

Ute Feit und Horst Korn (Hrsg.)

Treffpunkt Biologische Vielfalt XIV

Interdisziplinärer Forschungsaustausch
im Rahmen des Übereinkommens über
die biologische Vielfalt



Treffpunkt Biologische Vielfalt XIV

**Aktuelle Forschung im Rahmen des Übereinkommens
über die biologische Vielfalt, vorgestellt auf einer
wissenschaftlichen Expertentagung an der
Internationalen Naturschutzakademie Insel Vilm
vom 25. - 29. August 2014**

**Herausgegeben von
Ute Feit
Horst Korn**



Titelbild: U. Feit und A. Pahl

Adresse der Herausgeberin und des Herausgebers:

Ass. iur. Ute Feit Bundesamt für Naturschutz
Dr. habil. Horst Korn INA Insel Vilm
18581 Putbus
e-mail: ute.feit@bfn-vilm.de
horst.korn@bfn-vilm.de

Fachbetreuung des F+E-Vorhabens durch das BfN:

Ass. iur Ute Feit

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de).

BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter <http://www.bfn.de> heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
URL: www.bfn.de

Der institutionelle 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 institutionellen Herausgebers übereinstimmen.

Das Werk einschließlich aller seiner Teile ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung des institutionellen Herausgebers unzulässig und strafbar.

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

Druck: Druckerei des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB)

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-132-0

Bonn - Bad Godesberg 2015

Inhaltsverzeichnis

VORWORT	7
REBECCA THIER-LANGE	
iDiv - Das neue Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung (iDiv)	9
JOHANNES TIMAEUS, ULRICH HEINK, CARSTEN NEBHÖVER, ROSMARIE KATRIN NEUMANN	
Die Kernelemente für eine Stärkung der Schnittstelle zwischen Biodiversitätsforschung, Politik und Praxis	11
Biodiversität in der Agrarlandschaft	
GUNILLA LISSEK-WOLF, STEFAN IRRGANG, CHRISTOPH VON STUDZINSKI, CHRISTIAN ULRICHS	
Weiterentwicklung der ‚Roten Liste der gefährdeten einheimischen Nutzpflanzen‘ für Gemüse	19
BERND MÜLLER	
Modellbasierte Optimierung von ökologischen und ökonomischen Zielen im Bereich der Implementierung von Agrarumweltmaßnahmen durch Landpflegeeinheiten	23
JENNIFER NAGEL	
Der Beitrag der Regionalplanung zur nachhaltigen Nutzung landwirtschaftlicher Flächen.....	31
MELANIE FORKER	
Langzeitmonitoring von Regenerationsmaßnahmen im montanen Grünland des Osterzgebirges.....	37
Biodiversität und Städte	
ESTHER VERJANS, JESSICA HERMANN, VEIT HENNIG, JÖRG U. GANZHORN	
Einflüsse von Stadteffekten auf Kleinsäugergemeinschaften	45
LENA HANSEN, FRANZISKA RICHTER	
Ein Monitoring-Instrument zur Bewertung urbaner Biodiversität.....	53
Biodiversität der Binnengewässer und invasive Arten	
FLORIAN BETZ, MAIERDANG KEYIMU, ÜMÜT HALIK, BERND CYFFKA	
Ökosystemdienstleistungen von Flussauen in Zentralasien: Der Tarim und der Naryn als Fallbeispiele	59
ANDREA RUMM; FRANCIS FOCKLER, MATHIAS SCHOLZ, MICHAEL GERISCH	
Deichöffnung im Rosslauer Oberluch (Mittelelbe, Sachsen-Anhalt) – Auswirkungen auf die Diversität und Artenzusammensetzung der Molluskenfauna.....	65
MICHAEL HOHENADLER	
Die Veränderung etablierter Fischparasitengemeinschaften durch invasive Arten wie die Schwarzmaulgrundel.....	73
Ökonomische Bewertung von Biodiversität	
CAROLINE GREISER, HANS JOOSTEN	
Die Archivfunktion von Mooren - Bewertung von Informationsvielfalt.....	81

SUSANNE REWITZER, JAN BARKMANN

Die ökonomische Bewertung von Biodiversität einer Kulturlandschaft im Schweizer Berggebiet..... 89

LISA WINTER

Biodiversität in Ökobilanzen..... 95

BARTOSZ BARTKOWSKI

Ein Konzept zur ökonomischen Bewertung von Biodiversität 101

Biodiversität und Klima

MIRIAM J. BIENAU, DIRK HATTERMANN, MICHAEL KRÖNCKE, LENA KRETZ, ANNETTE OTTE, WOLF L. EISERHARDT, ANN MILBAU, BENTE J. GRAAE, WALTER DURKA, R. LUTZ ECKSTEIN

Spross-Morphologie, Blüh-Phänologie und lokale Adaptation bei *Empetrum hermaphroditum*, einer Schlüsselart boreal-arktischer Ökosysteme, entlang eines Schneedeckungsgradienten 107

ALEXANDER PERINGER, KIOWA ALRAUNE SCHULZE, ILEANA STUPARIU, MIHAI-SORIN STUPARIU, ALEXANDRE BUTTLER, FRANÇOIS GILLET & GERT ROSENTHAL

Klimawandel-angepasstes, post-konservatives Management halb-offener Weidelandchaften 113

JOACHIM NOPPER, BALTEN LAUSTRÖER, JÖRG U. GANZHORN

Einfluss von Landnutzung auf die Diversität von Reptilien im Südwesten Madagaskars..... 121

Biodiversität und Kommunikation

VERENA MÜLLER

Biodiversität kommunizieren – Wie ein komplexes Themenfeld in die Medien gebracht werden kann 127

Biodiversität in Schutzgebieten

GEORG BARTH, JAN BARKMANN, CARSTEN MEYER, HOLGER KREFT

Eine Analyse von verschiedenen Kostenszenarien bei der Einschätzung von globalen Naturschutzprioritäten..... 133

Biodiversität und Monitoring/ Indikatoren

NICOLE STARIK, ULRICH ZELLER

Fledermäuse als Bioindikatoren für die ökologischen Auswirkungen von unterschiedlichen Landnutzungsformen auf Biodiversität..... 143

ULRIKE NAJMI, SABRINA RILKE, SEBASTIAN SCHMIDT

Nachnutzung des Virtuellen Informationssystems zur Flora der Mongolei 151

JUDITH REISE

Satellitendatenanalyse für das Biodiversitätsmonitoring 157

Biodiversitätbewußtsein und Akzeptanz

JAN-NIKLAS SCHRÖDER, SUSANNE MENZEL

Die Erhaltung der biologischen Vielfalt geht mit Wohlbefinden einher - die Rolle von Wertdisposition und Naturbezug..... 163

Ein neues Themenfeld in der CBD: Synthetische Biologie

BERND GIESE

Synthetische Biologie und Biodiversität 171

Biodiversität und Wälder

JANA CARINA RIEMANN, SERGE NDRIANTSOA, MARK-OLIVER RÖDEL, JULIAN GLOS

Der Einfluss von Regenwaldfragmentierung auf Artenreichtum, Artenzusammensetzung
und funktionelle Diversität von Amphibien in Madagaskar 179

ELISABETH KINDLER

Biodiversität im (öffentlichen) Forstbetrieb 185

Die Vulnerabilität terrestrischer Ökosysteme und die Relevanz genetischer Diversität

PETER WEIßHUHN

Die Bewertung der Vulnerabilität terrestrischer Ökosysteme gegenüber
Biodiversitätsverlust und Bodendegradation 189

JAN MACHER

Auswirkungen multipler anthropogener Stressoren auf die genetische Diversität von
Arten der Gattungen *Deleatidium* (Insecta: Ephemeroptera) und *Potamopyrgus*
(Gastropoda: Tateidae) 195

GERNOT SEGELBACHER

Genetische Vielfalt – eine vernachlässigte Komponente biologischer Vielfalt.- 201

Vorwort

Im Oktober 2014 fand die Weltbiodiversitätskonferenz im südkoreanischen Pyeongchang statt. Diese, alle zwei Jahre stattfindende Vertragsstaatenkonferenz der Konvention über die biologische Vielfalt (CBD) spielt eine Schlüsselrolle für das im Jahr 2010 international vereinbarte Ziel, den Verlust der Biodiversität bis zum Jahr 2020 wirksam einzudämmen. Anlässlich der Konferenz wurde der vierte internationale Bericht zur Lage der biologischen Vielfalt (Global Biodiversity Outlook) veröffentlicht und eine Halbzeitbilanz gezogen. Der Bericht kommt zu dem Ergebnis, dass in einigen Bereichen beim Biodiversitätsschutz auf globaler Ebene gute Fortschritte gemacht wurden, wie etwa bei der Ausweisung von Schutzgebieten. In vielen anderen Bereichen muss das Engagement jedoch deutlich verstärkt werden. So geht aus den Extrapolationen verschiedener Indikatoren hervor, dass ausgehend von den aktuellen Trends die auf die biologische Vielfalt einwirkenden Belastungen weiter zunehmen werden und dass sich die Lage der biologischen Vielfalt bis 2020 insgesamt eher verschlechtern wird. In seinem Resümee bescheinigt der Bericht einmal mehr, dass es künftig für den weiteren Bestand einer intakten, grundlagensichernden biologischen Vielfalt darauf ankommen wird, dass insbesondere Fischerei, Land- und Forstwirtschaft, aber auch unser Konsum ganz generell, nachhaltiger und naturverträglicher werden müssen.

Eine wichtige Voraussetzung dafür ist, dass entsprechend der CBD und der nationalen Biodiversitätsstrategie der Schutz und die nachhaltige Nutzung der Biodiversität in allen relevanten Entscheidungsprozessen verankert werden. Eine gesamtgesellschaftliche Aufgabe, die insbesondere auch die akademische Wissenschaft und Hochschulforschung in die Verantwortung nimmt. So weisen die 194 CBD-Vertragsstaaten auch – in Reaktion auf den Bericht (GBO-4) – in einer Konferenzentscheidung auf einen erheblichen Bedarf an interdisziplinärer und problemorientierter Forschung hin. Insbesondere ein Mangel an sozialwissenschaftlicher Forschung wird ausdrücklich thematisiert um u. a. ein besseres Verständnis von Verhaltensänderungen, Produktions- und Konsummustern, sowie eine bessere Integration von Wissenschaft und Politik zu erreichen.

Um möglichst viele unterschiedliche wissenschaftliche Bereiche in der akademischen Forschungslandschaft für eine solche Forschung zu motivieren, führte das Bundesamt für Naturschutz (BfN) auch 2014 wieder ein interdisziplinäres Nachwuchswissenschaftlertreffen zu Themenbereichen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt durch. Entsprechend enthält der vorliegende Tagungsband wiederum aktuellste Biodiversitätsforschung aus den unterschiedlichsten Perspektiven der Natur- und Geisteswissenschaften. Die Bandbreite der behandelten Forschung reicht unter anderem von Themen wie der Biodiversität in Ökobilanzen, der Vulnerabilität terrestrischer Ökosysteme bis hin zur Biodiversität im Zusammenhang mit Städten, Klima, Akzeptanz und Kommunikation. Auch das völlig neue Forschungsfeld der synthetischen Biologie wird in einem wissenschaftlichen Beitrag im Hinblick auf Theorie, Praxis und mögliche gefährdungsarme Entwicklungswege vorgestellt. Anhand der Bandbreite der behandelten Themen sowie der Vielfalt der vertretenen Fachbereiche wurde der interdisziplinäre Charakter der Veranstaltung sehr gut deutlich. Der sich aus dieser Konstellation ergebende Austausch zur Biodiversitätsforschung wirkte motivierend, schaffte Kontakte zwischen den Wissenschaftlern und regte zu fachübergreifenden Diskussionen an.

Das Bundesamt für Naturschutz wird auch in Zukunft die verstärkte Zusammenarbeit zwischen natur-, geistes- und sozialwissenschaftlichen Disziplinen in der Biodiversitätsforschung aktiv unterstützen. Durch die transdisziplinäre Zusammenarbeit mit den Universitäten und Forschungsinstitutionen im Rahmen der Nachwuchsförderung nehmen die Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler den drängenden Forschungsbedarf und die Fragen aus der Praxis wahr und werden so motiviert, gesellschaftsrelevante Biodiversitätsforschung zu betreiben.

Ich bin zuversichtlich, dass eine solche Forschung und eine entsprechend motivierte Wissenschaft ein wichtiger Baustein sind, um in den verbleibenden fünf Jahren bis zum Jahr 2020 die Erfüllung der internationalen Zielvorgaben im Biodiversitätsschutz weiter voranzubringen.

Prof. Dr. Beate Jessel

Präsidentin des Bundesamtes für Naturschutz

iDiv - Das neue Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung

REBECCA THIER-LANGE

Schlagwörter: DFG-Forschungszentrum, Halle-Jena-Leipzig, Synthese, Integration

Das German Centre for Integrative Biodiversity Research (iDiv) Halle-Jena-Leipzig versteht sich als Kompetenzzentrum der Biodiversitätswissenschaft, das Maßstäbe in Forschung, Lehre und Nachwuchsförderung setzt und Wissenschaftler auf internationaler Ebene miteinander vernetzt. Im Fokus des DFG Forschungszentrums steht die Biologische Vielfalt - eine zentrale Facette der Biosphäre und eine Grundlage für die Nutzung vieler Ökosystemdienstleistungen.

Seit den letzten 20 Jahren hat sich die Biodiversitätsforschung nicht zuletzt vor dem Hintergrund der Biodiversitätskonvention (CBD) als aufstrebende Forschungsrichtung etabliert. Die Fülle an Phänomenen im Bereich der Biodiversitätsforschung ist trotz enormer Wissenslücken im Bereich der „versteckten Biodiversität“ überwältigend und umfasst u. a. Artenreichtum, Ökosystemreichtum, funktionelle Biodiversität, Interaktionsreichtum sowie Biodiversitätsmuster über verschiedene Skalenebenen und im Zusammenhang mit anderen Faktoren wie dem Klimawandel. Durch die Erforschung dieser zahlreichen Phänomene wurden und werden gleichsam viele Daten produziert. Die Notwendigkeit einer Bündelung und Vernetzung der vielfältigen und heterogenen Ergebnisse ist fundamental, um Antworten auf die vier Leitfragen der Biodiversitätsforschung weiter voran zu bringen. Diesen vier Leitfragen widmet sich auch iDiv:

1. Wie lässt sich Biodiversität erfassen?
2. Wie entsteht und erhält sich Biodiversität unter natürlichen Bedingungen?
3. Welchen Einfluss hat sie auf das Funktionieren von Ökosystemen?
4. Wie kann sie geschützt und nachhaltig genutzt werden?

Ein Zentrum entsteht

Im Oktober 2010 erfolgte die Ausschreibung eines DFG-Forschungszentrums mit dem übergeordneten Ziel der Erforschung – und damit auch Schutz – der natürlichen Lebensgrundlagen. Das Forschungszentrum soll die Bündelung, Vernetzung und Stärkung der Biodiversitätsforschung erreichen sowie sie voranbringen. Im Juli 2011 forderte die DFG vier der 15 Bewerber zu Vollarträgen auf: die Freie Universität Berlin, Göttingen, Leipzig/Jena/Halle-Wittenberg und Oldenburg. Am 27. April 2012 wählte der Hauptausschuss der DFG auf seiner Sitzung in Bonn auf Vorschlag des DFG-Senats die gemeinsame Bewerbung der drei Universitäten Leipzig, Jena und Halle-Wittenberg für das nunmehr siebte DFG-Forschungszentrum aus. Förderungsbeginn war der 1. Oktober 2012. iDiv wird mit jährlich 7 Mio. Euro über einen Zeitraum von bis zu 12 Jahren gefördert (3 Förderphasen über je vier Jahre).

Selbstverständnis und Missionen von iDiv

iDiv versteht sich als Kompetenzzentrum der Biodiversitätswissenschaft in den Bereichen Forschung, Lehre und Nachwuchsförderung. Es möchte die Sichtbarkeit deutscher Biodiversitätsforschung stärken und zugleich als Drehscheibe der internationalen Biodiversitätsforschung fungieren. iDiv verfolgt 2 Missionen: i) Förderung theoriegetriebener Synthese und Experimente sowie datengetriebener Theorie innerhalb der Biodiversitätswissenschaften sowie ii) Schaffung der wissenschaftlichen Grundlage für eine nachhaltige Nutzung der Biodiversität auf der Erde. Der Synergie- und Integrationsgedanke hat in der Zusammenarbeit aller Akteure am iDiv oberste Priorität.

Forschungsprofile

Entsprechend der 4 Leitfragen in der Biodiversitätsforschung wurden 8 Forschungsgruppen definiert: (1) Biodiversitätstheorie, (2) Experimentelle Interaktionsökologie, (3) Molekulare Interaktionsökologie, (4) Evolution und Adaptation, (5) Physiologische Diversität, (6) Biodiversitätsschutz, (7) Ökosystemare Dienstleistungen und (8) Biodiversitätssynthese. Die 4 Leitfragen wurden weiter unterteilt in 18 Kernfragen. Eine Kernfrage im Bereich „Erfassung der Biodiversität (Leitfrage 1) lautet z. B.: „Ist Biodiversität und deren Konsequenzen durch Satellitendaten erfassbar?“ Die 18 Kernfragen wurden den 8 Forschungsgruppen in einer Art und Weise zugeordnet, dass eine Beantwortung bzw. Erforschung der Kernfrage durch unterschiedliche Forschungsgruppen und somit eine Komplementarität an Forschungsmethoden (experimentell, theoretisch etc.) gewährleistet ist. Die Matrix aus den 18 Kernfragen zugeordnet zu den Forschungsgruppen diente als Basis für die Stellenausschreibungen der Professuren. Die erste Berufung erfolgte am 01. September 2013 mit Henrique Miguel Pereira als Professor für Biodiversitätsschutz.

iDiv Konsortium

Das iDiv mit Sitz in Leipzig wird von der Universität Leipzig (UL), der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg (MLU) und der Friedrich-Schiller-Universität Jena (FSU) getragen. Es wird durch enge Kooperationen mit acht außer-universitären Forschungsinstitutionen der Region gestärkt: dem Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, drei Max-Planck-Instituten und vier Leibniz-Instituten. Weitere Partner sind die Klaus Tschira Stiftung gGmbH, der Zoo Leipzig und die Deutsche Bundesstiftung Umwelt.

Organisationsstruktur

Unter einem Dach sollen bis zu 200 Wissenschaftler und Nicht-Wissenschaftler an den Leitfragen der Biodiversitätsforschung arbeiten. Zentrale Einheiten wie die Bioinformatik, die Biodiversitätsinformatik, eine Werkstatt sowie ein Gewächshaus sollen für alle Forschenden am iDiv offen stehen und Unterstützung bieten. Ein einmaliges Element stellt das Synthesezentrum sDiv dar. sDiv organisiert eine Vielzahl von Workshops und bringt damit Wissenschaftler aus aller Welt nach Leipzig. Das beschleunigt Kreativität und wissenschaftlichen Austausch, und macht iDiv zu einem Knotenpunkt der internationalen Biodiversitätsforschung. In der Graduiertenschule yDiv wird die neue Generation von Wissenschaftlern mit interdisziplinärer Ausrichtung ausgebildet.

Eine zentrale Aufgabe und Herausforderung am iDiv wird immer sein, die so wortwörtlich im Titel des Zentrums stehende Integration umzusetzen und authentisch zu leben. iDiv ist divers in vielerlei Hinsicht und nur eine fortlaufende Kommunikation und Interaktion mit allen Parteien ermöglicht, dass iDiv sich erfolgreich behaupten und so seine Alleinstellungsmerkmale erhalten kann. Diese wären: Es vereint erstmals alle Facetten der modernen Biodiversitätsforschung in einem Institut, es liegt erstmals ein starker Fokus auf Theoriebildung, Informatik und Synthese. Es erfolgt erstmals die Einbettung eines „Think Tanks“ (sDiv) in ein aktives Forschungszentrum und iDiv umfasst ein Konsortium mit der weltweit größten Dichte an Plattformen der Biodiversitätsforschung.

Rebecca Thier-Lange

Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung (iDiv) Halle-Jena-Leipzig

Deutscher Platz 5e

04103 Leipzig

Email: Rebecca.thier-lange@idiv.de

Die Kernelemente für eine Stärkung der Schnittstelle zwischen Biodiversitätsforschung, Politik und Praxis

JOHANNES TIMAEUS; ULRICH HEINK; CARSTEN NEBHÖVER; ROSMARIE KATRIN NEUMANN

Schlagwörter: Schnittstelle Wissenschaft-Politik, Science-Policy Interface, Wissensforschung, komplementäre Wissensformen, Alltagswissen, Brückenorganisation

1 Bedeutung der Schnittstelle zwischen Wissenschaft - Politik für die Konvention über die biologische Vielfalt

Die Umsetzung der Konvention über die biologische Artenvielfalt (Convention on Biological Diversity, CBD) verlangt eine gute Kommunikation zwischen Wissenschaft und Politik sowie Praxis. Im Vertragstext der CBD wurde ein wissenschaftlich-technischer Beirat festgeschrieben, der diese Aufgabe übernehmen soll, der sogenannte Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice (SBSTTA). Jedoch hat sich über die Jahre der Implementierung der CBD die SBSTTA zu einem Ort politischer Vorverhandlungen für die eigentlichen Verhandlungen der Mitgliedsstaaten entwickelt (KOETZ et al. 2008). Während dieses Gremium damit eine wichtige politische Rolle erfüllt, wurde oft kritisiert, dass auf globaler Ebene ein unabhängiges Expertengremium fehlt, um die globale Biodiversitätspolitik zu beraten (UNEP 2009).

Aus diesem Grund wurde die Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) geschaffen, eine Institution die oft als „Weltbiodiversitätsrat“ bezeichnet wird. Diese Institution ist unabhängig von politischen Akteuren und Prozessen im Rahmen der CBD. IPBES soll der CBD sowie anderen relevanten Konventionen und Abkommen Expertise für deren Umsetzung bereitstellen. Ergänzend zu dieser globalen Wissenschafts-Politik Schnittstelle gibt es auf regionaler und nationaler Ebene Institutionen, die sich um die Kommunikation zwischen Wissenschaft und Umweltpolitik bemühen, wie etwa in Deutschland das Netzwerk Forum Biodiversitätsforschung, das Bundesamt für Naturschutz, und diverse Expertengremien, wie z. B. der Sachverständigenrat für Umweltfragen.

Solche Schnittstellen nehmen damit auf verschiedenen Ebenen sehr verschiedene Strukturen an und verfolgen verschiedene Ziele und Ansätze. Damit treten verschiedene Schwierigkeiten und Herausforderungen auf. Zu diesen werden wir im Folgenden drei Kernelemente herausarbeiten die für eine Stärkung solcher Schnittstellen zwischen Wissenschaft und Politik besondere Beachtung finden sollten:

- 1 Wir arbeiten zunächst ein Modell vom Verhältnis Wissenschaft und Politik heraus, das auf Ergebnissen der interdisziplinären Wissensforschung beruht.
- 2 Vor dem Hintergrund dieses Modells präsentieren wir eine Zusammenfassung einiger empirischer Studien, die im Rahmen des EU Projektes SPIRAL¹ durchgeführt wurden. Hieraus leiten wir die Bedeutung eines weiteren Kernelementes ab: die Kommunikationspfade zwischen Wissenschaft und Politik.
- 3 Wir schließen mit der Betrachtung der Institutionalisierung von Schnittstellen zwischen Wissenschaft und Politik, ihren Vor- und Nachteilen und ihren verschiedenen Formen

¹ www.spiral-project.eu

2 Unser Modell vom Verhältnis zwischen Wissenschaft und Politik

Menschen haben Modelle oder sogenannte Alltagstheorien um sich die Welt verständlich zu machen und ihr Handeln daran zu orientieren (FLICK 1995). Diese Alltagstheorien speisen sich aus der persönlichen Erfahrung werden aber auch kulturell vermittelt. Die Idee kulturell vermittelter Alltagstheorien wird mit dem Konzept der sozialen Repräsentation erfasst, das von Moscovici in die Sozialpsychologie eingeführt wurde (MOSCOVICI 2001). Soziale Repräsentationen sind sozio-kulturell vermittelte Modelle.

Unter anderem haben wir auch eine Vorstellung oder ein Modell von Wissenschaft und Politik und ihrem Verhältnis zueinander, das sozial und kulturell vermittelt ist. Dieses wird uns primär durch das schulische und wissenschaftliche Ausbildungssystem vermittelt.

2.1 Das truth-to-power Modell von Wissenschaft und Politik

Die soziale Repräsentation von Wissenschaft und Politik, die im wissenschaftlichen Ausbildungssystem vermittelt wird, geht von einer Trennung der Produktion von Wissen und politischen Prozessen aus. Die Wissensproduktion wird der Wissenschaft zugesprochen, während politische Verhandlung und Wertentscheidungen Politik und Praxis zugeordnet werden.

Durch die Trennung von Wissensproduktion und Politik/Praxis ergibt sich eine stark asymmetrische Interaktion in der das Wissen nur von der Wissenschaft in die politische Sphäre fließt. Die Politik wirkt auf die Wissenschaft hauptsächlich durch die Steuerung der Forschungsförderung, um gesellschaftlich relevante Problemfelder wissenschaftlich bearbeiten zu lassen. Diese soziale Repräsentation von Wissenschaft und Politik wird auch als truth-to-power Modell bezeichnet (HOPPE 1999, BECK 2009).

2.2 Erkenntnisse aus der Wissensforschung

Die einseitige Zuordnung der Wissensproduktion zur Wissenschaft und damit auch das truth-to-power Modell sind aus Sicht der interdisziplinären Wissensforschung kritisch zu betrachten. Die Wissensforschung betont die Bedeutung verschiedener Wissensformen und die verschiedenen Orte ihrer Produktion, insbesondere die Wissenssoziologie, bestimmte Stränge der Sozialpsychologie aber auch Erkenntnisse aus der Wissenschafts-Philosophie sind hierbei zu berücksichtigen.

Zwei wichtige Wissens-Typen sind:

- wissenschaftliche Wissen: Es ist charakterisiert durch die Ausrichtung und Bewertung nach epistemischen Kriterien, das heißt Kriterien die spezifisch für Wissen gelten und in der strengen methodischen Vorgehensweise ihren Ausdruck finden (CURD & COVER 1998). Epistemische Kriterien können allerdings zwischen verschiedenen Disziplinen variieren und können auch einem kulturellem Wandel unterliegen. Darunter fallen beispielsweise Erkenntnisse aus der Biodiversitätsforschung, die grundlagen- oder anwendungsorientiert, aber nicht praxiserprobt sind.
- Im starken Kontrast dazu steht rein pragmatisches Alltagswissen, welches anhand pragmatischer Kriterien bewertet wird also handlungsorientierter Kriterien und welches im Alltag erprobt ist (SCHÜTZ & LUCKMANN 2003). In der umweltwissenschaftlichen Literatur wird oft auf traditionelles ökologisches Wissen (traditional ecological knowledge) verwiesen (FREEMAN 1979, HOUDE 2007). Alltagswissen aber ist eine viel breitere Kategorie und kommt in allen Gesellschaften vor, auch in modernen bürokratisch und technisch-wissenschaftlich organisierten. Biodiversitätsforscher und Umweltpolitiker brauchen jeweils Alltagswissen um ihren Alltag zu bewältigen.

In der heutigen Gesellschaft gilt wissenschaftliches Wissen als das Wissen und Alltagswissen wird als subjektives, unterlegenes, zu hinterfragendes, irreführendes oder Halbwissen bezeichnet (GIERYN 2010). Aus der Perspektive der Wissensforschung aber sind sie gleichwertige und komplementäre Wissensformen. Alltagswissen und wissenschaftliches Wissen haben beide eine Berechtigung und ergänzen sich.

Ein dritter Wissenstyp ist von entscheidender Bedeutung:

- sozial robustes Wissen: Dieses Wissen liegt zwischen wissenschaftlichem Wissen und Alltagswissen. Es ist Wissen, das sich an epistemischen Kriterien orientiert und gleichzeitig praktisch erprobt ist (WEINGART & LENTSCH 2008). Ein Beispiel ist wissenschaftlich fundiertes Wissen über die Habitat-Ansprüche von Pflanzenarten sowie ihrer Fortpflanzungsbiologie welches von Naturschutzverwaltungen und NGOs in praktischen Naturschutzprojekten erfolgreich Anwendung findet.

In diesem Modell ist nicht die Wissenschaft alleiniger Ort der Wissensproduktion sondern auch Politik und Praxis. Auch die Schnittstelle von Wissenschaft und Politik wird zum Ort der Wissensproduktion, nämlich sozial robusten Wissen, welches durch die Verschmelzung wissenschaftlichen Wissens und Alltagswissens entsteht. Dieser Prozess kann auch als soziales Lernen konzeptionell erfasst werden (REED et al. 2010).

2.3 Das Modell der dialog-orientierten Schnittstelle

Das Modell der Schnittstelle zwischen Wissenschaft und Politik (im Englischen science-policy interface) basiert auf der Unterscheidung verschiedener komplementärer Wissensformen und verschiedenen Orten der Wissensproduktion. Eine Schnittstelle zwischen Wissenschaft und Politik sowie Praxis ermöglicht vor allem:

- den Austausch von wissenschaftlichem Wissen und Alltagswissen und eine Nutzung ihrer komplementären Eigenschaften.
- die Produktion von wissenschaftlichem Wissen das problemorientiert und damit relevant ist für die Gesellschaft und den Alltag der Menschen.
- die Produktion von sozial robustem Wissen, das sowohl wissenschaftlich fundiert, als auch praktisch erprobt ist.
- Das Schaffen technischer aber auch sozialer Innovationen an der Schnittstelle durch Kombination verschiedener Wissenstypen.

Voraussetzung dafür ist die Förderung einer liberalen Wissenskultur, in der wissenschaftliches Wissen zwar einen besonderen Status hat, aber auch andere Wissensformen dieses substanziell ergänzen und in einem fruchtbaren Austausch stehen. Dies ist insbesondere eine Herausforderung für das schulische und Universitäre Ausbildungssystem.

3 Praktische Kommunikationspfade für Wissenschaftler an der Schnittstelle zur Politik

Dieser Abschnitt basiert auf zwei empirischen Studien, die innerhalb des Projektes SPIRAL durchgeführt wurden. Die leitende Forschungsfrage war, welches die wichtigsten Pfade der Kommunikation zwischen Wissenschaft und Politik/Praxis sind. Die Beantwortung dieser Forschungsfrage soll Wissenschaftlern, Politikern und Praktikern in der Praxis helfen, einen produktiven Austausch herzustellen.

Die empirische Grundlagen bilden eine Studie über die Schnittstelle von EU Biodiversitäts-Forschungsprojekten² zu Politik/Praxis sowie der Entwicklung von Biodiversitätsstrategien in EU Mitgliedstaaten (Schweiz, Deutschland, Rumänien, Belgien, Schottland, Finnland). Die Daten wurden durch Leitfadenterviews erhoben und gemäß der Prinzipien qualitativer Sozialforschung ausgewertet (FLICK 2002, KELLE & KLUGE 2010). Die Studie ist damit als explorativ also als Hypothesen- und Theorie generierend zu verstehen. Insgesamt wurden 56 Interviews durchgeführt. Ergänzend zu den hier vorgestellten Ergebnissen, sind die schon an anderer Stelle publizierten Ergebnisse, welche sich spezifisch auf die Schnittstelle zwischen europäischen Biodiversitätsforschungsprojekten und Politik beziehen (NEBHÖVER et al. 2013) sowie auf die Situation in Deutschland (NEUMANN et al. 2012).

² Untersucht wurden die EU projekte ALARM, EuMon, AQUAMONEY, HERMES and ALTER-Net

Vier Kommunikationspfade zwischen Biodiversitätsforschung und Politik stellen sich als entscheidend in den Fallstudien heraus.

- **Face-to-face Kommunikation:** Hier treten Wissenschaftler in direkten Kontakt mit Politikern und Praktikern. In den vorliegenden Studien zeigte sich allerdings, dass es nur wenige direkte Kontakte zwischen Wissenschaftlern und Politikern gab. Während der Entwicklung von Biodiversitätsstrategien fand überwiegend ein Austausch zwischen Wissenschaftlern und Fachverwaltung sowie NGOs statt. Eine direkte Kommunikation zwischen z. B. Parlamentariern und Wissenschaftlern kam nur selten vor. Dies spiegelt die institutionelle Trennung von Wissenschaft und Politik in unserer Gesellschaft wider. Face-to-face Kommunikation hat aber viele herausragende Charakteristika: Sie ist die informationsreichste Form der Kommunikation, da sie alle Sinne umfasst, sie ist schnell und flexibel und schafft Vertrauen (DAFT & LENGEL 1983). Face-to-face Kommunikation spielt deswegen auch an der Schnittstelle zwischen Wissenschaft und Politik eine entscheidende Rolle, aber vor allem im Zusammenhang mit anderen Kommunikationspfaden, wie wir weiter unten erläutern. Face-to-face Kommunikation hat auch eine Reihe von Nachteilen, die durch andere Kommunikationspfade ausgeglichen werden müssen: sie ist u. a. intransparent für Außenstehende, die räumliche Reichweite sowie die Zahl der Teilnehmer ist stark beschränkt. Sie erfordert aufwendige Kontaktpflege und bestimmte Personen sind nur schwer zugänglich.
- **Mediale Kommunikation:** Dieser Kommunikationspfad hat den Vorteil großer räumlicher aber auch sozialer Reichweite über viele verschiedene Milieus oder Lebenswelten hinweg. Nachteile sind unter anderem: Bestimmte Gegenstandsbereiche werden nicht thematisiert (mangelndes Vertrauen), Verlust der Kontrolle über Wissen aufgrund medialer Aufbereitung, Umformung und Vereinfachung. Bestehende gesellschaftliche Diskurse bestimmen, wie relevant bestimmte Forschungsbereiche für die Öffentlichkeit sind. Ob das eigene Forschungsthema gerade in einem zentralen gesellschaftlichen Diskurs passt, lässt sich nur in Grenzen beeinflussen. Bei einem EU Forschungsprojekt fielen z. B. ein Sachstandsbericht des IPCC und die darauffolgende mediale Debatte mit dem ALARM Projekt zusammen, was ihm eine große mediale Aufmerksamkeit brachte. Aber auch bei medialer Kommunikation sind die face-to-face Kontakte zwischen einzelnen Medienvertretern und Forschern entscheidend, um den medialen Kommunikationspfad zu nutzen, wie es sich im ALARM-Projekt herausstellte.
- **Kommunikation über NGOs:** Im Bereich der Biodiversität gibt es eine Reihe wichtiger NGOs, die sowohl über Fachexpertise als auch über politische Expertise und Netzwerke verfügen. NGOs sind oft in politische Prozesse eingebunden, z. B. durch formale, aber auch informelle Beteiligungsverfahren in Gesetzgebungsprozessen. Dadurch wissen sie, welche Themen auf der politischen Agenda stehen, wo welches wissenschaftliche Wissen benötigt wird und können so Wissen in politische Entscheidungen einbringen. Wissenschaftler können durch Kommunikation mit NGOs ihr Wissen für politische Prozesse verfügbar machen, ohne zu sehr in politische Prozesse hineingezogen zu werden. Allerdings besteht ein schmaler Grat zwischen Kommunikation mit und Vereinnahmung durch NGOs. Für die erfolgreiche Entwicklung der Schweizer Biodiversitätsstrategie spielte die Kommunikation zwischen Wissenschaft und NGOs eine zentrale Rolle.
- **Kommunikation über Schnittstellen-Experten und Institutionen:** Schnittstellen-Institutionen verfügen über Ressourcen für den Kommunikationsprozess und verstetigen diesen. Sie verfügen außerdem über Schnittstellen-Experten (knowledge broker) mit Kommunikationsexpertise, um den Dialog aller Akteure an der Schnittstelle aufzubauen, zu festigen und zu stärken. Im Falle der Entwicklung der deutschen Biodiversitätsstrategie spielte z. B. das Bundesamt für Naturschutz eine entscheidende Rolle als vermittelnde Institution zwischen Wissenschaft und Politik.

Die Kommunikationspfade, sind als komplementär in ihren Stärken und Schwächen zu verstehen. Zudem sollten gemäß dem Modell der Schnittstelle eine dialogorientierte Kommunikation und der Austausch komplementären Wissens (wissenschaftliches Wissen, Alltagswissen und sozial robustes Wissen) im Vordergrund stehen. Ein linearer Transfer-Ansatz wissenschaftlichen Wissens sollte vermieden werden.

4 Institutionelle Verankerung der Schnittstelle

Eine Institutionalisierung von Schnittstellen hat eine Reihe von Vorteilen. Sie stellt Ressourcen und Anreize für Kommunikationsarbeit bereit. Außerdem erzeugen Institutionen eine Dauerhaftigkeit und Stabilität sozialer Prozesse und damit auch der Schnittstellenarbeit (KOPP & SCHÄFERS 2010). Die Institutionalisierung bringt aber auch eine Reihe von Nachteilen mit sich. Institutionen können bürokratisch und träge sein, was insbesondere an der Schnittstelle der sehr dynamischen Felder von Wissenschaft und Politik Probleme verursacht. Außerdem ist die Kehrseite der stabilisierenden Wirkung von Institutionen, dass sie den Status Quo zementieren und kritische Reflektion verhindern können (KOPP & SCHÄFERS 2010). Deshalb ist ein Einbau reflexiver Mechanismen in institutionalisierten Schnittstellen unabdingbar wie er z. B. auch für IPBES gefordert wird (BECK et al. 2014).

Institutionell verankerte Schnittstellen werden auch als Brückenorganisationen bezeichnet (im Englischen boundary organizations, GUSTON 2001). Brückenorganisationen können verschiedene soziale Bereiche, hier Wissenschaft und Politik, miteinander verbinden und in Austausch bringen und dabei zugleich die Identität, Integrität und Besonderheiten beider Bereiche aufrechterhalten (z. B. demokratische Aushandlungsprozesse in der Politik und nach epistemischen Kriterien geführte wissenschaftliche Debatten in der Wissenschaft).

