangel hängt zum einem mit der häufig fast weltweiten Verbreitung und den ausgeprägten Migrationen vieler Meeressäugerarten zusammen. Anderseits wird die Abgrenzung und Untersuchung von Artvorkommen erschwert durch die häufig geringen Bestandsdichten mariner Säuger und die kryptische Lebensweise dieser Artengruppe. Der finanzielle und logistische Aufwand für die Durchführung von Meeressäugersurveys ist, durch die aufgeführten Faktoren bedingt, sehr erheblich. Entsprechend unregelmässig werden solche Suveys in den meisten Regionen durchgeführt und wenn, dann sind sie in ihrer geographisch und temporären Abdeckung nur selten repräsentativ für das gesamte Verbreitungsgebiet einer Art. Da sich die Datenlage auf absehbare Zeit nur langsam verbessern wird, spielt die Entwicklung von Vorhersagemodellen über Artvorkommen für marine Säuger eine besonders wichtige Rolle.

Ich habe im Rahmen meiner Doktorarbeit ein universelles GIS-gestütztes Vorhersagemodell für weltweite Verbreitungsgebiete von marinen Säugern entwickelt und auf die 115 zur Zeit bekannten, im Meer vorkommenden Arten angewandt. Es handelt sich bei diesem Modell um ein sogenanntes ökologisches Nischenmodell, mit dessen Hilfe die relative Eignung des Habitats (*relative environmental suitability* – RES) für eine bestimmte Art vorgesagt wird, basierend auf Kenntnissen über die relative Nutzung verschiedener vorhandener Habitatstypen durch die jeweilige Art (KASCHNER et al. accepted). Konkrete Sichtungsdaten, die eine statistische Analyse der relativen Habitatsnutzung erlauben würden, liegen allerdings für weniger als die Hälfte aller bekannten marinen Säugerarten vor. Die Nischenzuteilung der einzelnen Arten beruhte daher hauptsächlich auf der Auswertung und Synthese vorhandener Informationen über artspezifische Habitatnutzung. Diese wurden im Rahmen einer über 3.000 Publikationen umfassenden Literaturstudie in einer Datenbank standardisiert und erfasst. Die Validerung des Modells erfolgte durch einen Vergleich der Vorhersagen für eine Untergruppe von 12 relativ gut erforschter Arten mit existierenden Sichtungsdatensätzen. Hier konnte ich zeigen, daß die Modell-Ergebnisse statistisch signifikant mit dem tatsächlichen Vorkommen korrelliert sind (KASCHNER et al. accepted).

Die mit Hilfe des von mir entwickelten RES-Modells generierten Karten erlauben eine Visualisierung unseres momentanen Kenntnisstandes über die Verbreitung von marinen Säugern und stellen die ersten quantitativen und erfolgreich getesteten Hypothesen über globale Meeresäugervorkommen dar. Vorhersagen für individuelle Arten sind über www.seaaroundus.org/distribution/search.aspx abrufbar. Zusätzlich werden die generierten Karten in naher Zukunft auch über das OBIS-SEAMAP-Portal der Meersäuger,

-schildkröten und Seevögel (http://seamap.env.duke.edu), -Datenschnittstelle von OBIS (Ocean Biogeographic Information System, www.iobis.org) noch weitere Verbreitung finden.

Mögliche Anwendungen für das RES-Modell sind sehr vielfältig, besonders in Hinblick auf Fragestellungen über die Auswirkungen menschlicher Einflüsse auf marine Ökosysteme auf globaler Ebene. So habe ich im Rahmen meiner am Fisheries Centre der University of British Columbia (www.fisheries.ubc.ca) abgeschlossenen Promotion mit Hilfe des Modells z. B. das weltweit Ausmass der potentiellen Konfikte zwischen Meeresäugern und Fischerei aufgrund von Nahrungskonkurrenz untersucht (KASCHNER 2004; KASCHNER & PAULY 2004). Aktuell beschäftige ich mich, neben der Verbesserung der Methode, mit der Vorhersage und Untersuchung globaler Biodiversitäts-'Hotspots' von marinen Säugerarten. Durch Kombination, bzw. Überlagerung der individuellen Vorhersagen aller Arten konnte ich erstmalig globale Meeressäuger-Biodiversitätskarten erstellen. Die unter verschiedenen Präsenzschwellenwert-szenarien generierten Hypothesen über möglicher Artenvielfalts-Hotspots stellen eine gute Grundlage für die Strategie-Entwicklung bezüglich der geographischen Ausrichtung internationaler Großschutzgebiete für marine Säuger dar. Das Modell sagte Biodiversitäts-Hotspots vornehmlich auf der südlichen Halbkugel voraus, mit besonders hoher Meeressäugerartenvielfalt in neuseeländischen Gewässern und in der unmittelbaren Umgebung der subantarktische Inseln. In der nördlichen Hemisphäre scheinen vor allem die japanischen Gewässer, sowie der kalifornische und mexikanische Golf einen besonderen Artenreichtum aufzuweisen.

Meine Forschungsarbeiten finden in enger internationaler Kollaboration mit deutschen, britischen, kanadischen und US-amerikanischen Wissenschaftlern statt und werden ab 2006 durch FMAP (Future of Marine Animal Populations; http://as01.ucis.dal.ca/fmap/) teilfinanziert. FMAP ist ein Teilprojekt des Census of Marine Life (CoML; http://www.coml.org); einem zehnjährigem internationalem Grossproject mit dem Ziel weltweit marine Biodiversität zu erfassen und anthropogenen Einflüssen auf diese zu untersuchen. Im Rahmen von FMAP plane ich die Ausweitung meiner Untersuchungen über möglichen Auswirkungen des Klimawandels auf Meeressäugerverbreitung und -artenvielfalt.

Die durchgeführten und geplanten Anwendungen der von mir entwickelten Methode können dabei behilflich sein, begrenzt vorhandene Forschungsressoucen möglichst optimal und effizient einzusetzen. Die Methode stellt somit einen Beitrag zur Umsetzung der Artenschutzziele der CBD in marinen Ökosystemen dar.

Literaturverzeichnis

KASCHNER, K. (2004): Modelling and mapping of resource overlap between marine mammals and fisheries on a global scale. - Ph.D., University of British Columbia

KASCHNER, K. & D. PAULY (2004): Competition between marine mammals and fisheries: Food for thought. - Washington (The Humane Society of the United States)

KASCHNER, K.; WATSON, R.; TRITES, A.W. & D. PAULY (accepted) Mapping worldwide distributions of marine mammals using a Relative Environmental Suitability (RES) model. - Marine Ecology Progress Series

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2005	231-238	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Einbeziehung explizit räumlicher Landschaftsstrukturmaße in Habitateignungsanalysen – ein Fallbeispiel für den Rotmilan

AXEL BUSCHMANN

Schlagwörter: ecological-niche factor analysis; landscape metrics; landscape structure diversity; biodiversity; remote sensing

1 Einleitung

Die Erfassung der Eignung einer Landschaft, bestimmten Pflanzen- oder Tierarten als Lebensraum zu dienen, ist Gegenstand von *Habitatpotenzialanalysen*. Hierbei wird die Wahrscheinlichkeit des Auftretens einer Spezies in Abhängigkeit von der Landschaft modelliert. Die Landschafts*komposition* (d. h. Flächenprozente der Landnutzungskategorien) ist in diesem Kontext von großer Bedeutung. Nicht minder wichtig ist jedoch die Landschafts*konfiguration*, welche die räumliche Verteilung der Landschaftselemente und ihre Anordnung zueinander beschreibt. Diese wird in bisherigen Untersuchungen meist nur sehr eingeschränkt berücksichtigt. Die räumliche Struktur ist aber um so bedeutsamer, je geringer die Anzahl potenziell als Habitat nutzbarer Landschaftselemente ist. Oft wird es dann die *räumliche Anordnung* der Landschaftselemente zueinander sein, die entscheidend dafür ist, ob eine Landschaft einer Spezies dauerhaft als Lebensraum dienen kann.

In den vergangenen Jahrzehnten hat sich die *strukturelle Diversität* von Landschaften, speziell in Regionen mit ausgeprägter agrarischer Nutzung, sehr nachhaltig verändert. Moderne Schutzkonzepte wie Biotopverbundsysteme reagieren auf die veränderten strukturellen Eigenschaften der Landschaften und streben Vernetzungen der oftmals isolierten Habitatflächen an.

Verfahren zur Beschreibung der Landschaftsstruktur erfordern objektive quantifizierbare Kenngrößen, um Komposition und Konfiguration einer Landschaft zu erfassen. Landschaftsstrukturmaße (*landscape metrics*) ermöglichen über die Bereitstellung zahlreicher Indices die nachvollziehbare Beschreibung der strukturellen Charakteristika von Landschaften (TRAUB & KLEINN 1997; KLEINN 2000). Aus Fernerkundungsaufzeichnungen lassen sie sich auch für größere Landschaften ermitteln, was speziell bei Tierarten mit großen Aktionsradien (hier der Rotmilan (*Milvus milvus*)) erforderlich ist.

Ein wesentlicher innovativer Aspekt dieser Studie ist, dass der für die Habitatpotenzialanalyse verwendete Variablensatz durch explizit räumliche Strukturkennwerte ergänzt wurde. Neben der Methodenanalyse, welche der Entwicklung eines effizienten Instrumentes für den Artenschutz dient, zielt die Studie auch darauf ab, konkrete Hinweise auf verbesserte Strategien zum Schutz der Rotmilan-Lebensräume abzuleiten.

2 Material

2.1 Untersuchungsgebiet

Die untersuchte Landschaft (ca. 130 km^2) befindet sich im südniedersächsischen Berg- und Hügelland, ca. 20 km östlich der Stadt Göttingen, und umfasst nahezu vollständig das EU-Vogelschutzgebiet „V19 Unteres Eichsfeld“. Sie ist geprägt durch intensive Landwirtschaft mit vorwiegend Getreide- und Hackfruchtanbau auf Ackerschlägen mittlerer bis großer Fläche sowie Grünlandnutzung (s.a. Abb. 1). Waldflächen liegen inselartig in der Offenlandschaft und bilden teilweise auch größere zusammenhängende Flächen, die von Buchenbeständen (Fagus sylvatica) mit eingemischter Eiche (Quercus ssp.) dominiert werden. In geringerem Ausmaß sind auch Fichtenbestände (Picea abies) vorhanden.