Man kann eine Reihe verschiedener Typen institutionalisierter Schnittstellen unterscheiden, von denen hier drei aufgeführt werden.

- Als erstes ist die transdisziplinäre Forschung zu nennen (MITTELSTRAß 1992, JAHN et al. 2012). Sie zeichnet sich aus durch eine Öffnung des Forschungsprozesses in den verschiedenen Projekt-Phasen durch Stakeholder-Beteiligung. Das Ziel ist eine lebensweltnahe und problemorientierte Forschung. Transdisziplinäre Forschung ist zum einen an wissenschaftlichen Institutionen verankert, die Transdisziplinarität in ihre Zielsetzung aufnehmen und zwar jenseits einer „Transdisziplinaritätsrhetorik“. Ein weiterer Baustein der Institutionalisierung ist eine dauerhafte öffentliche Förderung transdisziplinärer Forschung. Ergänzendes Element der Institutionalisierung in der Wissenschaft sind Fachzeitschriften und andere Publikationsorgane die einen transdisziplinären Ansatz explizit würdigen.
- Als ergänzende Form der Institutionalisierung sind Fachbehörden zu betrachten, deren Zuständigkeitsbereich Biodiversität umfasst. Sie beraten die Regierung und übernehmen fachliche Vorbereitung von Gesetzen sowie ihre Implementierung. Dabei vermitteln sie immer zwischen der mehr politischen Sphäre der Ministerien und der Wissenschaft. Beispiele dafür sind in Deutschland das Bundesamt für Naturschutz, das Umweltbundesamt oder auf EU Ebene die European Environment Agency (EEA).
- Ein weiterer Typ der Institutionalisierung sind Expertengremien. Diese fertigen Sachstandsberichte zu bestimmten thematischen Bereichen an, in denen der Stand des Wissens zusammengetragen wird. Sie sollen eine fachliche Grundlage für politische Entscheidungen liefern, verschiedene Optionen für politisches Handeln aufzeigen oder auch den Forschungsbedarf ermitteln. Beispiele sind in Deutschland der Sachverständigenrat für Umweltfragen oder die Enquete-Kommission des Bundestages.

All diese Institutionen brauchen Schnittstellen-Experten, welche Expertise in verschiedenen Biodiversitätsrelevanten Disziplinen abdecken als auch Verständnis für und Kontakte in Politik und Praxis haben. Sie sollten außerdem die Fähigkeit haben Informationen bedarfsrelevant zusammenzufassen, zwischen

verschiedenen Perspektiven zu vermitteln und haben einen Blick für den größeren Kontext aktueller Problematiken in ihrer politischen aber auch wissenschaftlichen Dimension.

Schnittstellen Typ	Institutionelle Verankerung	Ziele	Beispiele
Transdisziplinäre Forschung	Verankerung an wissenschaftlichen Institutionen.	neues Wissen, das spezifische kontextabhängige Probleme der Lebenswelt aufgreift; Beteiligung von Stakeholdern in den verschiedenen Projektphasen	EU Forschungsprojekte mit engem Politikbezug, z. B. ALARM, Aquamoney
Fachbehörden	Verankerung als öffentliche Einrichtung, meist einem Fachministerium zugeordnet.	Beratung der Regierung, Implementierung und Vorbereitung von Gesetzen mittels fachlicher Expertise, Erstellung von Standards und Leitlinien zur Umsetzung von Gesetzen	EEA, BfN, UBA
Expertengremien	Institutionen mit unterschiedlichem Grad der Unabhängigkeit von Entscheidungsträgern	Umfassende Zusammenfassung und Bewertung bestehenden Wissens als Grundlage für politische Handlungsimplikationen, Bereitstellung von politischen Optionen, Ermittlung von Forschungsbedarf	IPBES, SRU, Enquetekommission des Bundestages

5 Schlussfolgerungen

Die obigen Ausführungen verdeutlichen, warum der Austausch an der Schnittstelle zwischen Wissenschaft und Politik ein komplexer Prozess ist, der einer sorgsamem „Orchestrierung“ bedarf. Bei komplexen Fragen der heutigen Umweltpolitik, mit der Biodiversität als einem typischen Querschnittsthema, reicht der alleinige Zugriff auf wissenschaftliches Wissen durch lineare Prozesse nicht aus, es bedarf vielmehr des dialogorientierten Ansatzes der Schnittstelle. Basis muss hier ein bewusster Umgang mit den Stärken und Schwächen der verschiedenen Kommunikationspfade und dem Aufgreifen verschiedener Wissensformen sein.

Dabei ist auch kritisch zu betrachten, welche institutionellen Lösungen hierfür gefunden werden. Methoden und Ansätze, die explizit auf das dialogorientierte Modell der Schnittstelle bauen, können hier helfen, bisherige institutionelle Ansätze wie Expertengremien und die Arbeit von Fachbehörden zu ergänzen bzw. zu erweitern. IPBES versucht dies ein Stück weit auf internationaler Ebene umzusetzen, in dem vor allem verschiedene Wissensformen mit in die Arbeit einbezogen werden (BECK et al. 2014).

6 Literatur

- BECK, S. (2009): Moving beyond the linear model of expertise? IPCC and the test of adaptation. - *Regional Environmental Change*: 1-10.
- BECK, S., M. BORIE, J. CHILVERS, A. ESGUERRA, K. HEUBACH, M. HULME, R. LIDSKOG, E. LÖVBRAND, E. MARQUARD, C. MILLER. (2014): Towards a Reflexive Turn in the Governance of Global Environmental Expertise. The Cases of the IPCC and the IPBES. - *GAIA-Ecological Perspectives for Science and Society* 23/2: 80-87.
- DAFT, R.L., R.H. LENGEL (1983): Information richness. A new approach to managerial behavior and organization design. - DTIC Document.
- FLICK, U. (1995): Alltagswissen in der Sozialpsychologie. - In: FLICK, U. (Hrsg.): *Psychologie des Sozialen. Repräsentationen in Wissen und Sprache*. - Reinbeck (Rowohlt Taschenbuch V.): 54-77.
- FLICK, U. (2002): *Qualitative Sozialforschung: Eine Einführung*. - Rebeck (rororo)
- FREEMAN, M.M. (Ed.) (1979): Traditional land users as a legitimate source of environmental expertise. -

- GIERYN, T.F. (2010): Paradigm for the Sociology of Science. - In: Merton, R.K.: Sociology of Science and Sociology as Science: 113-139.
- GUSTON, D.H. (2001): Boundary organizations in environmental policy and science: an introduction. - Science, Technology, & Human Values 26/4: 399-408.
- HOPPE, R. (1999): Policy analysis, science and politics: from 'speaking truth to power' to 'making sense together'. - Science and Public Policy 26/3: 201-210.
- HOUDE, N. (2007): The six faces of traditional ecological knowledge: challenges and opportunities for Canadian co-management arrangements. - Ecology and Society 12/2: 34.
- JAHN, T., M. BERGMANN, F. KEIL (2012): Transdisciplinarity: Between mainstreaming and marginalization. - Ecological Economics 79: 1-10.
- KELLE, U., S. KLUGE (2010): Vom Einzelfall zum Typus: Fallvergleich und Fallkontrastierung in der qualitativen Sozialforschung. - VS Verlag.
- KOETZ, T., P. BRIDGEWATER, S. VAN DEN HOVE, B. SIEBENHÜNER (2008): The role of the Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice to the Convention on Biological Diversity as science-policy interface. - Environmental Science & Policy 11/6: 505-516.
- KOPP, J., B. SCHÄFERS (2010): Grundbegriffe der Soziologie. - VS Verlag.
- MITTELSTRAB, J. (1992): Auf dem Weg zur Transdisziplinarität. - Gaia 1/5: 250.
- MOSCOVICI, S. (2001): Social representations - Explorations in Social Psychology. - New York: New York (University Press).
- NEBHÖVER, C., J. TIMAEUS, H. WITTMER, A. KRIEG, N. GEAMANA, S. VAN DEN HOVE, J. YOUNG, A. WATT (2013): Improving the Science-Policy Interface of Biodiversity Research Projects. - GAIA-Ecological Perspectives for Science and Society 22/2: 99-103.
- NEUMANN, R.K., E. MARQUARD, A. PAULSCH, S. TILCH, C. NEBHÖVER (2012): Kommunikation an der Schnittstelle von Wissenschaft und Politik. Herausforderungen und Lösungsansätze am Beispiel Biodiversität. - Forum der Geoökologie 23: 27-30.
- Reed, M., A.C. Evely, G. CUNDILL, I.R. FAZEY, J. GLASS, A. LAING, J. NEWIG, B. PARRISH, C. PRELL, C. RAYMOND (2010): What is social learning? Ecology and Society.
- SCHÜTZ, A., T. LUCKMANN (2003): Strukturen der lebenswelt. - Darmstadt (UVK)
- UNEP (2009): United Nations Environment Programme. Gap analysis for the purpose of facilitating the discussions on how to improve and strengthen the science-policy interface on biodiversity and ecosystem services. Second ad hoc intergovernmental and multi-stakeholder meeting on an intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services, Nairobi, 5–9 October 2009.
- WEINGART, P., J. LENTSCH (2008): Wissen Beraten Entscheiden. Form und Funktion wissenschaftlicher Politikberatung in Deutschland. - Weilerswist (Velbrück Wissenschaft).

Johannes Timaeus
Transition Town Leipzig
Verein zur Erhaltung der Nutzpflanzenvielfalt
Cichoriusstraße 1
04318 Leipzig
johannes.timaeus@posteo.de

*Ulrich Heink
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung
Permoserstraße 15
04318 Leipzig
ulrich.heink@ufz.de*

*Carsten Nesshöver
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung
Permoserstraße 15
04318 Leipzig
carsten.nesshoever@ufz.de*

*Rosmarie Katrin Neumann
Knowledge exCHANGE Research Centre of Excellence
Birmingham School of the Built Environment
Birmingham City University
rosmarie.katrin@gmail.com*

Weiterentwicklung der ‚Roten Liste der gefährdeten einheimischen Nutzpflanzen‘ für Gemüse

GUNILLA LISSEK-WOLF, STEFAN IRRGANG, CHRISTOPH VON STUDZINSKI, CHRISTIAN ULRICHS

Schlagwörter: Rote Liste Kulturpflanzen, alte Sorten, Erhaltung von pflanzengenetischen Ressourcen, Kulturpflanzenvielfalt, traditionelle Nutzpflanzen, kulturelles Erbe, Gemüse

1 Einleitung

Traditionelle Nutzpflanzen sind ein wichtiger Teil unseres kulturellen Erbes. Die Bewahrung und Förderung ihres Anbaus sind als Lebensgrundlage für zukünftige Generationen von nicht zu unterschätzender Bedeutung. Denn neben verwandten Wildarten und Primitivformen werden auch alte Kulturpflanzensorten als Ausgangsmaterial für die zukünftige Züchtung benötigt. Sie gelten als wertvolle genetische Ressourcen, wenn es um die Veränderung von Nutzungsbedingungen oder Nutzungsansprüchen geht. Alte Sorten können Gene besitzen, deren potentieller Nutzen bezüglich einer Anpassung an sich verändernde Klimabedingungen bisher nicht erschlossen ist. Auch hinsichtlich Krankheitsresistenzen oder bisher unbekannter bioaktiver Inhaltsstoffe können alte Sorten wahre Schatzkästchen sein. Und nicht zuletzt unter dem Gesichtspunkt der Erhaltung der Agrobiodiversität ist die Bewahrung der Formen- und Nutzungsvielfalt alter Sorten erstrebenswert.

Deutschland hat sich als Vertragsstaat des Übereinkommens über die biologische Vielfalt 1993 (engl.: Convention on Biological Diversity, kurz CBD) verpflichtet, die Artenvielfalt langfristig zu erhalten. Von der Bundesregierung wurde dazu das Nationale Fachprogramm zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung pflanzengenetischer Ressourcen erarbeitet (BMVEL 2002 u. 2012), mit dem wesentlichen Ziel, die Vielfalt wildwachsender und kultivierter pflanzengenetischer Ressourcen sowohl *in-situ*¹ also auch *on-farm*² langfristig zu erhalten. Die Kenntnis über die aktuell existierenden genetischen Ressourcen ist eine grundsätzliche Voraussetzung für gezielte und effiziente Erhaltungsaktivitäten (BMELV 2012). Daher wurde im Auftrag des Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMEL) von der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) eine ‚Rote Liste‘ der gefährdeten einheimischen Nutzpflanzen in Deutschland entworfen (BLE 2010).

Der Naturschutz reagiert seit vielen Jahren auf den Verlust und die Gefährdung von Tier- und Pflanzenarten mit der Herausgabe von ‚Roten Listen‘ (KÖPPEL 2004). Sie gelten als anschauliches Arbeitsinstrument, die Situation der gefährdeten wildlebenden Tier- und Pflanzenarten zu dokumentieren und notwendige Schutzmaßnahmen daraus abzuleiten. In Deutschland gab es vor einigen Jahren methodische Ansätze, eine ‚Rote Liste‘ für gefährdete Kulturpflanzen zu erstellen (vergl. HAMMER & KHOSHBAKHT 2005, MEYER & VÖGEL 2006). Die ‚Rote Liste Kulturpflanzen‘ soll alle Artengruppen von einheimischen Nutzpflanzen und deren Sorten, Landsorten und Varietäten umfassen, die in Deutschland an lokale Bedingungen angepasst und von Bedeutung waren (BMELV 2012). Die erste Version der ‚Roten Liste der gefährdeten einheimischen Nutzpflanzen‘ in Deutschland wurde 2009 ausschließlich auf Sortenebene erarbeitet. In der aktuellen Version der ‚Roten Liste der gefährdeten einheimischen Nutzpflanzen‘ sind bisher überwiegend Sorten landwirtschaftlicher Arten und Obstsorten angeführt (BLE 2013). Sorten von Gemüsearten werden nur vereinzelt aufgelistet. Mit dem hier vorgestellten Vorhaben soll die ‚Rote Liste‘ im Gemüsebereich weiterentwickelt werden und damit eine wissenschaftliche Datengrundlage erarbeitet werden.

¹ *In-situ* Erhaltung ist die Erhaltung von Ökosystemen und natürlichen Lebensräumen sowie die Bewahrung und Wiederherstellung lebensfähiger Populationen von Arten in ihrer natürlichen Umgebung und – im Fall domestizierter oder gezüchteter Arten – in der Umgebung, in der sie ihre besonderen Eigenschaften entwickelt haben.

² *On-farm* Erhaltung als besondere Form der *in-situ* Erhaltung ist die Erhaltung im landwirtschaftlichen Betrieb.

Allgemein ist immer die Rede davon, dass in den letzten Jahrzehnten hunderte von Kulturpflanzensorten vom Markt und aus den Gärten verschwunden seien. Mit Beginn der Sortenbereinigung ab 1934 sei das Gemüsesortiment außerdem stark begrenzt worden. Weitgehend unbekannt ist jedoch, wie hoch die Anzahl der tatsächlich genutzten bzw. gehandelten Sorten im Gemüsebereich seit Mitte des 19. Jahrhunderts tatsächlich war. Darüber hinaus herrscht Unklarheit darüber, welche Gemüsesorten kulturelle und historische Bedeutung hatten und in Deutschland gehandelt wurden.

Samenmuster von Kulturpflanzenarten und -sorten werden in Genbanken konserviert (*ex-situ* Erhaltung³). Auf Anfrage werden Samenproben für Züchtungs- und Forschungszwecke zur Verfügung gestellt. Neben dieser Genbank-Konservierung ist es notwendig, alte Kulturpflanzen als kulturelles Erbe lebendig zu erhalten, d. h. sie wieder in die Nutzung zu bringen (*on-farm* Erhaltung).

In dem hier vorgestellten Forschungsvorhaben soll nun eine wichtige Datengrundlage für die Erhaltung und Nutzung von alten Kulturpflanzenarten und -sorten geschaffen werden. Die ‚Rote Liste Gemüse‘ wird durch eine umfassende Datenrecherche weiterentwickelt.

Auf folgende Fragen werden Antworten gesucht: Welche Gemüsearten und -sorten wurden zwischen 1840 und 1950 gehandelt und wie wurden sie beschrieben? Von welchen Sorten sind Samenmuster in den internationalen Genbanken vorrätig? Welche dieser Sorten und Arten sind kulturell und historisch bedeutsam?

Für das Vorhaben leiten sich daraus folgende Ziele ab:

- 1 Die Verbesserung der Datengrundlage durch die Erfassung und Dokumentation von Gemüsearten und -sorten, die im Handel verfügbar waren. Die Grundlage hierfür bilden Saat- und Pflanzgutkataloge sowie historische Fachliteratur im Gemüsebau aus den Jahren zwischen 1840 und 1950 auf dem Gebiet der Bundesrepublik Deutschland in den heutigen Grenzen.
- 2 Darüber hinaus wird die aktuelle Verfügbarkeit von Saat- und Pflanzgut von einstmals gehandelten Arten und Sorten überprüft. D. h. die Verfügbarkeit von Saat- und Pflanzgut der in der ‚Rote Liste Gemüse‘ aufgelisteten Arten und Sorten durch Sichtung von Saatgutsammlungen und Datenbanken (nationale und internationale Genbanken und Saatgutinitiativen) und Nennung des Ortes der Verfügbarkeit.
- 3 Durch die Identifizierung des Handlungsbedarfs dient das Vorhaben als Entscheidungshilfe für weiterführende Schutz- und Fördermaßnahmen zur Erhaltung von alten Gemüsesorten.

2 Material und Methoden

2.1 Datenerfassung

Literaturrecherche

Für die Weiterentwicklung der ‚Rote Liste Gemüse‘ in Deutschland werden Daten aus historischen Quellen im Zeitrahmen 1840 bis 1950 erfasst. Dazu wurde eine Recherche in einschlägiger Literatur nach Belegen zu den bedeutenden Gemüsebauzentren, den Gemüsezüchtern und den Handelsgärtnereien in Deutschland im Zeitraum 1840 bis 1950 durchgeführt. Als nächste Schritte erfolgten die Verortung und die Sichtung von historischen Quellen in den Archiven und Bibliotheken und die Quellen-Auswahl. Aus Historischen Handelskatalogen/-Verzeichnissen für Gemüsesaatgut, historischer Fachliteratur und Fachzeitschriften des Gartenbaus werden Informationen zu Gemüsearten und -sorten zusammengetragen und in einer Datenbank erfasst.

³ *Ex-situ* Erhaltung ist die Erhaltung pflanzengenetischer Ressourcen für Ernährung und Landwirtschaft außerhalb ihres natürlichen Lebensraumes, d. h. in Genbanken.

Datenbank

Um die Informationen aus den historischen Quellen zu erfassen, zu verarbeiten, zu bewerten sowie strukturiert zugänglich zu machen, wurde ein geeignetes relationales Datenbankmodell konzipiert und in Form einer PostgreSQL-Datenbank erstellt. Zu jeder in die Datenbank aufgenommenen Information wird jeweils die entsprechende Referenz hinterlegt. Dieses Prinzip gewährleistet auch nach den verschiedenen Ebenen der Datenauswertung eine klare Nachvollziehbarkeit des Datenursprungs. Die Ergebnisse werden in einer Art Steckbrief per HTML/PHP visualisiert. Dabei werden die zu einer Sorte oder Sortengruppe zugehörigen Referenzen zusammen mit ihrer Verfügbarkeit und ihrer Einordnung in die aktuell akzeptierte Taxonomie aufgelistet. Dazu werden relevante Daten aus der Originalquelle kategorisiert dargestellt.

Erfassung von Sortendaten

Die Erfassung der historischen Informationen zu Gemüsearten und -sorten in der Datenbank erfolgt schrittweise: Zuerst erfolgt die Literaturerfassung, d. h. die Erfassung der Quelle der Information. Aus der historischen Quelle wird der Sortenname in die Datenbank eingetragen und taxonomisch zugeordnet. Dann erfolgt der Eintrag der historischen Sortenbeschreibung bzw. -information. Um die Sorten später besser bewerten und einteilen zu können, werden die in der Quelle beschriebenen Eigenschaften oder Informationen ausgewählten artspezifischen Eigenschaften zum Anbau, zur Morphologie oder zur Verwendung zugeordnet.

2.2 Datenauswertung

Damit aus dem historischen Datenbestand „Rote Liste Kandidaten“ bei Gemüse identifiziert werden können, erfolgt eine Datenauswertung.

Überprüfung der Verfügbarkeit

Ist eine Sorte in der historischen Literatur erwähnt, muss zunächst überprüft werden ob sie auf der EU-Sortenliste registriert ist (EU CATALOG OF REGISTERED PLANT VARIETIES, DG HEALTH AND CONSUMERS o. J.). Denn Arten und Sorten die einen Eintrag in der EU-Sortenliste haben, haben Handelsbedeutung, sind verfügbar und gehören damit nicht auf die „Rote Liste Gemüse“. Es muss demnach ein Datenabgleich stattfinden: Die „alte“ Sortensituation im Handel (= historische Daten) wird mit der aktuellen Sortensituation im Handel (= EU-Sortenliste) verglichen. Durch diesen Datenvergleich werden diejenigen Sorten identifiziert, die aktuell keine Handelsbedeutung haben. Um jedoch die aktuelle Verfügbarkeit von Saatgut und den Gefährdungsgrad dieser nicht mehr im Handel befindlichen Sorten auszuweisen, wird die ex-situ und die in-situ/on-farm Verfügbarkeit von Saatgut von diesen „Rote Liste Kandidaten“ überprüft. Nur wenn Saatgut einer Kulturpflanzenart oder -sorte noch vorhanden ist, kann sie zukünftig auch erhalten werden. Wenn kein Saatgut mehr vorhanden ist, gilt eine Sorte als „ausgestorben“. Für die ex-situ³ Verfügbarkeit wird auf den Datenbestand des Europäischen Internet-Suchkatalogs zu pflanzengenetischen Ressourcen (European Search Catalogue - EURISCO) zugegriffen. EURISCO liefert Informationen über ex-situ Genbanksammlungen in ganz Europa. Er umfasst derzeit Passportdaten von mehr als einer Million Muster pflanzlicher Vielfalt, die in ca. 240 europäischen Instituten in 38 Ländern aufbewahrt werden (ECPGR o. J.). Für die aktuelle in-situ/on-farm Verfügbarkeit der „Rote Liste Kandidaten“ wird die Sichtung und Analyse der Saatgutsammlungen von fünf Saatgut-Erhaltungsinitiativen (NGO's) durchgeführt.

Bedeutung einer Sorte

Zuletzt wird die Gefährdung einer Sorte auf Grundlage ihrer Bedeutung bewertet. Eine Rote Liste für Kulturpflanzen soll alle Arten und Sorten umfassen die in Deutschland von Bedeutung waren, heute keine Anbaubedeutung mehr haben und gefährdet sind „auszusterben“. Die Bedeutung einer Sorte richtet sich nach verschiedenen Kriterien, die sich aus dem Vorgaben des Beratungs- und Koordinierungsausschusses des Fachprogramms zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung pflanzengenetischer Ressourcen landwirtschaftlicher und gartenbaulicher Kulturpflanzen (BEKO, BLE 2011) ergeben. Zu nennen sind hier die Verweildauer einer Sorte im Handel oder besondere Verwendungs- oder Anbaueigenschaften. Aber auch

besondere morphologische Merkmale bzw. eine regionale Zuordnung können für die Bedeutung einer Sorte von Gewicht sein.

3 Geplante Ergebnisse

Nach Abschluss dieser Datenanalysen werden für die Weiterentwicklung der ‚Roten Liste Gemüse‘ die ‚Rote Liste Kandidaten‘ identifiziert. Auf Grundlage der historischen Literatur von 1840 bis 1950 werden damit die Gemüsearten und -sorten abgebildet, die in dieser Zeit im Handel von Bedeutung waren und heute als gefährdet eingestuft werden können. Darüber hinaus ist geplant, vergessene Nutzungsrichtungen zu identifizieren und regionale Bedeutungen auszuweisen. Mit diesen Informationen kann die aktuelle Version der ‚Roten Liste der gefährdeten einheimischen Nutzpflanzen‘ in Deutschland (BLE 2013) ergänzt werden.

4 Ausblick

Nach ihrer systematischen Erfassung in Datenbanken und der erforderlichen Sicherung alter Kulturpflanzenarten und -sorten (ex-situ), sollte sich in einem nächsten Schritt eine in-situ Sicherung und on-farm Nutzung ausgewählter kulturell, historisch und genetisch bedeutender Gemüsearten und -sorten anschließen. Dafür wird die Entwicklung von Fördermaßnahmen und -instrumenten von Bedeutung sein, damit die alten Gemüsesorten bald wieder in unseren Gärten gedeihen und somit lebendig erhalten werden. Mit der geplanten Weiterentwicklung der ‚Roten Liste Gemüse‘ wird eine Datengrundlage geschaffen, um gefährdete Arten und Sorten zu identifizieren. Die erarbeitete Datenbank sollte somit ein Rechercheinstrument für Erhalter/innen von in Vergessenheit geratenen Sorten werden.

5 Danksagung

Das Projekt wird gefördert durch das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) über die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE), Förderkennzeichen 2811HS019.

6 Literatur

BLE (BUNDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT UND ERNÄHRUNG) (2013): Rote Liste der gefährdeten einheimischen Nutzpflanzen in Deutschland (Stand: Juni 2013).

<http://pgrdeu.genres.de/infoFiles/Rote-Liste-Nutzpflanzen-2013.pdf> (verifiziert am 15.07.2014).

BLE (BUNDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT UND ERNÄHRUNG) (2011): Kriterien zur Aufnahme in die Rote Liste: Schriftliche Mitteilung vom 2.11.2011 zur Bekanntmachung Nummer 12/11/51 vom 28.10.2011.

BLE (BUNDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT UND ERNÄHRUNG (Hrsg.) (2008): Pflanzengenetische Ressourcen für Ernährung und Landwirtschaft in Deutschland: Zweiter Nationaler Bericht. – (Agrobiodiversität Band 29)

BMVEL (BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT) (2002): Nationales Fachprogramm zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung pflanzengenetischer Ressourcen landwirtschaftlicher und gartenbaulicher Kulturpflanzen. -

http://www.genres.de/pgr/nationales_fachprogramm/ (verifiziert am 1.12.2011).

BMVEL (BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT) (2012): Nationales Fachprogramm zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung pflanzengenetischer Ressourcen landwirtschaftlicher und gartenbaulicher Kulturpflanzen. -

http://www.genres.de/pgr/nationales_fachprogramm/ (verifiziert am 15.07.2014).

DG HEALTH AND CONSUMERS, (o. J.): Catalogue – Vegetables. -

<http://ec.europa.eu/food/plant/propagation/catalogues/database/public/index.cfm?event=SearchForm&cat=H> (verifiziert am 16.04.2014).

- ECPGR (EUROPEAN COOPERATIVE PROGRAMME FOR PLANT GENETIC RESOURCES) (o. J.): European Search Catalogue – EURISCO, http://www.ecpgr.cgiar.org/working_groups.html (verifiziert am 15.04.2013).
- EU-Richtlinie(2002): Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 193/33, Richtlinie 2002/55/EG des Rates vom 13. Juni 2002 über den Verkehr mit Gemüsesaatgut. - <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2002:193:0033:0059:DE:PDF> (verifiziert am 15.04.2013).
- HAMMER, K.; KHOSHBAKHT, K. (2005): Towards a ‘red list’ for crop plant species. - *Genetic Resources and Crop Evolution* 52: 249–265.
- KÖPPEL, C. (2004): Rote Listen: Geschichte, Konzepte und Umsetzung sowie alternative Ansätze. - <http://www.nabu.de/nh/399/liste399.htm> (verifiziert am 1.12.2011).
- MEYER, A.; VÖGEL, R. (2006): Rote Liste für gefährdete Kulturpflanzen in Deutschland: Handlungsmöglichkeiten und ausgewählte Fallbeispiele aus der Region Brandenburg. - Fachbeiträge des Landesumweltamtes, Heft Nr. 100. Potsdam (Landesumweltamt Brandenburg (LUA))

Gunilla Lissek-Wolf, Stefan Irrgang, Christoph von Studzinski, Christian Ulrichs
Humboldt-Universität zu Berlin
Lebenswissenschaftliche Fakultät
Albrecht Daniel Thaer-Institut für Agrar- und Gartenbauwissenschaften
FG Urbane Ökophysiologie der Pflanzen
Lentzeallee 55/57
14195 Berlin
e-mail: gunilla.lissek-wolf@agrار.hu-berlin.de

Modelbasierte Optimierung von ökologischen und ökonomischen Zielen im Bereich der Implementierung von Agrarumweltmaßnahmen durch Landpflegeeinheiten

BERND MÜLLER

Schlagwörter: Gemeinsame europäische Agrarpolitik, Agrarumweltmaßnahmen, Landschaftspflege, Agrarlandschaft; Kooperation

Hintergrund

In Deutschland wird auf ca. 45 % der Fläche Landwirtschaft betrieben. Der landwirtschaftliche Sektor muss dabei vielseitigen Anforderungen aus der Gesellschaft und angrenzenden Wirtschaftsbereichen gerecht werden. Er muss für die Sicherheit der Ernährung der Bevölkerung sorgen, eine zunehmende Menge an Biomasse für die Energieproduktion bereitstellen, klimaschonende und nachhaltige Anbausysteme entwickeln und die Landschaftsästhetik bewahren, um den Erholungswert der Landschaft aufrecht zu erhalten. Darüber hinaus sind die Mitgliedstaaten der Europäischen Union (EU) verpflichtet, Maßnahmen zu treffen um die europäische Biodiversitätsrichtlinie, die auf der Vereinten Nationen Konvention zur Biologischen Diversität (CBD) beruht, zu erreichen. Eine Kernforderung besteht darin, dass bis 2020 in der Agrarlandschaft bis zu 40 % der Lebensräume und Tierarten einen nachweisbar stabileren oder verbesserten Zustand gegenüber dem Referenzjahr 2010 zeigen (EUROPEAN COMMISSION 2011). Die in der Landwirtschaft tätigen Akteure müssen dazu einen Hauptbeitrag leisten. Allerdings hat die moderne intensive landwirtschaftliche Produktionsweise viele negative Auswirkungen auf das Ökosystem (RIZZO 2013; DI FALCO 2005). Vor allem Tierarten und deren Lebensräume in der Agrarlandschaft sind durch diese zunehmend intensivere landwirtschaftliche Produktion und die damit einhergehende Vereinfachung der Landschaftsstruktur sehr stark bedroht (BMU 2010; GEIGER 2010; DUELLI 2003).

Gemeinsame europäische Agrarpolitik

Um diese Bedrohung zu mindern und die Ziele der Europäischen Biodiversitätsstrategie zu erreichen, sind Teile des Budgets der Gemeinsamen europäischen Agrarpolitik in der 2. Säule im Europäischen Landwirtschaftsfond für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) bereit gestellt. Dort dienen insbesondere die Agrarumweltmaßnahmen dazu, Landwirte für eine umweltverträglichere, extensivere Landnutzung zu entschädigen. Dies sind z. B. spätere Schnitzeitpunkte bei Grünlandflächen um wiesenbrütende Vogelbestände zu schonen oder die Anlage von Feldhecken als Lebensraum für Kleinsäuger in ausgeräumten Landschaften. Die entgangenen Erträge der Landwirte durch extensive Bewirtschaftung werden monetär ausgeglichen. Für Zahlungen von Agrarumweltmaßnahmen der 2. Säule wurden beispielsweise im Jahr 2012 auf rund 6,7 Mio Hektar Vertragsfläche in Deutschland 626 Mio Euro öffentliche Mittel (EU-, Bundes- und Landesmittel eingesetzt) (BMEL 2013). Trotz dieser großen Investitionen in den Arten- und Biotopschutz zeigen ökologischen Zustandsindikatoren in Deutschland keine positiven Veränderungen (HALADA 2011; HENLE 2008; BMU 2010; BMU 2014).

Die Kritik an der Planung und Implementierung von Agrarumweltmaßnahmen nimmt zu (PEËR 2014). Der größte Teil der Agrarumweltmaßnahmen führt nur zu geringen ökologischen Mehrwerten in der Bewirtschaftung. Der eingeschränkte Planungshorizont welcher nur die Dauer der Maßnahmenperiode betrifft, behindert den langfristigen Erfolg vieler Maßnahmen (METTEPENNINGEN 2013). Die Agrarumweltmaßnahmen werden oftmals an besonders marginalen Standorten implementiert, weil sie dort finanziell interessante Anbaualternativen für die Landnutzer bedeuten (HAMPICKE 2011). Außerdem werden die Maßnahmen zu einem großen Teil nur dann in den innerbetrieblichen Landnutzungsplan aufgenommen, wenn diese nicht sehr stark von den betrieblichen Arbeitsabläufen abweichen z. B. Gülle-

Schleppschlauch-Technik, Verzicht auf Wachstumsregulatoren, Erhaltung einer mäßig intensiven Grünlandnutzung (< 2 Großvieheinheiten pro Hektar) (OPPERMANN 2012).

Umsetzung von Zielen der 2. Säule innerhalb der gemeinsamen europäischen Agrarpolitik

Es gilt die vereinbarten Ziele innerhalb der europäischen Biodiversitätsstrategie zu erreichen und dabei zu verhindern, dass die Konkurrenzsituation um Nutzfläche in Deutschland durch getroffene Maßnahmen weiter verschärft wird. Um keine Verschiebungseffekte in der Landnutzung zu verursachen, müssen die Agrarumweltmaßnahmen ökologisch und ökonomisch effizient angelegt werden. Umweltbehörden oder Naturschutzorganisationen haben nur geringe Eingriffsmöglichkeiten um Schutzmaßnahmen für bedrohte Arten oder Habitate im Raum zu platzieren. Die Bereitstellung von Flächen für die Agrarumweltmaßnahmen liegt ganz im Ermessen des Landnutzers. Allerdings wird die Betriebsebene bei Naturschutzmaßnahmen fast immer überschritten, da die betroffenen Arten einen größeren Aktionsradius haben oder für den Naturschutz großräumige Nutzungsmosaik aufgebaut werden müssen (FRANKS 2007). Somit ist für eine effizientere Planung eine größere Ebene wie die Betriebsebene nötig.

Landpflegeeinheit

Diese regionale Ebene kann über einen Verbund aus Landnutzern, Landbesitzern, Vertretern der Bevölkerung, Landschaftsplanern und Ökologen erreicht werden, der als Landpflegeeinheit auftritt, adressiert werden. So können die räumlichen Anforderungen der Schutzkonzepte erfüllt und damit aktiv Naturschutzdienstleistungen erbracht werden. Diese Institution kann mit einem nachhaltigen Landnutzungskonzept optimale Voraussetzungen zur Stabilisierung von bestimmten regional- und habitattypischen Indikatorarten schaffen. Die Vorteile sind, dass die Landpflegeeinheit gezielt auf lokale Gegebenheiten eingeht und Aktionen auf lokalem Wissen und Erfahrungen basierend durchführen kann. Großräumige Vernetzungen von Naturschutzgebieten können somit besser geplant und durchgeführt werden. Des Weiteren ist zu erwarten, dass ökologische Innovationen in Naturschutz und Landschaftspflege durch interdisziplinäre Zusammenarbeit vorangetrieben werden und dadurch die Preis–Leistungs–Verhältnisse im Naturschutz verbessert werden können. Eine Landpflegeeinheit bietet professionelle Unterstützung der Landwirte, wodurch ein besseres Verständnis für die ökologischen Bedürfnisse und ein professionelles Management möglich ist (OECD 2013). Zusammenschlüsse oder Gruppen von Landwirten und anderen Landnutzern haben die Möglichkeit, im Rahmen der ELER Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen 1305/2013 (Artikel 28) Ausgleichszahlungen zu erlangen, die Höhe der Zahlungen hängt von den angefallenen Transaktionskosten ab. Eine breitere Fördermöglichkeit der EU für die Unterstützung von Kooperationsmaßnahmen bietet der ELER Artikel 35. Hierbei können auch größere Gemeinschaftsprojekte initiiert werden. Es werden u. a. Kosten von Studien über das betreffende Gebiet, laufenden Kosten der Zusammenarbeit und Kosten von Absatzförderungsmaßnahmen übernommen. Die 1. Säule der gemeinsamen europäischen Agrarpolitik (1307/2013 Artikel 46) ermöglicht eine territoriale oder kollektive Umsetzung der Hälfte der 5 % ökologischer Vorrangfläche.

In den Niederlanden werden ab dem 01. Januar 2016 nach einer fünfjährigen Test Phase alle Agrarumweltmaßnahmen durch Kooperationen von Landwirten durchgeführt, es wird keine Einzelverträge mehr geben. Die niederländische Regierung schließt offiziell mit diesen Gruppen Verträge, die sie zu den Endempfängern von Ausgleichszahlungen für die erbrachten Naturschutzleistungen macht. Die Basis für diesen Gesetzesbeschluss legten in den 1990er Jahren Landwirte, die sich in Gruppen organisierten und das gemeinsame Ziel verfolgten, landwirtschaftliche Flächen für den Schutz der biologischen Vielfalt zur Verfügung zu stellen und diese Dienstleistung zu vermarkten. Heute gibt es rund 150 solcher regionaler Gruppen, die insgesamt ungefähr 25 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche der Niederlande abdecken (SCHOUTEN 2013).

Methodik

Durch das Naturschutzmanagement mittels einer Landpflegeeinheit wird die größtmögliche Variabilität bei der Auswahl der geeigneten Nutzflächen für Agrarumweltmaßnahmen erreicht. Es besteht so Zugriff auf einen großen Teil der Flächen zur zielgerichteten Planung der Anlage von Agrarumweltmaßnahmen in einer Region.

In der agronomischen Literatur spielt die Rolle der räumlichen Anordnung der Felder und die Bewertung dieser Anordnung im Territorium bisher eine untergeordnete Rolle (BENOÎT 2012). Ein mit linearer Programmierung entwickeltes Landnutzungsmodell soll hier weitere Einblicke in diesen räumlichen Abhängigkeiten liefern. Mittels einer Kosten - und Wirkungsanalyse für alle Flurstücke soll die optimale Verteilung von Agrarumweltmaßnahmen in einer Region ermittelt werden. In die Zielfunktion der Analyse fließen das Budget der Agrarumweltmaßnahmen für die Region sowie die Ansprüche der regional- und habitattypischen Indikatorarten ein. Die 5 Jahres Durchschnittswerte einer durchgeführten Fruchtfolge für jedes Feldstück sind die Datengrundlage für die ökologische- und ökonomische Produktionsleistung.

Die zusätzliche ökologische Produktionsleistung durch eine Agrarumweltmaßnahme auf einem Feld wird als Wirkung und der entgangene Gewinn durch Extensivierung eines Feldes als Kosten einer Maßnahme angenommen. Durch die Gegenüberstellung dieser berechneten Werte kann der Grenznutzen einer implementierten Maßnahme ermittelt und vom Programm optimiert werden. Die Basis für die Optimierung im Modell legen die von Siebrecht et al. (2008) entwickelte Methodik zur Bestimmung des Bewirtschaftungsbedingten Biodiversitätspotential und die Reilly Index Bestimmung (REILLY 1931).

Bewirtschaftungsbedingtes Biodiversitätspotential

Die Methode des Bewirtschaftungsbedingten Biodiversitätspotential ist die Grundlage für die Bewertung der Veränderung der ökologischen Produktionsleistung durch eine Agrarumweltmaßnahme direkt auf einem Feld. Es werden verschiedene landnutzungsbedingte Teilindikatoren (s. Abb. 1) zum Gesamtindex des bewirtschaftungsbedingten Biodiversitätspotential aufsummiert. Die Differenz des bewirtschaftungsbedingten Biodiversitätspotential Indexes eines Feldstückes vor und nach der Implementierung einer Agrarumweltmaßnahme, bildet den ersten Wert der Wirkungsanalyse, der ökologischen Produktionsleistung.

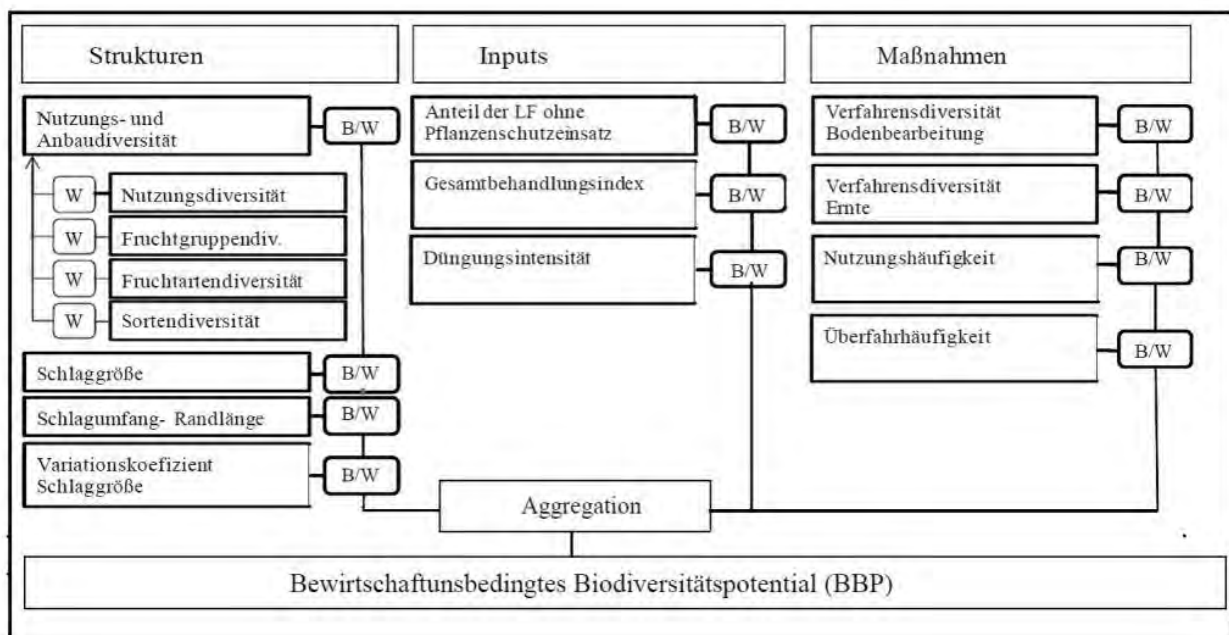


Abb. 1: Schematische Darstellung der ausgewählten Teilindikatoren mit Angaben zur Wichtung (W), Aggregation und Bewertung (B) zum Index Biodiversitätspotential (SIEBRECHT 2008)

Reilly Index Bestimmung

Die Reilly Index Bestimmung (REILLY 1931) wird benutzt, um die räumliche Auswirkung von Agrarumweltmaßnahmen auf Habitatnetzungen zu ermitteln. Die Identifikation, welche Interaktionen zwischen Feldstücken mit anderen bewirtschafteten und nicht bewirtschafteten Landstücken vorherrschen, ist dabei von großer Relevanz (RIZZO 2013).

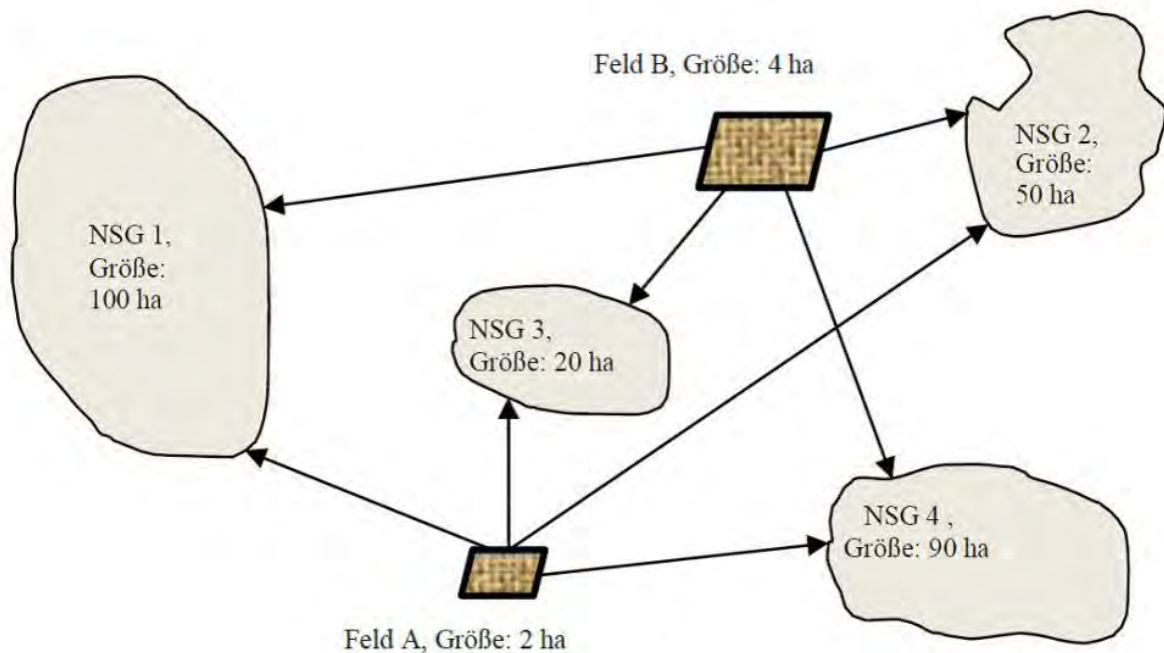


Abb. 2: Graphische Repräsentation des Reilly Index zur Veranschaulichung des räumlichen Zusammenhaltes; NSG = Naturschutzgebiet (verändert nach SCHOUTEN 2013)

Die Kalkulation des Reilly Index beginnt mit der räumlichen Festlegung und der Vermessung aller Agrarumweltmaßnahmen und Naturschutzgebiete einer Region (Abb. 2). Basierend auf den Summen aller ermittelten Abstände zwischen den Agrarumweltmaßnahmen und Naturschutzgebieten kann für jede einzelne neue Agrarumweltmaßnahme, die in einer Region hinzu gefügt wird, der Reilly Index für den räumlichen Zusammenhalt ermittelt werden (SCHOUTEN 2013).

$$R_i = \sum_{j=1}^J \frac{A_i + C_j}{d_{ij}^2}$$

R_i = Reilly Index von Feld A_i
 J = die Anzahl von Naturschutzgebieten in der Umgebung
 A_i = die Fläche von Feld A_i
 C_j = die Fläche des j Naturschutzgebietes
 d_{ij} = die Distanzen von Feld A zu den Zentren der NSG

Der Index gibt die Größen der Naturschutzgebiete im Verhältnis zu den Agrarumweltmaßnahmen und die Entfernungen der Agrarumweltmaßnahmen zu den Naturschutzgebieten wieder (COTTELER 2008). Für jede Agrarumweltmaßnahme kann so der potentielle Reilly Index ermittelt werden.

Die Veränderung dieser beiden Größen durch eine zusätzliche Agrarumweltmaßnahme ergibt die gesamte zusätzliche ökologische Produktionsleistung einer Agrarumweltmaßnahme. Diese beiden Größen ermöglichen es, den ökologischen Mehrwert der neu implementierten Maßnahme, dem entgangenen Gewinn des Landwirtes gegenüber zu stellen. Aufgrund von klar zuordnender Mehrwerte und Kosten einer Agra-

rumweltmaßnahme, ist es Ziel dieses Modells, eine höhere Effizienz in der Planung der Agrarumweltmaßnahme zu erreichen. Dies setzt voraus, dass Landnutzer für die optimale erarbeitete Strategie bereit sind, Teile ihrer Landnutzungsrechte an die Landpflegeeinheit abzugeben. Diese Bereitschaft aller Mitglieder, Teile der Nutzungsrechte an die Gemeinschaft abzugeben, führt zu einer optimalen Planungsgrundlage für den nachhaltige Bewirtschaftung einer Region durch die Landpflegeeinheit. Dadurch wird es ermöglicht, die auf gewisse Indikatorarten ausgelegten Zielfunktionen bestmöglich zu erreichen. Dabei soll die Planungsfreiheit in der räumlichen Anlage der Agrarumweltmaßnahme zu einer Reduzierung der Platzansprüche von Seiten der Landpflegeeinheit führen. Die Methode soll einen Beitrag zur Erreichung der Zielvorgaben der Europäischen Biodiversitätsstrategie leisten und gleichzeitig gesellschaftlichen und ökonomischen Anforderungen an die Landwirtschaft gerecht werden.

Literaturverzeichnis

- BENOÎT, M.; RIZZO, D.; MARRACCINI, E.; MOONEN, A.C.; GALLI, M.; LARDON, S. et al. (2012): Landscape agronomy: a new field for addressing agricultural landscape dynamics. - *Landscape Ecol* 27 (10): 1385–1394.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT - BMEL (2013): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT - BMU (2010): Indikatorenbericht zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT - BMU (2014): Die Lage der Natur in Deutschland. Ergebnisse von EU-Vogelschutz- und FFH-Bericht 2014.
- COTTELER, G. (2008): Valuation of land use in the Netherlands and British Columbia; a spatial hedonic GIS-based approach. - Wageningen (Wageningen University).
- DUELLI P., OBRIST M.K. (2003): Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands. - *Basic Appl. Ecol.* 4: 129-138.
- DI FALCO, S.; PERRINGS, C. (2005): Crop biodiversity, risk management and the implications of agricultural assistance. - *Ecological Economics* 55 (4): 459–466
- EUROPEAN COMMISSION (2011): Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020. - Brussels
- GEIGER, F.; BENGTTSSON, J.; BERENDSE, F.; WEISSER, W.W.; EMMERSON, M.; MORALES, M.B. et al. (2010): Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. - *Basic and Applied Ecology* 11 (2): 97–105.
- FRANKS, J. R.; MC GLOIN, A. (2007): Environmental co-operatives as instruments for delivering across-farm environmental and rural policy objectives: Lessons for the UK. - *Journal of Rural Studies* 23 (4): 472–489.
- HALADA, L.; EVANS, D.; ROMÃO, C.S; PETERSEN, J.-E. (2011): Which habitats of European importance depend on agricultural practices? - *Biodiversity and Conservation* 20 (11): 2365–2378.
- HAMPICKE, U. (2011): Kulturlandschaft und Naturschutz. – Wiesbaden (Vieweg+Teubner).
- HENLE, K.; ALARD, D.; CLITHEROW, J.; COBB, P.; FIRBANK, L.; KULL, T. et al. (2008): Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe –A review. - *Agriculture, Ecosystems & Environment* 124 (1-2): 60–71
- METTEPENNINGEN, E.; VANDERMEULEN, V.; DELAET, K.; VAN HUYLENBROECK, G.; WAILES, E.J. (2013): Investigating the influence of the institutional organisation of agri-environmental schemes on scheme adoption. - *Land Use Policy* 33: 20–30.

- OECD (2013): Providing Agri-environmental Public Goods through Collective Action. The Dutch case of Water, Land & Dijken. - OECD
- OPPERMANN, R.; LUICK, R. (2012): Gemeinsame Agrarpolitik ab 2014: Perspektiven für mehr Biodiversitäts- und Umweltsleistungen der Landwirtschaft? Empfehlungen für die Politik aus dem F&E Vorhaben „Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) 2013 und Erreichung der Biodiversitäts- und Umweltziele.
- PEËR et al. (2014): EU agricultural reform fails on biodiversity. Extra steps by Member States are needed to protect farmed and grassland ecosystems. - Science
- REILLY, W.J. (1931): The Law of Retail Gravitation. - New York (W.J. Reilly, Inc.)
- RIZZO, D.; MARRACCINI, E.; LARDON, S.; RAPEY, H.; DEBOLINI, M.; BENOÎT, M.; THENAIL, C. (2013): Farming systems designing landscapes: land management units at the interface between agronomy and geography. - Geografisk Tidsskrift-Danish Journal of Geography 113 (2): 71–86.
- SCHOUTEN, M.; POLMAN, N.; WESTERHOF, E. (2013): Exploring green agricultural policy scenarios with a spatially explicit agent-based model. - Werkdocument 323
- SIEBRECHT, N.; HÜLSBERGEN, K.-J. (2008): Potenzielle biotische Umweltwirkungen in der Nachhaltigkeitsbewertung des Modells REPRO. - In: VON HAAREN et al.: Naturschutz im landwirtschaftlichen Betriebsmanagement. -

Bernd Müller
Institut für Agrarpolitik und Marktorschung
Justus Liebig Universität Giessen
Senckenbergstr. 3
35390 Giessen
Bernd.Mueller@agrar.uni-giessen.de

Der Beitrag der Regionalplanung zur nachhaltigen Nutzung landwirtschaftlicher Flächen

JENNIFER NAGEL

Schlagwörter: Raumordnung, Landwirtschaft, nachhaltige Landnutzung, regionalplanerische Steuerung, Agrarförderung, Agrarumweltmaßnahmen, ELER-Förderung, ländlicher Raum

Problemlage und Handlungsdruck

Landwirtschaftliche Flächen nehmen ca. 50 %¹ der Flächen der BRD ein und stellen damit eine wesentliche Raumnutzung, deren Flächenkulisse zudem der ständigen Inanspruchnahme durch Maßnahmen der Siedlungs- und Infrastrukturentwicklung sowie für Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen ausgesetzt (vgl. TIETZ et al. 2012) ist. Innerhalb der Raumordnung wurde die flächenwirksame Bedeutung dieser Raumnutzung erkannt. Mit dem Regionalplan steht der Regionalplanung ein wirksames Instrument zur Verfügung, um sich diesem Flächenverbrauch entgegen zu stellen. Die Raumnutzung Landwirtschaft rückt in den letzten Jahren aber zunehmend auch durch die Art und Weise ihrer Bewirtschaftung in den Fokus der Raumordnung. Insbesondere die Bereitstellung von Biomasse zur energetischen und stofflichen Verwertung hat seit der Einführung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes zu einer breiten Diskussion geführt. Diese Debatte schließt auch die Forderung nach einer raumordnerischen Steuerung dieser Art der Bewirtschaftung ein (vgl. GAASCH et al. 2011). Dabei wird vor allem die Ebene der Regionalplanung angesprochen (vgl. EINIG 2011). In der Hierarchie der Raumordnung stellt die Regionalplanung in Bezug auf eine nachhaltige Landnutzung eine wichtige Ebene dar. Sie ist die überörtliche, überfachliche und zusammenfassende Raumplanung auf dem Gebiet einer Region. In ihrer Stellung als Schnittstelle zwischen Landesplanung und kommunaler Planung und ihrer Nähe zu regionalen Akteuren stellt diese eine Schlüsselebene dar, auf der sich Nachhaltigkeit erstmals raumkonkret verorten lässt.² Die Planung auf Landesebene wird aufgrund ihres Maßstabes vor allem in Programmen, Zielen und Leitvorstellungen umgesetzt. Die räumliche Planung der Kommune ist an ihre Gemeindegrenzen gebunden. Landwirtschaftliche Nutzungen bzw. die Naturräume, in denen diese stattfinden, lassen sich oftmals nicht einer Kommune zuordnen, so dass eine interkommunale Abstimmung notwendig wird. Diese können Kommunen nur mit hohem Aufwand betreiben. Regionalplanung hat daher den Auftrag die strategischen Überlegungen der Landesebene in die standortbezogenen Entscheidungen auf kommunaler Ebene zu transformieren.

Landwirtschaft kommt als Raumnutzung und als Industriezweig eine bedeutende Rolle zu. Sie produziert in der Fläche und prägt damit entscheidend die uns umgebenden Landschaft. Darüber hinaus ist sie wichtige Stütze der Entwicklung des ländlichen Raumes. Sie beeinflusst nicht nur die Wirtschaftskraft einer Region, sondern auch deren soziales, kulturelles, touristisches und gesellschaftliches Leben. Das Bild der Landwirtschaft hat sich aber in den letzten Jahren stark gewandelt. Ihre Bewirtschaftung ist geprägt durch eine Intensivierung und Spezialisierung der Produktion sowie einer Entkoppelung von Produktionszweigen.

Aus Sicht der Raumordnung führt dies zu Folgeeffekten, die sich wie folgt darstellen:

- Erhebliche Veränderungen des Musters der Flächennutzung sowie des Landschaftsbildes
- Verstärkte Konzentrationseffekte in der Landwirtschaft durch Förderung intensiv geführter Kulturen und Betriebssysteme und eine Zunahme des Transportverkehrs im ländlichen Raum

¹ Quelle: www.destatis.de, Flächennutzungen im Jahr 2012

² Eine aktuelle Publikation des UFZ sieht in der kommunalen Ebene die Umsetzungsebene. Diese Ansicht teile ich aus den im Folgenden genannten Gründen nicht. (UMWELTBUNDESAMT 2014)

- Intensivierung der Nutzungskonkurrenz zwischen alternativen Verwendungsmöglichkeiten von Biomasse und des Wettbewerbs um die begrenzt verfügbare landwirtschaftliche Nutzfläche
- Ausdehnung der Flächeninanspruchnahme im globalen Rahmen, um die Biomassenachfrage von Deutschland zu befriedigen (vgl. EINIG 2011).

Neben den Auswirkungen des verstärkten Biomasseanbaus wird die Betrachtung landwirtschaftlicher Flächen aber auch durch den prognostizierten Klimawandel beeinflusst. Unter dem zukünftig zu erwartenden Klimawandel, der sich im Land Brandenburg vor allem durch zunehmende Trockenheit und sinkende Grundwasserstände darstellen wird (vgl. LUA 2010), rückt die Landnutzung auf den Flächen der Landwirtschaft in den Fokus der Nachhaltigkeitsdiskussion. Im Hinblick auf eine nachhaltige Wasser- und Stoffnutzung stellen landwirtschaftliche Flächen eine zentrale Freiraumkategorie dar. Neben den zukünftigen raumwirksamen Veränderungen durch den Klimawandel sind aber bereits heute Auswirkungen der Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Flächen zu beobachten. Hampicke (HAMPICKE 2011) hat problematische Umweltauswirkungen der modernen Landwirtschaft identifiziert. So stellen Bodenabtrag durch Erosion, Bodenverdichtung durch schwere Geräte, Humusschwund durch eingeschränkte Fruchtfolgen, Gewässerbelastung durch Austräge von Stickstoff, Phosphor und Pflanzenschutzmitteln, die Belastung der Atmosphäre durch ebensolche Austräge einschließlich klimawirksamer Spurengase sowie der Verlust von Biodiversität bereits heute spürbare Veränderungen dar. Nicht nur der Sicherung der Produktionsgrundlage für den Agrarsektor, der dem Druck der Ertragssteigerung und der Veränderung der Produktvielfalt sowie den steigenden Pacht- und Bodenpreisen ausgesetzt ist, sondern auch dem Schutz der Ressource Boden kommt besondere Bedeutung in der klimapolitischen Debatte zu (vgl. EKARDT 2011).

Die Frage nach der Bewirtschaftungsart und -intensität landwirtschaftlicher Flächen stellt sich auch im Zusammenhang mit dem Aspekt des „land grabbing“. Landwirtschaftliche Flächen werden zunehmend als Investitionsobjekt gesehen. Dies ist ein globales Problem, das aufgrund der Eigentumsstruktur in den ostdeutschen Ländern gerade auch hier deutlich sichtbar wird. Die damit einhergehenden Veränderungen in der Betriebsstruktur können unmittelbare Auswirkungen auf die Art und Intensität der Bewirtschaftung haben. Außerlandwirtschaftliche Investoren bewirtschaften mit großen Unternehmen vorrangig intensiv großflächige Bereiche, deren Gewinne nicht in der Region verbleiben bzw. die keine regionale Wertschöpfung betreiben. „Je mehr Hektar der Landwirt bewirtschaftet, desto mehr Subventionen fließen in den Betrieb. Anders formuliert: Wer hat, dem wird gegeben. Besonders die flächenstarken ostdeutschen Agrarbetriebe sind die größten Profiteure dieses Verteilungssystems.“ (VON DER MARWITZ 2014).

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Art und Weise der Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Flächen sich nicht nur problematisch auf die Umwelt auswirkt, sondern entscheidend auf die Entwicklung des ländlichen Raumes einwirkt. Somit verändert sich nicht nur der Umgang mit den Ressourcen Boden, Wasser, Luft sondern auch die Rolle der Landwirtschaft für die Entwicklung des ländlichen Raumes. Diesen Herausforderungen muss sich auch die Raumordnung stellen (vgl. BMVBS 2011).

Die Nutzbarkeit der Ressourcen Boden, Bios, Wasser und Luft sowie die Gestaltung der Kulturlandschaft, die Entwicklung des ländlichen Raumes sowie seiner Wirtschaftskraft und der Daseinsvorsorge stellen Problembereiche dar, denen sich die Regionalplanung per se stellen muss. Regionalplanung hat den Arbeitsauftrag räumliche Nutzungskonflikte zu minimieren (MINISTERKONFERENZ FÜR RAUMORDNUNG 2013a). Kernaufgabe der Raumordnung ist die vorausschauende Entwicklung, Ordnung und Sicherung (§1(1) (BUNDESMINISTERIUM DER JUSTIZ 22.12.2008)) des Gesamttraumes und der Teilräume Deutschlands. Die Entwicklung der Agrarmärkte und -förderung, deren Auswirkungen auf die Bewirtschaftungsart und die klimawandelbedingten Herausforderungen erfordern ein vorausschauendes Handeln der raumordnenden Instanz. Dies hat auch die Ministerkonferenz für Raumordnung 2013 erkannt und eine Verhinderung weiteren Humusabbau durch eine angepasste Flächennutzung gefordert (vgl. MINISTERKONFERENZ FÜR RAUMORDNUNG 2013b). Der Raumordnung insbesondere der Regionalplanung als

Schlüsselebene für die erstmalige raumkonkrete Verortung von Nachhaltigkeitszielen fehlen derzeit Instrumente und Ansätze um sowohl auf akute Probleme zu reagieren, als auch vorsorgend zu planen.

Die Nutzung landwirtschaftlicher Flächen entzieht sich derzeit nahezu jeglicher planerischer Steuerung. Sie ist getrieben durch die Agrarmärkte und die Gemeinsame Agrarpolitik der EU (GAP). Neben der Förderung aus der 1. Säule der GAP (sog. Direktzahlungen) wird durch die 2. Säule der GAP der Fokus der Förderung auf die Entwicklung des ländlichen Raumes gelegt. Dies erfolgt zum einen über die Agrarumweltmaßnahmen, die einzelbetrieblich eine bestimmte Art der Bewirtschaftung fördern, und zum anderen durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des Ländlichen Raums (ELER). Im Land Brandenburg ist die ELER-Förderung in Schwerpunkte unterteilt, die sich auf die Art der Bewirtschaftung land- und forstwirtschaftlicher Flächen und auf die Entwicklung des ländlichen Raumes beziehen. Die Agrarumweltmaßnahmen sowie die ELER-geförderten Projekte werden durch Verwaltungsstrukturen des Landes, der Landkreise und der ELER-Schwerpunkt LEADER³ durch lokale Aktionsgruppen gesteuert, die zusätzlich zu bestehenden Verwaltungsstrukturen existieren. Beide Aspekte der Förderung der 2. Säule der GAP beziehen sich auf die Qualität der Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Flächen, auf die Stärkung der regionalen Wirtschaftskraft und die Entwicklung des ländlichen Raumes.

Insbesondere die Entwicklung des ländlichen Raumes ist aber auch originäre Aufgabe der Regionalplanung (§2 (2) 4. ROG Grundsatz der Raumordnung, (BUNDESMINISTERIUM DER JUSTIZ 22.12.2008)). Die Regionalplanung hat als Ebene der Raumordnung den Anspruch an eine überörtliche, überfachliche und übergreifende Arbeitsweise, dem sie in all ihren Raumstrukturen gerecht werden sollte - so auch im ländlichen Raum.

Somit besteht mit der 2. Säule der GAP ein System, das sich zwar auf die räumliche Entwicklung des ländlichen Raumes und der landwirtschaftlichen Flächen bezieht, dies aber nur einzelbetrieblich bzw. in punktuellen Maßnahmen umsetzt. Raumordnung – insbesondere Regionalplanung – ist das Instrument, das zur räumlichen Steuerung dieser Aspekte in der Gesamtheit einer Region ermächtigt ist. Die Strukturen der Agrarumweltmaßnahmen und der ELER-Förderung bestehen jedoch losgelöst von der Regionalplanung. Sie wirken daher unmittelbar auf das Aufgabenfeld der Regionalplanung, entziehen sich aber dem Zugriff durch diese gesamtträumlich steuernde Ebene. Es existieren also bereits Ansätze, die auf die Art und Intensität der Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Flächen Einfluss nehmen, jedoch werden diese nicht im Zusammenhang mit der regionalen Steuerung und Entwicklung der Raumnutzungen in ihrer Gesamtheit gesehen. Dies führt nicht nur zu Unklarheiten über Kompetenzen und Bindungswirkungen sondern auch zu einer unkoordinierten Verteilung von Fördermitteln. Es fehlt eine Harmonisierung beider Strukturen, um eine nachhaltige Landnutzung im ländlichen Raum effektiv und zielorientiert zu befördern.

Die Beschreibung der Problemlage und des Handlungsdrucks zeigt eine Lücke auf, die sowohl in Praxis als auch in der Forschung existiert. Dem möchte ich mich mit meiner Forschungsidee widmen.

Forschungsansätze

Die Forschungsarbeit soll zum einen Optionen / Ansätze für eine Verzahnung der beiden Strukturen zur Entwicklung des ländlichen Raumes bzw. der Qualität landwirtschaftlicher Flächen aufzeigen. Zum anderen soll die Regionalplanung befähigt werden, sich nicht nur der Quantität – der reinen Sicherung von Landwirtschaftsflächen – sondern auch der Qualität der Bewirtschaftung über formelle und/oder informelle Instrumente der Raumordnung zu widmen.

Die folgenden Abbildungen fassen den Ansatz der geplanten Forschungsarbeit zusammen. Als Darstellung der Bestandssituation verdeutlicht die Abb. 1 die Strukturen, die auf die Entwicklung des ländlichen Raumes und der Landwirtschaftsflächen wirken.

³ LEADER ist das Akronym für "Liaison entre actions de developpement de l'économie rurale" (Verbindung zwischen Aktionen zur Entwicklung der ländlichen Wirtschaft). (Quelle: MIL, Brandenburg)

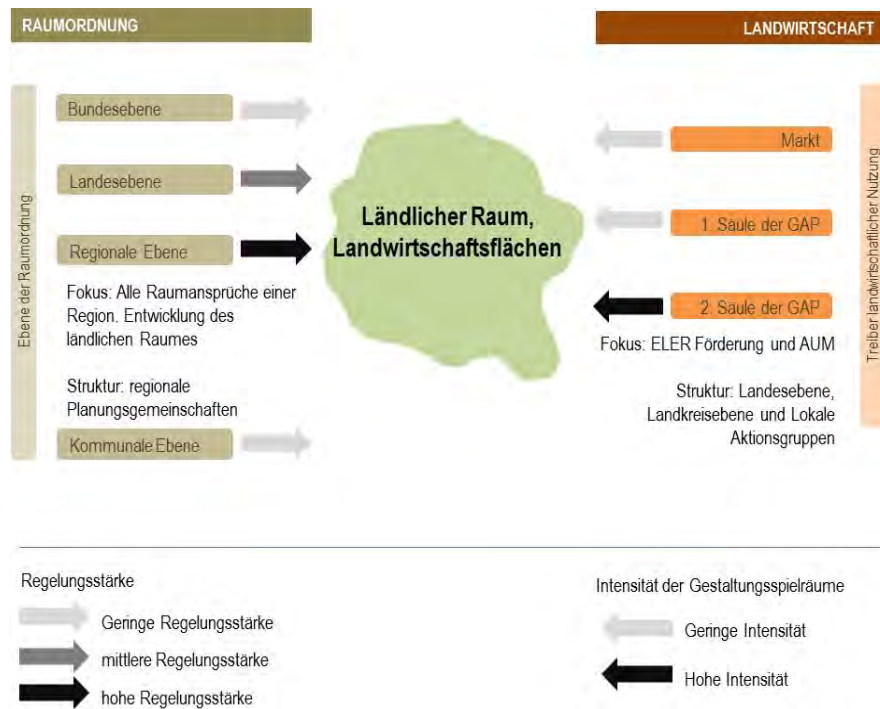


Abb. 1: Bestehende Einflüssebenen auf die Steuerung des ländlichen Raumes und der Nutzung von Landwirtschaftsflächen (eigene Darstellung)

Dargestellt sind die Ebene der Raumordnung und die Treiber der landwirtschaftlichen Nutzung in Deutschland sowie deren Wirkung auf die Art der Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Flächen bzw. die Entwicklung des ländlichen Raumes. Die Raumordnung hat hierbei nur die Entwicklung des ländlichen Raumes im Blick, weil ihr – wie bereits dargelegt – die Instrumente bzw. der „Zugriff“ auf die Steuerung der Qualität landwirtschaftlicher Flächen fehlt. Neben der Landesebene, die durch spezielle Förderprogramme, z. B. zur Daseinsvorsorge, zum demografischen Wandel, Einfluss nimmt, ist es vor allem die Region, die sich unmittelbar mit der Entwicklung des ländlichen Raumes beschäftigt. Durch den Regionalplan konkretisiert sie u. a. die Siedlungs- und Gewerbeflächenentwicklung. Der Blick auf die Treiber der landwirtschaftlichen Nutzung ist ein anderer. Die Entscheidung des Landwirtes in welcher Weise er seine Flächen behandelt wird unmittelbar bestimmt durch die zu erwartenden Erträge und Erlöse bzw. die Direktzahlung aus der 1. Säule der GAP. Im Hinblick auf eine ressourcenschonende und angepasste Art der Bewirtschaftung haben die dargelegten Instrumente der 2. Säule der GAP den größten Gestaltungsspielraum. Der von mir verfolgte Forschungsansatz versucht die beiden angesprochenen Ebene Regionalplanung und 2. Säule der GAP miteinander zu harmonisieren. Dies verdeutlicht die nachfolgende Abbildung. Eine Abstimmung über die gemeinsamen Zielvorgaben erreicht eine Konzentration der Fördermittel auf eine gemeinsame regionale Strategie, die die Entwicklung des ländlichen Raumes und die ressourcenschonende Nutzung landwirtschaftlicher Flächen befördern kann.

Der erste Schritt auf der Ebene der Regionalplanung ist die Abstimmung einer ressourcenschonenden Bewirtschaftung mit Akteuren (Landwirte, Naturschutz, Kommunen, Verwaltung etc.) in einem lokalen/regionalen Bereich. Die Entwicklung der Förderthemen der 2. Säule der GAP, die die Länder mitgestalten, sollte eng an diese Abstimmungsprozesse der Regionalplanung angepasst sein und sich auf deren Ziele ausrichten. Es ist zu prüfen, ob es der Regionalplanung gelingen kann durch eine Übernahme dieser Zielvereinbarungen in das formelle Instrument Regionalplan, den Zugriff auf die Fördermittel der 2. Säule der GAP an die Erfüllung der regionalplanerischen Vorgaben zubinden.

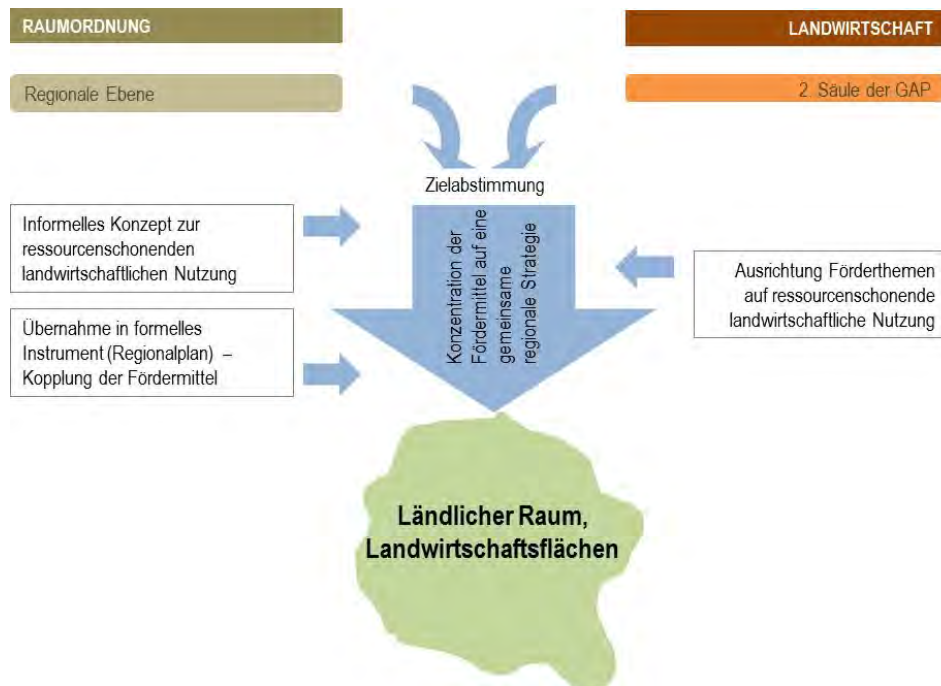


Abb. 2: Ansatz der Forschungsarbeit ist die Verzahnung von Raumordnung und Agrarförderung (eigene Darstellung)

Bezug zum Übereinkommen über die biologische Vielfalt

Die Forschungs idee hat mit ihrer Ausrichtung auf die raumordnerische Steuerung einen verzweigten Bezug zur Biodiversitätskonvention. Mit ihrem überörtlichen, überfachlichen und übergreifenden Querschnittsansatz kann diese einen Beitrag zum Erhalt der Biodiversität in Agrarlandschaften, zur Aufrechterhaltung der Ökosysteme sowie zur nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt leisten. Der Artikel 6 des Übereinkommens über die biologische Vielfalt fordert explizit, innerhalb sektorenübergreifender Pläne die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt einzubeziehen. Im Gegensatz zur Landschaftsplanung sind die Festlegungen innerhalb der Regionalpläne rechtlich bindend für alle nachfolgenden Raumordnungspläne (Flächennutzungspläne, Bebauungspläne). Derzeit stehen der Regionalplanung keine Instrumente zur Verfügung, um die Qualität der Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Flächen zu steuern. Dies wäre aber ein wichtiger Beitrag um die Ziele der Biodiversitätskonvention in Bezug auf Agrarflächen umzusetzen und die Aussagen der Landschaftsplanung in eine Verbindlichkeit zu überführen.

Abschließende Anmerkung: Die Forschungsfrage entstand durch die Mitarbeit im BMBF-Verbundforschungsprojekt ELaN (Entwicklung eines integrierten Landmanagements durch nachhaltige Wasser- und Stoffnutzung in Nordostdeutschland). Das ELaN-Forschungsprojekt beschäftigt sich mit der Frage der Nutzung von gereinigtem Abwasser durch Aufbringung auf landwirtschaftliche Flächen und hat seinen Schwerpunkt im Land Brandenburg in der Region Uckermark-Barnim. Hier dargelegt sind erste Ansätze und Idee, die Bearbeitung ist für die kommenden 2 Jahre in einem anschließenden Forschungsprojekt geplant.

Literatur

BMVBS (BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR, BAU UND STADTENTWICKLUNG) (Hrsg.) (2011): Erneuerbare Energien: Zukunftsaufgabe der Regionalplanung. - Berlin: [s.n.].

BUNDESMINISTERIUMS DER JUSTIZ (22.12.2008): Raumordnungsgesetz. ROG, vom Zuletzt geändert durch Art. 9 G v. 31.07.2009 I 2585.