Die Höhenlage bewegt sich zwischen 212 und 348 m üNN, das jährliche Temperaturmittel liegt bei 7,8 °C und die durchschnittliche jährliche Niederschlagsmenge bei 680mm.

2.2 Eingangsdatensätze

Geographische Datengrundlage sind Color-Infrarot-Luftbilder (CIR, Befliegung in 05/1993), die zusammen mit der Deutschen Grundkarte 1:5.000 (DGK 5) zur Erstellung eines digitalen Orthophoto-Mosaiks (geometrische Auflösung 1 m, s. Abb. 1) dienten. Mittels objektorientierter Klassifikation wurde eine thematische Landnutzungs-/Landbedeckungskarte aus den Bilddaten erstellt. Zusätzlich kamen ein digitales Geländehöhenmodell (DEM) mit einer Auflösung von 2 m sowie Datensätze des ATKIS (Amtliches Topographisch Kartographisches Informationssystem) zur Straßen-Infrastruktur, Fließgewässern und weiteren Objektklassen zum Einsatz.

Abb. 1: CIR-Orthophoto-Mosaik des Untersuchungsgebietes mit digitalisierten Horstpositionen des Rotmilans.

Die Positionen von 18 Rotmilanhorsten wurden durch Ornithologen im Zeitraum zwischen 1998 und 2002 mittels Feldbeobachtungen erhoben und hier dem digitalen Orthophoto-Mosaik überlagert (s. Abb. 1). Ergänzend zu den Horstpositionen lagen zusätzliche empirische Beobachtungen zu den einzelnen Brutbäumen sowie zur näheren Nestumgebung mit ihren topographischen Eigenschaften und etwaigen Besonderheiten vor.

3 Methoden

3.1 Landschaftsstrukturmaße (landscape metrics)

Landscape metrics werden als Indices aus verschiedensten messbaren, raumbezogenen Attributen von Landschaftselementen (*Patches*) berechnet (vgl. BLASCHKE 2000; MCGARIGAL et al. 2002). Sie liefern damit objektive quantitative Kennzahlen zur Landschaftskonfiguration. Hierbei können die Maßzahlen sowohl bezogen auf die einzelnen Landschaftselemente, wie auch für alle Patches einer (Landnutzungs-) Klasse oder für sämtliche Elemente der Landschaft ermittelt werden (für einen Überblick zum Thema siehe z. B. GUSTAFSON 1998). Es wird vermutet, dass sich mit Hilfe der Strukturindices Präferenzen des Rotmilans für bestimmte räumliche Ausprägungen der Einzelelemente sowie für spezielle Anordnungen der Patches zueinander bestimmen lassen. Auch trägt die *objektbezogene* Auswertungsperspektive im Rahmen der Strukturanalysen dazu bei, die „Wahrnehmung der Umwelt durch den Rotmilan“ besser widerzuspiegeln als rasterbezogene Analyseansätze. Software für die Analyse räumlicher Muster ist verfügbar; hier kam FRAGSTATS Version 3 (MCGARIGAL et al. 2002) zum Einsatz.

3.2 Ecological-Niche Factor Analysis (ENFA)

Für die Habitateignungsmodellierung wurde der empirische Ansatz der Ecological-Niche Factor Analysis (ENFA) verwendet. Dieses multivariate statistische Verfahren zielt darauf ab, die ökologische Nische einer Spezies vor dem Hintergrund eines konkreten Referenzdatensatzes präzise zu definieren (HIRZEL et al. 2002a). Das Grundprinzip der ENFA liegt darin, dass Werte ökogeographischer Variablen (EGV) für Präsenzpositionen der Spezies mit den entsprechenden Mittelwerten der EGV über die gesamte Landschaft verglichen werden (globales Set, s. a. Abb. 2). Die Landschaftskarte wird hierfür gerastert und die Ausprägungen der EGV für sämtliche Zellen bestimmt. Hierbei beschreiben die unabhängigen EGV die Zelleneigenschaften (topographisch, ökologisch etc.), und die Präsenzdaten der Spezies repräsentieren die abhängige Variable (HIRZEL et al. 2002a).

Die ENFA basiert auf zwei fundamentalen Annahmen, dass nämlich jede Art eine *spezifische Marginalität* und eine *charakteristische Spezialisierung* aufweist. Der Begriff Marginalität drückt aus, dass die Mittelwerte der EGV für die Präsenzzellen der Spezies (μ_S) sich vom jeweiligen globalen Mittelwert für die entsprechende EGV (μ_G) unterscheiden (HIRZEL et al. 2002a, s. Abb. 2 links). Sie lässt sich graphisch als Abstand dieser Mittelwerte im multidimensionalen Merkmalsraum, der durch die verschiedenen EGV aufgespannt wird, interpretieren (s. Abb. 2 rechts für einen dreidimensionalen Merkmalsraum). Die Annahme der Spezialisierung sagt aus, dass die Varianzen der EGV, über die Präsenzzellen der Spezies ermittelt, geringer sein werden als für das globale Set an Zellen.

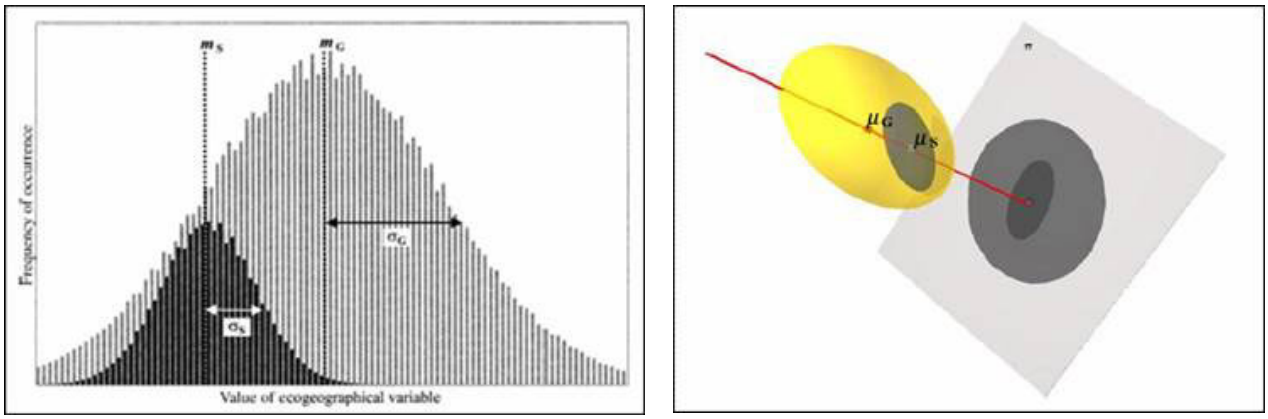

Abb. 2: (nach HIRZEL et al. 2002a): Definition der ökologischen Nische einer Art. Links: Vergleich der Verteilung von Variablenwerten einer EGV im globalen Set der Landschaftszellen (graue Balken) und an Präsenzpositionen (Nester) der untersuchten Spezies (schwarze Balken). Rechts: Geometrische Interpretation der ENFA; Landschaftszellen werden in einem mehrdimensionalen Merkmalsraum repräsentiert. Die gelbe Punktwolke steht für das globale Set an Zellen, der graue Ballon für dasjenige Subset an Zellen, in welchem die Spezies beobachtet wurde (Präsenzzellen), mit μ_G und μ_S als den entsprechenden Mittelwerten der Verteilungen.

Die ENFA ist auf die Identifizierung derjenigen EGV ausgerichtet, die am stärksten zur Charakterisierung der ökologischen Nische der untersuchten Art beitragen. Die Faktorenanalyse reduziert die relativ große Zahl an ursprünglichen EGV auf eine geringere Anzahl an Faktoren. Der erste Faktor wird dabei so gewählt, dass er sämtliche Marginalität der Spezies „erklärt“, während die nachfolgenden Faktoren die Information zur Spezialisierung der Art maximieren (HIRZEL et al. 2002a). Von entscheidender Bedeutung ist die Interpretation der abgeleiteten Faktoren, deren ökologischer Bedeutungsgehalt oftmals nicht ohne weiteres erkannt werden kann. Zu diesem Zweck werden die Beiträge der ursprünglichen EGV an den Faktoren (Faktorladungen) untersucht. Basierend auf den Ergebnissen der ENFA wird eine *Habitat-Eignungskarte* erstellt, welche für jede Landschaftszelle einen Wahrscheinlichkeitswert für das Vorkommen der Spezies angibt.

Bisherige Anwendungen des sehr neuen Ansatzes der ENFA finden sich z. B. bei PATTHEY 2003; DETTKI et al. 2003; BROTONS et al. 2004; ZIMMERMANN 2004.

4 Habitatpotenzialanalyse mit der ENFA am Beispiel des Rotmilans

4.1 Identifikation relevanter EGV

Die Bestimmung potenziell bedeutsamer Variablen für die Nisthabitatwahl des Rotmilans erfolgte auf der Grundlage verschiedener Informationsquellen. Zum einen wurden aus Experteninterviews und Literaturstudium wichtige Rückschlüsse auf Präferenzen und Meidungsverhalten des Greifvogels bezüglich der Eigenschaften seines näheren Nestumfeldes wie auch der umliegenden, als Jagdrevier genutzten, Offenlandschaft gezogen. Des Weiteren konnten vor allem aus GIS gestützten Nestumgebungsanalysen wichtige Hinweise auf das Vorkommen sowie die räumliche Lage von Landschaftselementen unterschiedlicher Nutzungsklassen im direkten und erweiterten Horstumfeld gewonnen werden.