- EINIG, K. (2011): Kapazität der Regionalplanung zur Steuerung der Produktion und Nutzung von Biomasse. - In: Informationen zur Raumentwicklung (5/6): 369–389.
- EKARDT, F. (2011): Theorie der Nachhaltigkeit. Rechtliche, ethische und politische Zugänge - am Beispiel von Klimawandel, Ressourcenknappheit und Welthandel. - Baden-Baden (Nomos).
- GAASCH, N.; STARICK A.; KLÖCKNER, K.; MÖLLER, I.; MÜLLER, K.; MATZDORF, B. (2011): Sicherung einer nachhaltigen Bioenergiebereitstellung. Räumlicher Steuerungsbedarf und Steuerungsmöglichkeiten durch die Regionalplanung. - In: Informationen zur Raumentwicklung (5/6): 339–352.
- HAMPICKE, U. (2011): Kulturlandschaft und Naturschutz. - Wiesbaden (Vieweg+Teubner).
- LUA (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG) (Hrsg.) (2010): Auswertung regionaler Klimamodelle für das Land Brandenburg. Darstellung klimatologischer Parameter mit Hilfe vier regionaler Klimamodelle (CLM, REMO, WettReg und STAR) für das 21. Jahrhundert. - Potsdam (Fachbeiträge des Landesumweltamtes, 113).
- Marwitz, H.-G. v. d. (2014): Debatte zur Umsetzung der europäischen Agrarpolitik auf nationaler Ebene. Plenarrede im Deutschen Bundestag. Berlin, 03.04.2014. Online verfügbar unter <http://www.von-der-marwitz-mdb.de/index.php?ka=1&ska=1&idn=236>.
- MINISTERKONFERENZ FÜR RAUMORDNUNG (2013a): Leitbilder und Handlungsstrategien für die Raumentwicklung in Deutschland 2013 (Entwurf), vom MKRO-Beschluss vom 03.06.2013.
- MINISTERKONFERENZ FÜR RAUMORDNUNG (2013b): Raumordnung und Klimawandel, vom Umlaufbeschluss vom 06.02.2013.
- TIETZ, A.; BATHKE, M.; OSTERBURG, B. (2012): Art und Ausmaß der Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Flächen für außerlandwirtschaftliche Zwecke und Ausgleichsmaßnahmen. – Braunschweig (Institut für Ländliche Räume von Johann Heinrich Thünen-Institut (vTI)) (Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie).
- UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (2014): Rechtliche und andere Instrumente für vermehrten Umweltschutz in der Landwirtschaft. - Dessau-Roßlau.

Jennifer Nagel
Hochschule für nachhaltige Entwicklung
Schicklerstr. 5
16225 Eberswalde
email: Jennifer.nagel@hnee.de

Langzeitmonitoring von Regenerationsmaßnahmen im montanen Grünland des Osterzgebirges

MELANIE FORKER

Schlagworte: Grünland, Bergwiesen, Vegetationskartierung, Naturschutz, Artenschutz, Regenerierung

Ziele und Teilprojekte des Entwicklungs- und Erprobungsvorhabens

Das Entwicklungs- und Erprobungsvorhaben (E+E) „Vergrößerung und Verbindung montaner Grünlandbiotop im Agrarbereich (Osterzgebirge)“ wird in der Region um Bad Gottleuba, Sachsen, von 2013 bis 2016 mit Förderung des Bundesamtes für Naturschutz fortgesetzt (HACHMÖLLER et al. 2010). Das Naturschutzgroßprojekt „Bergwiesen im Osterzgebirge“ rund 20 km südwestlich gelegen, wird ebenfalls fortgeführt (HACHMÖLLER et al. 2009). Durch diese großflächigen Erhaltungsmaßnahmen wird das Osterzgebirge zur Modellregion mit Vorbildfunktion für den Erhalt und die Regeneration artenreicher Grünland-Ökosysteme silikatischer Mittelgebirge.

Die besondere Lage der Naturschutz-Flächen ringsum eine intensiv landwirtschaftlich genutzte, ausgeräumte Kuppe (Oelsener Höhe) stellt die Regenerationsmaßnahmen vor besondere Herausforderungen: durch Überdüngung und Erosion der Äcker eutrophieren die Wiesenflächen am Unterhang. Das Naturschutzgebiet wirkt so als Puffer zum umgebenden Trinkwasserschutzgebiet, kann aber den Arterhalt nur noch bedingt leisten. Ein Grünlandverbund wird angestrebt, ist aber noch nicht überall gegeben. Dadurch sind Ausbreitungswege der Pflanzen und Tierarten eingeschränkt, und die Pflege der abseits gelegenen Flächen ist nur mit hohem Aufwand zu erbringen. Die Regenerationsmaßnahmen (z. B. Mahdgutübertrag, Oberbodenabtrag, gezielte Artenhilfsmaßnahmen) sollen die Vegetationsentwicklung unter diesen Bedingungen beschleunigen (LfUG 2005).

Die wissenschaftlichen Untersuchungen des E+E-Projekts gliedern sich in vier Teilbereiche: Vegetationskunde, Populationsbiologie, Etablierungsökologie und Untersuchungen zur Mykorrhiza von Leit- und Zielarten. Die vegetationskundlichen Erhebungen, um die es im Folgenden gehen soll, konzentrieren sich dabei auf drei Untersuchungskomplexe: a) Langzeitwirkung der Regenerationsmaßnahmen, b) Vegetationsentwicklung ehemaliger Intensivgrünländer und c) die Kartierung der Projektflächen als Grundlage für Standort-Modelle. Um die Entwicklung ehemaliger Intensivgrünländer gebietspezifisch bewerten zu können, erfolgte im Sommer 2014 die wiederholte Erfassung der artenreichen Zielgesellschaften.

Da überall in Europa derzeit Methoden zur Wiederherstellung von artenreichen Grünländern ausprobiert werden (BISSELS et al. 2006, CARMONA et al. 2012), ist der Austausch über Erfolg oder Misserfolg bestimmter Maßnahmen besonders wichtig. Eine floristische Erfassung der veränderten Artenzusammensetzung, und die Analyse der Daten im Zusammenhang mit der Wiesenpflege, liefert die dafür notwendige Diskussionsgrundlage. Damit in engem Zusammenhang steht die Aufrechterhaltung der Ökosystem-Dienstleistungen, z. B. des Hochwasserschutzes in der Agrarlandschaft.

Methoden der Vegetationskunde

Um die Zielgesellschaften für das Gebiet definieren zu können, wurden 2014 vierzig Dauerflächen wiederholt, die artenreich ausgeprägte Gesellschaften repräsentieren. Sie verteilen sich wie folgt auf die Vegetationstypen (Tab. 1):

Tab. 1: Verteilung der erfassten Dauerflächen auf Vegetationstypen

Typ	Frischwiesen	Borstgrasrasen	Kleinseggenrasen	Binsenrieder	Feuchte Bergwiesen	Trockene Bergwiesen
Anzahl	3	6	7	8	8	8

Zu den Vegetationsaufnahmen (nach BRAUN-BLANQUET; auf 9, 16 oder 25 m² je nach Ausprägung), wurden Strukturparameter erfasst: Biomasse von 0,5 m² wurde entnommen, Lichtmessungen erfolgten mit dem SUNSCAN-Gerät und ein Foto nach VESTA-Methode (ZEHM et al. 2003) wurde angefertigt. Es werden ebenfalls Bodenproben entnommen und auf ihren Nährstoffgehalt hin analysiert. In der Auswertung werden die Frischwiesen hier noch weitgehend ausgeklammert, 2015 werden sie durch weitere Aufnahmen ergänzt und in die Analyse einbezogen. Weiterhin wurde 2014 die flächendeckende Kartierung der Vegetationstypen für den Oelsener Raum wiederholt, die zuletzt von 2007 vorliegt. Dabei wurden die bereits erarbeiteten Kartier-Einheiten nach Möglichkeit weiter verwendet.

Kartiereinheiten und ihre Flächenanteile

Die Kartiereinheiten wurden während der ersten Projektphase erarbeitet und angewendet. Die wichtigsten übergeordneten Vegetationstypen werden hier kurz aufgezählt. Als Borstgrasrasen gelten von Borstgras dominierte Bestände, mit sehr lückenhafter mittlerer Grasschicht. Der hohe Anteil von Magerrasenarten verweist auf die basen- und sehr nährstoffarmen Standortbedingungen. Im Untersuchungsgebiet existieren nur noch sehr kleinflächige, fragmentarische Borstgrasbestände.

Die subkontinental getönten Bergwiesen des Gebietes sind sehr heterogen in ihrer Artenzusammensetzung, feuchte und trockene Bergwiesentypen wurden nicht separat auskartiert. Besonders artenarm sind die Rotstraußgras-Rotschwingelrasen des Gebietes, hier fehlen bis auf die namensgebenden Gräser fast alle hochsteten Arten der Bergwiesen, vor allem der Bärwurz.

Die Frischwiesen oder Glatthaferwiesen, finden sich auf sommertrockenen Standorten. Sie sind gegenüber den Bergwiesen ebenfalls vor allem negativ durch den Ausfall von Bärwurz gekennzeichnet. Weitere Bergwiesen-Vertreter fehlen den Frischwiesen nie ganz, sie sind nur im Gegensatz zu den Bergwiesen in den Beständen deutlich seltener vertreten. Dazu kommen Arten wie Wiesen-Margerite oder Wiesen-Glockenblume, die die Glatthaferwiesen in ihrer Artenvielfalt bereichern. Es wird diskutiert, ob die Nutzungsgeschichte prägend für die Bestände war; so dass auf ehemaligen Äckern heute Frischwiesen etabliert sind, während charakteristische Bergwiesen bisher eventuell noch nie umgebrochen worden sind. Übergänge zwischen Frisch- und Bergwiesen in Raum und Zeit sind feststellbar und müssen noch richtig interpretiert werden.

Feuchtwiesenskomplexe sind im Gebiet auf mesotrophen, feuchten bis nassen Standorten anzutreffen. Dabei handelt es sich oft um Mosaikbestände aus verschiedenen Binsen- und Kleinseggenarten, mit fließenden Übergängen zu Kleinseggenriedern bzw. den Frisch- und Pfeifengraswiesen. Besonders häufig sind Dominanzbestände der Spitzblütigen Binse. Die Kleinseggenbestände fallen im Frühjahr durch die Blüte des schmalblättrigen Wollgrases auf und enthalten stellenweise Torfmoose.

Diese Vegetationstypen nehmen alle zusammen deutlich weniger Fläche ein als die ehemaligen Intensivgrünländer, die weite Teile des Projektgebietes immer noch dominieren und zur Wiesen-Fuchsschwanzgras-Gesellschaft zusammen gefasst werden können. Untereinheiten mit Übergängen zu Bergwiesen oder Frischwiesen, sowie mit Magerkeitszeigern werden auskartiert, um die Entwicklung schrittweise zu quantifizieren.

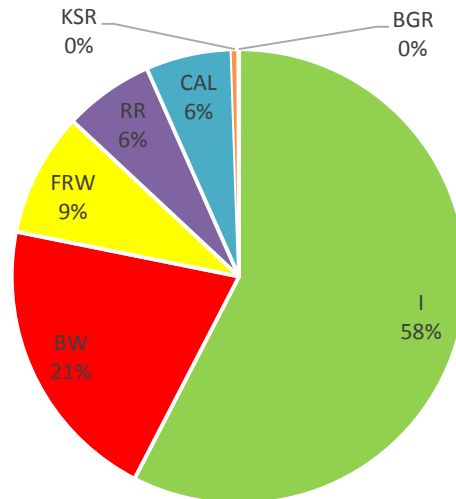


Abb. 1: Prozentanteile der Vegetationseinheiten von 2007

Tab. 2: Flächenanteile der Vegetationseinheiten in Oelsen 2007

Vegetationseinheiten	Abk.	Fläche [ha]
Intensivgrünland	I	90.573
Bergwiesen	BW	32.339
Frischwiesen	FRW	13.842
Rotstraußgras-Rotschwingel-R.	RR	10.051
Feuchtwiesen (Calthion)	CAL	9.627
Kleinseggenrasen	KSR	0.733
Borstgrasrasen	BGR	0.083
	Summe	157.248

Tab. 3: Stetigkeitstabelle (Ausschnitt) für die Zielgesellschaften in 5 durch TWINSPAN-Analyse ermittelten Gruppen. Gelistet werden die für die Abgrenzung entscheidenden und hochsteten Arten sowie gefährdete Arten (nach Rote Liste Sachsen, SN). Gesamtartenzahl mit Kryptogamen: 180.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	SN	1	2	3	4	5
	Durchschnittliche Artenzahl		29	43	38	30	26
			n=6	n=8	n=6	n=6	n=8
<i>Juncus acutiflorus</i>	Spitzblütige Binse		V	V	II	.	.
<i>Carex panicea</i>	Hirse-Segge	V	V	IV	III	.	.
<i>Valeriana dioica</i>	Kleiner Baldrian		V	IV	.	.	.
<i>Myosotis nemorosa</i>	Hain-Vergißmeinnicht		V	IV	.	.	.
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Gew. Gilbweiderich		V	V	I	I	.
<i>Juncus effusus</i>	Flatter-Binse		V	IV	.	.	.
<i>Crepis paludosa</i>	Sumpf-Pippau		V	IV	I	.	.
<i>Carex echinata</i>	Igel-Segge	V	V	I	.	.	.
<i>Carex demissa</i>	Aufsteigende Gelb-Segge	V	IV	II	II	.	.
<i>Carex nigra</i>	Wiesen-Segge		V	II	.	.	.
<i>Eriophorum angustifolium</i>	Schmalblättr. Wollgras	V	III
<i>Viola palustris</i>	Sumpf-Veilchen		III
<i>Pedicularis sylvatica</i>	Wald-Läusekraut	2	I
<i>Dactylorhiza fuchsii</i>	Fuchs' Knabenkraut	2	I	.	I	.	I
<i>Galium uliginosum</i>	Moor-Labkraut		III	V	.	.	.
<i>Juncus conglomeratus</i>	Knäuel-Binse		.	IV	.	.	.
<i>Dactylorhiza majalis ag.</i>	Breitblättr. Knabenkraut	3	I	IV	.	.	.
<i>Iris sibirica</i>	Sibirische Schwertlilie	2	.	IV	.	.	.
<i>Peucedanum palustre</i>	Sumpf-Haarstrang		.	IV	.	.	.
<i>Succisa pratensis</i>	Gew. Teufelsabbiss	V	.	III	I	.	.
<i>Carex pallescens</i>	Bleiche Segge		.	V	V	IV	I
<i>Sanguisorba officinalis</i>	Großer Wiesenknopf		.	V	V	II	II
<i>Galium boreale</i>	Nordisches Labkraut	3	.	III	II	I	.
<i>Meum athamanticum</i>	Bärwurz	V	.	I	V	V	V
<i>Knautia arvensis</i>	Acker-Witwenblume		.	.	V	V	II
<i>Phyteuma spicatum</i>	Ährige Teufelskralle	V	.	.	I	II	I
<i>Dianthus sylvaticus</i>	Busch-Nelke	1	.	.	II	I	II
<i>Betonica officinalis</i>	Gewöhnliche Betonie	V	.	II	V	I	I
<i>Trifolium medium</i>	Zickzack-Klee		.	.	V	I	II
<i>Hypericum maculatum</i>	Kanten-Hartheu		.	.	V	III	III
<i>Helictotrichon pubescens</i>	Flaumiger Wiesenhafer		.	I	IV	I	I
<i>Crepis mollis</i>	Weicher Pippau	3	.	.	IV	IV	I
<i>Arrhenatherum elatius</i>	Glatthafer		.	.	II	IV	I
<i>Centaurea pseudophrygia</i>	Perücken-Flockenblume	3	.	II	III	V	II
<i>Cirsium heterophyllum</i>	Verschiedenbl. Kratzdistel	V	.	II	III	III	.
<i>Serratula tinctoria</i>	Färber-Scharte	1	.	I	II	.	.
<i>Laserpitium prutenicum</i>	Preußisches Laserkraut	1	.	.	II	.	.
<i>Campanula rotundifolia</i>	Rundblättr. Glockenblume		.	.	I	V	V
<i>Nardus stricta</i>	Borstgras	I	III	III	II	.	V
<i>Danthonia decumbens</i>	Dreizahn		.	III	II	.	IV
<i>Festuca ovina ag.</i>	Schaf-Schwingel	I	I	I	I	.	IV
<i>Deschampsia flexuosa</i>	Draht-Schmiele		.	.	II	I	V
<i>Hieracium laevigatum</i>	Glatte Habichtskraut		.	.	.	I	IV
<i>Carex pilulifera</i>	Pillen-Segge		.	.	I	I	IV
<i>Arnica montana</i>	Echte Arnika	2	II

Artenzusammensetzung der Zielgesellschaften

Die Zielgesellschaften wurden 2014 durch vierzig neue Vegetationsaufnahmen erfasst. Tab. 3 gibt einen Überblick über die Artenzusammensetzung der Zielgesellschaften, noch ohne die Frischwiesen. Die Tabelle veranschaulicht auf einen Blick das häufige Auftreten von Arten der Roten Liste Sachsens in den Zielgesellschaften des Projektraumes. Viele dieser Arten werden derzeit durch Artenhilfsmaßnahmen gefördert. Sie sind in den Aufnahmen der Zielgesellschaften jedoch durch natürliche Ausbreitungs- und Etablierungsprozesse oder ungebrochene Anwesenheit präsent. Aufnahmeflächen, die durch Etablierungs-Quadrate verändert waren, wurden nicht für die Erfassung der Zielgesellschaften ausgewählt.

Die Tabelle der Stetigkeitswerte wurde mit dem Programm JUICE im Anschluss an eine TWINSPAN-Analyse generiert. Die eingangs beschriebenen Vegetationstypen, zu denen die Dauerflächen gemäß vorangehender Untersuchungen zählen, müssen nach der Ordination neu zugeordnet werden: die Gruppen 1-5 setzen sich nämlich mit Ausnahme von Gruppe 3 aus Aufnahmen unterschiedlicher Herkunft zusammen. Gruppe 1 und 2 enthalten sowohl Aufnahmen der Kleinseggenrasen als auch der Binsenrieder. Gruppe 4 deckt sich weitestgehend mit den trockenen Bergwiesen und Gruppe 5 wird aus Bergwiesen und Borstgrasrasen-Aufnahmen gebildet. Zwei Aufnahmen waren den übrigen so unähnlich, dass sie keinen Eingang in die Tabelle fanden.

Die neue pflanzensoziologische Zuordnung der neu abgegrenzten Gruppen ist eindeutig. Gruppe 1 wird durch hohe Stetigkeiten von *Carex demissa*, *C.nigra* und *C.echinata* als Kleinseggenrasen ausgezeichnet, mit durchschnittlicher Artenzahl von 29 Arten. Gruppe 2 ist mit durchschnittlich 43 Arten pro Aufnahme artenreicher, hier sticht vor allem die hohe Stetigkeit von *Dactylorhiza majalis* ag. und *Iris sibirica* hervor. Es handelt sich um artenreiche Binsenrieder bzw. Feuchtwiesen (Calthion, Molinion). Die übrigen Gruppen werden auf der ersten Hierarchie-Ebene von Gruppe 1 und 2 getrennt, d. h. hier tritt wirklich ein deutlicher Unterschied in der Artenzusammensetzung auf. Gruppe 3 und 4 zählen zu den Bergwiesen, wobei sich Gruppe 4 durch das hochstete Auftreten von *Arrhenatherum elatius* und *Centaurea pseudophrygia* von Gruppe 3 abhebt. Gruppe 4 ist mit 38 Arten im Schnitt artenreicher als Gruppe 3 mit durchschnittlich 30 Arten. Gruppe 5 schließlich wird anhand von *Nardus stricta*, *Danthonia decumbens* und *Festuca ovina* ag. als Borstgrasrasen-Assoziation kenntlich.

Visualisiert wird die Verflechtung der alten Vegetationstypen im Diagramm der „entzerrten Korrespondenzanalyse“ (Detrended Correspondence Analysis, DCA), Abb. 2. Die ersten beiden Achsen erklären zusammen rund zwanzig Prozent der Variabilität im Datensatz (s. Tab. 4). Die horizontale erste Achse kann als Feuchtegradient interpretiert werden, während die vertikale zweite Achse am ehesten den Nährstoffgradienten wiedergibt. Dabei sind nahe des Ursprungs die nassesten und nährstoffärmsten Verhältnisse verortet.

Deutlich wird die ungenaue Trennung von Kleinseggenriedern und Binsenriedern mittels der DCA. Nahezu alle Kleinseggenrieder des Gebietes haben sich in ihrer Artenzusammensetzung den Binsenriedern angenähert. Eine Ausnahme bildet die Aufnahme 23 (Dauerfläche 33_5 auf der sog. „Scheibe“), die von der DCA in die Nähe der Borstgrasrasen gerückt wird. Dieser Effekt könnte auch durch die räumliche Nähe zu den Aufnahmen 20 und 22 (ebenfalls auf der „Scheibe“) begründet sein. Feuchte und Trockene Bergwiesen werden durch die DCA relativ gut geclustert, wobei sich die trockenen Bergwiesen vor allem über den Nährstoffgradienten ausdifferenzieren. Die nährstoffreicheren trockenen Bergwiesen nähern sich stark den feuchten Bergwiesen. An ihrer Schnittstelle sind die Aufnahmen 32 (71_1, Sommerschuh-Wiese) und 27 (44_5, Sattelbergwiese) sogar nahezu deckungsgleich, d. h. entsprechen sich fast in ihrer Artenzusammensetzung.

Einige Borstgrasrasen-Aufnahmen zeigen eine große Ähnlichkeit in ihrer Artenzusammensetzung zu nährstoffarmen Ausprägungen der trockenen Bergwiesen. Diese Übergänge sind vegetationskundlich häufig beschrieben, ebenso das mosaikartige Auftreten solcher Vegetationstypen. Die neu errechneten Gruppen aus Tab. 2 sind in Abb. 2 eingerahmt.

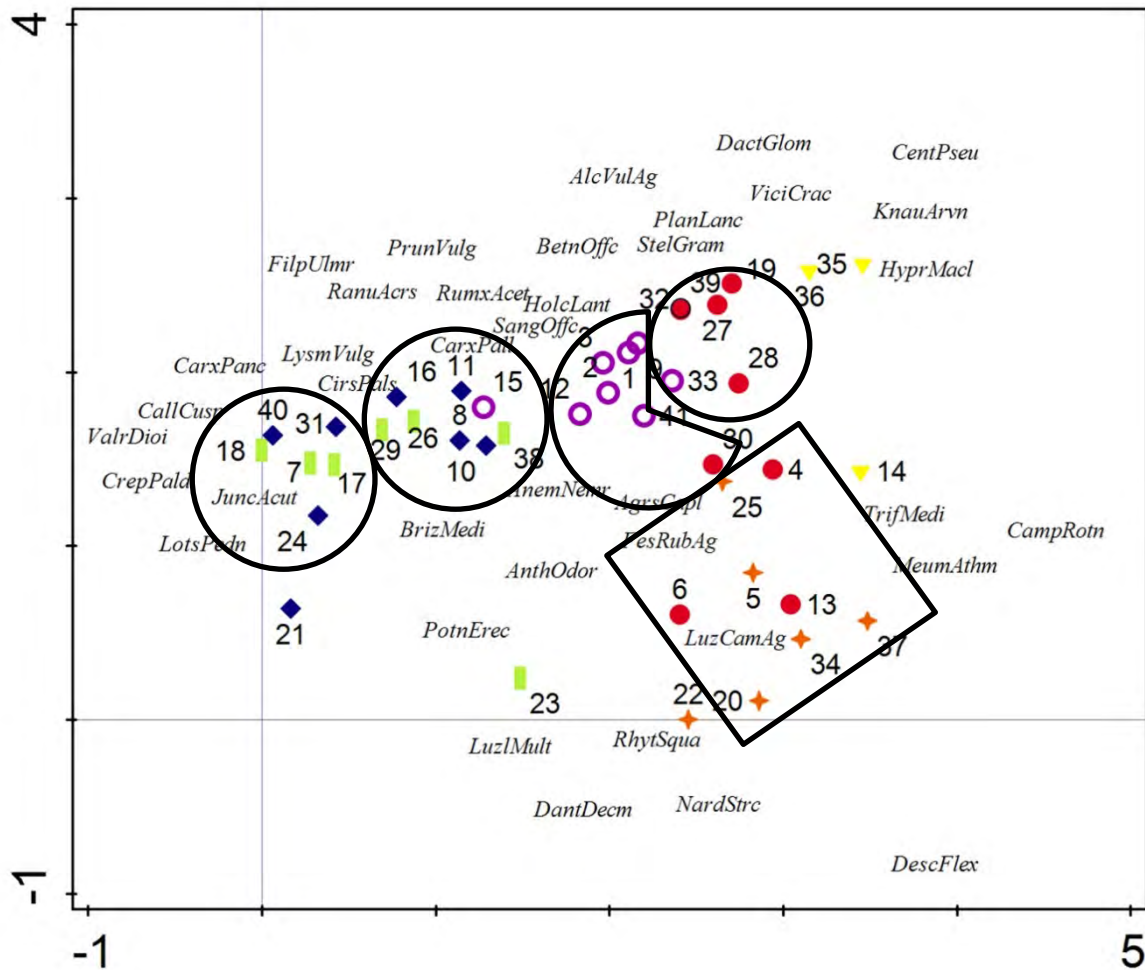


Abb. 2: Detrended Correspondence Analysis der Referenzflächen erfasst in 2014. Rechtecke: Kleinseggenrasen, Rauten: Binsenrieder, Ringe: Feuchte Bergwiesen, Kreise: Trockene Bergwiesen, Sterne: Borstgrasrasen, Dreiecke: Frischwiesen. Bezug zur Tab. 2: Die schwarzen Kreise trennen von links nach rechts Gruppen 1-4, Gruppe 5 wird durch das Quadrat eingerahmt.

Tab. 4: Statistik der DCA aus Abb. 2

Statistik	Axis 1	Axis 2
Eigenvalues	0,5129	0,2789
Explained variation (cumulative)	12,99	20,05
Gradient length	3,49	2,62

Diskussion und Ausblick

Die gebietspezifische Diversität der Vegetationstypen und Zielgesellschaften ist eine wichtige Grundlage, um Trends und Tendenzen bei der gesamten Entwicklung beurteilen zu können (SACHTELEBEN & BEHRENS 2010). Verarmen beispielsweise selbst die Zielgesellschaften nach und nach, dann ist eine Annäherung der ehemaligen Intensivgrünländer an diese Bestände natürlich schneller zu erreichen – aber diese Entwicklung wäre nicht mehr durchweg positiv zu werten. Der Schutz der bestehenden Zielgesellschaften auf möglichst großer Fläche ist unabdingbar, um die Voraussetzungen für die natürliche Ausbreitung der Arten und Maßnahmen wie den Mahdgut-Übertrag zu erhalten. Ein Mahdgut-Auftrag kann ja immer nur maximal so viele Arten übertragen, wie die Spenderfläche enthält. Im NSGP „Bergwiesen im

Osterzgebirge“ war zeitweise die Knappheit geeigneter Spenderflächen bereits der limitierende Faktor für den Mahdgut-Übertrag auf weitere Empfängerflächen.

Die Neuordnung der 2014 erfassten Dauerflächen wirft die Frage auf, ob sich die Zielgesellschaften seit ihrer letzten Erfassung stark in ihrer Artenzusammensetzung verändert haben, oder ob lediglich die erste vegetationskundliche Einteilung zu grob erfolgt ist; hierzu müssen die alten Aufnahmen den neuen eine in einer Zeitreihen-Auswertung gegenüber gestellt werden.

Die bisherigen Untersuchungen – sowohl die Kartierung als auch die Vegetationsaufnahmen – zeigen nach wie vor das Vorhandensein artenreicher Wiesen im Projektgebiet auf. Allerdings blieben diese artenreichen Wiesen bisher auf rund 40 % der Flächen beschränkt (Abb. 1). Die nächsten Untersuchungsschritte konzentrieren sich auf die flächenmäßige Auswertung der aktuellen Kartierung. Es zeichnet sich bereits ab, dass die vormals weit verbreiteten Intensivgrünländer erfolgreich ausgehagert und in artenreichere Gesellschaften überführt werden konnten. Diese Entwicklung ist jedoch noch nicht abgeschlossen. Im Sommer 2015 wird die vegetationskundliche Erfassung der ehemaligen Intensivgrünländer erfolgen.

Damit setzt sich die Überprüfung der langfristigen Effektivität von praxisnahen Regenerationsmaßnahmen für die nächsten Jahre fort. Haben die Eingriffe zu dem erhofften Erfolg geführt? Sind kurzfristige Veränderungen mittlerweile von langfristigen Prozessen überlagert worden? Im Erfolgsfall konnten aus ehemaligen Intensivgrünländern wirklich naturschutzfachlich wertvolle (sub-)montane Grünländer entwickelt werden.

Zusammenfassung

Die ersten Ergebnisse des Langzeitmonitorings sollen die Grundlage für eine Beurteilung der Flächenentwicklung im gesamten Gebiet bilden, daher konzentrieren sie sich auf die artenreichen Referenzflächen. Für diese Zielgesellschaften lassen sich Vegetationsveränderungen feststellen. Diese sind eventuell durch Pflegedefizite und Ereignisse wie z. B. Wühlschäden durch Schwarzwild begründet. Schutzmaßnahmen werden im Gebiet beispielsweise durch Zäunung der naturschutzfachlich wertvollsten Flächen getroffen. Außerdem wird versucht, auf bestimmten Wiesen die Handmahd zu fördern. Gezielte Artenhilfsmaßnahmen unterstützen die Wiederansiedlung und Etablierung der Zielarten.

Die Projektlaufzeit erstreckt sich bis Oktober 2016. Bis dahin sollen die Forschungsergebnisse aus allen Teilgebieten zusammen geführt werden, und eine Managementplanung abgeleitet werden. Die Ergebnisse sollen auf andere Gebiete übertragbar sein und eine Unterstützung für die standortbezogene Leitbildanalyse und der damit verbundenen Kosten-Nutzen-Abschätzung bei ähnlichen Regenerationsvorhaben bieten.

Literatur

- BISSELS, S.; DONATH, T. W.; HÖLZEL, N.; OTTE, A. (2006): Effects of different mowing regimes on seedling recruitment in alluvial grasslands. - In: *Basic and Applied Ecology* 7 (5): 433–442. DOI: 10.1016/j.baae.2005.10.002.
- CARMONA, C.P.; AZCARATE, F.M.; BELLO, F.D.; OLLERO, H.S.; LEPŠ, J.; PECO, B.; CADOTTE, M. (2012): Taxonomical and functional diversity turnover in Mediterranean grasslands: interactions between grazing, habitat type and rainfall. - In: *Journal of Applied Ecology* 49 (5): 1084–1093. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2012.02193.x.
- HACHMÖLLER, B.; FORKER, M.; KÖNIG, B. (2009): Floristisch-vegetationskundliche Erfolgskontrolle im Naturschutzgroßprojekt "Bergwiesen im Osterzgebirge" am Beispiel der Wiesen im Naturschutzgebiet "Geisingberg". - In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (Hrsg.): *Naturschutzfachliche Aspekte des Grünlandes in Sachsen (Naturschutz und Landschaftspflege)*: 51–83.

- HACHMÖLLER, B.; HÖLZEL, M.; SCHMIDT, P.A.; WALCZAK, C.; ZIEVERINK, M.; ZÖPHEL, B. (2010): Regeneration und Verbund (sub-)montaner Grünlandbiotope im Osterzgebirge. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz) (Naturschutz und Biologische Vielfalt, 99).
- LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (LfULG) (Hrsg.) (2005): Managementplan zum SCI “Mittelgebirgslandschaft um Oelsen” (Nr. 052E). Abschlussbericht. - Dresden.
- SACHTELEBEN, J.; BEHRENS, M. (2010): Konzept zum Monitoring des Erhaltungszustandes von Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Erarbeitet im Rahmen des F+E Vorhabens „Konzeptionelle Umsetzung der EU-Vorgaben zum FFH-Monitoring und Berichtspflichten in Deutschland. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz) (BfN-Skripten, 278).
- ZEHM, A.; NOBIS, M.; SCHWABE, A. (2003): Multiparameter analysis of vertical vegetation structure based on digital image processing. - In: Flora 198 (2): 142–160. DOI: 10.1078/0367-2530-00086.

Melanie Forker
Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden
Fakultät Landbau/Landespflege
Pillnitzer Platz 2
01326 Dresden
email: forker@htw-dresden.de

Einfluss von Stadteffekten auf Kleinsäugergemeinschaften

ESTHER VERJANS, JESSICA HERMANN, VEIT HENNIG, JÖRG U. GANZHORN

Schlagwörter: Urbanisierung, urban-ruraler Gradient, Neophyten, Apodemus flavicollis, Apodemus sylvaticus, Myodes glareolus, Fallopia japonica, Impatiens glandulifera

Einleitung

Sich ausdehnende Städte und Stadtstrukturen werden in den nächsten Jahrzehnten zu einem deutlichen Artenrückgang führen. Die Ausweitung des Siedlungsraumes und die Zersiedelung der Landschaft gehen einher mit Versiegelung und Fragmentierung von Flächen. Hierdurch kommt es zu Habitatzerstörung und Isolierung von Lebensraum für Pflanzen und Tiere. Durch stadttypische anthropogene Einflüsse entsteht ein Gradient (u. a. Besiedlungsdichte, Versiegelungsgrad, Temperatur, atmosphärische CO₂-Konzentration, Luftverschmutzung, Bodenverdichtung), ausgehend vom Stadtzentrum hin zu den umliegenden ruralen Gebieten (MCKINNEY 2002). Entlang des urban-ruralen Gradienten kommt es mit zunehmender Zentrumsnähe zu immer stärkerer Biotopzerschneidung, so dass ein kleinräumiges Mosaik vereinzelter Habitatsinseln und Biotope entsteht. Diese Flächen unterliegen zusätzlich unterschiedlicher Nutzung und Bebauung, wobei städtische Randeffekte wie Verschmutzung, Lärm und Verkehr verstärkt einwirken. Derartige Stadteffekte beeinflussen das Vorkommen und die Verbreitung von Tierarten. Verschiedene Studien haben gezeigt, dass die Artendiversität von Tieren entlang des urban-ruralen Gradienten abnimmt und in den stark verbauten Bereichen des Stadtzentrums die geringste Diversität herrscht (eine gute Übersicht dazu bieten FAETH et al. 2011 und MCKINNEY 2008). Betrachtet man die Artenzahlen entlang des Gradienten, zeigen alle Taxa eine fast doppelt so hohe Artenanzahl in den naturnahen, ruralen Gebieten wie im urbanen Zentrum.

Eine weitere im Zusammenhang mit zunehmender Urbanisierung stehende Ursache für die Abnahme von Biodiversität liegt in der Etablierung gebietsfremder Arten. Neben den strukturellen und baulichen Veränderungen der Landschaft sind insbesondere in Städte eingeführte nicht heimische Pflanzen, die Neophyten, eine wichtige Einflussgröße. Zwei Beispiele höchst invasiver, in Mitteleuropa nicht heimischer Pflanzenarten, sind *Impatiens glandulifera* (Drüsiges Springkraut) und *Fallopia japonica* (Japanischer Staudenknöterich) (SOLTYSIAK & BREJ 2012). Im Zusammenhang mit dem Auftreten von *F. japonica* konnten signifikante Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung und Bedeckung beobachtet werden (MAUREL et al. 2013). Durch die Bildung dichter Monokulturen dominiert und verdrängt diese Art krautige Pflanzengemeinschaften (AGUILERA et al. 2010). Die weiträumige Besiedelung durch *F. japonica* und *I. glandulifera* sowie der damit einhergehende negative Effekt auf die Pflanzendiversität führen in diesen Bereichen gleichfalls zu einer Reduktion der Invertebratengemeinschaft (GERBER et al. 2008).

Kleinsäuger (insb. Mäuse der Familien Muridae, Arvicolidae und Spitzmäuse, Soricidae), sind eine sehr gut geeignete Gruppe von Organismen, um den Einfluss und die Auswirkungen anthropogener Veränderungen zu untersuchen. Vertreter einzelner Arten sind überall im städtischen Bereich präsent (DICKMAN & DONCASTER 1987) und verfügen über mittlere Mobilität, d. h. sie können Entfernungen von einigen hundert Metern überwinden, reagieren aber sensibel auf Barrieren wie z. B. Straßen. Ihre Arealansprüche sind relativ gering, so dass sie auch in einem Mosaik kleiner Lebensräume wie heterogene urbane Habitatfragmente überleben können.

Im Rahmen dieser Arbeit soll die Hypothese des Artenrückgangs entlang des urban-ruralen Gradienten anhand vorkommender Kleinsäugergemeinschaften überprüft werden. Zusätzlich wird der Effekt von Neophytenbeständen auf die Präsenz von Mäusen und ihrer Gemeinschaften untersucht.

Methode

Die Untersuchungsgebiete zur Erfassung von Kleinsäugergemeinschaften von urban-ruralen Gradienten wurden entlang zweier Gewässerachsen in Hamburg, Deutschland, ausgewählt. Ihre Fließrichtung verläuft von Norden (Alster) und Nordost (Wandse) aus dem Hamburger Umland ins Stadtzentrum. Je Flusslauf konnten drei Probenstandorte bestimmt werden (Abb. 1).

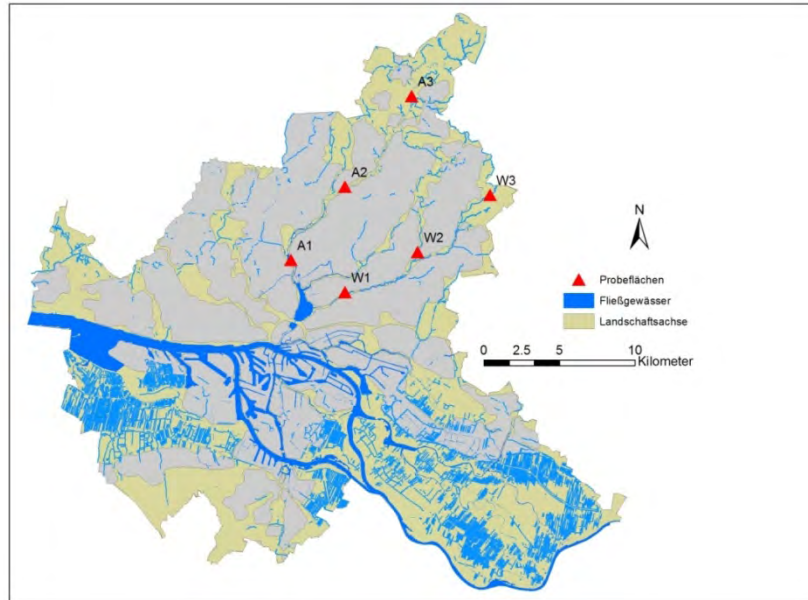


Abb. 1: Stadtfläche Hamburg. Rote Dreiecke markieren die Probenstandorte entlang der Fließgewässer Alster (A1 bis A3) und Wandse (W1 bis W3).