Insgesamt wurden 30 potenziell bedeutsame EGV (s. Tab. 1) über eine Kombination aus GIS-Auswertungen und Analysen der Landschaftsstruktur auf Basis der zuvor erstellten Landnutzungskarte sowie des digitalen Geländehöhenmodells ermittelt.

Tab. 1: Übersicht der als potenziell bedeutsam identifizierten EGV

Topographische Maße	**Landscape Metrics**
Höhenlage [m ü.NN.]	Shape-Index
Hangneigung [%]	Contiguity-Index
Hangrichtung [°]	Fractal Dimension-Index
	Edge Contrast-Index
Distanzmaße	Area-Index [m^2]
Distanz zu Fließgewässer [m]	Perimeter-Index [m]
Distanz zu Stillgewässer [m]	
Distanz zu Gemüseacker [m]	**Umgebungsmaße**
Distanz zu Kartoffelacker [m]	Flächensumme Mais [Anzahl Zellen im Radius 400m]
Distanz zu Maisfeld [m]	Flächensumme Zuckerrübe [Anzahl Zellen im Radius 400m]
Distanz zu Zuckerrübenfeld [m]	Flächensumme Grünland [Anzahl Zellen im Radius 400m]
Distanz zu Grünland [m]	Flächensumme Straße [Anzahl Zellen im Radius 400m]
Distanz zu Getreide-/Rapsfeld [m]	Flächensumme Siedlung [Anzahl Zellen im Radius 400m]
Distanz zur Waldrandzone [m]	
Distanz zu Siedlung [m]	**Kombinierte Maße**
Distanz zu Straße [m]	Distanz [m] zu Zuckerrüben-Patches ≥ 0,2ha und Edge Contrast-Index ≥ 60
Distanz zu (Feld-)Weg [m]	Distanz [m] zu Mais-Patches ≥ 0,2ha und Edge Contrast-Index ≥ 60
Distanz zu Abfalldeponie [m]	Distanz [m] zu Grünland-Patches ≥ 0,2ha und Edge Contrast-Index ≥ 60

Es wurden digitale Karten des Untersuchungsgebietes produziert, die jeweils Informationen zu einer EGV (z. B. Layer `Distanz zu Fließgewässer´, Layer `Edge Contrast´) enthielten. Für jede Rasterzelle (Größe 2x2 m) der Landschaft wurden die ausgewählten EGV bestimmt und in separaten Daten-Layern gespeichert. Zwölf weitgehend unkorrelierte EGV fanden schließlich Eingang in die ENFA. Eine Arbeitskarte mit den kartierten Positionen der Rotmilan-Horste wurde ebenfalls in die Biomapper-Software importiert. Die ENFA errechnet dann eine Scores-Matrix mit den Koeffizienten der abgeleiteten Faktoren, die Kennwerte der Marginalität und Spezialisierung für die untersuchte Art sowie als graphisches Endprodukt und wichtige Planungshilfe eine Habitateignungskarte der Landschaft.

4.2 Ökologische Interpretation der abgeleiteten Faktoren

Über die Ermittlung der Beiträge der ursprünglichen EGV an den im Rahmen der ENFA abgeleiteten Faktoren (Faktorladungen) lässt sich die ökologische Bedeutung der einzelnen EGV für den Rotmilan interpretieren. Diesem Zweck dient die sogenannte Scores-Matrix (s. Tab. 2), in welcher hier die wichtigsten drei Faktoren mit ihren zugehörigen Koeffizienten aufgeführt sind. Durch die Faktorenanalyse lässt sich die in den vormals 12 Eingangs-Datensätzen enthaltene Varianz auf wenige unkorrelierte Faktoren bündeln. Allein Faktor 1 erklärt 92,5 % der im Gesamtdatensatz enthaltenen Varianz. Im Fall der ENFA bedeutet dies, dass sämtliche Marginalität der Spezies sowie 92,5 % ihrer Spezialisierung durch diesen Faktor erklärt wird. Die folgenden zwei Faktoren tragen mit 4,4 bzw. 0,9 % bereits deutlich weniger zur Erklärung bei (weswegen auf sie und die weiteren 9 Faktoren an dieser Stelle nicht näher eingegangen wird). Die Koeffizienten der Faktoren zeigen, nach ihrer Einflussstärke geordnet, die ökologische Bedeutung der EGV für den Rotmilan an.

Tab. 2: Scores-Matrix mit Koeffizienten der ersten drei Faktoren.

Faktor 1 (92,5%)	Faktor 2 (4,4%)	Faktor 3 (0,9%)
Fractal Dimension (0,649)	Distanz zu Zuckerrüben-Patch* (0,512)	Distanz zu Mais-Patch* (0,846)
Distanz zum Waldrand (-0,530)	Distanz zum Waldrand (-0,431)	Hangneigung (-0,287)
Edge Contrast (-0,302)	Distanz zum Grünland (0,427)	Höhenlage (0,246)
Distanz zu Mais-Patch* (-0,277)	Edge Contrast (0,341)	Distanz zum Grünland (-0,227)
Distanz zum Grünland (-0,207)	Höhenlage (-0,281)	Fractal Dimension (0,162)
Distanz zu Zuckerrüben-Patch* (-0,143)	Hangneigung (0,277)	Distanz zu Zuckerrüben-Patch* (-0,153)
Hangneigung (0,134)	Distanz zu Siedlung (-0,249)	Distanz zum Waldrand (-0,097)
Distanz zu (Feld-)Weg (-0,126)	Summe Maisflächen** (0,121)	Distanz zu Siedlung (-0,096)
Distanz zu Siedlung (-0,121)	Distanz zu Mais-Patch* (0,104)	Edge Contrast (-0,093)
Summe Maisflächen** (0,087)	Distanz zu (Feld-)Weg (0,090)	Distanz zu (Feld-)Weg (0,079)
Distanz zu Straße (-0,086)	Distanz zu Straße (-0,046)	Summe Maisflächen** (0,075)
Höhenlage (0,052)	Fractal Dimension (0,014)	Distanz zu Straße (0,023)

* Patches mit Mindestgröße 0,2ha und Edge Contrast ≥ 60

** Anzahl Zellen im Radius von 400m

Die Liste der einflussstärksten EGV für Faktor 1 (Marginalitätsfaktor) wird vom Strukturmaß `Fractal Dimension´ sowie der `Distanz zum Waldrand´ angeführt. Letztere zeigt mit einem hohen Wert von 0,530 der auf den Bereich von 0..1 standardisierten Koeffizienten den sehr starken Einfluss dieser Variable auf den Rotmilan an. Das negative Vorzeichen besagt zudem, dass der Rotmilan geringe Ausprägungen dieser Variable präferiert, d. h. nahe bzw. möglichst innerhalb der Waldrandzone, die in dieser Untersuchung mit 100m Breite angesetzt wurde, seinen Brutplatz einrichtet. Dieses Resultat wird über die Beobachtungen im Feld eindeutig bestätigt. Die präferierte hohe Fraktalität (hoher positiver Koeffizient) der vom Rotmilan für den Nestbau genutzten Landschaftselemente unterstützt das Argument der Vorliebe für Waldrandbereiche, welche oftmals sehr unregelmäßige Grenzlinien zeigen. Allerdings muss dieser Aspekt im weiteren Verlauf der Untersuchungen eingehend geprüft werden, da die Form der Landschaftselemente, wie sie durch Segmentierungsparameter im Zuge der Landnutzungsklassifikation bestimmt wird, von großem Einfluss sein dürfte! Als weitere wichtige EGV zeigen sich der `Edge Contrast´ sowie die präferierten geringen Distanzen zu Maisflächen bestimmter raumbezogener Eigenschaften, Grünland und Zuckerrübenäckern, die sämtlich als wichtige Jagdhabitate des Rotmilans gelten. Auch die Bevorzugung leichter Hanglagen (die das Einfliegen in den Horst erleichtern), wie durch die ENFA ermittelt, wurde durch Ornithologen bestätigt.

Die berechnete Marginalität zeigt mit einem Wert von 0,852 an, dass der Rotmilan besondere Habitatanforderungen aufweist. Der Spezialisierungswert von 9,540 verdeutlicht, dass die Spezies weiterhin sehr stark an diese Bedingungen gebunden ist.

4.3 Habitatpotenzialkarte

Die Habitatpotenzialkarte (Abb. 3) bildet den graphischen Output der ENFA. Sie klassifiziert das Untersuchungsgebiet auf einer Skala von 0 bis 100, wobei Werte ab 50 (hier rot) bis zum Wert 100 (hier weiß) eine stetig steigende Bruthabitateignung symbolisieren. Deutlich zeigt sich der Einfluss der bereits in der Scores-Matrix als sehr bedeutsam erkannten EGV `Distanz zum Waldrand´. Nahezu sämtliche Bereiche hohen bis sehr hohen Habitatpotenzials fallen in Waldrandzonen, wobei diese jedoch in sich deutliche Variationen aufweisen, welche durch den Einfluss der weiteren als bedeutsam eingestuften EGV zu erklären sind. Im Vergleich mit den Positionen der im Feld kartierten Rotmilanhorste (s. Abb. 1) zeigt sich,

dass sämtlichen dieser Bereiche im Rahmen der Habitateignungsanalyse ein hohes Potenzial zugewiesen wurde.

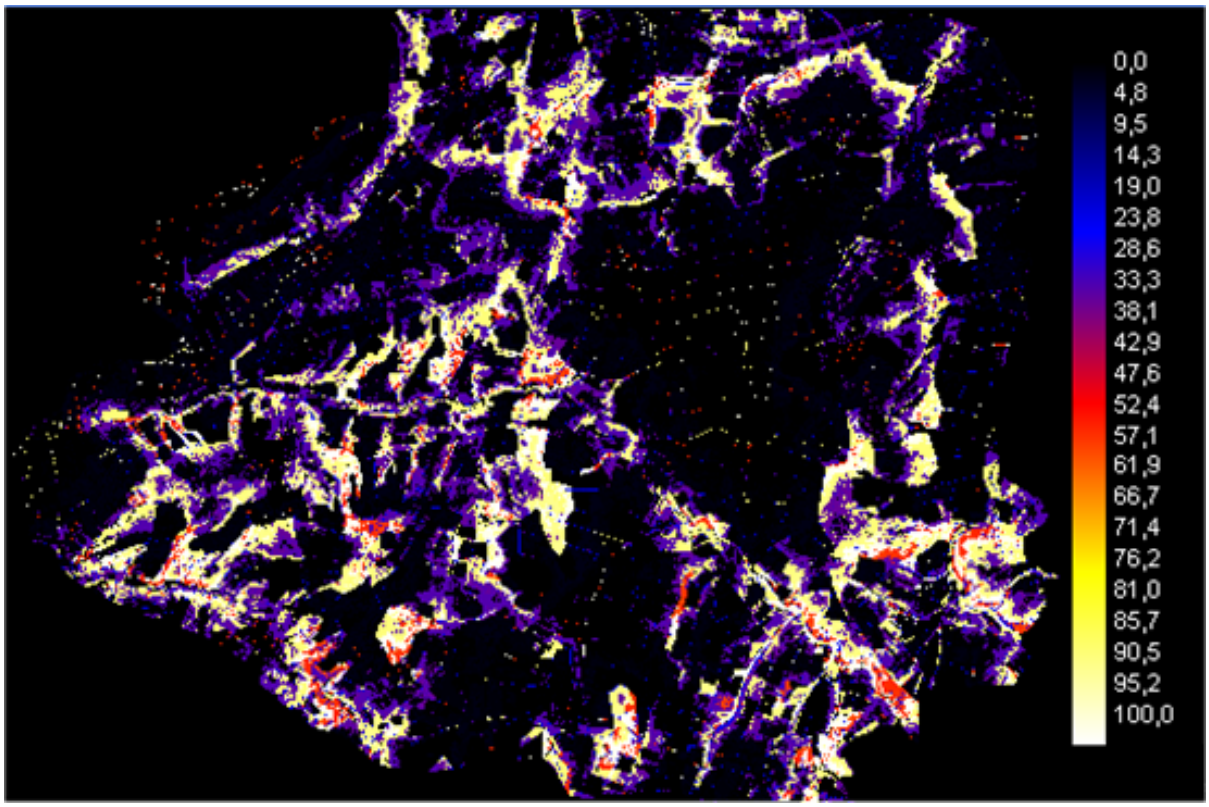

Abb. 3: Habitatpotenzialkarte des Untersuchungsgebietes.

5 Zusammenfassung

Mittels des empirischen multivariaten Modellierungsansatzes der Ecological-Niche Factor Analysis (ENFA) wird in einem noch laufenden Forschungsprojekt das Bruthabitatpotenzial einer Landschaft für den Greifvogel Rotmilan untersucht. 30 ökogeographische Variablen (EGV) wurden in der Faktorenanalyse auf ihre Bedeutung für die Nistplatzwahl geprüft. Hierbei kamen neben Variablen der Landschaftskomposition und solchen mit topographischem Bezug auch explizit räumliche Strukturmaße zum Einsatz. Erste Resultate verdeutlichen die Eignung der ENFA zur Erkennung der Habitatansprüche des Rotmilans und bestätigen die Bedeutung der Landschaftsstruktur, deren EGV in den bisher durchgeführten Analysen mit Hilfe der ENFA als sehr wichtig eingestuft wurden. Viel versprechend erscheint speziell auch die Zusammenfassung von Struktur-Indices mit weiteren Variablen zu kombinierten EGV, um Aspekte der Landschaftszusammensetzung sowie solche der räumlichen Ausformung und Anordnung der Landschaftselemente gekoppelt in die Habitatanalyse einbeziehen zu können. Damit wird ein direkter Link zwischen Aspekten der Landschaftsstruktur-Diversität und der Arten-Diversität erstellt.

6 Literatur

BLASCHKE, T. (2000): Landscape metrics: Konzepte eines jungen Ansatzes der Landschaftsökologie und Anwendungen in Naturschutz und Landschaftsforschung. - Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 39.

BROTONS, L.; THUILLER, W.; ARAUJO, M.B. & A.H. HIRZEL (2004): Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. - Ecography 27: 437-448.

DETTKI, H.; LÖFSTRAND, R. & L. EDENIUS (2003): Modelling habitat suitability for moose in coastal Northern Sweden: empirical vs. process-oriented approaches. - Ambio 33(8): 548-555.

GUSTAFSON, E.J. (1998): Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? - Ecosystems 1: 143-156.

HIRZEL, A.H.; HAUSSER, J.; CHESSEL, D. & N. PERRIN (2002a): Ecological-niche factor analysis: How to compute habitat-suitability maps without absence data? - Ecology 83: 2027-2036.

HIRZEL, A.H.; HAUSSER, J. & N. PERRIN (2002b): Biomapper 3.1. - Lausanne (Lab. for Conservation Biology). URL: http://www.unil.ch/biomapper.

KLEINN C. (2000): Estimating metrics of forest spatial pattern from large area forest inventory cluster samples. - Forest Science 46(4): 548-557.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.A.; NEEL, S.C. & E. ENE (2002): FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html.

PATTHEY, P. (2003): Habitat and corridor selection of an expanding Red Deer (Cervus elaphus) population. PhD thesis. - Lausanne (Institute of Ecology, University of Lausanne).

TRAUB B. & C KLEINN. (1999): Zur Erfassung von Flächenfragmentierung und struktureller Diversität. - Forstw. Cbl. 118: 39-50.

ZIMMERMANN, F. (2004): Conservation of the Eurasian Lynx (Lynx lynx) in a fragmented landscape - habitat models, dispersal and potential distribution. PhD thesis. - Lausanne (University of Lausanne)

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2005	239-243	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Freilanduntersuchungen als Basis für ein Arten- und Lebensraummanagement des Utila-Schwarzleguans (*Ctenosaura bakeri* STEJNEGER 1901)

ALEXANDER GUTSCHE

Schlagwörter: *Ctenosaura bakeri; Iguanidae Utila; Islas de la Bahia; Honduras; Lebensraum; Populationsbiologie; Nahrung; Gefährdung; Erhaltungsmaßnahmen*

1 Einleitung

Ctenosaura bakeri gehört zur Gruppe der Großleguane (Iguanidae) und ist endemisch auf der Isla de Utila (Honduras). Großleguane vertreten nur ca. 60 Arten der über 3000 Echsen-Arten, repräsentieren aber dreiviertel aller als „critically endangered" klassifizierten Echsen (ALBERTS et al. 2004). *C. bakeri* galt bis Anfang der 1990er Jahre als möglicherweise ausgestorben (DE QUEIROZ 1990) und wurde erst 1994 wiederentdeckt. Erste Untersuchungen ergaben eine bedrohliche Bestandssituation; anthropogene Einflüsse ließen einen drastischen Bestandsrückgang innerhalb weniger Jahre befürchten (KÖHLER 1995). Zur Entwicklung gezielter Erhaltungsmaßnahmen wurde eine mehrjährige Freilandstudie zur Populations- und Nahrungsökologie des Utila-Schwarzleguans durchgeführt. Die Studie ist eingegliedert in das Schutzprojekt „Utila-Leguan", einer Kooperation der Zoologischen Gesellschaft Frankfurt (ZGF) und der Senckenbergischen Naturforschenden Gesellschaft (SNG) gemeinsam mit dem honduranischen Umweltministerium (COHDEFOR).

2 Material und Methoden

Freilanduntersuchungen fanden zwischen 1999 und 2003 über einen Zeitraum von 27 Monaten statt. Die Lebensräume von *C. bakeri* wurden mittels CAD-gestützter Luftbildanalyse und Geländedaten kartiert und in ihnen biotische und abiotische Faktoren erfasst. Zur Evaluation der Bestandssituation erfolgten eine Fang-Wiederfang-Studie in drei Gebieten (je ca. 1 ha) und eine statistisch abgesicherte Populationsgrößenschätzung (Programm „Mark / Capture"). Der Reproduktionszyklus wurde über Beobachtung (ca. 800 h) von Hochsitzen und bei Kontrollgängen erfasst. Referenzwerte für den Reproduktionserfolg kamen von gefangenen trächtigen Weibchen (n = 87) – Ablage und Inkubation der Eier erfolgten auf der lokalen Forschungsstation – und von im Freiland markierten Gelegen (n = 22). Für nahrungsökologische Untersuchungen wurden Nahrungs- (n = 670) und Kotproben (n = 364) aus verschiedenen Gebieten und Jahreszeiten gesammelt. Der Probenaufschluss erfolgte mittels mikroskopischer Kotprobenanalyse sowie chemischer Analyse der Mineral-, Nährstoff- und Fasergehalte.

3 Ergebnisse

3.1 Lebensräume und -kriterien

C. bakeri ist ein Habitatspezialist, der ausschließlich die Mangrovensümpfe Utilas besiedelt. Das Verbreitungsgebiet (Abb. 1), bestehend aus drei Einzelflächen mit einer Gesamtgröße von 1091 ha, ist das klein-

ste der Gattung *Ctenosaura* und eines der kleinsten der Iguanidae (ALBERTS et al. 2004; KÖHLER 2002). Zur Eiablage nutzen die Weibchen sonnenexponierte, sandige Küstenbereiche (Abb. 1) mit einer Gesamtfläche von 109 ha. Die Habitatkriterien in der Mangrove – dynamische Wasserstände, moderate Temperaturen (Jahresmittel 26 °C), hohe rel. Feuchte (50–100 %) – sind völlig verschieden vom Habitat anderer *Ctenosaura*-Arten (sonnenexponierte Trockengebiete), wo z. B. Temperaturen von 40 °C regulär sind (KÖHLER 2002). *C. bakeri* nimmt diesbezüglich eine ökologische Sonderstellung ein. Aufgrund des kleinflächigen und speziellen Verbreitungsgebietes, wurde *C. bakeri* 2004 in die IUCN-Kategorie „critically endangered" aufgenommen (ZOERNER & KÖHLER 2004).