Die Auswahl der Standorte erfolgte nach dem Urbanisierungsgrad, definiert anhand der Versiegelungsrate. Zwei urbane Standorte lagen nahe des Stadtzentrums (A1, W1; 60 %-80 % Versiegelung), jeweils zwei weitere Standorte lagen im suburbanen (A2, W2; 40 %-50 %) und im periurbanen (A3, W3; 0 %-10 %) naturnahen Bereich. Die Standorte unterlagen unterschiedlichen Nutzungen (Naturschutzgebiet, Naherholung, Wege). In der Uferbegleitvegetation sind je Standort drei bis fünf 100 Meter lange Transekte angelegt worden. Zur Erfassung und späteren Analyse von Populationsparametern kam eine Fang-Markierung-Wiederfang Methode mit Sherman®-Lebendfallen (7,6cm x 8,9cm x 33cm; Köder: Apfel, Haferflocken, Erdnussbutter) zur Anwendung. Um über den gesamten Untersuchungszeitraum von Juli 2011 bis Oktober 2013 Wiederfänge von Mäusen zu ermöglichen, erfolgte die Aufstellung der einzelnen Fallen alle 10 Meter entlang der Transekte immer an den gleichen Punkten (+/- 1m). An gefangenen Tieren wurde eine Art-, Geschlechts- und Altersbestimmung durchgeführt. Gleichzeitig sind die Körpermasse, Tibialänge und Reproduktionsaktivität erfasst worden. Die Tiere wurden individuell markiert und im Anschluss am Standort ihrer Falle wieder frei gelassen.

Für die Untersuchung des Kleinsäugervorkommens in Neophyten wurden drei Gebiete mit Bewuchs von *Fallopia japonica* und ein Gebiet mit *Impatiens glandulifera* entlang des Alsterlaufs ausgewählt. Zusätzlich konnten zwei Gebiete mit *F. japonica* und ein weiteres mit *I. glandulifera* an der Wandse untersucht werden. Die Auswahl erfolgte unabhängig vom urban-ruralen Gradienten. Für jedes Neophytengebiet wurde in ca. 100 m Abstand ein Referenzgebiet bestimmt. An jedem Standort wurden 20 bis 80 Fallen (abhängig von der Größe der Neophytenbestände) in 10 m x 10 m Abständen in einem Raster aufgestellt. Je Standort wurden an drei aufeinander folgenden Abenden die Fallen ausgebracht und wie oben beschrieben im Fang-Wiederfang-Design verfahren.

Ergebnisse

Kleinsäugergemeinschaften entlang eines urban-ruralen Gradienten

Im Untersuchungszeitraum wurden in 2685 Fallennächten an allen Standorten zusammen 390 Kleinsäuger (Individuen, ohne Wiederfänge) gefangen und bestimmt. Es zeigte sich, dass in den innerstädtischen Bereichen regelhaft *Apodemus sylvaticus* (Waldmaus; Fam. Muridae) und *Apodemus flavicollis* (Gelbhalsmaus, Fam. Muridae) auftraten. Nur auf einem der insgesamt acht zentrumsnahen Transekte konnte das Vorkommen von *Myodes glareolus* (Rötelmaus, Fam. Cricetidae) gezeigt werden. In den suburbanen Untersuchungsgebieten wurden alle drei Arten kontinuierlich gefangen. Zusätzlich zu diesen drei Arten konnten an den periurbanen/ruralen Untersuchungsstandorten einzelne Individuen der Arten *Apodemus agrestis* (Brandmaus, Fam. Muridae), *Mycrotus arvalis* (Feldmaus, Fam. Cricetidae), *Mycrotus agrestis* (Erdmaus, Fam. Cricetidae) und *Sorex araneus* (Waldspitzmaus, Fam. Soricidae) nachgewiesen werden. Eine Spearman-Rangkorrelation zeigte keinen signifikanten Zusammenhang zwischen dem Urbanisierungsgrad und dem Fangertfolg. *Myodes glareolus* zeigte keinerlei Muster in der Fangrate, mit 9,79 Individuen/100 Fallennächten war diese im suburbanen Bereich der Alster am höchsten. *Apodemus sylvaticus* wurde an 5 von 6 Standorten mit Fangraten zwischen 4,25 und 5,30 Individuen/100 Fallennächten gefangen. Für *Apodemus flavicollis* zeigten sich kontinuierlich steigende Fangraten vom urbanen Standort an der Alster (A1) mit 5,13 Individuen/100 Fallennächten zu 10,48 Individuen/100 Fallennächten im periurbanen/ruralen Gebiet der Wandse W3 (Tab. 1).

Tab. 1: Fangraten der drei am häufigsten gefangenen Arten. Angegeben ist die Anzahl der über den gesamten Zeitraum am jeweiligen Standort gefangenen Individuen (ohne Wiederfänge), auf 100 Fallennächte standardisiert [Anzahl Individuen/100 Fallennächte].

		<i>Apodemus flavicollis</i>	<i>Apodemus sylvaticus</i>	<i>Myodes glareolus</i>
urban	A1 Alster	5,13	5,05	0,90
	W1 Wandse	5,51	1,50	0,00
suburban	A2 Alster	6,99	4,92	9,76
	W2 Wandse	6,10	5,27	0,77
periurban/ rural	A3 Alster	9,12	4,87	6,83
	W3 Wandse	10,48	4,27	4,03

Kleinsäugergemeinschaften in Neophytenbeständen

Zwischen Mai und Juli 2013 wurden in insgesamt 750 Fallennächten 67 Mäuse in Neophytenbeständen und angrenzenden Referenzgebieten gefangen. Unter den gefangenen Tieren waren drei Arten vertreten: 31 *Apodemus flavicollis* (4,1 Ind./100 Fallennächte), 20 *Apodemus sylvaticus* (2,7 Ind./100 Fallennächte) und 16 *Myodes glareolus* (2,1 Ind./100 Fallennächte).

Gelbhalsmäuse und Waldmäuse zeigten keinen signifikanten Unterschied in ihrem Auftreten zwischen den Neophytengebieten und den Referenzbereichen. Auch *Myodes glareolus* trat in Gebieten mit *F. japonica* in gleicher Häufigkeit wie im Referenzgebiet auf. Im Gegensatz dazu kam *Myodes glareolus* nicht in Bereichen mit *I. glandulifera* vor (Tab. 2).

Im Hinblick auf die Geschlechterrate zeigten Rötelmäuse in *F. japonica*-Beständen ein ausgeglichenes Verhältnis. Wohingegen in den angrenzenden Referenzbereichen mehr Weibchen und subadulte Tiere gefangen wurden.

Tab. 2: Fangraten der drei in Neophyten- und Referenzgebieten gefangenen Arten. Angegeben ist die Anzahl der über den gesamten Zeitraum an allen Standorten des jeweiligen Typs gefangenen Individuen (ohne Wiederfänge), auf 100 Fallennächte standardisiert [Anzahl Individuen/100 Fallennächte].

	<i>Apodemus flavicollis</i>	<i>Apodemus sylvaticus</i>	<i>Myodes glareolus</i>
<i>Fallopia japonica</i>	4,20	2,40	2,53
Referenzgebiet	5,22	2,44	2,11
<i>Impatiens glandulifera</i>	6,67	4,45	0,00
Referenzgebiet	10,00	2,22	4,45

Es wurden keine reproduzierenden weiblichen Gelbhalsmäuse in Gebieten mit *I. glandulifera* gefangen. Insgesamt gab es signifikant mehr adulte weibliche Gelbhalsmäuse in den an *I. glandulifera* anschließenden Referenzgebieten (Chi²-Test, FG= 1, Chi²= 4,00, p≤ 0,05) als in den Neophytenbereichen. In den Gebieten mit ursprünglicher Uferbegleitvegetation, die an *F. japonica*-Bereiche anschlossen, gab es mehr reproduktive Weibchen als in den Neophytenbereichen. Reproduktionsfähige Männchen wurden hingegen vermehrt in den *F. japonica*-Bereichen gefangen. Es wurden keine adulten weiblichen Waldmäuse in Neophytengebieten gefangen. Insgesamt ergeben sich unter Einbezug subadulter Tiere signifikant weniger weibliche Waldmäuse in Bereichen mit *F. japonica* als in den Referenzgebieten (Chi²-Test; FG = 3; Chi² = 9,58; p ≤ 0.05). Adulte und subadulte Waldmaus-Männchen konnten in allen Gebieten gefangen werden.

Die Körpermaße der gefangenen Tiere unterschieden sich nicht signifikant zwischen den Neophytengebieten und anliegenden Referenzbereichen. Es lässt sich bei *A. flavicollis* eine Tendenz zu schwereren Individuen in den Neophytengebieten erkennen. Für *A. sylvaticus* und *M. glareolus* zeigt sich ein gegenläufiger Trend, die Tiere scheinen in den Neophytengebieten leichter zu sein (Tab. 3).

Tab. 3: Körpermassen der gefangenen Mausarten, unterteilt nach Geschlecht und Fangort. Angegeben sind der Mittelwert und die Standardabweichung in [g] sowie die Anzahl der Mäuse (N).

	<i>Apodemus flavicollis</i>		<i>Apodemus sylvaticus</i>		<i>Myodes glareolus</i>	
	m	f	M	f	m	f
Neophyt	34,5g +/- 2,3g N= 8	35,0g +/- 0,9g N= 3	28,6g +/- 3,5g N= 7	-	20,3g +/- 1,1g N= 2	25,8g +/- 1,9g N= 4
Referenz- gebiet	32,0g +/- 2,7g N= 4	32,2g +/- 1,5g N= 10	31,6g +/- 2,2g N= 5	34,0g +/- 2,3g N= 2	23,0g +/- 0,8g N= 2	27,7g +/- 2,6g N= 6

Diskussion

Die Ergebnisse der Untersuchung zu Kleinsäugergemeinschaften entlang eines urban-ruralen Gradienten zeigen für Mäuse eine Abnahme der Artendiversität von der Peripherie zum Zentrum. Während in den naturnahen zentrumsfernen Gebieten 5 (Wandse) bzw. 6 (Alster) Arten gefangen wurden, waren es in den urbanen Bereichen noch 2 (Wandse) bzw. 3 (Alster) Arten, die regelhaft nachgewiesen werden konnten. *Apodemus flavicollis* kommt am individuenstärksten in allen Bereichen vor. Sie kann mit ihrer Schwesterart *Apodemus sylvaticus* durch das stetige Auftreten für die Stadt Hamburg als synanthrop beschrieben werden.

Betrachtet man die drei kontinuierlich entlang des Stadt-Umland Gradienten erfassten Arten *A. flavicollis*, *A. sylvaticus* und *Myodes glareolus* konnte kein Zusammenhang zwischen der Anzahl der gefangenen Individuen und der den Standort charakterisierenden Versiegelungsrate hergestellt werden. In Zentrumsnähe, bei einer Versiegelungsrate von 60 % - 80 %, konnte ausschließlich an einem Transekt *M. glareolus*

gefangen werden. In urbanen Bereichen entwickelt sich stellenweise eine eigene "Stadtnatur" in Form von Parks, Brachflächen oder als Begleitvegetation entlang von Bahndämmen und Flussläufen. Diese Fragmente können neben unterschiedlicher Vegetation auch kleinräumig veränderte Parameter aufweisen, wie z. B. eine geringere Bodenverdichtung. Arten wie *M. glareolus* als Vertreter der Wühlmäuse (Cricetidae) finden hier ihrer Ökologie entsprechende Habitatinseln mit einer für ihre unterirdische Wühlaktivität geeigneten Bodenbeschaffenheit.

In ihrer Untersuchung entlang eines urban-ruralen Gradienten in der Stadt Rennes, Frankreich, konnten Croci et al. (2007) mit 61,04 % der gefangenen Tiere *Apodemus sylvaticus* bis ins Stadtzentrum nachweisen. Zwei Spitzmausarten und *Myodes glareolus* konnten jedoch nur in periurbanen oder ländlichen Bereichen gefangen werden. Die Ergebnisse ihrer Arbeit deuten darauf hin, dass das Vorkommen der Arten eher von der Abnahme des Pflanzenreichtums und mangelnder Deckung durch eine Krautschicht als durch die umgebenden Einflüsse der Urbanisierung bestimmt wird.

Gerade in Parks und Begleitvegetation kommt es durch die Anpflanzung eingeführter Arten und Zierpflanzen zu einer biotischen Homogenisierung. Kleinsäuger gelten als sensitiv gegenüber der damit einhergehenden verringerten Ressourcenverfügbarkeit (DIAZ et al. 1999). So konnte im Rahmen der Untersuchung zum Einfluss von Neophyten auf Kleinsäugergemeinschaften dieser gezeigt werden. Mit Ausnahme von *Myodes glareolus*, die nicht in Bereichen mit *Impatiens glandulifera*- Bewuchs nachgewiesen werden konnte (jedoch im angrenzenden Referenzgebiet), wurde insgesamt für die drei Arten *Apodemus flavicollis*, *Apodemus sylvaticus* und *Myodes glareolus* kein signifikanter Unterschied zwischen der Anzahl gefangener Individuen in Neophytenbereichen und Referenzgebieten nachgewiesen. Es ließen sich jedoch Effekte auf den Altersaufbau der Populationen und das Geschlechterverhältnis erkennen. Es konnte kein tragendes Weibchen in einem der Neophytengebiete nachgewiesen werden. Insgesamt wurden in den Neophytenbereichen weniger adulte, reproduktionsfähige Weibchen festgestellt als in den Referenzgebieten. Hingegen wurden mehr adulte Männchen und subadulte Tiere beider Geschlechter in Gebieten mit Neophytenbewuchs gefangen.

Als Ursache für das Fernbleiben reproduktiver Weibchen ist ein Mangel an Nahrung durch den Neophytenbewuchs zu diskutieren. Reproduktive Weibchen sind territorialer als Männchen und benötigen während der Jungenaufzucht leicht zugängliche Nahrungsquellen. In neophytischen Monokulturen können granivore Arten ihren Nahrungsbedarf nicht ausreichend decken, zum anderen ist in diesen Bereichen die Arthropodengemeinschaft verringert (GERBER et al., 2008), so dass sich auch insektivore Arten nicht ansiedeln. Durch die Wuchsform der beiden neophytischen Pflanzenarten ist keine Krautschicht, die Deckung bieten könnte, ausgebildet. In Bereichen mit *F. japonica* kommt es zu massiven Veränderungen in der Streuschicht (AGUILERA et al., 2008).

In der schlechteren Nahrungsgrundlage kann auch die Tendenz der geringeren Körpermasse in Neophytenbereichen von *M. glareolus* und *A. sylvaticus* begründet sein. Maerz et al. (2005) konnten durch Fraßversuche mit Fröschen der Art *Lithobates clamitans* in Bereichen mit *F. japonica* und natürlicher Vegetation zeigen, dass Tiere im Neophytengebiet signifikant weniger bzw. keinen Zuwachs an Körpermasse hatten. Zurückgeführt wird dies auf fehlende Beuteorganismen.

Männliche Mäuse haben meist größere Streifgebiete als Weibchen. Von *A. sylvaticus* und *A. flavicollis* ist bekannt, dass Tiere einige hundert Meter Distanz in einer Nacht bzw. über wenige Tage hinweg überwinden können. Das häufigere Vorkommen von Männchen in den Neophytenbeständen kann daher auch temporär sein. Jungtiere müssen erst ein Territorium neu besetzen. Da die optimalen Territorien zumeist bereits besetzt sind, könnten sie vermehrt in die qualitativ schlechteren (suboptimalen) Gebiete der Neophyten ausgewichen sein.

Fazit

Es konnte eine Abnahme der Artendiversität entlang des urban-ruralen Gradienten bei Kleinsäugetern beschrieben werden. Hierbei zeigte sich, dass die Schwesterarten *Apodemus sylvaticus* und *Apodemus flavicollis* synanthrop vorkommen. Trotz nicht-optimaler Lebensbedingungen nutzen Kleinsäuger kleinere Bereiche mit Bewuchs von *Fallopia japonica* und *Impatiens glandulifera*. Zur Reproduktion kommt es in diesen Bereichen jedoch nicht, so dass anzunehmen ist, dass diese Gebiete nicht über ausreichenden Ressourcen verfügen um dauerhafte, stabile Populationen zu entwickeln.

Danksagung

Ein besonderer Dank gilt KLIMZUG-NORD, deren finanzielle Förderung diese Arbeit möglich gemacht hat.

Literatur

- AGUILERA, A.G., ALPERT, P., DUKES, J.S., HARRINGTON, R. (2010): Impacts of the invasive plant *Fallopia japonica* (Houtt.) on plant communities and ecosystem processes. - *Biological Invasions* 12:1243-1252.
- CROCI, S., BUTET, A., GEORGES, A., AGUEJDAD, R., CLERGEAU, P. (2008): Small urban woodlands as biodiversity conservation hot-spot: a multi-taxon approach. - *Landscape Ecology* 23: 1171-1186.
- DIAZ, M., SANTOS, T., TELLERIA, J.L. (1999): Effects of forest fragmentation on the winter body condition and population parameters of a habitat generalist, the wood mouse *Apodemus sylvaticus*: a test of hypotheses. - *Acta Oecologica* 20:39-49.
- DICKMAN, C.R., DONCASTER, C.P. (1987): The ecology of small mammals in urban habitats. 1. Populations in a patchy environment. - *Journal of Animal Ecology* 56: 629-640.
- FAETH, S.H., BANG, C., SAARI, S. (2011): Urban biodiversity: patterns and mechanisms. - *Annals of the New York Academy of Sciences* 1223: 69-81.
- GERBER, E., KREBS, C., MURELL, C., MORETTI, M., ROCKLIN, R., SCHAFFNER, U. (2008): Exotic invasive knotweeds (*Fallopia* spp.) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. - *Biological Conservation* 141: 646-654.
- MAERZ, J.C., BLOSSEY, B., NUZZO, V. (2005): Green frogs show reduced foraging success in habitats invaded by Japanese knotweed. - *Biodiversity and Conservation* 14: 2901-2911.
- MAUREL, N., FUJIYOSHI, M., MURATET, A., PORCHER, E., MOTARD, E., GARGOMINY, O., MACHON, N. (2013): Biogeographic comparisons of herbivore attack, growth and impact of Japanese knotweed between Japan and France. - *Journal of Ecology* 101: 118-127.
- MCKINNEY, M.L. (2002): Urbanization, biodiversity, and conservation. - *BioScience* 52: 883-890.
- MCKINNEY, M.L. (2008): Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. - *Urban Ecosystems* 11: 161-176.
- SOLTYSIAK, J., BREJ, T. (2012): Characteristics that make the *Fallopia* genus (Polygonaceae) highly invasive. - *Ecological Questions* 16: 23-27.

*Esther Verjans
Universität Hamburg
Biozentrum Grindel und Zoologisches Museum
Abteilung Tierökologie & Naturschutz
Martin-Luther-King-Platz 3
20146 Hamburg
email: esther.verjans@uni-hamburg.de*

Ein Monitoring-Instrument zur Bewertung urbaner Biodiversität

LENA HANSEN, FRANZISKA RICHTER

Schlagwörter: Städtische Biodiversität, Indikatoren zur Bewertung biologischer Vielfalt, querschnittsorientiertes Monitoring Instrument der CBD

Einleitung

Der City Biodiversity Index (CBI) ist ein noch relativ junges Instrument, das sich derzeit in der Fachwelt etabliert (WERNER, 2011). Er stellt ein Werkzeug zur Selbsteinschätzung der städtischen Biodiversität dar, welches von lokalen Trägern vor Ort durchgeführt werden kann. Der CBI hilft Städten und Kommunen dabei, urbane Biodiversitätsentwicklung zu dokumentieren und zu evaluieren. Zudem werden Städte auf Grund der durchzuführenden Bestandserfassung für die lokale Biodiversität sensibilisiert. Durch die vielfältigen Themenfelder, die der CBI behandelt, werden verschiedenste Bereiche der interdisziplinären Biodiversitätssicherung angesprochen, sodass sich Entscheidungsträger vor Ort einen weitreichenden Überblick bezüglich der verschiedenen Komponenten der biologischen Vielfalt aneignen können.

Mit Hilfe eines systematischen Monitorings und einer zielgerichteten Datenerfassung können Aktivitäten zum Schutz der biologischen Vielfalt unterstützt, auf ihre Wirksamkeit hin bewertet und somit besser in städtische Planungsprozesse integriert werden. Des Weiteren ist geplant, begleitend zum CBI eine Kommunikationsplattform anzubieten, auf der sich Städte weltweit vernetzen können. Auf diesem Wege könnten sich Städte und Gemeinden dann über Lösungsansätze zu Problemen der Biodiversitätssicherung austauschen. Ziel dessen ist es darzustellen, wie verschiedene Städte bestimmte Ansätze verfolgen und durch jeweilige Erfahrungsberichte kann dann abgeschätzt werden, ob die Methode auch in der eigenen Stadt umsetzbar wäre.

Der City Biodiversity Index wurde im Nachgang der 9. Vertragsstaatenkonferenz der Biodiversitäts-Konvention (CBD) im Jahre 2008 entwickelt. Auf dieser Konferenz wurde die besondere Rolle von Städten und Gemeinden bei der Umsetzung globaler Biodiversitätsziele erkannt und nach Mitteln gesucht, diese aktiv zu fördern. Innerhalb von drei in Singapur stattfindenden Expertenworkshops und mehreren Praxisphasen weltweit wurde der City Biodiversity Index mitsamt seiner Indikatoren entwickelt und so ausgestaltet, dass er weltweit gut bearbeitet werden kann. Dies war eine schwierige Aufgabe, sind doch beispielsweise allein zwischen Städten der Tropen und der gemäßigten Breiten naturgemäß große Unterschiede in der Anzahl der Arten festzustellen. Es ist aber dennoch gelungen, global vergleichbare Größen zu finden, die in den meisten Städten weltweit verfügbar sind oder verhältnismäßig einfach ermittelt werden können. Auf der Vertragsstaatenkonferenz 2010 wurde der CBI dann als offizielles, freiwilliges Instrument der CBD den Mitgliedsstaaten vorgestellt und allgemein anerkannt (UNEP Dezember 2011).

Die Bearbeitung des City Biodiversity Index erfolgt in drei Arbeitsschritten. Nach einer einleitenden Charakterisierung der Stadt folgt die Bearbeitung der 23 Indikatoren des Index und abschließend die Berechnung des CBI Gesamtwertes. Die Indikatoren des CBI beinhalten drei Themenfelder: „Biodiversität“, „Ökosystemdienstleistungen“ und „Verwaltung/Management“. Zehn Indikatoren repräsentieren den Themenbereich Biodiversität. Für den zweiten Themenbereich „Ökosystemdienstleistungen“ werden vier Indikatoren ausgewertet und der letzte Themenkomplex fasst unter der Bezeichnung „Verwaltung und Management städtischer Biodiversität“ neun Indikatoren zusammen.

Die Gesamtauswertung erfolgt durch ein einfaches Punktsystem. Es können pro Indikator 0 bis 4 Punkte erreicht werden, wobei eine möglichst hohe Punktzahl erstrebenswert ist. Noch ist das Bewertungsverfahren jedoch nicht fertig gestellt. Bei sieben Indikatoren steht in der aktuellen Fassung von 2012 eine abschließende Bewertungsskala noch aus. Für diese Indikatoren ist künftig eine Bewertung mittels eines Zwei-Punkte-Systems vorgesehen. Es ist geplant, die Bewertungskriterien für jene Indikatoren auf

Basis von repräsentativen Durchschnittswerten zu vervollständigen. Da die Kriterien durch die Auswertung der Ergebnisse von teilnehmenden Städten ermittelt werden, ist es nötig, dass möglichst viele Städte ihre Datensätze bereitstellen, um so „gute“ bzw. „schlechte“ Werte bestimmen zu können. Insgesamt kann derzeit ein Bestwert von 68 Punkten erreicht werden. Nach der Vervollständigung der Bewertungsmatrix und der damit einhergehenden Vollendung der Auswertungsskala erhöht sich dieser Wert dann auf mögliche 80 Punkte.

Doch trotz der umweltpolitisch hoch angesetzten Anwendungsempfehlung ist der CBI in Städten und Gemeinden noch weitgehend unbekannt. Dabei stellt er für lokale Entscheidungsträger ein probates Mittel dar um einen Überblick über die eigene biologische Vielfalt zu erhalten. Darüber hinaus ist der CBI allen Städten, die ihre biologische Vielfalt aufwerten wollen, ein gutes Hilfsmittel um Handlungsräume aufzuzeigen und zu beispielhaften Taten zu motivieren. Da der CBI so angelegt ist, dass er möglichst in einem zwei Jahres Rhythmus fortgeschrieben werden sollte, steigt so auch die Motivation, durch angepasste Maßnahmen, beim nächsten Durchgang etwas bessere Werte zu erreichen. Es könnte auch den Verwaltungsalltag bereichern, dass durchgeführte Handlungen auf diesem Wege sogar internationale Würdigung erfahren können.

Die Bearbeitung des CBI in Deutschland ist relativ unkompliziert. Zum einen sind viele der benötigten Daten bereits in den städtischen Flächennutzungs- und Landschaftsplänen erfasst, zum anderen gibt es eine deutsche Übersetzung der Anwendungsanleitung (siehe: User's Manual for CBI) des Bundesamtes für Naturschutz mit Kommentaren des deutschen CBI-Mitentwicklers Peter Werner. In diesem Dokument sind die Verfahrensweisen gut verständlich dargestellt und es wird an Beispielen erläutert, wo die benötigten Daten aufzufinden sind. Nur für einzelne Indikatoren muss die englischsprachige Originalfassung herangezogen werden, da diese eine höhere Aktualität beim Bewertungsverfahren aufweist.

Die 23 Indikatoren

Der erste Themenkomplex „Biodiversität“ ist mit zehn Indikatoren der umfangreichste. Zunächst wird der Anteil an für den Naturschutz relevanten Flächen der Stadt ermittelt und im zweiten Indikator wird untersucht, inwieweit diese ökologisch wertvollen Flächen miteinander durch Grünverbundsysteme vernetzt sind. Landschaftspläne und Planungsingenieure der Stadtverwaltung können hier sehr gutes Datenmaterial liefern. Um die Biodiversität in Städten beurteilen zu können, ist es unumgänglich, die Vielfalt der einheimischen Flora und Fauna miteinzubeziehen. Nach dem CBI werden hierzu obligatorisch die taxonomischen Gruppen der Brutvögel, Tagfalter und Gefäßpflanzen betrachtet, da diese weltweit am umfangreichsten untersucht sind. Zudem werden zwei weitere taxonomische Gruppen selbst gewählt (vgl. WERNER 2011). Es wird angestrebt, die Veränderung der Artenzahlen in einem zwei Jahres Rhythmus zu betrachten. Das Basisjahr für die Datenauswertung ist auf das Jahr 2010 festgesetzt.

Darüber hinaus wird in einem weiteren Indikator die Verbreitung von invasiven Arten bewertet. Sie werden als Gefahr der biologischen Vielfalt betrachtet, da sie heimische Pflanzen verdrängen können und somit unter Umständen ein Biotop derart dominieren, dass ökologische Konkurrenzen zu ihren Gunsten verschoben werden. Für die Auswertung des Indikators werden die vorkommenden invasiven Arten mit allen im Stadtgebiet heimischen Gefäßpflanzen ins Verhältnis gesetzt.

Im nächsten Indikatorenkomplex „Ökosystemdienstleistungen“ wird durch vier Indikatoren dargestellt, inwieweit natürliche Kreisläufe in der Stadt funktionieren und inwieweit die Bevölkerung für diese sensibilisiert wird. In einem Indikator wird der städtische Wasserhaushalt bzw. das Verhältnis von bebauter und unversiegelter Fläche näher betrachtet. Besonders durch den Klimawandel bedingte Veränderungen der Niederschläge treten in Städten häufig durch Starkregenereignisse in Erscheinung. Vor diesem Hintergrund ist es wichtig, die Wasserspeicherfähigkeit von unversiegelten Böden zu erhalten und zu fördern, denn so können Abwasserspitzen ausgeglichen werden. Unverbaute Flächen bzw. der intelligente Einsatz von wasserdurchlässigen Bodenbelägen oder auch Gründächern, mit ihrer Fähigkeit den Regenwasserrückhalt zu unterstützen, sind wichtige Elemente einer nachhaltigen Stadtplanung. Die relevanten Daten können beispielsweise vom städtischen Abwassermanagement zur Verfügung gestellt werden.

In einem weiteren Indikator wird die Regulierung des Stadtklimas durch natürlich Gegebenheiten bewertet. Für diese Kenngröße werden CO₂-Speicherfähigkeit und Kühlungseffekte der städtischen Vegetation ausgewertet, indem ermittelt wird, wieviel Prozent der Stadtfläche von Baumkronen überschirmt ist. Dies ist anhand eines Orthofotos leicht zu ermitteln. Anschließend werden Erholungs- und Bildungsdienstleistungen in Zusammenhang mit städtischer Biodiversität in den darauf folgenden Indikatoren bewertet. Hierfür wird betrachtet, wieviel natürliche Fläche Erholungssuchenden prozentual zur Verfügung steht. Der letzte Indikator des Themenkomplexes Ökosystemdienstleistungen ermittelt die Anzahl an Ausflügen in natürliche Gebiete von unter 16-Jährigen im schulischen Rahmen. Bildung und Sensibilisierung für das Thema Biodiversität auch außerhalb des Elternhauses zu fördern, ist ein wichtiger Bestandteil der gesamtgesellschaftlichen Aufgabe der Biodiversitätssicherung. An örtlichen Schulen können Auskünfte über die entsprechende Anzahl von Schulausflügen eingeholt werden.

Die restlichen Indikatoren sind unter dem Themenkomplex „Verwaltung und Management städtischer Biodiversität“ zusammengefasst. In einem der Indikatoren wird dargestellt, wie viele Haushaltsmittel des städtischen Budgets für Naturschutzaufgaben zur Verfügung stehen. Dafür werden sämtliche Haushaltsmittel, die der Verwaltung für Natur- und Landschaftsschutz zur Verfügung stehen, ins Verhältnis zum gesamten städtischen Finanzhaushalt gesetzt. Diese Angabe können beispielsweise dem städtischen Haushaltsplan entnommen werden.

Ein weiterer Indikator gibt Auskunft über die jährlich durch die Stadt durchgeführten Biodiversitätsprojekte. Hier wurden Regenerationsprojekte und Maßnahmen zum Artenschutz sowie Renaturierungsvorhaben der Stadt erfasst. Ein anderer Indikator bewertet das Vorhandensein biodiversitätsbezogener Richtlinien, Regeln und Vorschriften und in wie weit diese mit den CBD Initiativen der nationalen Biodiversitätsstrategie und dem entsprechenden Aktionsplan übereinstimmen. In den meisten deutschen Städten sind einige Aktivitäten, die im Zusammenhang mit Initiativen und Beschlüssen der Nationalen Strategie für biologische Vielfalt stehen, ebenfalls in verschiedenen lokalen Umsetzungsplänen und Konzepten verankert. Des Weiteren ist die Anzahl kultureller und wissenschaftlicher Einrichtungen mit Bezug zum Themenkomplex Biodiversität in einem Indikator erfasst. Zwei Indikatoren zur Planungspartizipation, also Fachressortübergreifender Kooperation sowie Konsultationsprozesse von Fachleuten zum Thema Biodiversität sind in Deutschland durch die Rahmengesetzgebung des Bundesnaturschutzgesetzes und des Baugesetzbuchs zufriedenstellend geregelt. Schließlich wird die Zusammenarbeit der einzelnen Akteure vor Ort bewertet. Hierbei ist die Zahl von u. a. nichtstaatlichen Organisationen, Bildungseinrichtungen

oder Privatunternehmen zu nennen, zu denen die Stadt bei biodiversitätsbezogenen Maßnahmen Beziehungen unterhält. Abschließend wird der Beitrag zur Bildung von Naturbewusstsein in zwei Indikatoren gemessen. Hierfür wird näher betrachtet, inwieweit Biodiversität Bestandteil schulischer Lehrpläne ist und wie viele Veranstaltungen die Stadt zur Sensibilisierung der Öffentlichkeit im Jahr angeboten werden.

Einschätzung

In unserer Bachelorarbeit (HANSEN & RICHTER 2013) wurde der CBI auf die ostdeutsche Stadt Neubrandenburg bezogen und praktische Erfahrungen in der Anwendung gesammelt. Viele Daten waren ohne nennenswerte Schwierigkeiten anhand des Flächennutzungs- sowie des Landschaftsplanes von Neubrandenburg zu erlangen. Andere Daten wurden sehr mühevoll zusammen gesammelt und bei einigen Indikatoren stießen wir auf Probleme, welche die Erhebung der geforderten Daten erschwerte. Beispielsweise war die Datenlage für die Indikatoren, welche die konkrete Artenzahlentwicklung betreffen, schwierig zu ergründen. Während Arten wie Brutvögel durch eine sehr aktive Gruppe an Ornithologen noch gut erfasst waren und auch Daten über Süßwasserfische und Heuschrecken auf Grund von aktuellen Untersuchungen gut dokumentiert waren, gab es über Gefäßpflanzen und Tagfalter keine repräsentativen Daten. Dies liegt jedoch nicht daran, dass im Stadtgebiet keine Kartierungen durchgeführt werden, vielmehr fehlt es an einer zentralen Kartei, die alle diese Untersuchungsergebnisse bündelt. Auch ist es leider nicht realistisch, dass, wie vom User's Manuel gefordert, alle zwei Jahre neue Erhebungen erfolgen. Wie wir im Rahmen

unserer Arbeit festgestellt haben, ist es bereits in Neubrandenburg sehr schwierig, regelmäßig neue Datensätze zu kartierten Tieren und Pflanzen zu bekommen. Wenn dies bereits in dem bürokratiereichen Deutschland problematisch ist, wird es mit hoher Wahrscheinlichkeit in Ländern, die ohnehin wenig Naturschutz relevanten Aufwand betreiben, noch weniger Daten zu den geforderten Arten geben bzw. wird eine regelmäßige Neuerfassung der Daten äußerst unrealistisch.

Ein weiterer Punkt, der zu unbefriedigender Datenlage führt ist die in Indikator 11 gegebene Berechnungsgrundlage für die versickerungsfähigen Flächen. Hierbei wird in der User's Manual for CBI die durchlässige Fläche der Stadt durch die terrestrische Fläche der Stadt dividiert. Folgt man dieser empfohlenen Berechnungsgrundlage, dann kann, weil auch Wasserflächen zur unversiegelten Fläche gerechnet werden, bei wasserreichen Städten der prozentuale Wert der Versickerungsfähigkeit schnell 100 % übersteigen. Sinnvoller ist es daher, die permeablen Flächen auf die gesamte Stadtfläche zu beziehen und nicht nur auf die terrestrischen Flächen.

Eine weitere Berechnung, die gegebenenfalls abgeändert werden könnte, ist die in Indikator 13. Hierbei wird bestimmt, wie viel Erholungspotential eine Stadt besitzt. Hierzu dividiert man die Fläche von Parks mit natürlichen und geschützten oder sonst wie gesicherten Gebieten durch 1.000 Personen.

Es wäre jedoch ausdrucksstärker, die erholungsrelevanten Flächen durch die Anzahl der Einwohner zu teilen, um somit zu verdeutlichen, wieviel Fläche jedem Bürger tatsächlich im Durchschnitt zur Verfügung steht.

Neben der teilweise schwierigen Datenbeschaffung und den Verbesserungsvorschlägen bezüglich der Berechnung einiger Indikatoren befinden wir den City Biodiversity Index durchaus als geeignetes Instrument zur Erfassung der urbanen biologischen Vielfalt. Da bei regelmäßiger Evaluation, also der wiederholten Durchführung des CBI bessere Ergebnisse erzielt werden könnten, ist dies möglicherweise ein guter Anreiz um die Biodiversität in der eigenen Stadt intensiver zu unterstützen. Darüber hinaus gibt der CBI in jedem Fall den Anreiz dazu, sich mit der biologischen Vielfalt in der eigenen Stadt zu beschäftigen und sich mit der Vielfalt von Arten und Lebensräumen auseinander zu setzen.

Abschließend kann festgehalten werden, dass der City Biodiversity Index ein gutes Mittel ist um die biologische Vielfalt der Stadt über den Status Quo hinaus zu betrachten. Seine Stärken sind unter anderem in der internationalen Ausrichtung zu sehen. Die Möglichkeit von Erfahrungen anderer Städte weltweit profitieren zu können und durch kleine Handlungsschritte vor Ort die Biodiversität global zu bereichern sind überregional bedeutsam. Der CBI könnte auch der Schlüssel dazu sein, der Artenvielfalt vor der eigenen Haustür mit einer neuen Motivation zu begegnen. Die Herausforderung, bei regelmäßiger Durchführung des CBI immer bessere Ergebnisse zu erhalten, kann motivieren, sich sogar über die städtischen Pflichtaufgaben hinaus mit der Erhaltung der biologischen Vielfalt zu beschäftigen.

Diese Bemühungen erfahren internationale Wertschätzung, was ein Antrieb für weitere Entwicklungen vor Ort sein kann. Denn wenn man sich das globale Voranschreiten des Arten- und Lebensraumverlustes vor Augen hält, kann die Handlungsempfehlung nur lauten: „Think global, act local!“.

Literatur

- HANSEN, L.; RICHTER, F. (2013): Eine Zustandsbetrachtung der biologischen Vielfalt der Stadt Neubrandenburg anhand des City Biodiversity Index. - Neubrandenburg
- UNEP/CBD (2011): Report of the third expert workshop on the development of the city biodiversity index, Singapur: <http://www.cbd.int/doc/?meeting=EWDCBI-03>: 2, Stand: 26.Mai 2013
- User's Manual for CBI (2012): <http://www.cbd.int/authorities/doc/User%27s%20Manual-for-the-City-Biodiversity-Index18April2012.pdf>. Stand: 02. Juli 2013
- WERNER, P. (2011): Kommentierung der deutschen Übersetzung des Benutzerhandbuchs für den City Biodiversity Index (CBI). - Darmstadt

*Lena Hansen;
Eichenstr. 22
17033 Neubrandenburg
email: Lena.hansen@gmx.de*

*Franziska Richter
Reitbahnweg 46
17034 Neubrandenburg
email: Franziska.richter@web.de*

Ökosystemdienstleistungen von Flussauen in Zentralasien: Der Tarim und der Naryn als Fallbeispiele

FLORIAN BETZ, MAIERDANG KEYIMU, ÜMÜT HALIK, BERND CYFFKA

Schlagwörter: Zentralasien, Flussauen, Ökosystemdienstleistungen, Capacity Building, Nachhaltiges Umweltmanagement

Einleitung

In den Trockengebieten Zentralasiens haben die Binnenflüsse und ihre Auen eine besondere ökologische Bedeutung. Sie bilden in der ansonsten oft artenarmen Region einen Hotspot der Biodiversität und erfüllen dabei eine Fülle von Ökosystemdienstleistungen (ÖSD). Damit haben diese Gebiete eine große ökologische Bedeutung und leisten einen wichtigen Beitrag für das Wohlergehen der lokalen Bevölkerung. Wichtige Dienstleistungen sind z. B. die Vermeidung von Sand- und Staubstürmen, der Schutz vor Erosion, die Speicherung von Kohlenstoff oder die Bereitstellung von Weideflächen und Brennmaterial (CYFFKA et al. 2013). Allerdings sind die Auengebiete in Zentralasien durch anthropogene Einflüsse wie die Übernutzung von Wasserressourcen, Überweidung und intensive Landwirtschaft sowie den globalen Klimawandel bedroht bzw. teilweise auch bereits zerstört (GIESE et al. 2005, CYFFKA et al. 2013). Ungeachtet dessen findet bislang kein systematisches Monitoring dieser Ökosysteme und ihrer Funktionen und Dienstleistungen statt. Auch ein funktionierendes Netzwerk aus Wissenschaftlern und Entscheidungsträgern besteht bislang nicht. Somit gibt es bislang auch kein auf Nachhaltigkeit ausgerichtetes Management.

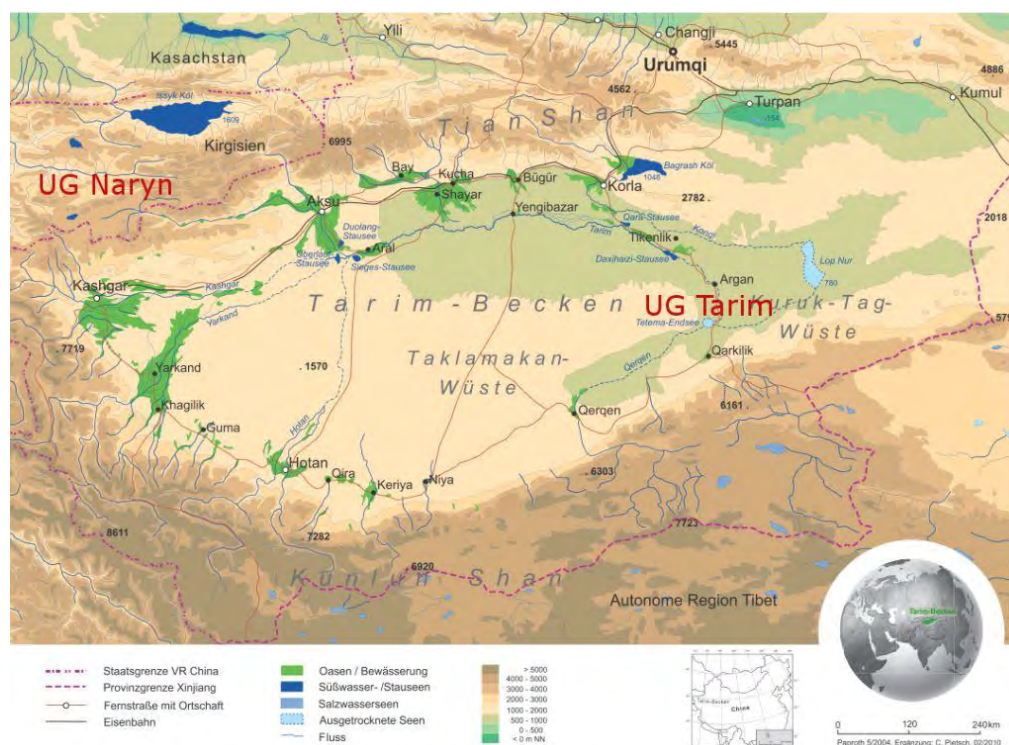


Abb.1: Die Untersuchungsgebiete (UG) Tarim und Naryn

Diese Problematik greift das von der VolkswagenStiftung geförderte Projekt „Ecosystem Assessment and Capacity Building along the Central Asian Rivers Tarim and Naryn (EcoCAR)“ anhand der beiden Flüsse Tarim (Xinjiang/NW China) und Naryn (Kirgistan) auf.

Ziele und Methoden von EcoCAR

EcoCAR wurde zum 1. August 2014 im Rahmen der Initiative „Zwischen Europa und Orient – Mittelasien/Kaukasus im Fokus der Wissenschaft“ der VolkswagenStiftung gestartet. Der Forschungsschwerpunkt liegt bei der Erfassung und Bewertung des Zustands der Auenökosysteme an Tarim und Naryn. Darauf aufbauend wird das Potential für die Bereitstellung von wichtigen Ökosystemdienstleistungen ermittelt und die Möglichkeiten einer nachhaltigen Landnutzung aufgezeigt. Um diese Ziele zu erreichen werden in den kommenden drei Jahren deutsche, uighurische, chinesische und kirgisische Wissenschaftler gemeinsam in einem interdisziplinären Team an Fragestellungen rund um die Flussauen und deren Nutzung arbeiten. Eine Übersicht über die Themen gibt das Arbeitsschema von EcoCAR in Abb. 2.

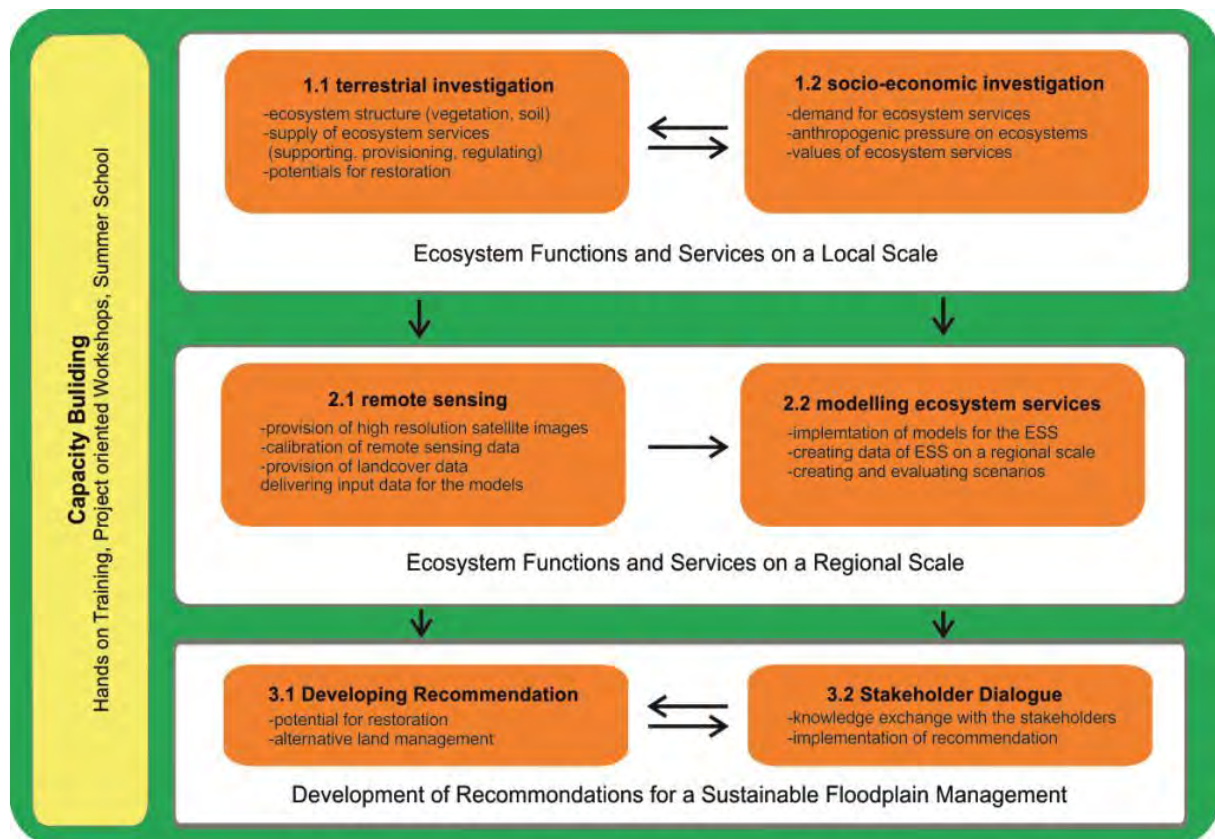


Abb. 2: Arbeitsschema des EcoCAR-Projekts

Die theoretische Grundlage hierfür liefert das Kaskadenmodell von Haines-Young und Potschin (2009), das stufenweise von einer Erfassung der Eigenschaften des Ökosystems über die Nutzung durch den Menschen bis hin zu einer Bewertung als Ökosystemdienstleistung geht. Entsprechend finden sich auch in EcoCAR sowohl eine ökologische als auch eine sozio-ökonomische Komponente. Eine terrestrische Aufnahme des Zustands des jeweiligen Auenökosystems zusammen mit der Ermittlung der Nachfrage nach vorhandenen Ökosystemdienstleistungen und deren Bewertung ergibt die Erfassung von Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen auf einer lokalen Skala. Um davon auf eine regionale Skala schließen zu können, erfolgt in einem zweiten Schritt die Erfassung von relevanten Daten via Fernerkundung und die Implementierung von Modellen, die in der Lage sind die ÖSD abzubilden. In einem dritten Schritt werden schließlich gemeinsam mit relevanten Entscheidungsträgern vor Ort Empfehlungen für eine nachhaltigere Nutzung der Auen von Tarim und Naryn entwickelt. Dies zusammen mit dem nachfolgend diskutierten Capacity Building-Ansatz hilft, langfristig Lösungen für ein nachhaltigeres Landmanagement zu erzielen.

Capacity Building Ansatz in EcoCAR

Um nun eine nachhaltige Umsetzung der Projektergebnisse zu erzielen, wird bewusst nicht ausschließlich auf die einmalige Entwicklung von Handlungsempfehlungen gesetzt. Vielmehr sollen die Kompetenzen für eine umfassende Auenforschung vor Ort gestärkt werden. Hierfür setzt EcoCAR auf ein Methodentraining von Nachwuchswissenschaftlern aus Xinjiang und Kirgistan. Insgesamt drei Workshops und eine Sommerschule sorgen für die Vermittlung von grundlegendem inhaltlichen und methodischen Wissen und Fertigkeiten. Themen sind unter anderem die Grundlagen zu Ökosystemdienstleistungen, Renaturierungsökologie sowie Landmanagement. Daneben steht ein methodisches Training im Bereich der Evaluierung des Zustands von Ökosystemen. Insbesondere der Bereich Geoinformation wird einen hohen Stellenwert haben, da viele ökologische Probleme und ihre Lösungen im räumlichen Kontext zu sehen sind.

Aufbauend auf diese Schulungen dient die gemeinsame Arbeit in einem internationalen, interdisziplinären Team der „Hands-on“-Anwendung des erworbenen Wissens. Insbesondere die methodischen Fertigkeiten können dabei vertieft und gefestigt werden. Mit diesem Ansatz wird sichergestellt, dass die in EcoCAR erarbeiteten Managementvorschläge von den Nachwuchswissenschaftlern in ihren zukünftigen Positionen angewendet und weiterentwickelt werden. Zusammen mit der Einbeziehung der Stakeholder soll so eine regionale Kompetenz für das nachhaltige Management der Auen und ihrer Ökosystemdienstleistungen etabliert werden.

Betrachtungen zu Ökosystemdienstleistungen an Tarim und Naryn

Die Auenbereiche von Tarim und Naryn sind nicht allein aus einer naturschutzfachlichen Sicht wertvoll, sondern erfüllen auch eine Reihe wichtiger Dienstleistungen für die lokale Bevölkerung. Eine umfassende Diskussion kann an dieser Stelle nicht gegeben werden, dennoch sollen jeweils für Tarim und Naryn Beispiele ausgewählter Ökosystemdienstleistungen zur Illustration dargestellt werden.

In den Tarimauen ist es vor allem der Schutz des in diesem Gebiet verlaufenden National Highway 218 (einer wichtigen Straßenverbindung nach Zentralchina) vor Sandverwehungen (HAN et al. 2003, CYFFKA et al. 2013).



Abb.3: Sandverwehung auf einer Nebenstraße (l) und Strohverbauungen als Schutzmaßnahme (r) [Fotos: Betz 2013]

Eine intakte Vegetation kann hier die erosiven Kräfte des Windes auf die Bodenoberfläche soweit reduzieren, dass kein Sediment mobilisiert werden kann und somit schon die Ursache für die Entstehung von Sandverwehungen beseitigt wird (BETZ 2014). Dort, wo diese natürliche Schutzwirkung besteht, kann auf künstliche Verbauungen verzichtet werden. Ein entsprechender Wert der Ökosystemdienstleistung „Schutz vor Sandverwehungen“ ergibt sich aus den vermiedenen Kosten für die künstlichen Sandschutzverbauungen (SPANGENBERG & SETTELE 2010, BETZ 2014). Für ein 10 km² großes Beispielgebiet mit ca. 4 km Highway ergibt sich so ein ESS-Wert von 450.000 Yuan (ca. 57.000 €).

Seit den 1950er Jahren kommt es jedoch zu einer zunehmenden Übernutzung der Wasserressourcen des Tarim durch die Landwirtschaft an Ober- und Mittellauf. Folge davon ist eine Degradation der natürlichen Ökosysteme am Unterlauf (GIESE et al. 2005, AISHAN et al. 2014). Seit 2000 wird schließlich mit Hilfe von gezielten ökologischen Flutungen und Wassermanagement versucht, eine Renaturierung des Unterlaufs zu erzielen (HALIK et al. 2006). Hier setzt EcoCAR darauf, die Erfolge dieser Renaturierung im Hinblick auf Ökosystemdienstleistungen zu evaluieren.

Am Naryn steht die Bereitstellung natürlicher Ressourcen durch die Auenvegetation als Ökosystemdienstleistung im Mittelpunkt der Betrachtung. So werden die Bäume als Brennholz genutzt, sowie vereinzelt Früchte wie etwa der Sanddorn geerntet und für den Verkauf und den Eigenbedarf genutzt. Darüber hinaus dient die Aue auch als Weidefläche für das Vieh.

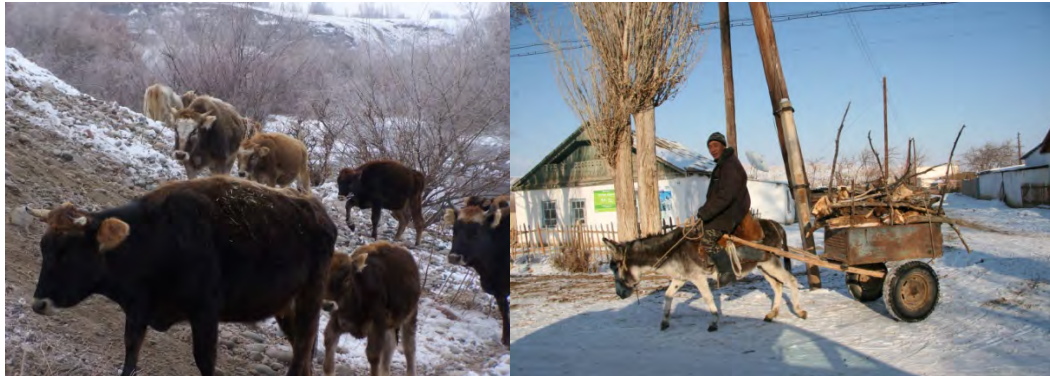


Abb. 4: Beweidung in den Narynauen (l) und Holznutzung (r) [Fotos: Betz 2014, Cyffka 2014]

Ausserdem stellt eine intakte Auenvegetation auch einen effektiven Schutz gegenüber fluvialer Erosion dar. Diese Funktion wird zwar nicht unmittelbar von der Bevölkerung als Dienstleistung nachgefragt, ist aber im Sinne einer langfristigen Stabilität der Auenökosysteme von großer Bedeutung und wird als unterstützende Ökosystemdienstleistung im Sinne des Millennium Ecosystem Assessment (2003) mit betrachtet. Zwischen der Nutzung der Auwälder v. a. für den Holzeinschlag und die Beweidung ergeben sich hier natürlich unerwünschte negative Rückkopplungen, die im Hinblick auf ein nachhaltiges Umweltmanagement in EcoCAR untersucht werden.

Fazit und Ausblick

Die Flussauen der zentralasiatischen Flüsse Tarim und Naryn sind von großer Bedeutung für die lokale Bevölkerung. Ein nicht nachhaltiges Umweltmanagement und ein fehlendes Monitoring sorgen allerdings für eine Degradation der natürlichen Vegetation und die Gefahr des Verlusts der von ihnen bereitgestellten Ökosystemdienstleistungen. Das hier vorgestellte Projekt EcoCAR leistet einen Beitrag zu einer nachhaltigeren Umweltentwicklung, indem relevante Zusammenhänge untersucht werden und darauf aufbauend zusammen mit lokalen Entscheidungsträgern Handlungsempfehlungen entwickelt werden. Da aus der Erfahrung heraus solche Empfehlungen allerdings nicht ausreichen, um wirkliche Veränderungen herbei zu führen, wird gezielt auch auf die Ausbildung von Studierenden und Nachwuchswissenschaftlern gesetzt, um so auf eine längere Zeit die notwendige Kompetenz für eine Forschung und Management in der Region zu implementieren. Denn die Studierenden von heute sind die Entscheidungsträger von morgen!

Dieser Ansatz gewährleistet über die Projektlaufzeit hinweg, dass das Landmanagement in den Flussauen von Tarim und Naryn weiterentwickelt und gepflegt werden kann und leistet so einen wertvollen Beitrag zu einer nachhaltigeren Umweltentwicklung in diesem Teil Zentralasiens.

Literaturverzeichnis

- AISHAN, T., HALIK, Ü., KURBAN, A., CYFFKA, B., KUBA, M., BETZ, F., KEYIMU, M. (2014): Eco-morphological response of floodplain forests (*Populus Euphratica* Oliv.) to water diversion in the lower Tarim River, Northwest China. - *Quaternary International* 311: 155-162.
- BETZ, F. (2014): Ausgewählte äolische Prozesse im östlichen Tarimbecken: Biogeomorphologische Zusammenhänge und deren Bedeutung für Ökosystemdienstleistungen natürlicher Auenvegetation: Unveröffentlichte Masterarbeit an der KU Eichstätt-Ingolstadt.
- CYFFKA, B., RUMBAUR, C., KUBA, M., DISSE, M. (2013): Sustainable Management of River Oasis along the Tarim River, P.R. China (SuMaRio) and the Ecosystem Service Approach. - *Geography, Environment, Society* 6(4): 77-90.
- GIESE, E., MAMATKANOV, D.M., WANG, R. (2005): Wasserressourcen und deren Nutzung im Flussbecken des Tarim (Autonome Region Xinjiang/VR China). - *Schriftenreihe des Zentrums für Entwicklungs- und Umweltforschung* Giessen 25.
- HAINES-YOUNG, R., POTSCHEIN, M. (2009): Methodologies for defining and assessing ecosystem services.- Final Report, JNCC, Project code C08-0170-0062.
- HALIK, Ü., KURBAN, A., MIJIT, M., SCHULZ, J., PAPROTH, F., COENRADIE, B. (2006): The potential influence of embankment engineering and ecological water transfer on the riparian vegetation at the middle reaches of the Tarim River. - In: HOPPE, T., KLEINSCHMIDT, B., ROBERTS, B., THEVS, N., HALIK, Ü. (Hrsg.): *Watershed and floodplain management along the Tarim River in China's arid Northwest*. Aachen. - Shaker: 221-236.
- HAN, Z., WANG, T., SUN, Q., DONG, Z., WANG, X. (2003): Sand harm in Taklimakan Desert Highway and sand control. - *Journal of geographical sciences* 13(1): 45-53.
- MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MA) (2003): *Ecosystems and Human Well-Being: A Framework for Assessment*.
- SPANGENBERG, J.H., SETTELE, J. (2010): Precisely incorrect? Monetising the value of ecosystem services. - *Ecological Complexity* 7: 327-337.

Florian Betz

Katholische Universität Eichstätt-Ingolstadt

Gastprofessur für Ökosystemforschung/Professur für Angewandte Physische Geographie

Ostenstraße 14, 85072 Eichstätt

florian.betz@ku.de

Deichöffnung im Roßlauer Oberluch (Mittelelbe, Sachsen-Anhalt), Auswirkungen auf die Diversität und Artenzusammensetzung der Molluskenfauna

ANDREA RUMM, FRANCIS FOECKLER, MATHIAS SCHOLZ & MICHAEL GERISCH

Schlagwörter: Auenrenaturierung, Langzeitmonitoring, Schnecken/Muscheln, Artenvielfalt, Artenstruktur

Einführung

Natürliche bzw. naturnahe Flussauen gehören zu den artenreichsten und vielfältigsten Lebensräumen Mitteleuropas, weswegen sie oft als "Zentren der Biodiversität" bezeichnet werden (vgl. z. B. ROBINSON et al. 2002, SCHOLZ et al. 2005, TOCKNER et al. 2009). Ihre hohe Artenvielfalt wird durch das intensive Wechselspiel zwischen Hydrologie, Geomorphologie, Böden und Vegetation bedingt (SCHOLZ et al. 2012). Diese hohe räumliche und zeitliche Heterogenität der Standortfaktoren erlaubt es, verschiedensten Arten mit unterschiedlichsten Ansprüchen Flussauen als Lebensräume zu nutzen und schafft darüber hinaus Lebensgemeinschaften mit sich ständig ändernder Artenzusammensetzung und eine hohe räumliche und zeitliche Variabilität der Biodiversität. Für den Erhalt dieser biologischen Vielfalt ist die Konnektivität zwischen Fluss und Aue, die über verschiedene Wege besteht (longitudinal, horizontal-transversal und vertikal), eine wichtige Voraussetzung.

In der stark vom Menschen geprägten Landschaft sind natürliche bzw. naturnahe Flussauen jedoch selten geworden. Anthropogene Regulierungen oder Nutzungen (Hochwasserschutzmaßnahmen, Energiegewinnung) unterbinden oftmals die für Auen so wichtige Dynamik. Deutschlandweit gingen so etwa zwei Drittel der ehemaligen Auenlebensräume verloren (BRUNOTTE et al. 2009) und mit ihnen nicht nur weite Bereiche der natürlichen Überschwemmungsgebiete, sondern auch die meist hoch spezialisierte und vielfältige Flora und Fauna. Wie gravierend dieser Verlust für die Auenbiozöosen ist, wird u.a. durch den hohen Gefährdungsstatus vieler auentypischer Arten deutlich (z. B. ELLWANGER et al. 2012). Die noch erhaltenen rezenten Auenbereiche sind für die Biodiversität von sehr hoher Bedeutung (SCHOLZ et al. 2012) und eine Renaturierung der verlorengegangenen Flussauen ist für den Arten- und Biotopschutz und folglich für den Erhalt der Biodiversität unabdingbar. Die Wiederherstellung der Einheit zwischen Fließgewässern und ihrer Auen ist somit auch ein zentrales Ziel der "Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt" (vgl. BMU 2007).

Eine Möglichkeit, um naturnahe Auen sowie deren Funktion als Lebensraum und Retentionsfläche wiederherzustellen, sind Deichrückverlegungen und -öffnungen. Bisher ist jedoch wenig bekannt, wie sich solche Renaturierungsmaßnahmen auf die Artengemeinschaften der Auen auswirken und ob dadurch tatsächlich wieder charakteristische Lebensräume und Refugien für eine Vielzahl an auentypischen, oft seltenen und gefährdeten Arten entstehen. Eine gute Möglichkeit, wissenschaftliche und praktische Erfahrung dafür zu gewinnen, bietet eine der ersten realisierten, großflächigen Deichöffnungen an der deutschen Elbe (s. SCHOLZ et al. 2009).

Um die Entwicklung nach der Wiederanbindung der Altaue dort zu verfolgen, wurde ein umfassendes interdisziplinäres Monitoringprojekt initiiert, bei dem u. a. auch die Molluskenfauna (Schnecken und Muscheln) untersucht wird. Diese haben sich bereits vielfach als geeignete Indikatoren für Auenlebensräume bewährt (z. B. FOECKLER et al. 2006, 2009a). Hierin stellen sie eine arten- und oft auch individuenreiche Tiergruppe dar (FOECKLER et al. 2009b, ILG et al. 2012), die gleichermaßen sowohl die terrestrischen und aquatischen als auch deren Übergangsbereiche besiedelt. Aufgrund ihrer geringen aktiven Mobilität sind sie den vorherrschenden Lebensbedingungen direkt ausgesetzt (FOECKLER et al. 2006) und bieten demnach optimale Voraussetzungen, um die Reaktion von Lebensgemeinschaften auf Veränderungen (z. B. nach Renaturierungsmaßnahmen) zu indizieren.

Mit den ersten, nach der Deichöffnung wirksamen Hochwässern wird eine Veränderung der Molluskenfauna der reaktivierten Altaue erwartet. Anhand von Monitoringdaten sollen zunächst die kurz- bis mittelfristigen Auswirkungen der Deichöffnung auf die Artenstruktur und Diversität untersucht werden. Daraus lassen sich wichtige Rückschlüsse auf die Entwicklung der renaturierten Aue ziehen, wodurch auch der naturschutzfachliche Erfolg der Maßnahme abgeschätzt werden kann.

Methodik

Untersuchungsgebiet und Projektdaten

Der Untersuchungsraum, das Roßlauer Oberluch, liegt südöstlich von Roßlau im Stadtgebiet Dessau-Roßlau und ist Teil des UNESCO Biosphärenreservates Mittelelbe/Flusslandschaft Elbe in Sachsen-Anhalt (SCHOLZ et al. 2009). Nach der Anlage eines etwa 900 m langen neuen Deiches wurde dort 2006 der alte Elbedeich, der seit seinem Bau 1830 die aktive Aue von der Altaue abgetrennt hat, an drei Stellen geöffnet (SCHOLZ et al. 2009). Damit wurde eine rund 140 ha große Fläche mit einer Aufnahmekapazität von 3,6 Mio. m³ Wasser (bei mittlerem Hochwasser) wieder an die Oberflächenwasser-Dynamik der Elbe angebunden. Während der Ausdeichung war das Gebiet lediglich über das Grundwassersystem mit der Elbe verbunden. 2009 fand dort zum ersten Mal seit der Deichöffnung eine vollständige Überflutung statt. Folglich spiegeln die Untersuchungen von 2006 sowie 2007 den Zustand vor und von 2009 bis 2011 den Zustand nach der Maßnahme wider.

Probenahme

Untersucht wurden neben dem Rückdeichungsgebiet auch zwei Referenzgebiete - die rezente (aktive) Aue im Deichvorland des Roßlauer Oberluchs und die Altaue im Deichhinterland bei Klieken. Von 2006 bis 2011 (ausgenommen 2008) wurden in den drei Teilgebieten je 12 Probeflächen zweimal im Jahr (Frühjahr = FJ, Herbst = H) beprobt. Die Auswahl der Probeflächen erfolgte nach einem stratifizierten Zufallsdesign, bei dem insgesamt drei verschiedene Habitattypen (Flutrinnen, feuchtes und mesophiles Grünland) als Straten berücksichtigt wurden (vgl. SCHOLZ et al. 2009). Die Erfassungsmethodik (5 Bodenproben je Probefläche) und die Aufbereitung der Molluskenproben über Schlämmung und Siebung ist ausführlich in Deichner et al. (2003), Foeckler et al. (2006, 2009a) und Ilg et al. (2009) beschrieben. Die Nomenklatur und Rote Liste-Einstufung orientieren sich an LAU (2013).

Auswertungsmethodik

Um die Auswirkungen der Deichöffnung auf die Molluskenfauna zu analysieren, kamen verschiedene multivariate statistische Verfahren zum Einsatz. Mit Hilfe einer „Correspondence Discriminant Analysis“ (CDA, vgl. u. a. PERRIÈRE & THIOULOUSE 2003) wurde die Artenzusammensetzung der drei Teilgebiete auf Unterschiede zwischen den beiden Erfassungszeiträumen (vor/nach Deichöffnung) untersucht. Die zeitliche Veränderung der Artenstruktur in den einzelnen Teiluntersuchungsgebieten wurde durch eine "Principal Response Curves"-Analyse (PRC, u. a. VAN DEN BRINK et al. 2009) erfasst.

Zudem wurde die Reaktion ausgewählter Molluskenarten anhand der zeitlichen Entwicklung ihrer durchschnittlichen Individuenzahlen analysiert.

Ergebnisse

Im Rahmen des Monitorings am Roßlauer Oberluch konnten 50 Arten mit insgesamt 25.074 Individuen erfasst werden. Davon stehen 17 auf der Roten Liste Deutschlands und 7 auf der von Sachsen-Anhalt. Die größte Artenvielfalt wurde vor der ersten Überflutung mit 19 Arten im Bereich der rezenten Aue des Roßlauer Oberluchs nachgewiesen. Die beiden bis zu diesem Zeitpunkt inaktiven Auenbereiche (Rückdeichungsgebiet und Altaue) waren dagegen mit nur 14 Arten deutlich artenärmer.

Die CDA lässt deutliche Unterschiede in der Molluskenfauna der drei Teiluntersuchungsgebiete erkennen. So wird die Kliekener Altaue hauptsächlich von terrestrischen Arten trockener bis mittelfeuchter Standorte mit eher geringer Überflutungstoleranz besiedelt. Auf den Flächen der aktiven und der reaktivierten Roßlauer Aue sind dagegen hauptsächlich aquatische Arten bzw. Landmollusken mit hoher Feuchtigkeitspräferenz und Überflutungstoleranz anzutreffen. Insbesondere im Rückdeichungsgebiet unterscheidet sich die Molluskenfauna zudem auch deutlicher zwischen vor und nach der Deichöffnung. Im Vergleich dazu variieren die Artenzusammensetzung der rezenten Aue wesentlich geringer zwischen den beiden Erfassungszeiträumen und die der Altaue, in der die abiotischen Bedingungen am wenigsten schwanken, kaum.

Der größte Einfluss der Deichöffnung auf die Diversität der Molluskenfauna des Rückdeichungsgebietes wurde direkt nach der ersten vollständigen Überflutung des Gebietes sichtbar. Insgesamt konnten 21 "neue" Arten zum ersten Mal nach der Deichöffnung erfasst werden, was die Arten- und taxonomischen Vielfalt deutlich erhöht hat. Insbesondere aquatische Arten sind eingewandert (vgl. Abb. 1).

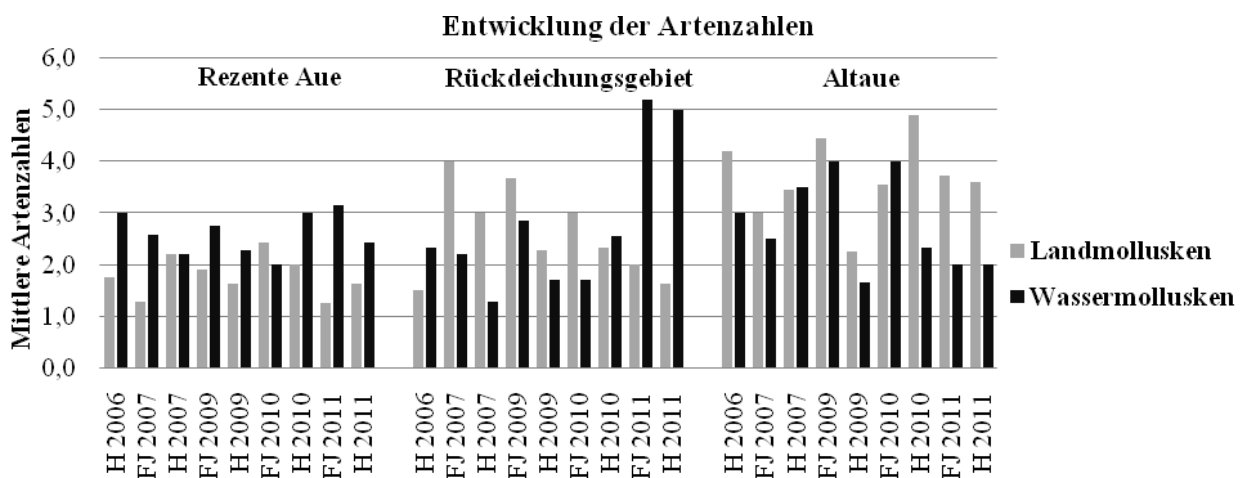


Abb. 1: Entwicklung der mittleren Artenzahlen in den drei Teiluntersuchungsgebieten.

Die PRC-Analyse bildet die zeitliche Veränderung der Artenstrukturen in den einzelnen Teiluntersuchungsgebieten ab. Dabei stellt die erste PRC-Achse die am stärksten dominierenden Muster in der Molluskenfauna dar und zeigt, wie auch schon die CDA, die deutlichen Unterschiede zwischen den Lebensgemeinschaften der Altaue bei Klieken und den beiden Untersuchungsgebieten des Roßlauer Oberluchs. Die Artenzusammensetzung der Altaue und des Rückdeichungsgebietes haben sich über die Zeit jedoch relativ ähnlich entwickelt. Auch nach der ersten vollständigen Überflutung kam es nur zu einer geringen Abweichung des Rückdeichungsgebietes von diesem zeitlichen Trend. Dabei grenzt sich die Entwicklung der trockenheitsliebenden Taxa deutlich von der der feuchtigkeitsliebenden, überflutungstoleranten Landmollusken bzw. der aquatischen Arten ab.

Die zweite PRC-Achse bildet die wichtigsten Abweichungen von den in der ersten PRC-Achse dargestellten Reaktionsmustern ab. Demnach haben sich die Unterschiede in der Artenzusammensetzung des Rückdeichungsgebietes und der rezenten Aue nach der Wiederanbindung im Laufe des Monitorings zunehmend verringert und waren 2011 am geringsten.

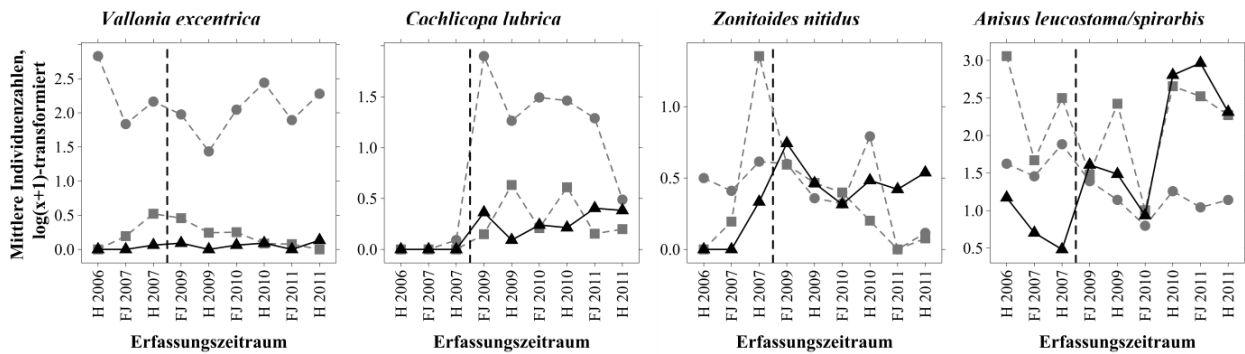


Abb. 2: Entwicklung der mittleren Individuenzahlen (log-transformiert) ausgewählter Arten der in den drei Teiluntersuchungsgebieten (Dreieck = Rückdeichungsgebiet, Quadrat = rezente Aue, Kreis = Altaue) vorkommenden Artengruppen mit unterschiedlichen Feuchtigkeitspräferenzen: *Vallonia excentrica* (Landmolluske sehr trockener Standorte), *Cochlicopa lubrica* (Landmolluske trockener bis feuchter Standorte), *Zonitoides nitidus* (Landmolluske feuchter bis sehr feuchter Standorte) und *Anisus leucostoma/spirorbis* (Wassermolluske wechselfeuchter/temporärer Gewässer).

Einzelne Arten zeigten dabei stärkere Reaktionen auf die Wiederanbindung an die Überflutungsdynamik. Wassermollusken (v. a. der wechselfeuchten/temporären Gewässer) bzw. überflutungstolerante terrestrische Arten (Landmollusken feuchter bis sehr feuchter Standorte) profitierten von der Deichöffnung und konnten z. T. deutlich in ihren Individuenzahlen zunehmen. Trockenheitsliebende oder weniger überflutungstolerante Arten (Landmollusken sehr trockener bzw. trockener bis feuchter Standorte) wurden dagegen kaum bzw. nur sehr gering davon beeinflusst (vgl. Abb. 2).

Diskussion

Die Auswirkungen der Wiederanbindung der Aue waren auf die gesamte Molluskenfauna des Rückdeichungsgebietes eher gering. Ähnlich wie bei anderen Untersuchungen (vgl. FUNK et al. 2009, ROBINSON & UEHLINGER 2008) wurden die Effekte der Renaturierung allerdings auf einzelne Arten bzw. Artengruppen deutlich. Der Einfluss war dabei umso größer, je höher die Feuchtigkeitsansprüche der Mollusken sind. Insbesondere den aquatischen bzw. überflutungstoleranten terrestrischen Arten wurde durch die Deichöffnung eine Wiederbesiedlung der ehemaligen Aue ermöglicht. Zudem konnten viele dieser Arten die wiederauftretenden Überflutungen nutzen, um in hohen Zahlen zu reproduzieren und damit ihre Populationen erneut zu stabilisieren (vgl. ILG et al. 2008). Insgesamt hat die Reaktivierung der Aue v. a. die für die dynamischen hydrologischen Bedingungen in diesen Lebensräumen typischen Arten begünstigt und folglich einen Wandel zu einer stärker spezialisierten und deutlich hygrophileren Artengemeinschaft initiiert.