3.2 Nahrungsökologie

Abweichend von allen *Ctenosaura*-Arten, die fast rein herbivor sind, ist *C. bakeri* omnivor; der Kot bestand aus Mangroventeilen (69 % Trockensubstanz), Krabben (4,4 % TS), Insekten und Spinnen (0,8 % TS). *C. bakeri* ist, soweit bekannt (ALBERTS et al. 2004, BURGHARDT & RAND 1982), das einzige sich vorwiegend von Mangroven ernährende Reptil. Der Proteingehalt der Mangroven war defizitär (4,7-10,4 % TS) verglichen mit Nährpflanzen anderer Großleguane (11,1-31,5 % TS; VAN MARKEN LICHTENBELT 1992, WIKELSKI et al. 1993). Krabben sind der wichtigste Proteinlieferant (32,7 % TS) und deren Vorhandensein ist offensichtlich essentiell für das Überleben von *C. bakeri* in der Mangrove.

3.3 Bestandssituation

Die folgenden Daten betreffen vorrangig adulte Tiere (≥ 150 mm Kopf-Rumpf-Länge). Wenn relevant, wurden subadulte Tiere einbezogen; diese waren aber schwieriger zu fangen und zu markieren. In den Untersuchungsgebieten wurden per Fang folgende Populationsdichten ermittelt: Blue Bayou 24, Big Bight Pond 39, Iron Bound 103 Tiere/ha. Die einzelnen Populationsdichten korrelierten mit den lokalen Häufigkeiten von Wohnhöhlen. Das Verhalten von *C. bakeri* bestätigt die Bedeutung der Höhlen als limitierte Ressource; Wohnhöhlen wurden mehrjährig bewohnt, ganzjährig als Territorium betrachtet und aggressiv verteidigt. Höhlen traten meist in Schwarzmangroven (*Avicennia germinans*) auf, vorrangig in dadurch wertvollen Altbaumbeständen. Die tatsächlichen Populationsdichten lagen höher als per Fang ermittelt. Die Fangzahlen vs. statistischer Bestandsschätzung ergaben für adulte Tiere: 20 vs. 35, 38 vs. 44, 67 vs. 78 Tiere/ha. Auf diesen Werten basierend ergab die Kalkulation für das Gesamtareal 21 820–73 097 bzw. 38 185–85 098 adulte Tiere. Dieser Befund war erstaunlich positiv verglichen mit früheren Annahmen von insgesamt nur einigen hundert Exemplaren (KÖHLER 1995). Der Anteil Subadulter lag zwischen 5 und 37,4 %, Beobachtungen ergaben jedoch bis zu 20 Subadulte/1000 m^2, ein etwa 3-fach höherer Anteil, und keine auffallende Verschiebung der Altersstruktur. Das Geschlechterverhältnis ♂♂ : ♀♀ lag insgesamt bei 1 : 1,2 und ist typisch für polygame Paarungssysteme vieler Großleguane.

3.4 Reproduktionsfähigkeit

Die Reproduktion von *C. bakeri* fand einmal jährlich in der Trockenzeit statt. Nur in dieser Zeit und nur auf den präferierten Eiablageflächen sind die für einen erfolgreichen Schlupf nötigen Kriterien, wie Bodentemperatur (ca. 30 °C) und -feuchte (ca. – 480 kPa) gegeben. Der Anteil adulter Weibchen > 2,5 Jahre mit signifikant höheren Gelegegrößen war positiv und lag in den Ablagegebieten bei 72,4 % und in den Untersuchungsgebieten bei 61,8 %. Die Gelegegröße (5-16) war gering, die Schlupfrate (92,4 %) jedoch

hoch verglichen mit anderen Großleguanen (3–50 %; z. B. BOCK & RAND 1989). Auf diesen Werten basierend, ergab die Kalkulation der Natalität („Geburtenziffer") je nach Gebiet einen hohen „reproduktiven Ausstoß" von 80–346 Schlüpflingen pro ha Lebensraum.

3.5 Bestandsgefährdende Faktoren

Natürliche Gefährdungsfaktoren können für geografisch begrenzte Arten wie *C. bakeri* bedeutsam sein. Prädationsdruck und Parasitenbefall erwiesen sich jedoch als geringfügig und nicht bestandsbedrohend. Akut bestandsbedrohend sind anthropogene Gefährdungen (Abb. 1), z. B. Habitatverlust durch progressiven Siedlungsbau (Big Bight Pond: ca. 15 ha von 1999 bis 2003). Besonders kritisch ist die Erschließung der Küstenbereiche und der damit einhergehende Verlust von Eiablageflächen. Der Jagddruck ist aufgrund eines effizienteren Jagdverbotes abnehmend.

4 Schlussfolgerungen für Erhaltungsmaßnahmen

Die Studie zeigte, dass der Bestand von *C. bakeri* vital und bezüglich der Populationsgröße und -struktur nicht bedroht war. Erhaltungsmaßnahmen sollten sich daher primär gegen anthropogen bedingte Habitatverluste richten. Im Rahmen eines Entwicklungsplanes für Utila (CLAUSS & WILD 2001) wurden von uns Vorschläge für ein Schutzgebiet-Verbundsystem erarbeitet. Angesichts des exklusiven und kleinflächigen Lebensraums von *C. bakeri*, wurde die Unterschutzstellung nahezu aller Mangroven-flächen als Teil einer potenziellen Kernzone empfohlen (Abb. 1). Positive Reaktionen auf das Projekt und Mitarbeit kamen von lokalen Naturschutz- und Entwicklungsorganisationen (BICA, DIBIO, PMAIB) sowie der Kommunalverwaltung, da hier auch Potenziale für Ökotourismus gesehen wurden. Problematisch bei der Umsetzung sind offene Besitzverhältnisse auf Utila und divergierende Interessen. Wesentlich ist der Erhalt der Eiablageflächen. Die Unterschutzstellung von Strandabschnitten ist jedoch schwierig, die diese im Privatbesitz meist ausländischer Investoren sind. Alternativ dazu wurden Eigentümer und Bewohner angehalten, Hunde und Katzen während der Eiablage nicht freilaufen zu lassen, Störungen zu vermeiden und die Eiablageplätze offen zuhalten. Als mittelbare Schutzmaßnahme wurde ein mit Exkursionen praxisnah ausgerichteter Umweltunterricht an den lokalen Schulen erfolgreich etabliert und mittlerweile von einheimischen Mitarbeitern übernommen.

5 Danksagung

Ich möchte mich bei ZGF, SNG und COHDEFOR für die Unterstützung bei der Durchführung des Projektes bedanken. Ebenso bei allen beteiligten Freunden, Wissenschaftlern und Feldassistenten. Die Studie wurde finanziell gefördert durch DAAD, NaFöG und Isler-Stiftung.

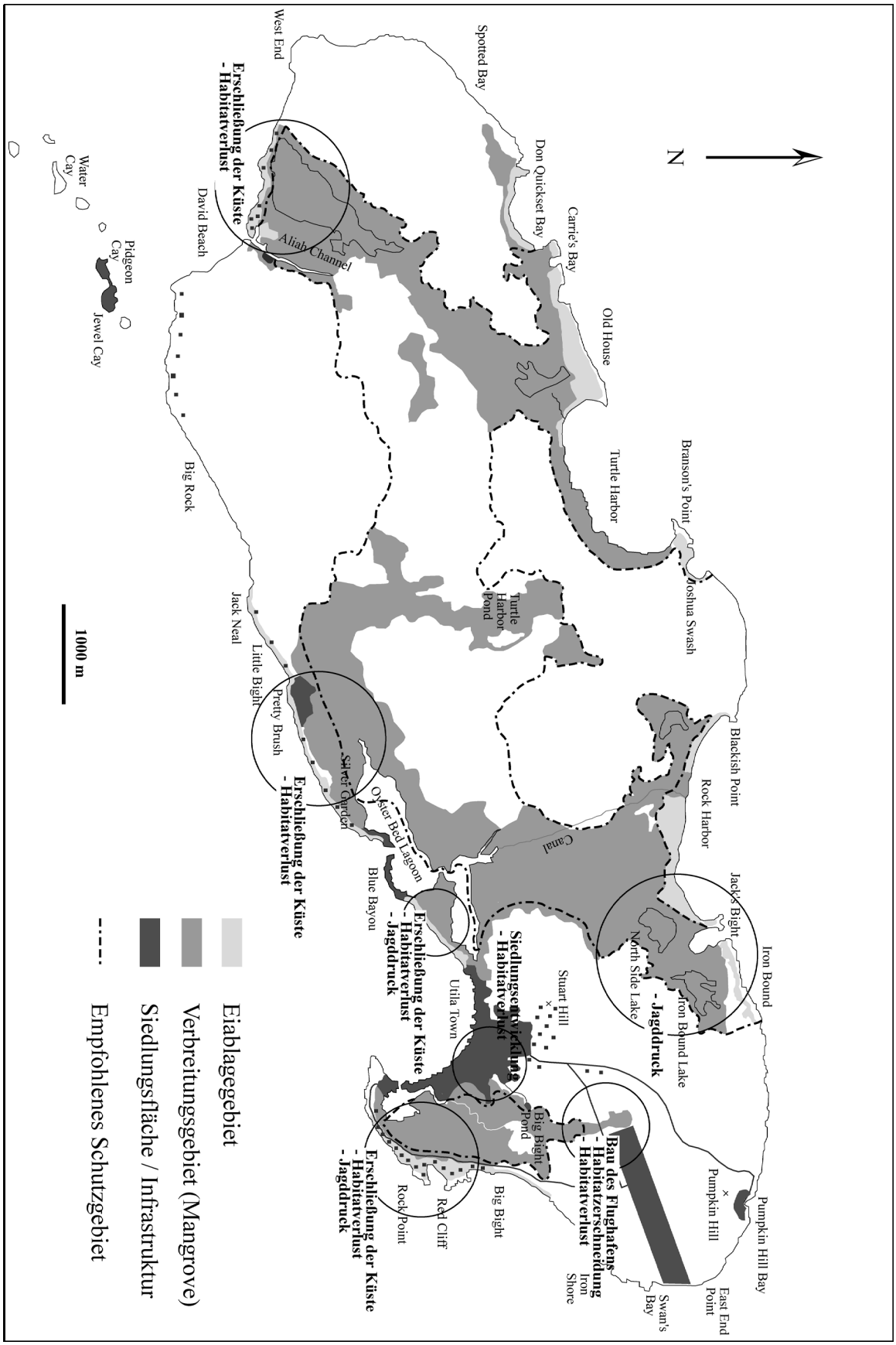

Abb. 1: Lebensräume von *Ctenosaura bakeri*, Bereiche anthropogener Gefährdungen und empfohlene Schutzgebiete (unter Verwendung von Daten aus CLAUSS & WILD 2001).

Literaturverzeichnis

ALBERTS, A.C.; CARTER, R.L.; HAYES, W.K. & E.P. MARTINS (2004): Iguanas: Biology and Conservation. - Berkeley (University of California Press)

BOCK, B.C. & A.S. RAND (1989): Factors influencing nesting synchrony and hatching success at a Green Iguana nesting aggregation in Panama. - Copeia 1989: 978-986

BURGHARDT, G.M. & A.S. RAND (1982): Iguanas of the world: their behaviour, ecology, and conservation. - Park Ridge, New Jersey (Noyes Publications)

CLAUSS, S. & C. WILD (2001): Ecotourism – chances and risks for a sustainable development of small Caribbean islands: The case study of Utila Island. - Abstract to poster presentation. www.world-tourism.org/sustainable/IYE/Regional_Activities/Seychelles/Honduras-Clauss-Wild.htm.

DE QUEIROZ, K. (1990): *Ctenosaura bakeri* Stejneger – Utila Island spiny-tailed iguana. - Cat. Amph. Rept. 465: 1-2

KÖHLER, G. (1995): Freilanduntersuchungen zur Morphologie und Ökologie von *Ctenosaura bakeri* und *C. oedirhina* auf den Islas de la Bahia, Honduras, mit Bemerkungen zur Schutzproblematik. - Salamandra 31: 93-106

KÖHLER, G. (2002): Schwarzleguane. Lebensweise - Pflege - Zucht. - Offenbach (Herpeton Verlag)

VAN MARKEN LICHTENBELT, W.D. (1993): Optimal foraging of a herbivorous lizard, the Green Iguana in a seasonal environment. - Oecologia 95: 246-265

WIKELSKI, M.; GALL, B. & F. TRILLMICH (1992): Ontogenetic changes in food intake and digestion rate of the herbivorous iguana (*Amblyrhynchus cristatus*). - Oecologia 94: 373-379

ZOERNER, S. & G. KÖHLER (2004): *Ctenosaura bakeri*. - In: IUCN: Red List of Threatened Species. www.redlist.org.

Treffpunkt Biologische Vielfalt 6	2005	245-250	Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Nutzung des Diversitätswissens - hin zu einer Plattform zur Biodiversitätsforschung in Deutschland

CARSTEN NEßHÖVER

Schlagwörter: Biodiversität; Forschung; Interdisziplinarität; Transdisziplinarität; Wissensmanagement

1 Einleitung

Das komplexe und vielschichtige Thema des Schutzes und der Nutzung von Biodiversität führt auch zu neuen Ansprüchen daran, wie die Wissenschaft sich des Themas annimmt (vgl. etwa COENEN et al. 2004). Dabei steht sie aber auch vor einem großen Dilemma: Einerseits sind die Grundlagen – die Vielfalt selbst und ihre Bedeutung für Ökosysteme und Mensch – weiterhin sehr unzureichend erforscht. So treten etwa gerade in der taxonomischen Grundlagenforschung zunehmend Engpässe bei Personal und Finanzen auf. Andererseits sieht sich die Wissenschaft einem stärker werdenden Druck der Öffentlichkeit und Politik ausgesetzt, zeitnah Lösungsstrategien für die dringendsten Probleme vorzulegen – und dies mit einem angewandten und interdisziplinären Focus. Diesen unterschiedlichen Aufgaben muss die Forschung parallel gerecht werden, wenn die natürlichen Lebensgrundlagen nachhaltig erhalten werden sollen.

Dieser Beitrag skizziert kurz die Situation der deutschen Biodiversitätsforschung und stellt mögliche Ziele für eine effektivere Vernetzung im Biodiversitätsbereich vor. Für die Zukunft wird ein gemeinsames Netzwerk der deutschen Biodiversitätsforschung, wie in anderen europäischen Ländern bereits vorhanden, notwendig sein. Ein solches Projekt wird aktuell vorbereitet.

2 Situation der Biodiversitätsforschung

In den letzten zehn Jahren gab es zahlreiche Studien, die die Breite der deutschen Biodiversitätsforschung, aber auch ihre Defizite im Bezug auf nationale und internationale Vernetzung hervorheben (z.B. PLÄN 1996, WBGU 1996, NKGCF 2001, DLR 2002, 2004). Insbesondere der Wissenschaftliche Beirat für Globale Umweltveränderungen (WBGU) mahnte in seinem Jahresgutachten von 1996: *„Angesichts der Bedeutung der Biodiversitätsforschung scheint es dringend geboten, diesen Wissenschaftsbereich in Deutschland in Organisation und Struktur zu stärken und eine bessere Integration in die internationale Forschung zu ermöglichen. Dabei muss der Grundsatz gelten, dass Biodiversitätsforschung die Förderung einer vielschichtigen interdisziplinären und inter-institutionellen Zusammenarbeit erfordert. Ein zusätzlich wichtiger Aspekt besteht darin, dass sich die Wissenschaft bei diesem unmittelbar politikrelevanten Thema ihrer Rolle und Verantwortung für die Aufbereitung und Vermittlung ihrer Ergebnisse als Grundlage politischen Handelns stärker bewusst werden muss."* (WBGU 1996, S.66) In der Folge gab es, auch ausgelöst durch die deutschen Verpflichtungen im Rahmen internationaler Abkommen wie etwa der CBD verschiedene Aktivitäten zu Forschungsfokussierung. So wurde zum einen das Nationale Komitee zur Global Change Forschung (NKGCF) gegründet, ferner eine nationales Komitee des internationalen DIVERSITAS-Forschungsprogramms ins Leben gerufen. Vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) wurden verschiedene Forschungsprogramme ins Leben gerufen, die aktuelle Problem-

stellungen aufgreifen und dabei explizit interdisziplinäre Ansätze in der Biodiversitätsforschung fördern (BIOLOG, Mata Atlantica, BioTEAM, vgL. BECK et al. 2004 sowie www.biolog-online.info). Daneben wurden aber auch der aus internationalen Initiativen erwachsenen Verantwortung zur Fokussierung der Grundlagenforschung durch die Förderung des deutschen Knotens der Global Biodiversity Information Facility (GBIF, www.gbif.de) und der Global Taxonomy Initiative (www.gti-kontaktstelle.de) nachgekommen.

Trotz der erwähnten und auch anderer koordinierter Anstrengungen ist die Forschung in Deutschland zur Biodiversität aber weiterhin stark disziplinär ausgerichtet (PLÄN 1996; DLR 2002). Hauptgrund dafür ist zunächst die grundlegende Tendenz in der Forschung, sich weiter zu spezialisieren, da damit am einfachsten neue Thesen und Themen im überschaubaren Rahmen von Projekten mit wenigen Monaten oder Jahren Laufzeit bearbeitet werden können. Breiter ansetzende Forschungsprogramme sind aber möglich, wenn die entsprechenden Voraussetzungen geschaffen werden. Ein Beispiel ist dafür die langjährige Förderung der Ökosystemforschung an verschiedenen Zentren in Deutschland (u. a. Göttingen, Kiel, Bayreuth). Eine Analyse dieser Forschung (BOSCH & PARTNER GMBH & ÖKOLOGIE-ZENTRUM UNIVERSITÄT KIEL 2003) zeigt aber auch, dass in solchen Programmen immer wieder die Tendenz zur disziplinären Fokussierung bei den einzelnen Beteiligten besteht. Für eine komplexe interdisziplinäre Forschung reicht es nicht aus, einzelne Disziplinen an einem gemeinsamen Objekt forschen zu lassen, es muss auch das Verständnis und die gemeinsame Arbeit an gemeinsamen Fragestellungen strukturell sichergestellt werden. Dies ist nicht allein durch regelmäßige gemeinsame Veranstaltungen gewährleistet, sondern muss auch personell durch Koordinatoren ebenso wie eine Verpflichtung von beteiligten Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern einhergehen, sich mit einem bestimmten Anteil ihrer Arbeitszeit an den interdisziplinären Aktivitäten zu beteiligen. Wichtig ist hier die Einsicht, dass es schon innerhalb der Forschung erhebliche Kommunikationsschwierigkeiten gibt, angefangen bei gemeinsamen Definitionen und Meinungen zur Bedeutung einzelner Aspekte der Biodiversität (HOFFMANN & RICHTER 2003).

Von großer Bedeutung in diesem Kontext ist auch die immer wieder geforderte stärkere internationale Einbindung der deutschen Biodiversitätsforschung (WBGU 1996; NKGCF 2001; DLR 2004). So zeigt sich etwa, dass deutsche Forscher bei der Erstellung internationaler Studien eher unterrepräsentiert sind. Ein aktuelles Beispiel ist das in den letzten Jahren erarbeitete Millennium Ecosystem Assessment. (z. B. MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005). Bei einigen internationalen Organisationen zeigt sich dagegen eine stärkere Beteiligung, so etwa bei DIVERSITAS und GBIF. Die Einbindung der deutschen Wissenschaft ist aber weiterhin deutlich ausbaufähig.