Bisher konnten anhand der Entwicklung der Molluskenfauna keine negativen Effekte der Deichöffnung auf die renaturierte Aue nachgewiesen werden. Durch die geringe Anzahl an eutrophierungszeigenden Arten konnte zum Zeitpunkt der Probenahmen augenscheinlich kein Hinweis auf einen erhöhten Nährstoffeintrag infolge wiedereindringenden Elbewassers gezeigt werden. Eine starke Einwanderung invasiver Arten war ebenfalls anhand der vorgefundenen Artenzusammensetzung nicht festzustellen. Auch konnte kein Verschwinden von Arten in unmittelbarem Zusammenhang mit der Renaturierungsmaßnahme gebracht werden. Insbesondere alle trockenheitsliebenden Arten, die vor der Wiederanbindung im Rückdeichungsgebiet nachgewiesen werden konnten, wurden danach erneut erfasst. Die wenigen Arten mit geringer Überflutungstoleranz waren bereits vor der Renaturierung durch den schon immer sehr hohen Qualm- und Drängewassereinfluss auf trocknere, kaum überstaute/-flutete Bereiche dort angewiesen (vgl. SCHOLZ et al. 2009). Auch nach der Deichöffnung scheinen in der Aue solche Standorte weiterhin zu existieren, was auf deren erhöhte Habitatvielfalt und -qualität hinweist.

Jedoch scheint der Renaturierungsprozess drei Jahre nach der ersten vollständigen Überflutung aller Wahrscheinlichkeit nach noch nicht abgeschlossen zu sein. So konnten einige auentypische Arten bisher nicht erfasst werden. Dies weist daraufhin, dass mehr Faktoren als nur die Wiederherstellung naturnaher

Bedingungen den Regenerationsprozess nach einer Renaturierung prägen (LAKE et al. 2007). Beispielsweise sind Mollusken aufgrund ihrer geringen aktiven Mobilität langsame Wiederbesiedler (FOECKLER et al. 2006). So wird der gesamte ökologische Effekt der Deichöffnung auf die Molluskenfauna vermutlich erst in den folgenden Jahren sichtbar werden. Um diese langfristige Entwicklung des Rückdeichungsgebietes zu verfolgen, ist die Fortsetzung der Monitoringuntersuchungen dringend zu empfehlen.

Ausblick

Die Entwicklung der Molluskenfauna nach der Deichöffnung lässt erkennen, dass das Rückdeichungsgebiet nach der Renaturierung wieder mehr Arten geeignete Lebensbedingungen bietet und zeigt somit das Potenzial von Deichöffnungen als Auenrenaturierungsmaßnahme. Solche quantitative, interdisziplinäre, großflächige Langzeituntersuchungen zu den Auswirkungen von Auenrenaturierungen auf die Biodiversität, v. a. was den terrestrischen Komponenten von Auen betrifft, sind bisher sehr selten durchgeführt worden (VAN TURNHOUT et al. 2012). Dieses Wissen ist aber dringend notwendig, um degradierte Auenbereiche erfolgreich und nachhaltig wieder zu den wertvollen und diversen Lebensräumen, die sie ursprünglich waren, zu entwickeln. Einen wichtigen Beitrag dazu können die Ergebnisse der Monitoringuntersuchungen im reaktivierten Roßlauer Oberluch liefern. Diese bieten nicht nur ein hohes Forschungspotential für den Auen- und Artenschutz, sondern auch für die Grundlagenforschung. So ist z. B. bisher noch wenig darüber bekannt, welche spezifischen Eigenschaften und Lebensstrategien den Wiederbesiedlungserfolg einzelner Molluskenarten nach Auenrenaturierungen begünstigen. Aus naturschutzfachlicher Sicht ist von besonderem Interesse, ob durch die Deichöffnung nachhaltig wieder ein charakteristischer Auenlebensraum entsteht, der v. a. auch hinsichtlich der zahlreichen Ökosystemleistungen, die Auen bereitstellen (vgl. u. a. SCHOLZ et al. 2012), funktionsfähig ist. Neben der Hochwasserretention und zahlreichen anderen zählt dazu auch die Habitatfunktion, die die Grundlage des Erhalts der biologischen Vielfalt stellt (SCHOLZ et al. 2012, DE GROOT et al. 2006).

Danksagung

Das vorliegende Promotionsvorhaben wurde durch ein Begabtenstipendium der Hanns-Seidel-Stiftung e. V. aus Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) gefördert. Ein herzlicher Dank gilt allen, die die Arbeit im Feld oder fachlich unterstützt haben, insbesondere (in alphabetischer Reihenfolge) Herrn Dipl.-Biol. Oskar Deichner (ÖKON GmbH, Kallmünz) und Herrn Prof. Dr. Hermann Heilmeyer (TU Bergakademie Freiberg) sowie der Biosphärenreservatsverwaltung Mittelelbe für die Unterstützung der Freilandarbeiten und den Bewirtschaftern der Flächen.

Literatur

- BMU - BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hrsg.) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. - Bonn.
- BRUNOTTE, E., DISTER, E., GÜNTHER-DIRINGER, D., KOENZEN, U. & MEHL, D. UNTER MITARBEIT VON: AMBERGE, P., BONN, R., DÖPKE, M., KISCHKA, J., KURTH, A., LANGER, S., LINDEN, J., LÜBKER, T., MACH, S., QUICK, I., STEINHÄUSER, A., SCHOTT, M., VAN DE WEYER, K. & ZELLMER, U. (2009): Flussauen in Deutschland: Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz) (Naturschutz und Biologische Vielfalt 87)
- DE GROOT, R., STUIP, M., FINLAYSON, C.M. & DAVIDSON, N. (2006): Valuing wetlands: guidance for valuing the benefits derived from wetland ecosystem services. – Gland (R. C. Secretariat) (Ramsar Technical Report 3)
- DEICHNER, O., FOECKLER, F., GROH, K. & HENLE, K. (2003): Anwendung und Überprüfung einer Rüttelmaschine zur Schlämmung und Siebung von Mollusken-Bodenproben. – Mitteilungen der Deutschen Malakozoologischen Gesellschaft 69/70: 71-77.

- ELLWANGER, G., FINCK, P., RIECKEN, U. & SCHRÖDER, E. (2012): Gefährdungssituation von Lebensräumen und Arten der Gewässer und Auen in Deutschland. - *Natur und Landschaft* 87: 150-155.
- FOECKLER, F., DEICHNER, O., SCHMIDT, H. & CASTELLA, E. (2006): Suitability of Molluscs as Bioindicators for Meadow- and Flood-Channels of the Elbe-Floodplains. - *International Review of Hydrobiology* 91: 314-325.
- FOECKLER, F., DEICHNER, O., SCHMIDT, H. & CASTELLA, E. (2009a): Weichtiergemeinschaften als Indikatoren für Wiesen und Rinnenstandorte der Elbauen. – In: SCHOLZ, M., DZIOCK, F., HENLE, K., STAB, S. & FOECKLER, F. (Hrsg.) (2009): *Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue*. – Stuttgart (Ulmer): 203-243.
- FOECKLER, F., DEICHNER, O., ILG, C., SCHMIDT, H., SCHOLZ, M. & HENLE, K. (2009b): Mollusken im Auengrünland des Biosphärenreservates MittelElbe vor und nach dem extremen Sommerhochwasser 2002. - *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt, Sonderheft* 46: 76-85.
- FUNK, A., RECKENDORFER, W., KUCERA-HIRZINGER, V., RAAB, R. & SCHIEMER, F. (2009): Aquatic diversity in a former floodplain: Remediation in an urban context. - *Ecological Engineering* 35: 1476-1484.
- ILG, C., GERISCH, M., FOECKLER, F., DEICHNER, O., HENLE, K., DZIOCK, F., FOLLNER, K., GLAESER, J., RINK, A., SCHANOWSKI, A. & SCHOLZ, M. (2008): Long-term reactions of plants and macroinvertebrates to extreme floods in floodplain grasslands. - *Ecology* 89: 2392-2398.
- ILG, C., DEICHNER, O., FOECKLER, F., SCHMIDT, H., HENLE, K. & SCHOLZ, M. (2009): Molluskengemeinschaften im Deichrückverlegungsgebiet Roßlauer Oberluch im Biosphärenreservat MittelElbe. – *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt, Sonderheft* 46: 130-134.
- ILG, C., FOECKLER, F., DEICHNER, O. & HENLE, K. (2012): Hydrological gradient and species traits explain gastropod diversity in floodplain grasslands. - *River Research and Applications* 28: 1620-1629.
- LAU - LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (Hrsg.) (2013): *Die Weichtiere (Mollusca) des Landes Sachsen-Anhalt unter besonderer Berücksichtigung der Arten der Anhänge zur Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie sowie der kennzeichnenden Arten der Flora-Fauna-Habitat-Lebensraumtypen*. - *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt* 12.
- LAKE, P.S., BOND, N. & REICH, P. (2007): Linking ecological theory with stream restoration. - *Freshwater Biology* 52: 597-615.
- PERRIÈRE, G. & THIOULOUSE, J. (2003): Use of correspondence discriminant analysis to predict the subcellular location of bacterial proteins. - *Computer Methods and Programs in Biomedicine* 70: 99-105.
- ROBINSON, C.T., TOCKNER, K. & WARD, J.V (2002): The fauna of dynamic riverine landscapes. - *Freshwater Biology* 47: 661-677.
- ROBINSON, C.T. & UEHLINGER, U. (2008): Experimental floods cause ecosystem regime shift in a regulated river. - *Ecological Applications* 18: 511-526.
- SCHOLZ, M., STAB, S., HENLE, K. & DZIOCK, F. (Hrsg.) (2005): *Lebensräume der Elbe und ihre Auen – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft: Band 4*. – Berlin (Weißensee Verlag)
- SCHOLZ, M., ILG, C., GERISCH, M., FOECKLER, F., HENLE, K., DZIOCK, F., FOLLNER, K., GLAESER, J., RUPP, H., PUHLMANN, G., KUNJUCHOW, F., KRÜGER, F., REGNER, A., SCHWARZE, E., VON TÜMPLING, W., DUQUESNE, S., LIESS, M., WERBAN & U., ZACHARIAS, S. (2009): Deichrückverlegung in Sachsen-Anhalt und wissenschaftliche Begleituntersuchungen am Beispiel des Roßlauer Oberluchs. - *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt, Sonderheft* 4: 103-115.

- SCHOLZ, M., MEHL, D., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERDIUS, H.D., BORN, W. & HENLE, K. (2012): Ökosystemfunktionen in Flussauen. –Bonn (Bundesamt für Naturschutz) (Naturschutz und Biologische Vielfalt 124)
- TOCKNER, K., UEHLINGER, U. & ROBINSON, C.T. (Hrsg.) (2009): Rivers of Europe. - Amsterdam (academic Press)
- VAN DEN BRINK, P.J., DEN BESTEN, P.J., BIJ DE VAATE, A. & TER BRAAK, C.J. (2009): Principal response curves technique for the analysis of multivariate biomonitoring time series. - Environmental Monitoring and Assessment 152: 271-281.
- VAN TURNHOUT, C.A., SIEPEL, H., LEUVEN, R.S., HENDRIKS, A.J., KURSTJENS, G., VAN STRIEN, A. & FOPPEN, R.P. (2012): Ecological strategies successfully predict the effects of river floodplain rehabilitation on breeding birds. - River Research and Applications 28: 269-282.

Andrea Rumm, Dr. Francis Foeckler
ÖKON Gesellschaft für Landschaftsökologie, Gewässerbiologie und Umweltplanung mbH
Hohenfelder Str. 4, Rohrbach, 93183 Kallmünz
email: rumm@oekon.com, foeckler@oekon.com

Dr. Michael Gerisch, Mathias Scholz
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH –UFZ, Dep. Naturschutzforschung
Permoserstraße 15
044318 Leipzig
email: michael.gerisch@ufz.de, mathias.scholz@ufz.de

Die Veränderung etablierter Fischparasitengemeinschaften durch invasive Fischarten wie der Schwarzmaulgrundel

MICHAEL HOHENADLER

Schlagwörter: Invasive Arten, Spill-back theory, Dilution effect, Grundeln, Acanthocephalen, Pomphorhynchus laevis, Pomphorhynchus tereticollis, Nematoden, Anguillicola crassus

Hintergrund

Im Zuge der Globalisierung ergeben sich immer wieder neue Möglichkeiten, für Arten in fremde Gebiete einzudringen. Das Wegbrechen natürlicher bio-geographischer Grenzen (z. B. durch den Bau von Schleusen und Kanälen) oder der Transport von Pflanzen und Tieren (z. B. durch Ballastwasser und weltweiten Handel) kann zu der Einführung von nicht-heimischen Arten in neue Lebensräume führen. Meistens sind Informationen über die Invasionsgeschichte dieser neuen Arten lückenhaft (SUAREZ et al. 2001). Dahingegen sind die Effekte, die diese Arten auf die heimischen Gebiete haben, oft gut erforscht (CLAVERO & GARCIA-BERTHOU 2005, MOLNAR et al. 2008).

Bekannt ist, dass invasive Arten auf unterschiedliche Weise Einfluss auf die Biodiversität, das ökologische Gleichgewicht und die Integrität der neuen Lebensräume nehmen. Hierbei wird unterschieden zwischen direkter und indirekter Einflussnahme. Direkte Einflussnahme erfolgt über Konkurrenz, z. B. um Nahrung oder Laichplätze, insbesondere wenn die neuen Arten über hohe Reproduktionsraten, hohe Verbreitungsfähigkeit und/oder eine generell gute Anpassung an die neuen Gebiete verfügen (KARLSON et al. 2007, COPP et al. 2008, KOVAC et al. 2009). Indirekte Einflussnahme erfolgt beispielsweise durch eine Veränderung des Parasiteninfektionsrisikos für native Arten.

Im hier vorgestellten Forschungsvorhaben soll die indirekte Einflussnahme invasiver Arten untersucht werden.

Das Konzept

Das Fundament des hier beschriebenen Forschungsvorhabens bildet die Erforschung der Veränderung des Parasiteninfektionsrisikos für native Fischarten unter Berücksichtigung zweier grundverschiedener und bis heute nur wenig erforschter Theorien: der „Spill-back“-Theorie und des „Dilution“-Effektes. Grundlage für beide Theorien ist die Tatsache, dass eingeschleppte freilebende Arten ihre natürlichen Parasiten verlieren (Enemy-Release Theorie) und stattdessen die Parasiten aus den neuen Gebieten assimilieren (TOMPKINS & POULIN 2006). Die Spill-back Theorie besagt nun, dass durch die Aufnahme von einheimischen Parasiten durch invasive Fischarten die Möglichkeit besteht, dass die Infektion von den invasiven wieder auf die nativen Arten zurück „schwappen“ kann (Spill-back; KELLY et al. 2009). Die Voraussetzung dafür ist, dass sich die neu eingeführten Arten als Zwischenwirte bzw. paratenische Wirte für einheimischen Parasiten erweisen (DE CASTRO & BOLKER 2005, POULIN et al. 2011). Außerdem muss die Möglichkeit bestehen, dass die Parasiten von diesen Wirten weiter auf geeignete Endwirte übertragen werden (KELLY et al. 2009). Informationen über diese Art der Infektionsübertragung sind jedoch bisher selten, da sich die Forschung weitestgehend auf den „Spill-over“-Effekt von Parasiten (also die Übertragung eingeschleppter Parasiten auf heimische Wirte) konzentriert (KELLY et al. 2009).

Die Theorie des Dilution-Effektes steht dem gegenüber und besagt, dass sich durch neue Arten das Infektionsrisiko für die einheimische Fauna sogar verringert. Demnach erweist sich die invasive Art als ungeeigneter Wirt für einheimische Parasiten, da sie entweder nicht durch geeignete Endwirte aufgenommen wird (OSTFELD & KEESING 2000b) oder sich der Parasit in ihr nicht in ein infektiöses Stadium weiterentwickeln kann (JOHNSON et al. 2012). In diesem Fall wird der Parasit von einer Vielzahl von Wirten aufgenommen, aber nur durch wenige weitergegeben (OSTFELD & KEESING 2000a, b). Die invasive Art

fungiert als eine Art Sackgasse für die einheimischen Parasiten, wodurch deren Übertragung abnimmt, was in der Folge zu einer Verringerung der Populationsgröße und damit auch zu einer Verminderung der Infektionsrate in diesen Gebieten führt.

Auf Basis dieser beiden Theorien soll überprüft werden, ob Parasitengemeinschaften einheimischer Fischarten durch invasive Fischarten als neue Wirtsarten

- in ihren Beständen gestärkt werden,
- in ihren Beständen abnehmen oder
- unverändert bleiben.

Grundeln als invasive Arten

In dieser Studie dienen invasive Ponto-Kaspische Grundelarten als Modellorganismen zur Überprüfung der beschriebenen Theorien. Seit Mitte der 90er Jahre ist es einigen Ponto-Kaspischen Grundeln gelungen, sich außerhalb ihrer natürlichen Habitate (Schwarzes Meer, Kaspisches Meer etc.) massiv auszubreiten. Durch die Öffnung verschiedener Schleusen und Kanäle sowie durch den Anstieg der Schifffahrt (Transport in Ballastwasser) haben es verschiedene Grundelarten geschafft, sich in vielen großen Gewässern des europäischen Raums zu verbreiten (SKORA & STOLARSKI 1993, KAKAREKO et al. 2009). Allein in Deutschland haben sie sich unter anderem im Rhein, Main sowie in der Donau, Oder, Elbe, Weser, Ost- und Nordsee etablieren können (BORCHERDING et al. 2011, KALCHHAUSER et al. 2013). Die erfolgreichsten invasiven Grundelarten sind, absteigend nach ihrer Häufigkeit, die: *Schwarzmaulgrundel Neogobius melanostomus*, Kesslergrundel *Ponticola kessleri*, Flussgrundel *Neogobius fluviatilis*, Mamorgrundel *Proterorhinus semilunaris* und die Nackthalsgrundel *Babka gymnotrachelus* (nach KOTTELAT & FREYHOF 2007).

Obwohl das wissenschaftliche Interesse an den Grundelarten aufgrund des hohen Invasionspotentials in den letzten Jahren stark zugenommen hat, ist über die Parasitentransmission von Grundeln auf heimische Wirtsfischarten nur wenig bekannt. Bisher konnte lediglich gezeigt werden, dass einige Parasitenarten von der Invasion der Grundeln in neue Gebiete profitieren (ONDRACKOVA et al. 2009, MÜHLEGGGER et al. 2010, NACHEV et al. 2010a).

Die Parasiten

Alle bei den geplanten Untersuchungen auftretenden Parasiten werden anhand morphologischer und molekularer Merkmale eindeutig bis auf Artniveau bestimmt. Jedoch liegt das Hauptaugenmerk auf den Gruppen der Acanthocephalen und Nematoden, da diese in den bisher beprobten Habitaten grundsätzlich in hohen Infektionsintensitäten vorkommen.

Acanthocephalen, speziell der Gattung *Pomphorhynchus* sind häufige und weit verbreitete Parasiten in Ponto-Kaspischen Grundeln. Studien an Fischen aus der Donau haben gezeigt, dass die Mehrzahl der *Pomphorhynchus*-Individuen zumeist verkapselt in der Körperhöhle und dem Muskelgewebe ihrer Wirte vorkommen (ONDRACKOVA et al. 2005). Im natürlichen Lebensraum der Grundeln (Niederdonau) wurden ausschließlich Infektionen mit *P. laevis* festgestellt (ONDRACKOVA et al. 2005, ONDRACKOVA et al. 2006), während im Rhein bislang vorwiegend *P. tereticollis* aufzutreten scheint (EMDE et al. 2012). Abgesehen von eventuellen Unsicherheiten in der Identifikation der *Pomphorhynchus*-Arten ist derzeit unklar, welche Rolle die Grundeln für diese beiden *Pomphorhynchus*-Arten spielen.

In Bezug auf die oben beschriebenen theoretischen Ansätze können Grundeln als echte Zwischenwirte oder paratenische Wirte fungieren, so dass sich die Acanthocephalen in Prädatoren der Grundeln etablieren können (Spill-back-Theorie). Da bisher jedoch ausschließlich larvale *Pomphorhynchus sp.* nachgewiesen wurden, können die Grundeln auch eine Art Sackgasse darstellen und damit zur Ausdünnung der heimischen *Pomphorhynchus sp.*-Population beitragen (Dilution-Effekt).

Nematoden der Gattung *Anguillicola* (synonym *Anguillicoloides*) sind ein gut untersuchtes Beispiel für einen invasiven Parasiten, der durch den globalen Aalhandel eingeführt worden ist (Moravec & Taraschewski 1988). *A. crassus* wurde in den frühen 80er Jahren mit lebenden Aalen nach Europa importiert und etablierte sich schnell im Europäischen Aal (*Anguilla anguilla*), wo er im Vergleich zu seinem ursprünglichen Wirt, dem Japanischen Aal (*Anguilla japonica*), eine signifikant höhere Infektionsrate und Virulenz aufweist (KENNEDY 2007; SURES, 2011). Vorhergegangene parasitologische Studien gelangen zu dem Schluss, dass Grundeln als geeignete Zwischenwirte für *A. crassus* dienen (KVACH & SKORA 2007, NACHEV et al. 2010). Die mögliche Bedeutung der Grundeln für die Aufrechterhaltung des *A. crassus*-Zyklus ist jedoch ebenfalls unklar. Wie bei der Infektion mit *Pomphorhynchus sp.* sind auch hier beide Effekte (spill-back oder dilution) denkbar und möglich.

Die potentiellen Endwirte

Als potentielle Endwirte werden die ökologisch ähnlichen, nativen Fischarten Barbe (*Barbus Barbus*), Döbel (*Squalius cephalus*), Gründling (*Gobio gobio*), Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*) und Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) auf ihren Parasitenbefall hin untersucht. All diese Arten zählen wie die Grundeln zu den Grundfischen oder weisen zumindest ein ähnliches Nahrungsspektrum auf (Flussbarsch) und sollten daher vergleichbare Parasitengemeinschaften aufweisen können. Sie dienen nachweislich als geeignete Endwirte für *Acanthocephalen* der Gattung *Pomphorhynchus* (KENNEDY 2006).

Um den Infektionsstatus von *A. crassus* in West- und Zentraleuropa bewerten zu können, wird außerdem die Parasitengemeinschaft des Europäischen Aals untersucht. *A. crassus* scheint besonders in Bezug auf den Europäischen Aal eine wichtige Rolle zu spielen, da stark infizierte Aale eventuell nicht mehr in der Lage sind, ihre Laichplätzen zu erreichen (MÜNDERLE et al. 2004; SURES & KNOPF, 2004).

Material und Methoden

Die angelaufene Studie sieht eine saisonale Probennahme über einen Zeitraum von zwei aufeinander folgenden Jahren vor. Hierbei werden jeweils im Sommer (Juni - August) und Herbst (Oktober) der beiden Jahre die vorher genannten Wirtsarten beprobt. Die Anzahl der Fische sollte eine gründliche Erfassung der Gesamtparasitenfauna erlauben und zusätzlich eine gute Voraussetzung für die geplanten faunistischen und statistischen Analysen und Vergleiche bieten. Die Fische werden in verschiedenen Gewässern (s. Tab. 1) von professionellen Fischern mit Hilfe von Elektrofischung, Reusen und Stellnetzen gefangen.

Tab. 1: Auflistung der Beprobungsgewässer mit dazugehörigem „Grundel-Befalls-Status“

Bundesland	Fluss	Status
Schleswig-Holstein	Schwentine	„grundelfrei“
Niedersachsen	Elbe	Grundelarten sind etabliert
	Weser	Grundelarten sind etabliert
Nordrhein-Westphalen	Ems	Grundelarten sind etabliert
	Rhein	Grundelarten sind etabliert
	Ruhr	Grundelarten sind etabliert
	Wupper	„grundelfrei“

Parasitologische Untersuchungen

Alle beprobten Fische werden vor der parasitologischen Untersuchung (noch lebend) vermessen, gewogen und auf Alter und Geschlecht hin bestimmt. Des Weiteren werden für alle Fische der Konditionsfaktor (SCHÄPERCLAUS 1990), hepatosomatischer Index (DELAHUNTY & DE VLAMING, 1980) und gonadosomatischer Index (DE VLAMING et al. 1982) bestimmt. Danach werden die gefangenen Fische im Labor seziert und parasitologisch untersucht. Die gefundenen Parasiten werden gereinigt, markiert und fixiert, um einem Standard-Protokoll folgend die Artbestimmung der Parasiten (DIKANOVID et al. 2010) durchzuführen. Eine zuverlässige und genaue Identifikation der Parasiten wird durch den Einsatz von Molekularanalysen sichergestellt, da morphologische Variationen der Morphologie besonders bei den Larvenstadien von *A. crassus* und Acanthocephalen leicht zu Fehlinterpretationen führen können. Die Acanthocephalen werden mittels DNA-Analysen unter Zuhilfenahme von PCR (Polymerase-Kettenreaktion)-Methoden nach Franceschi et al. (2008) identifiziert. Die molekulare Identifikation der Pomphorhynchus-Arten wie auch von *A. crassus* sind in unserem Labor etabliert (NACHEV et al., 2010b; GRABNER et al. 2012).

Mit dem Schwerpunkt auf den Modellparasiten werden deren Populationsstrukturen (z. B. Abundanz, Prävalenz, Befallsintensität und Diversität), wie auch verschiedene Fisch-Parameter (z. B. Konditionsfaktor und Geschlecht) analysiert, um mögliche Abhängigkeiten dieser Parameter von der Invasion der Grundeln feststellen zu können und um anschließend anhand von Vergleichsanalysen zwischen den verschiedenen Probestellen/Parasitengemeinschaften die Frage nach einem möglichen Spill-back bzw. Dilution Effektes beantworten zu können.

Ausblick

Da sich die Ergebnisse der ersten Probennahmen zurzeit noch in der Auswertung befinden, kann auf die eigentliche Fragestellung zu diesem Zeitpunkt noch nicht genauer eingegangen werden. Jedoch kann mit Beendigung der ersten Sommerbeprobung bereits festgehalten werden, dass sich der Infektionsdruck einheimischer Parasiten verändert, da die Grundeln teilweise massiv mit Parasiten befallen sind. Erste Auswertungen zeigen außerdem, dass die Ponto-Kaspischen Grundeln möglicherweise einen größeren Einfluss auf die einheimischen Parasitengemeinschaftsstrukturen haben, als zuerst angenommen. Bei morphologischer und molekularbiologischer Betrachtung der gefundenen Acanthocephalenarten hat sich gezeigt, dass die Grundeln möglicherweise zu der Verdrängung von *Pomphorhynchus tereticollis* beitragen, da in den Gebieten, in denen sich die Ponto-Kaspischen Grundeln etablieren konnten, laut Analyse ausschließlich *Pomphorhynchus laevis* vorkommen. Im Gegensatz dazu sind die *Pomphorhynchus spp.* aus den als „grundelfrei“ eingestuften Gebieten nach wie vor *P. tereticollis*. In Zukunft wird daher verstärkt nicht nur nach dem Einfluss der Grundeln auf die Transmission von einheimischen Parasiten auf einheimische Wirtsarten, sondern zusätzlich auch nach der Rolle der Grundeln bei Veränderungen der Parasitengemeinschaftsstrukturen geforscht.

Zudem sind auch noch Probennahmen aus der Donau in Österreich (Wien) und Bulgarien geplant. Ponto-Kaspische Grundelarten kommen in diesen Gebieten teilweise natürlich vor bzw. haben sie sich dort schon seit vielen Jahren etabliert. Daher dienen die hier gewonnenen Daten als Grundlage für eventuelle Rückschlüsse für längerfristige Folgen für einheimische Wirtsarten.

Literatur

BORCHERDING, J., STAAS, S., KRÜGER, S., ONDRAČKOVÁ, M., ŠLAPANSKÝ, L. ; JURAIDA, P. (2011): Non-native Gobiid species in the lower River Rhine (Germany): recent range extensions and densities. - Journal of Applied Ichthyology 27: 1-3.

CLAVERO, M.; GARCIA-BERTHOU, E. (2005): Invasive species are a leading cause of animal extinctions. Trends. - Ecology and Evolution 20: 110.

- COPP, G.H., KOVAC, V., ZWEIMÜLLER, I., DIAS, A., NASCIMENTO, M., & BALAZOVA, M. (2008): Preliminary study of dietary interactions between invading Ponto-Caspian gobies and some native fish species in the River Danube near Bratislava (Slovakia). - *Aquat.Invas.*, 3(2): 193-200.
- DE CASTRO, F.; BOLKER, B. (2005): Mechanisms of disease-induced extinction. - *Ecology Letters* 8: 117-126.
- DE VLAMING, V.L., GROSSMAN, G. & CHAPMAN, F. (1982): On the use of the gonosomatic index. - *Comp. Biochem. Physiol.* 73: 31–39.
- DELAHUNTY, G.; DE VLAMING, V.L. (1980): Seasonal relationships of ovary weight, liver weight and fat stores with body weight in the goldfish. - *Fish BioI.*10: 5-13.
- DIKANOVIC, V., NIKOLIC, V., SIMIC, V., JAKOVIC, D., TODOROVIC, E. V. & CAKIC, P. (2010) The Intestinal Parasite *PomphorhynchusLaevis Müller, 1776* (Acanthocephala) from Barbel *Barbus Barbus L.* from the Danube River in the Area of Belgrade. BALWOIS 2010. – Ohrid, Republic of Macedonia – 25.
- EMDE, S., RUECKERT, S., PALM, H. W. & KLIMPEL, S. (2012): Invasive Ponto-Caspian Amphipods and Fish Increase the Distribution Range of the Acanthocephalan *Pomphorhynchus tereticollis* in the River Rhine. - *PLOS ONE* (www.plosone.org), 7, e53218.
- FRANCESCHI, N., BAUER, A., BOLLACHE, L. & RIGAUD, T. (2008): The effects of parasite age and intensity on variability in acanthocephalan-induced behavioural manipulation. - *International Journal for Parasitology* 38: 1161-1170.
- GRABNER, D.S., DANGEL, K.C., SURES, B. (2012): Merging species? Evidence for hybridization between the eel parasites *Anguillicola crassus* and *A. novaezelandiae* (Nematoda, Anguillicolidea). - *Parasites & vectors* 5: 244.
- JOHNSON, P.T., PRESTON, D.L., HOVERMAN, J.T., HENDERSON, J.S., PAULL, S.H., RICHGELS, K.L. & REDMOND, M.D. (2012): Species diversity reduces parasite infection through crossgenerational effects on host abundance. - *Ecology* 93 (1): 56-64.
- KAKAREKO, T., PLACHOCKI, D. & KOBAK, J. (2009): Relative abundance of Ponto-Caspian gobiids in the lower Vistula River (Poland) 3- to 4 years after first appearance. - *J ApplIchthyol* 25: 647-651.
- KALCHHAUSER, I., MUTZNER, P., HIRSCH, P.E. & BURKJARDT-HOLM, P. (2013): Arrival of round goby *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) and bighead goby *Ponticola kessleri* (Günther, 1861) in the High Rhine (Switzerland). - *BioInvasions Records* 2 (1): 79–83.
- KARLSON, A.M., ALMQVIST, G., SKORA, K.E. & APPELBERG, M. (2007): Indications of competition between non-indigenous round goby and native flounder in the Baltic Sea. - *Ices Journal of Marine Science*, 64(3): 479-486.
- KELLY, D.W., PATERSON, R.A., TOWNSEND, C.R., POULIN, R. & TOMPKINS, D.M. (2009) Parasite spillback: A neglected concept in invasion ecology? - *Ecology* 90(8): 2047-2056.
- KENNEDY, C.R. (2007): The pathogenic helminth parasites of eels. - *J Fish Dis* 30: 319-334.
- KENNEDY, C.R. (2006): *Ecology of the Acanthocephala*. – Cambridge (Cambridge University Press)
- KOTTELAT, M.; FREYHOF, J. (2007): *Handbook of European Freshwater Fish*. – Cornol (Publications Kottelat)
- KOVAC, V., COPP, G.H. & SOUSA, R.P. (2009): Life-history traits of invasive bighead goby *Neogobius kessleri* from the middle Danube with a prediction of who will win the goby competition. - *J ApplIchthyol* 25: 33-37.

- KVACH, Y.; SKORA, K.E. (2007): Metazoa parasites of the invasive round goby *Apolloniamelel-anostoma* (*Neogobiusmelanostomus*) (Pallas) (Gobiidae: Osteichthyes) in the Gulf of Gdansk, Baltic Sea, Poland: a comparison with the Black Sea. - *Parasitol Res* 100: 767-774.
- MOLNAR, J.L., GAMBOA, R.L., REVENGA, C. & SPALDING, M.D. (2008): Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6 (9): 485-492.
- MORAVEC, F.; TARASCHEWSKI, H. (1988): Revision of the genus *Anguillicola* Yamaguti, 1935 (Nematoda: Anguillicolidae) of the swimbladder of eels, including descriptions of two new species, *A. novaezelandiaesp.n.* and *A. papernaisp.n.* - *Folia Parasitol* 35: 125-146.
- MÜHLEGGGER, J.M., JIRSA, F., KONECNY, R. & FRANK, C. (2010): Parasites of *Apollonia melanostoma* (Pallas 1814) and *Neogobius kessleri* (Guenther 1861) (Osteichthyes, Gobiidae) from the Danube River in Austria. - *J Helminthol* 84: 87-92.
- MÜNDELERLE, M., SURES, B., TARASCHEWSKI, H. (2004): Influence of *Anguillicolacrassus* (Nematoda) and *Ichthyophthiriusmultifiliis* (Ciliophora) on swimming activity of European eel *Anguilla anguilla*. - *Dis Aquatic Org* 60: 133-139.
- NACHEV, M., ONDRAČKOVÁ, M., SEVERIN, S., ERCAN, F. & SURES, B. (2010a): The impact of invasive gobies on the local parasite fauna of the family Percidae and the Gudgeon (*Gobio gobio*) in the Rhine River. Joint Meeting of the German Societies of Parasitology and Protozoology. - poster.
- NACHEV, M., ZIMMERMANN, S., RIGAUD, T., SURES, B. (2010b): Is metal accumulation in *Pomphorhynchus laevis* dependent on parasite sex or infrapopulation size? - *Parasitology* 137: 1239-1248.
- ONDRACKOVA, M., DAVIDOVA, M., BLAZEK, R., GELNAR, M. & JURAJDA, P. (2009): The interaction between an introduced fish host and local parasite fauna: *Neogobius kessleri* in the middle Danube River. - *Parasitol Res* 105: 201-208.
- ONDRACKOVA, M., TRICHKOVA, T. & JURAJDA, P. (2006): Present and historical occurrence of metazoan parasites in *Neogobius kessleri* (Pisces: Gobiidae) in the Bulgarian section of the Danube River. - *Acta Zoologica Bulgaria*, 58 (3): 401-408.
- ONDRACKOVA, M., DAVIDOVA, M., PECINKOVA, M., BLAZEK, R., GELNAR, M., VALOVA, Z., CERNY, J. & JURAJDA, P. (2005): Metazoan parasites of *Neogobius* fishes in the Slovak section of the River Danube. - *J Appl Ichthyol* 21: 354-349.
- OSTFELD, R.S.; KEESING, F. (2000b): The function of biodiversity in the ecology of vector-borne zoonotic diseases. - *Can. J. Zool.*, 78: 2061–2078.
- OSTFELD, R.S.; KEESING, F. (2000a): Biodiversity and disease risk: the case of Lyme disease. - *Conserv. Biol.*, 14: 722–728.
- POULIN, R., PATERSON, R. A., TOWNSEND, C. R., TOMPKINS, D. M. & KELLY, D.W. (2011): Biological invasions and the dynamics of endemic diseases in freshwater ecosystems. - *Freshwater Biology* 56: 676–688.
- SCHÄPERCLAUS, W. (1990): *Fischkrankheiten*. – Berlin (Akademieverlag)
- SKÓRA, K.E.; STOLARSKI, J. (1993): New fish species in the Gulf of Gdansk, *Neogobius* sp. [cf. *Neogobius melanostomus* (Pallas 1811)]. - *Bull Sea Fish Inst* 1: 83-84.
- SUAREZ, A.V., HOLWAY, D.A. & CASE, T.J. (2001): Patterns of spread in biological invasions dominated by long-distance jump dispersal: Insights from argentine ants. - *Proc Natl Acad Sci USA* 98, 1095-1100.
- Sures, B. (2011): Parasites of animals. - In: SIMBERLOFF, D., REJMÁNEK, M. (Eds.): *Encyclopedia of Biological Invasions*. – Berkeley (, University of California Press): 500-503
- SURES, B., KNOPF, K. (2004) Parasites as a threat to freshwater eels? - *Science* 304: 208-209.

TOMPKINS, D.M. & POULIN, R. (2006): Parasites and biological invasions. - Biological Invasion in New Zealand 186: 67-84.

*Michael Hohenadler
Fakultät für Biologie
Aquatische Ökologie
Universität Duisburg-Essen
Universitätsstr. 5
45141 Essen
email: michael.hohenadler@uni-due.de*



Die Archivfunktion von Mooren - Bewertung von Informationsvielfalt

CAROLINE GREISER & HANS JOOSTEN

Schlagwörter: Archiv, Bewertung, Klassifikation, Moor, Ökosystemdienstleistung, Paläoökologie

Moore enthalten in ihrem Torfkörper die unterschiedlichsten Spuren vergangener Ökosysteme (Abb. 1). Sie haben sich als detailliertes Archiv für die Klima-, Landschafts-, Vegetations- und Menschheitsgeschichte erwiesen (BARBER, 1993; DE VLEESCHOUWER et al., 2010; CHAMBERS et al., 2012). Die Funktion von Mooren als paläoökologische Landschaftsarchive und bedeutende Informationsspeicher für die Zukunft ist zwar bekannt, wird in Naturschutz- und Kompensationsmaßnahmen bisher weitgehend vernachlässigt, weil Methoden um diese Funktion systematisch und objektiv zu bewerten, fehlten. Obwohl inzwischen das Konzept der Ökosystemdienstleistungen (engl. ecosystem services) etabliert ist (FARBER et al., 2002; MA (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT), 2005; MAES, 2014), sind gerade die kulturellen (nichtmateriellen) Leistungen, die auch von den Moorarchiven erbracht werden, bisher von Erfassung und Bewertung weitgehend vernachlässigt (DANIEL et al., 2012).