3 Vernetzung auf unterschiedlichen Ebenen

Die Vernetzung innerhalb der deutschen Biodiversitätsforschung konzentriert sich bislang auf disziplinäre Netze deren Wurzeln vielfach schon vor die Zeit zurückreichen, wo Biodiversität als ein Gesamtthema formuliert und wahrgenommen wurde (vgl. PIECHOCKI 2005). Eine weitergehende interdisziplinäre Vernetzung fand bislang nur eingeschränkt statt, da hierfür auch eine Bereitstellung zusätzlicher Ressourcen notwendig ist.

3.1 Ein Blick nach Europa

Beispiele in Europa belegen, das eine gezielte nationale Vernetzung verschiedenen Zielen dienen kann. So wurden, unterstützt durch das EU-Projekt „Bioplatform“ in den letzten Jahren in zahlreichen Ländern nationale Plattformen zur Biodiversität aufgebaut (www.bioplatform.de). Je nach Land reicht die Bandbreite dabei von eher informellen Kreisen von einigen Wissenschaftlern und Institutionen, insbesondere in kleinen EU-Staaten, bis hin zu dauerhaften, mit eigenem Personal ausgestatteten Einrichtungen wie beispielsweise in der Schweiz, in Belgien und Frankreich.

Das Forum Biodiversität Schweiz, angesiedelt bei der Schweizer Akademie der Wissenschaften, bemüht sich insbesondere um die Verbesserung der Kommunikation zwischen Wissenschaft sowie Politik und Anwendung. Hierfür wurde beispielsweise ein Buch als Grundlage für eine nationale Biodiversitätsstrategie veröffentlicht (BAUR et al. 2004), ferner wird zweimal jährlich mit dem „Hotspot“ eine Zeitschrift herausgegeben, die die neuesten wissenschaftlichen Erkenntnisse zu einzelnen Biodiversitätsthemen an Politik und Anwendung vermitteln soll (www.biodiversity.ch). Für das Forum arbeiten derzeit 1.5 Personen.

Die Belgische Biodiversitätsplattform (www.biodiversity.be) ist dem Belgischen Forschungsministerium angeschlossen und arbeitet bereits seit mehreren Jahren. Ihr Ziel ist es vornehmlich, die Forscher in Belgien in ihrer Gesamtheit zu erfassen, ihre Datenbestände zusammenzuführen und den Wissenschaftlern durch die Plattform die Möglichkeit zu geben, sich in die Zielsetzung von Forschungsförderung einzubringen und sie auch international besser einzubinden. Die Plattform ist daher auch der nationale Knotenpunkt für zahlreiche internationale Programme. Die Plattform beschäftigt derzeit 12 Personen, wobei einige Mitarbeiter beständig damit beschäftigt sind, den Kontakt zu den Wissenschaftlern zu halten und für einen beständigen Informations- und Datenaustausch zu sorgen.

3.2 Eine deutsche Plattform zur Biodiversitätsforschung

Die Beispiele aus anderen Ländern zeigen, dass eine verstärkte Integration und Vernetzung in der Biodiversitätsforschung möglich ist, wenn dies aus Politik und Gesellschaft unterstützt wird, und in der Wissenschaft selber die Notwendigkeit hierzu eingesehen wird. In Deutschland kommt aber erschwerend hinzu, dass es eine große Anzahl an beteiligten Personen und Institutionen in der Biodiversitätsforschung gibt und das systematische Wissen über einen Großteil davon, insbesondere die Arbeit an den Universitäten, nur sehr gering ist (DLR 2002). Trotzdem muss versucht werden, auf der Basis bestehender Strukturen wie etwa dem National-Komitee von DIVERSITAS-Deutschland integrierende Strukturen weiter zu entwickeln. Folgende Ziele sollten mit einem solchen Instrument verfolgt werden:

- Stärkere Integration und Kommunikation innerhalb der deutschen Wissenschaft, v. a. zwischen den Disziplinen,
- Verstärkung der internationalen Einbindung der deutschen Forschung,
- Verbesserte Hinführung von wissenschaftlichen Ergebnissen zur Einbringung in politikrelevanten Feldern, auch als beratendes Element für eine strategische Weiterentwicklung von Programmen zur Biodiversitätsforschung,
- Erleichterung des Zugriffs von Anwendern und Politik auf aktuelle Forschungsergebnisse und das Know-how der Wissenschaft,

- Allgemeine Intensivierung des Wissensaustausches zur Biodiversität zwischen Wissenschaft, Politik und Gesellschaft.

Die Ziele lassen sich dabei in zwei Bereiche trennen (Abb. 1). Zum einen die eher wissenschaftsinternen Aufgaben, die durch einen Ausbau bestehender Strukturen in der Biodiversitätsforschung hin zu einen kontinuierlich arbeitenden Wissenschafts-Netzwerk erreicht werden könnten. Zum anderen sollte ein Forum dazu dienen, eine kontinuierliche Schnittstelle zwischen Wissenschaft einerseits und Politik, Anwendung und Öffentlichkeit andererseits aufzubauen. Wichtig ist hierbei, dass ein Dialog entsteht, wo nicht allein die Wissenschaft recht unreflektiert ihren Input zu aktuellen Themen liefert, sondern es auch ein aktives Herantragen von Fragen, Problemen etc. aus den anderen Gruppen in die Wissenschaft gibt. Denkbar ist dies etwa auf politischer Ebene bei der Vorbereitung von Sitzungen des SBSTTA (Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice), dem wissenschaftlichen Beratungsgremium der Vertragsstaatenkonferenz der Konvention zur Biologischen Vielfalt, in dem die Expertise der nationalen Wissenschaftler zu den anstehenden Themen konkret über diese Schnittstelle abgefragt wird.

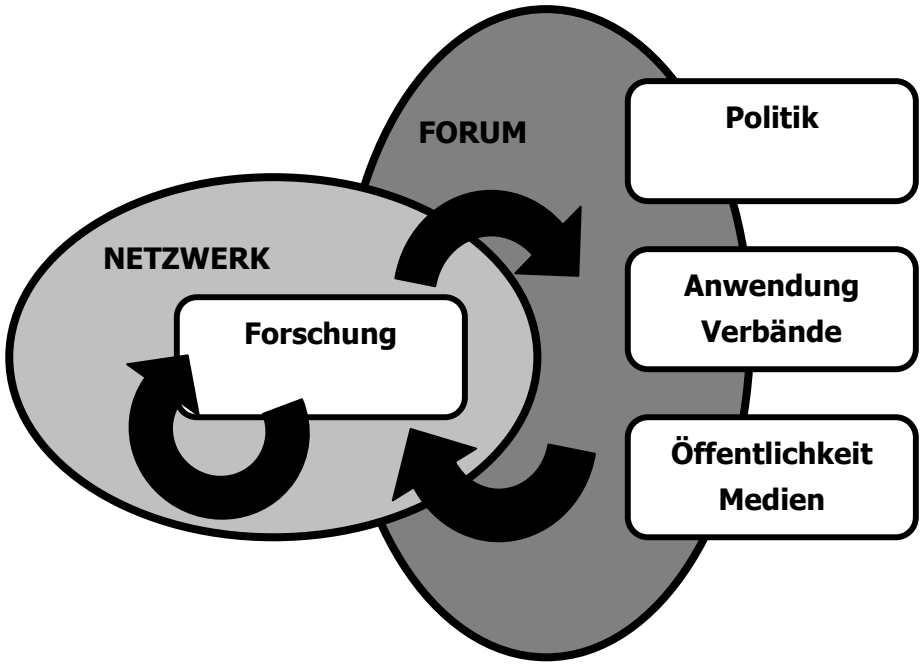

Abb. 2: Schematische Darstellung möglicher Instrumente einer nationalen Biodiversitätsplattform

Um einem komplexen Thema wie der Biodiversität gerecht werden zu können, benötigen solche Instrumente eine Arbeitsgrundlage in Form von Sekretariaten, die dauerhaft mit mehreren Personen besetzt sind. Netzwerkstrukturen, die vornehmlich auf der freiwilligen Beteiligung von meist schon viel beschäftigten Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern bestehen, können die notwendige Integrationsleistung nicht erbringen. Für das Forums-Instrument müssen ferner auch neue Wege entwickelt werden, die Relevanz der Biodiversitätsforschung mit ihren zahlreichen Facetten in der Gesellschaft zu kommunizieren. Beispiel wie der GEO-Tag der Artenvielfalt oder offene Wissenschaftskonferenzen zeigen hier Wege vor, wie die Komplexität des Themas vermittelt werden kann. Auch die elektronischen Medien wie Newsletter und Internetangebote kommt hier eine wichtige Rolle zu (NEßHÖVER 2001).

4 Zusammenfassung

Aufgrund der Komplexität der Probleme bei Schutz und nachhaltiger Nutzung biologischer Vielfalt steht auch die Wissenschaft vor neuen Aufgaben. Einerseits muss sie ihre Ergebnisse besser auf problem- und anwendungsbezogene Fragen übertragen, andererseits muss in der Wissenschaft selbst eine noch stärkere interdisziplinäre Herangehensweise entwickelt werden.

Zentral hierfür ist eine Vernetzung innerhalb der Wissenschaft ebenso wie die Verbesserung von Schnittstellen der Wissenschaft mit Politik und Anwendung. Auf europäischer Ebene gibt es bereits Beispiele für solche nationalen Plattformen zur Biodiversität. Ihre Struktur ist sehr unterschiedlich. Für Deutschland kommt ferner hinzu, dass es bereits einzelne Strukturen und Aktivitäten gibt (Clearing-House-Mechanismus der CBD, Nationales Komitee von DIVERSITAS u. a.), die bereits einzelne Aufgaben einer weiterführenden Vernetzung abdecken und die entsprechend in die Aktivitäten einer Plattform eingebunden sein müssen. Im Rahmen einer solchen Plattform sind dann unterschiedliche Aktivitäten denkbar, die einerseits die Integration in der Wissenschaft unterstützen, andererseits aber den Dialog zwischen Wissenschaft und Gesellschaft verbessern.

5 Literatur

BAUR, B.,;DUELLI, P.; EDWARDS, P.J.; JENNY, M.; KLAUS, G.; KÜNZLE, I.; MARTINEZ, S.; PAULI, D.; PETER, K.; SCHMID, B.; SEIDL, I. & W. SUTER (2004): Biodiversität in der Schweiz - Zustand, Erhaltung, Perspektiven: Die Grundlagen für eine Nationale Strategie. - Bern (Haupt)

BECK, E.; BERENDSOHN, W.G.; BOUTORS, M.; DENICH, M.; HENLE, K.; JÜRGENS, N.; KIRK, M. & V. WOLTERS (Hrsg.) (2004): Sustainable use and conservation of biological divesity - a challenge for society. Proceedings of the International Symposium Berlin, 1-4 December 2003. - Bonn (PT-DLR)

BOSCH & PARTNER GMBH & ÖKOLOGIE-ZENTRUM DER UNIVERSITÄT KIEL (2003): Synopse von Ansätzen zur systemaren Umweltforschung - deutsche Beiträge zum Ökosystemmanagement. - Kiel.

COENEN, R.; GRUNWALD, A. & J. KOPFMÜLLER (2005) Nachhaltige Entwicklung und Globaler Wandel - Konsequenzen für die Forschung am Beispiel des Themenfelds Biodiversität.- In: PT-DLR (Hrsg.): Umweltforschung Band 2: Thesen und Stellungnahmen zur Biodiversitätsforschung. - Bonn: 16-26

DLR (2002): Stand und Perspektiven der deutschen Biodiversitätsforschung – Zusammenfassung von Materialien und Diskussionsrunden . – Bonn. (Umweltforschung Band 1)

DLR (2004): Thesen und Stellungnahmen zur Biodiversitätsforschung. – Bonn. (Umweltforschung Band 2)

HOFFMANN, A.& S. RICHTER (2003): Diversität der Diversität. Ergebnisse einer Expertenbefragung zur Messung der Biodiversität. - In: WEIMANN, J.; HOFFMANN, A. & S. HOFFMANN (Hrsg.): Messung und ökonomische Bewertung von Biodiversität: Mission impossible? - Marburg (Metropolis): 205-234

NKGCF (NATIONALES KOMITEE GLOBAL CHANGE FORSCHUNG) (2001): Biodiversität – Globaler Wandel einer lebenswichtigen Ressource: Ein Thesenpapier zur deutschen Forschung zum Globalen Biodiversitäts-Wandel. - Bonn.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. - Washington (World Resources Institute)

NEßHÖVER; C. (2001): BioDiv-Net - Ein Internet-Projekt zur Zusammenführung der Biodiversitätsansätze in Gesellschaft, Wissenschaft und Naturschutz.- In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) Treffpunkt Biologische Vielfalt - Interdisziplinärer Forschungsaustausch im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. - Münster (Landwirtschaftsverlag): 185-190

PIECHOCKI, R. (2005): Biodiversität - zur Entstehung und Tragweite eines neuen Schlüsselbegriffes. - Denkanstöße 2: 6-17

PLÄN, T. (1996): Zu Stand und Bewertung der Biodiversitätsforschung in Deutschland: Expertise im Auftrag des WBGU.

WBGU (1996): Herausforderung für die Deutsche Wissenschaft: Jahresgutachten 1996. - Berlin (Springer)

Teilnehmer des Workshops vom 22.08. – 26.08.2005

CHRISTIAN AHRNS
Universität Greifswald
Institut für Botanik und Landschaftsökologie
Grimmer Str. 88
17487 Greifswald
e-mail: c.ahrns@uni-greifswald.de

HASAN H. ARSLAN
Universität Giessen
Institut für Agrarpolitik und Marktforschung (FB 09)
Senckenbergstr. 3
35390 Gießen
e-mail: hasan.h.arslan@agrar.uni-giessen.de

UTE BECKER
Universität Marburg
FB Biologie/Pflanzenökologie
Karl-von-Frisch-Str. 8
35032 Marburg
e-mail: beckeru@staff.uni-marburg.de

MICHAEL BEILHARZ
TU Dresden
Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften
01062 Dresden
e-mail: michaelbeilharz@freenet.de

GEORG BERKEMEIER
Lindenstr. 47
48369 Saerbeck
e-mail: georg.berkemeier@fa-steinfurt.lfv.nrw.de

KANE-ANTONIA BLASCHKE
Odersbacher Weg 16
35781 Weilburg
e-mail: Kane-Antonia.Blaschke@t-online.de

AXEL BUSCHMANN
Georg-August-Universität Göttingen
Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie
Institut für Waldinventur und Waldwachstum
Arbeitsbereich Waldinventur und Fernerkundung
Büsgenweg 5
37077 Göttingen
e-mail: abuschm@gwdg.de

CLAUDIA CERDA
Universität Göttingen
Institut für Agrarökonomie
Platz der Göttinger Sieben 5
37073 Göttingen
e-mail: ccerda@gwdg.de

CORNELIA DEIMER
Universität Halle
Landwirtschaftliche Fakultät
Institut für Agrarökonomie und Agrarraumgestaltung
06099 Halle
e-mail: cornelia.deimer@landw.uni-halle.de

JULIA DENGER
Schwärzlocher Str. 78
72070 Tübingen
e-mail: jdenger@gmx.de

ALEXANDER GUTSCHE
Humboldt-Universität Berlin
Institut für Biologie, Abt. Sinnesbiologie
Invalidenstr. 43
10115 Berlin
e-mail: alexander-gutsche@web.de

MELANIE HAGEN
Universität Bielefeld
Fakultät für Biologie
PF 100 131
33501 Bielefeld
e-mail melanie.hagen@uni-bielefeld.de

JULIAN HEIERMANN
Universität Göttingen
Institut für Forstzoologie und Waldschutz
Büsgenweg 3
37077 Göttingen
e-mail:jheierm1@gwdg.de

ANNIKA HÖFT
Universität Rostock
Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät
Institut für Landnutzung
Satower Str. 48
18059 Rostock
e-mail annika.hoeft@auf.uni-rostock.de

KRISTIN KASCHNER
Forschungs- und Technologiezentrum Westküste
Hafentörn
25761 Büsum
e-mail: k.kaschner@fisheries.ubc.ca

ILONA KLINGELE
Universität Freiburg
Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften
Tennenbacherstr. 4
79106 Freiburg
e-mail: i.klingele@ife.uni-freiburg.de

CAROLIN MAYER
Universität Hamburg
Biozentrum Klein Flottbek und Botanischer Garten
Ohnhorststr. 18
22609 Hamburg
e-mail :cmayer@botanik.uni-hamburg.de

JÜRGEN MEYERHOFF
TU Berlin
Institut für Landschaftsarchitektur und Umweltplanung, FR 2-7
Franklinstr. 28/29
10587 Berlin
e-mail: meyerhoff@imup.tu-berlin.de

RALF MOSHAMMER
TU München
Lehrstuhl für Waldwachstum und Systemanalyse
Am Hochanger 13
85354 Freising
e-mail: moshammer@lrz.tum.de

DR. CARSTEN NEßHÖVER
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Department Naturschutzforschung
Permoserstr.15
04318 Leipzig
e-mail: carsten.nesshoever@ufz.de

CARSTEN NOWAK
Universität Frankfurt am Main
Zoologisches Institut
Abteilung Ökologie und Evolution
Siesmayerstrasse 70
60054 Frankfurt am Main
e-mail: c.nowak@zoology.uni-frankfurt.de

DR. KIM POLLERMANN
Institut für Umweltplanung
Herrenhäuserstr. 2
30419 Hannover
e-mail: pollermann@laum.uni-hannover.de

JOHANNES PUCHER
Jägerweg 25
30855 Langenhagen
johnpu@web.de

SANDRA RAJMIS
Universität Göttingen
Institut für Agrarökonomie
Arbeitsbereich Umwelt- und Ressourcenökonomik
Platz der Göttinger Sieben 5
37073 Göttingen
e-mail: srajmis@gwdg.de

ARNO RÖDER
Fachhochschule Weihenstephan
Fachbereich Wald und Forstwirtschaft
Am Hochanger 5
85354 Freising
e-mail: arno.roeder@fh-weihenstephan.de

STEFAN SCHÄFFER
Dr.-Held-Str. 2
93055 Regensburg
e-mail: schafferstefan@yahoo.de

CHRISTINE SCHMITT
Zentrum für Entwicklungsforschung (ZEF)
Walter-Flex-Str. 3
53113 Bonn
e-mail: cbschmittde@yahoo.de

SUSANNE SCHÖN
TU Berlin
Zentrum Technik und Gesellschaft P2-2
Hardenbergstr. 36A
10623 Berlin
e-mail: schoen@ztg.tu-berlin.de

BIRGIT SEITZ
TU Berlin
Institut für Ökologie
Rothenburgstr. 12
12165 Berlin
e-mail: birgit.seitz@tu-berlin.de

KATHRIN STENCHLY
Universität Leipzig
Institute für Biologie II
Molecular Evolution & Animal Systematics
Talstraße 33
04103 Leipzig
e-mail: stenchly@rz.uni-leipzig.de

FLORIAN STRAUB
Universität Freiburg
Waldbau-Institut, Arbeitsbereich Vegetationskunde
Tennenbacher Str. 4
79106 Freiburg
e-mail: florian.straub@waldbau.uni-freiburg.de

RADADIANA TARIC
Max-Planck-Institut für Geistiges Eigentum, Wettbewerbs- und Steuerrecht
Marstallplatz1
D-80539 München
e-mail: radadi8@yahoo.com

JAN-PATRICK WITTE
Universität Göttingen
Institut für Agrarökonomie
Platz der Göttinger Sieben 5
37073 Göttingen
e-mail: JanPWitte@gmx.de

DR. ANDREAS ZEHM
Koordinationssekretariat sozial-ökologische Forschung (SÖF)
Kühbachstr. 11
81543 München
e-mail: andreas.zehm@gsf.de