Abb. 1: (v.l.n.r.) Intaktes Moor in Brandenburg. Bohrkern in dem die Stratigraphie (Schichtfolge der Substrat-typen) des Torfkörpers sichtbar ist. Verschiedene Mikro- und Makrofossilien aus dem Moorarchiv.

Konkreter Anlass der Studie ist die geplante Vernichtung von drei FFH-Mooren durch einen im Genehmigungsverfahren befindlichen Braunkohletagebau. Die FFH-Richtlinie¹ ist das zentrale Rechtsinstrument der EU, das der Umsetzung der Biodiversitätskonvention² dient. Die im Natura2000-Netzwerk aufgenommenen Gebiete genießen einen strengen Schutzstatus. Die durch konkurrierende Landnutzung (hier Braunkohleabbau) bevorstehende Verletzung des Netzwerks wirft die Frage nach der Ersetzbarkeit bzw. Kompensierbarkeit der verlorengehenden Schutzwerte auf. Grundlage dafür muss eine umfassende Bewertung aller relevanter Ökosystemfunktionen (u. a. der Archivfunktion) sein.

Ziel unserer Arbeit ist es, rationale Kriterien, Parameter und Methoden zu finden, um die Archivfunktion eines Moores zu bewerten. Eine Anzahl solcher Kriterien wurden an einer Moor-Region (Niederlausitz)

¹ Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen

² Übereinkommen über die Biologische Vielfalt, engl.: Convention on Biological Diversity, CBD, 1992, Rio

getestet, indem die Stratigrafien von 49 Mooren im Gelände untersucht und miteinander verglichen wurden. Im Labor erfolgten palynologische (pollenkundliche) Analysen zur Bestimmung des Alters der Moore. Der Schwerpunkt bei der Arbeit lag auf einfachen und schnellen Methoden, die zukünftig in einen anwenderfreundlichen Praxisleitfaden integriert werden können.

Einzel-Kriterien

Der Moorschutz steht bzgl. des Archivwertes vor der Herausforderung, Schutzobjekte zu identifizieren, deren Wert in der Zukunft liegt, ohne die zukünftigen Fragen an das Archiv oder die zukünftig verfügbaren Methoden und Technologien zur Informationsbeschaffung zu kennen. Die Kriterien müssen also relevant aber auch möglichst neutral und frageunabhängig sein. Wir haben sowohl quantitative (Menge an Archivmaterial) als auch qualitative (Vollständigkeit, Erhaltungsgrad des Archivmaterials) Kriterien angewandt. Insgesamt wurden anhand repräsentativer Bohrkerne pro Moor die folgenden Eigenschaften erhoben:

(Mindest-)Alter (pollenstratigraphische Datierung der ältesten organischen Ablagerungen): Weil die Datenmenge aus der Vergangenheit sich durch Verlust nur verringern kann, sind ältere Daten grundsätzlich seltener als jüngere. Außerdem vergrößert das Vorhandensein älterer Daten – in Verbindung mit einer größeren Tiefe - die Chance, dass längere kontinuierliche Datenreihen existieren, die z. B. zur Kalibrierung von Modellen zur Entwicklung von Zukunfts-Szenarios von Klimaveränderungen und die Reaktionen der Umwelt auf diese fungieren können. Gerade Langzeitprozesse können nur mit intakten, ungestörten Archiven rekonstruiert werden.

Tiefe: Je tiefer ein Moor, desto mehr Archivmaterial (potentielle Information) steht – entweder als längere Zeitreihe oder als bessere Auflösung - zur Verfügung. Außerdem ist die Oszillationsfähigkeit (= wasserstandsabhängiges Quellen + Schrumpfen) bei einem tiefgründigen Moor oft größer. Es ist dadurch weniger durch oberflächliche Austrocknung gefährdet, was die Degradierung des Archivs verringert.

Auflösung (Tiefe/Alter): Eine hohe Auflösung impliziert viel Archivmaterial pro Zeiteinheit. Dadurch können kurzfristige Signale detaillierter aufgezeichnet sein und kurzzeitige Änderungen besser rekonstruiert werden.

Akkumulationsstatus (wächst das Moor noch?): Ein Moor, das aktuell noch wächst, also neues Material akkumuliert, ist wie ein lebendes Archiv, das kontinuierlich neue Daten sammelt und deshalb wertvoller als ein nicht wachsendes Moor, das oberflächlich degradiert und dauernd Daten verliert.

(Un)Vollständigkeit (Anzahl degradierter Schichten): Gab es in der Vergangenheit schon einmal schlechte Akkumulationsbedingungen (e.g. infolge von Kälte oder Trockenheit), dann zeigt sich das in Schichten hochzersetzten Torfes. Fossilien sind dann stark degradiert oder sogar komplett wegoxidiert oder ausgeschwemmt. Hier sind Lücken in den Aufzeichnungen zu erwarten, die den Wert des Archivs verringern.

Gleichmäßigkeit (Häufigkeit von Substratwechselln): Für manche Fragen ist ein möglichst homogenes Archiv, das aus wenig wechselnden Substrattypen aufgebaut ist, wertvoll. Solche Archive verringern die Interpretationskomplexität durch reduzierte lokale Störsignale.

Substratdiversität (Anzahl unterschiedlicher Substrattypen): Diversität wird hier auf Ebene der Substrattypen wertgeschätzt. Jeder Torf- oder Muddetyp hat seine eigene botanische und chemische Zusammensetzung und kann unterschiedliche Fossilien aufbewahren, was in einer Vielfalt an unterschiedlich verschlüsselten Informationen resultiert.

Substrattypen (kumulative Mächtigkeit der einzelnen Torf- und Muddetypen): Für jedes Moor wurde die Mächtigkeit der einzelnen Substrattypen errechnet, um die regionale Bedeutung eines Moores für jeden Substrattyp auszudrücken, vergleichbar mit dem Beitrag einer lokalen Tier- oder Pflanzenpopulation zur Regionalpopulation. Für unterschiedliche Fragestellungen kann der ein oder andere Substrattyp wertvoller sein.

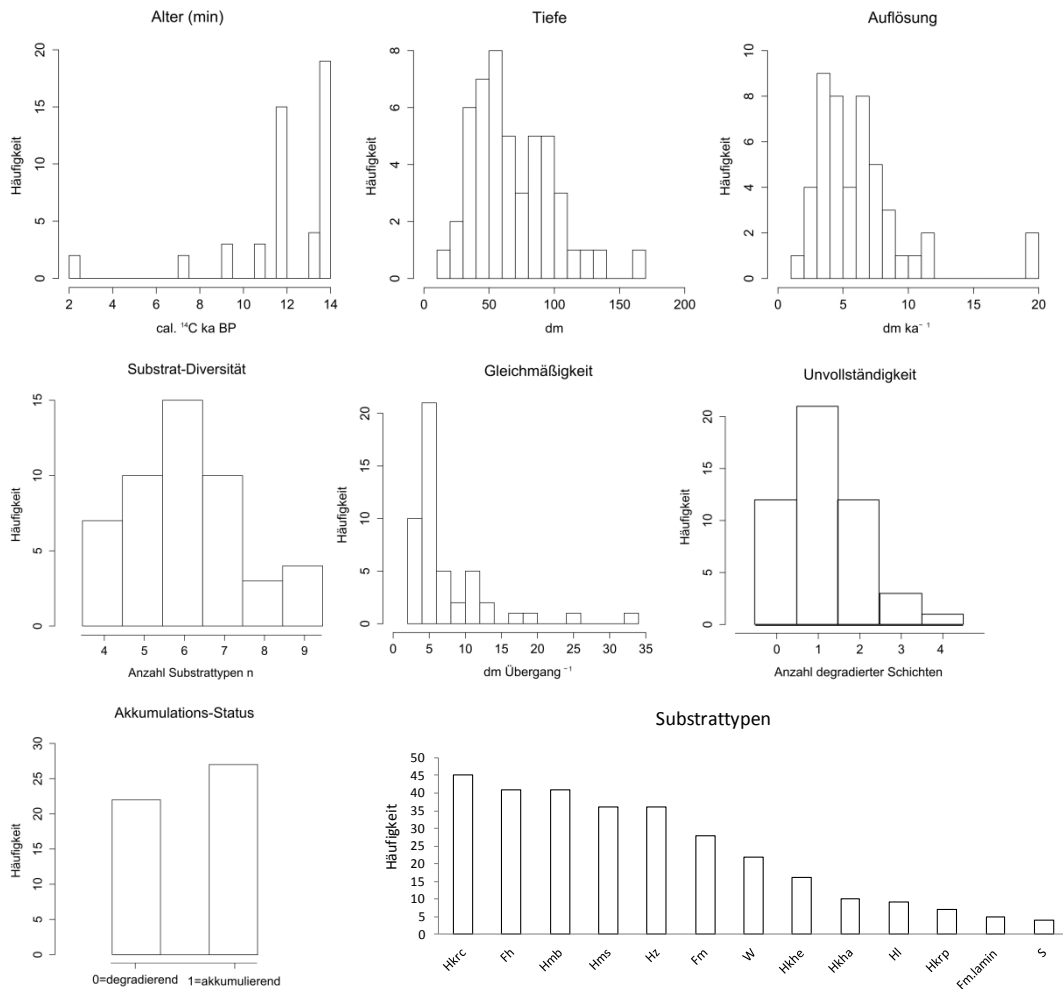


Abb. 2: Häufigkeitsverteilung der Einzelkriterien für 49 Moore. 1ka=1Kilojahr=1000Jahre. Fh=Organomudde, Fm=Silikatmudde, Fm.lamin=Laminierte Sedimente, Hkha=Blasenbinsentorf, Hkhe=Wollgrastorf, Hkrc=Radizellentorf, Hkrp=Schilftorf, Hl=Holztorf, Hmb=Braunmoostorf, Hms=Torfmoostorf, Hz=hochzersetzer Torf, S=Sand, W=Wasser.

Die Ergebnisse (Abb. 2) zeigen bzgl. der einzelnen Kriterien eine große Diversität und unterschiedliche Verteilungsmuster. Für manche Kriterien fehlen noch einfache Feldmethoden. Für z. B. eine detaillierte Aufdeckung von Akkumulationslücken („(Un)Vollständigkeit“) sind die vorhandenen Datierungsmethoden und auch die Pollenanalyse zu teuer.

Eine Gewichtung der Einzelkriterien erscheint bei der Aggregation sinnvoll. Das Alter eines Moores ist intuitiv ein wichtigeres Kriterium als die Menge an Holztorf in seiner Stratigrafie. Solch eine Gewichtung muss allerdings gut begründet sein. Aus Gründen der Vereinfachung haben wir darauf zunächst verzichtet.

Gesamtarchivwert

In einem weiteren Schritt wurden 17 positive (je „mehr“ desto besser) Kriterien zusammengefasst. Alle Werte der 49 Einzelmoores wurden für jedes Kriterium zum virtuellen regionalen Gesamtarchiv (=100 %) aufsummiert. Die Darstellung erfolgt in Netzdiagrammen, in denen jedes Kriterium durch eine Achse repräsentiert wird. Bleiben alle Moore in der Region erhalten, bleibt das regionale Moorarchiv komplett (intaktes Polygon, Abb. 3). Der Archivwert eines Moores wird als Verlustwert ausgedrückt. Der Verlust eines Moorarchivs ist auf den jeweiligen Achsen sichtbar: das Polygon schrumpft besonders dort, wo ein konkretes Moor prozentual besonders viel zum Gesamtarchiv beiträgt. Ein direkter, transparenter und differenzierter Vergleich von Moorarchiven ist mit dieser Methodik möglich. Die Vernichtung der drei

Moore in der Lausitz hätte demnach keinen Einfluss auf die regionale Menge an Holz- oder Schilftorf (Hl, Hkrp), aber würde den Verlust von weit über 10 % an dem seltenen Blasenbinsen-Torf (Hkha, lila Signatur) bedeuten (Abb. 3).

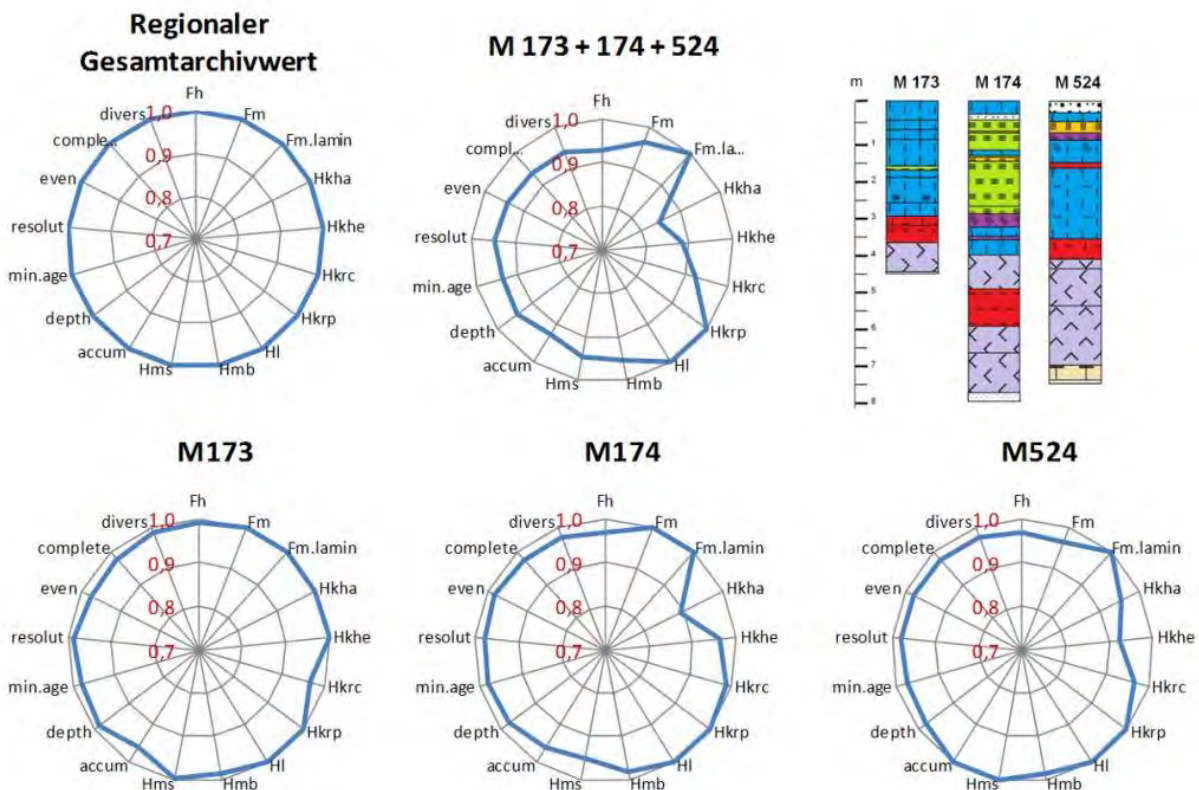


Abb. 3: Der Archivwert der drei bedrohten Moore (M173, M174, M524) als Verlustwert ausgedrückt. Oben, v.l.n.r.: Intaktes regionales Gesamtarchiv, Verlustwert der drei Moore, Bohrprofile der drei Moore (Substrattypen durch Farben in den Profilen dargestellt). Unten, v.l.n.r.: Verlustwert der Einzelmoore M173, M174 und M524. Für die Kriterien, s. Abb. 3.

Unterschiedlichkeit und Klassifikation

Der Vorteil von vielen unterschiedlichen Moorarchiven ist, dass sie zusammen eine bessere Absicherung der zukünftigen (teilweise unbekannt) menschlichen Bedürfnisse an das Archiv darstellen. Jedes Moorarchiv ist als Individuum betrachtet einzigartig. Ähnlich enthalten (abgesehen von klonalen Individuen) alle Pflanzen- oder Tier-Individuen einzigartige genetische Information. Im Naturschutz werden aber generell keine Individuen, sondern höhere Integrationsebenen wie Arten oder Lebensraumtypen geschützt. Zwar zielt jede Klassifikation auf einer konzeptionelle Reduzierung von Diversität, aber die verbleibende Diversität ist besser zu verwalten und zu verwerten (JOOSTEN, 2001). Die Frage ist, ob es möglich ist, Moore bzgl. ihrer Archivfunktion zu klassifizieren, d. h. einander verwandte Moorindividuen zu identifizieren und ihren Wert vergleichend einzuschätzen.

Die Unterschiedlichkeit der 49 Moorarchive wird hier über die vorhandenen Substrattypen definiert. Sie ist eine Funktion aus der kumulativen Mächtigkeit von 10 Substrattypen und der Tiefe und wurde mithilfe der Euklidischen Distanz errechnet. Die Summe aller euklidischen Distanzen für ein Moor fungiert als Maß für seine „Einzigartigkeit“ (besser „Unterschiedlichkeit“, d. h. wie sehr es sich von den anderen abhebt, wie besonders es ist). In Abb. 4 ist die daraus hervorgehende Rangliste der Moore abgebildet, mit den außergewöhnlichen Mooren links und den Mooren, die näher am regionalen Mittel liegen, rechts. Die Rangliste kann helfen, Prioritäten zu setzen und Moorarchive zu identifizieren, die außergewöhnlich viel zur regionalen Moorarchiv-Vielfalt beitragen (links in Abb. 4), oder die typisch für die Region sind (rechts in Abb. 4).

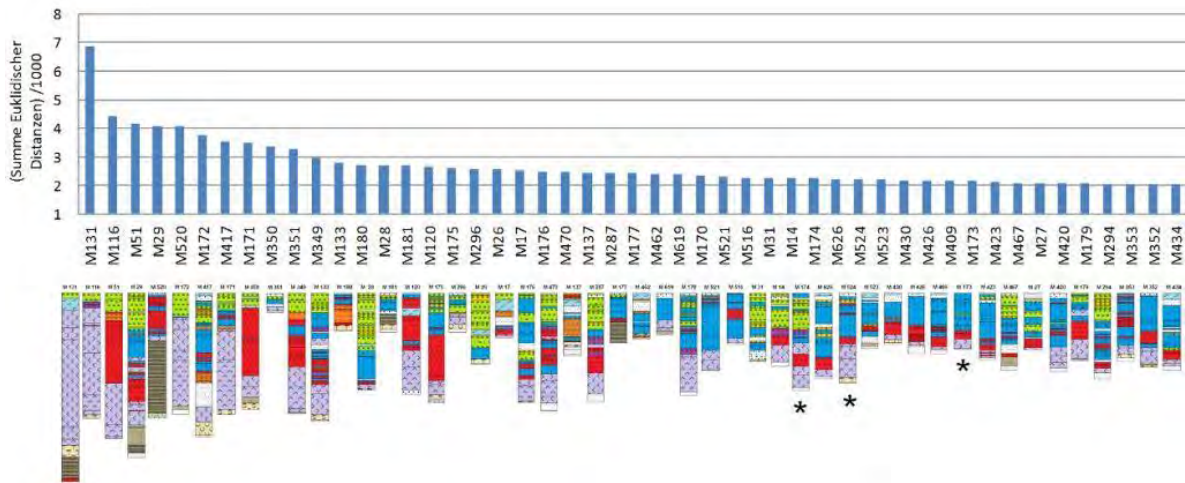


Abb. 4: Unähnlichkeits Ranking von 49 Mooren auf Grundlage der Summe der Euklidischen Distanzen vom jeweiligen Moor zu allen anderen Mooren. Attribute: Kumulative Mächtigkeit von 11 Substrattypen und Tiefe. *drei bedrohte Moore.

Mittels einer Cluster-Analyse (Ward's hierarchische Methode, (WARD JR., 1963) wurden die Moorprofile mit ähnlicher Tiefe und ähnlichen Substrattypen gruppiert. Eine grobe Einteilung resultierte in einer Klasse mit flachen bis mitteltiefen Mooren und einer Klasse mit tiefen Mooren (Abb. 5). Die weitere Unterteilung ergab Cluster/Klassen, die oft durch die Dominanz eines bestimmten Substrattyps gekennzeichnet sind, z. B. Cluster C.A.4.: Organomudde-dominiert (hell-lila), C.A.3. Radizellentorf-dominiert (blau) (Abb. 5).

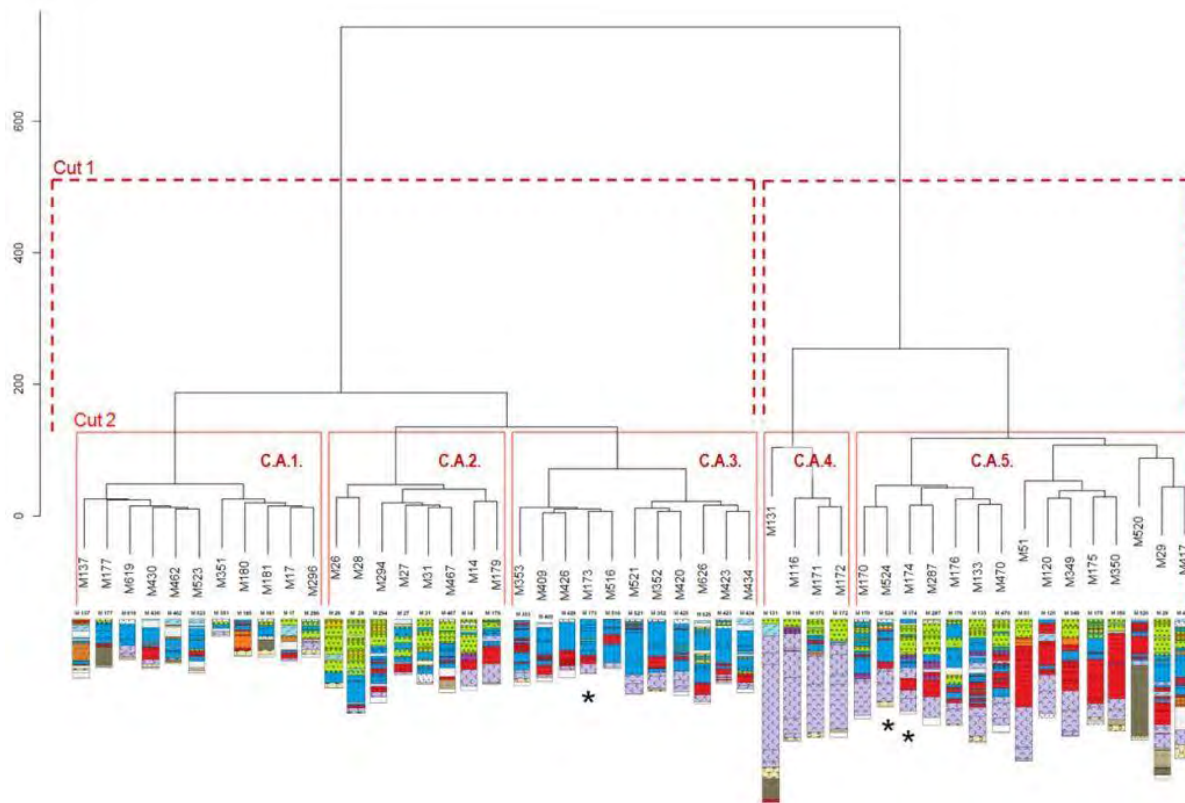


Abb. 5: Ergebnis der Cluster-Analyse (Ward's hierarchische Methode). Euklidische Distanz. Attribute: Kumulative Mächtigkeit von 11 Substrattypen und Tiefe. C.A.1-5=Cluster-Namen. * drei bedrohte Moore

Die Definition von Archivtypen aufgrund ausgewählter Merkmale (hier Substrattypen und Tiefe) ermöglicht eine Einschätzung der Seltenheit, der Repräsentativität oder der regionalen Moorarchiv-Diversität. Eine solche Klassifikation kann außerdem als Grundlage für Kompensations-Forderungen dienen: Die Zerstörung eines bestimmten Moorarchivtyps erfordert einen Ausgleich (z. B. Wiedervernässung, Unterschutzstellung) durch den gleichen Typ (in dergleichen Region).

Eine Sensitivitätsanalyse zeigte allerdings, dass die Klassifizierung stark von den gewählten Eigenschaften und der Form der Daten abhängt und dass nur wenige Cluster stabil bleiben. Darüber hinaus ergab die Clusteranalyse einige heterogene Klassen (e.g. C.A.5. Abb. 5), die evtl. eine weitere Unterteilung erfordern.

Klassifikationen sollten kein starres System sein, sondern auf die jeweilige Fragestellung oder den Maßstab angepasst werden (regionale vs. globale Archivvielfalt). Die Homogenität (geringe Vielfalt) einer Gruppe von regionalen Moorarchiven (α -Diversität) kann zur Vielfalt auf der nächsthöheren Ebene beitragen (β -Diversität). Die Braunmoostorf-dominierten Profile z. B. (M51, M120, M175, M349, M350, Abb. 5) stammen mit einer Ausnahme (M120) alle aus einem Moorkomplex (Pinnower Läuiche). Zudem gibt es Fragestellungen, die sich nur oder am besten mit (möglichst) ähnlichen Archiven an verschiedenen Orten beantworten lassen, z. B. die feinmaßstäbige Rekonstruktion der Einwanderung von Baumarten nach der letzten Eiszeit anhand der Pollensignale in Mooren. Abstraktion und Generalisierung sind erst mit einer Vielzahl an Beobachtungspunkten möglich, was dafür spricht, so viele Moore wie möglich als Landschaftsarchive für die Zukunft zu erhalten. Da Naturschutz aber auf 100 % der Fläche nicht möglich ist, haben wir hier erste Ideen geliefert, wie prioritäre Archive identifiziert werden können, bzw. erläutert, welche Schritte für eine Kompensation nötig sind.

Mit dieser Arbeit wurde der erste Schritt hin zu einem objektiven und konsistenten Bewertungsverfahren von Moorarchiven getan. Es konnte gezeigt werden, dass die gewählten Kriterien, Skalen und Algorithmen einen erheblichen Einfluss auf das Ergebnis haben, dass aber eine objektive Bewertung von Moorarchiven ohne Bezug auf eine konkrete Forschungsfrage möglich ist, wenn über die Kriterien, Skalen und Algorithmen Übereinstimmung existiert. Die Objektivierung bzw. Demokratisierung solcher grundsätzlich subjektiven Prämissen – auch in Hinblick auf die Rechte zukünftiger Generationen - ist die große Herausforderung für die weitere Bewertungsarbeit.

Literatur

- BARBER, K.E. (1993): Peatlands as scientific archives of past biodiversity. - *Biodiversity and Conservation*, 2: 474–489.
- CHAMBERS, F.M.; BOOTH, R.K.; DE VLEESCHOUWER, F.; LAMENTOWICZ, M.; LE ROUX, G.; MAUQUOY, D.; NICHOLS, J.E. & VAN GEEL B. (2012): Development and refinement of proxy-climate indicators from peats. - *Quaternary International*, 268: 21–33.
- DANIEL, T.C.; MUHAR, A.; ARNBERGER, A.; AZNAR, O.; BOYD, J.W.; CHAN, K.M. A.; COSTANZA, R.; ELMQVIST, T.; FLINT, C.G.; GOBSTER, P.H.; GRÊT-REGAMEY, A.; LAVE, R.; MUHAR, S.; PENKER, M.; RIBE, R.G.; SCHAUPPENLEHNER, T.; SIKOR, T.; SOLOVIY, I.; SPIERENBURG, M.; TACZANOWSKA, K.; TAM, J. & VON DER DUNK, A. (2012): Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. - *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109: 8812–9.
- FARBER, S.C.; COSTANZA, R. & WILSON, M.A. (2002): Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. - *Ecological Economics*, 41: 375–392.
- JOOSTEN, H. (2001): Available at: <http://www.imcg.net/pages/publications/papers/identifying-peatlands-of-international-biodiversity-importance.php?lang=EN>. Date visited: 10 April 2013.
- MA (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT) (2005): *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. - Island Press.

- MAES (2014) Mapping and assessment of ecosystems and their services. Indicators for ecosystem assessments under section 5 of the EU biodiversity strategy to 2020. 2nd Report - Final February 2014.
- DE VLEESCHOUWER, F.; HUGHES, P.D.; NICHOLS, J.E. & CHAMBERS, F.M. (2010): A review of protocols in peat palaeoenvironmental studies. Foreword. - *Mires and Peat*, 7: 00–1.
- WARD JR., J.H. (1963): Hierarchical grouping to optimize an objective function. - *Journal of the American statistical association*, 58: 236–244.

Caroline Greiser
Institut für Botanik und Landschaftsökologie
Universität Greifswald
Soldmannstr. 15
17487 Greifswald
email: Perisoreus_infaustus@gmx.de

Die ökonomische Bewertung von Biodiversität einer Kulturlandschaft im Schweizer Berggebiet

SUSANNE REWITZER, JAN BARKMANN

Schlagwörter: Ökonomische Bewertung, Biodiversität, Ökosystemdienstleistungen, Kulturlandschaft, Trockenwiesen und -weiden

1 Einleitung

Nicht nur vermeintlich unberührte Ökosysteme wie Regenwälder beherbergen eine hohe Anzahl von Arten. Auch von Menschen gestaltete Kulturlandschaften, wie man sie in den meisten Teilen Europas vorfindet, können wertvolle Räume für den Natur- und Biodiversitätsschutz sein. Bei entsprechender landwirtschaftlicher Bewirtschaftung können sie eine hohe Biodiversität aufweisen (PHILLIPS 1998). In Bergregionen z. B. besitzt extensiv bewirtschaftetes Grünland eine hohe Artenvielfalt an Pflanzen (DULLINGER et al. 2003). Kulturlandschaften stellen außerdem viele Ökosystemdienstleistungen in kultureller Hinsicht bereit, z. B. tragen sie durch ihre ästhetische Wirkung zum menschlichen Wohlbefinden bei oder prägen die kulturelle Identität der Einheimischen (PLIENINGER et al. 2013).

Umwelt- und Naturschutzaspekte werden jedoch in Regional- und Landschaftsplanungen und in wirtschaftlichen und politischen Entscheidungsprozessen vielfach vernachlässigt. Die Studie *The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB)* hat deshalb das Ziel, den Wert von Ökosystemdienstleistungen und Biodiversität in Entscheidungsprozessen und bei der Entwicklung von Naturschutzinstrumenten in den Mittelpunkt zu rücken. Die Studie möchte den wirtschaftlichen Nutzen der biologischen Vielfalt weltweit darstellen, aber auch auf die Kosten des Biodiversitätsverlusts hinweisen, die im Gegensatz zu den Kosten eines wirkungsvollen Naturschutzes stehen (TEEB 2010). Die ökonomische Bewertung von Ökosystemdienstleistungen und Biodiversität kann hierzu einen wichtigen Beitrag leisten. Allerdings ist sie nicht unumstritten (NUNES & VAN DEN BERGH 2001). Beispielsweise wird der ökonomischen Bewertung von Umweltgütern von Umweltverbänden mit Skepsis begegnet (REWITZER et al. 2014). Viele Bewertungsmethoden sind zudem mit Unzulänglichkeiten behaftet (vgl. z. B. PASCUAL & MURADIAN 2010). Dennoch ist die ökonomische Bewertung von Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen vielfach notwendig und sinnvoll. Durch die Verdeutlichung des Werts der Artenvielfalt kann sie einerseits das Bewusstsein der Menschen für deren Wert schärfen. Zum anderen ist die ökonomische Abschätzung des Tauscherts von Biodiversitätsveränderungen eine Voraussetzung für die wirtschaftlich adäquate Internalisierung der Veränderungen in Entscheidungsprozessen.

Unsere Fallstudie aus einer Kulturlandschaft in den Schweizer Alpen ermittelt anhand eines Auswahlverfahrens (choice experiment) Tauscherte in Form von Zahlungsbereitschaften für Veränderungen von Biodiversität und drei Ökosystemdienstleistungen. Die Befragung ergibt Hinweise darauf, welche zukünftigen Landschaftsentwicklungen die Einwohner/innen des Projektgebiets bevorzugen. Die Ergebnisse stellen somit eine Grundlage für lokale Entscheidungsprozesse und die regionale Raumplanung dar.

2 Untersuchungsgebiet und Methoden

Die Untersuchungsregion befindet sich in den Walliser Alpen im Süden der Schweiz. Sie besteht aus der Stadt Visp sowie den Flusstälern der Vispa und Saaser Vispa und umfasst insgesamt 12 Gemeinden. Jahrhundertlange landwirtschaftliche Nutzung hat die Landschaft stark geprägt. Dazu zählt vor allem die Grünlandbewirtschaftung auf verschiedenen Höhenstufen (ZAJC et al. 2003). Aufgrund der inneralpinen Lage zählt die Region um Visp zu den trockensten Gebieten der Schweiz. Klimaveränderungen und sozioökonomische Änderungen können sich zukünftig auf die Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen auswirken (BRINER et al. 2013).

Um die für die Befragten relevanten Ökosystemdienstleistungen und dafür geeignete Indikatoren zu identifizieren, wurden im Februar 2013 Leitfadeninterviews (n=8) durchgeführt. Außerdem fand im April 2013 ein Stakeholder-Workshop mit Vertretern aus der Forst- und Landwirtschaft, Regionalentwicklung, Politik und Umweltverbänden statt. Weiterhin wurde der Fragebogen nach einer Pilotstudie (n=117) noch einmal optimiert. Die Umsetzung der Attribute erfolgte in Anlehnung an einen dezidierten Ecosystem Services-Ansatz für die Bewertung von Umweltgütern (BARKMANN et al. 2008).

Um die Zahlungsbereitschaft für Veränderungen von Biodiversität und drei weiteren Ökosystemdienstleistungen zu ermitteln, wurde ein Auswahlverfahren (choice experiment) angewandt. In einem choice experiment wählen die Befragten zwischen verschiedenen möglichen Szenarien, die durch verschiedene Attribute beschrieben werden. In unserer Anwendung stellten die Szenarien mögliche Landschaftsentwicklungen dar, die durch die folgenden Attribute beschrieben wurden. Die Angaben hinter den Pfeilen geben die gewählten Indikatoren wieder:

- Biodiversität → Fläche an Trockenwiesen und -weiden
- Landwirtschaftliches Erbe → Anzahl der Landwirtschaftsbetriebe
- Schutz vor Naturgefahren → Anzahl der Schadereignisse innerhalb von 10 Jahren
- Landschaftsästhetik → dargestellt anhand von Visualisierungen, die durch Veränderungen der Landschaftselemente Wald, Grünland, Siedlung variiert wurden (s. Abb. 1)

Die Befragten konnten mehrfach zwischen dem Status quo und zwei möglichen Landschaftsveränderungen auswählen. Jedes Szenario enthielt zusätzlich ein finanzielles Attribut in Form von prozentualen Steuerveränderungen, die die Bürger/innen entweder belasten oder entlasten würde. Mit Hilfe eines Haupteffektedesigns wurden insgesamt 32 unterschiedliche Kombinationen von Szenarien zusammengestellt. Die Befragten wurden entweder fünfmal oder sechsmal gebeten, die Landschaftsentwicklung auszusuchen, die sie verwirklicht sehen möchten.

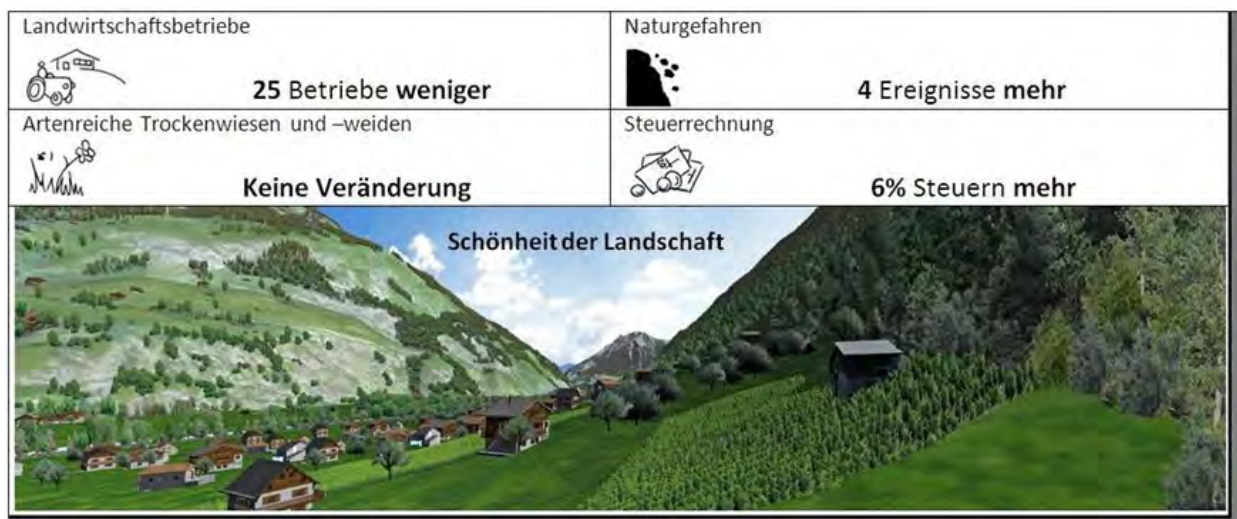


Abb. 1: Beispiel eines Landschaftsszenarios

Als Indikator für die Biodiversität wurde die Fläche an Trockenwiesen und -weiden herangezogen. Trockenwiesen und -weiden (TWW) sind im Studiengebiet für die Erhaltung der Artenvielfalt wichtige Ökosysteme. Auf ihnen kommen ungefähr zwei Drittel der Schweizer Pflanzenarten vor, von denen viele selten oder bedroht sind (PEARSON et al. 2006). Gefährdet sind TWW und damit auch ihre Artenvielfalt durch Überbauung, Intensivierung, aber auch durch die Aufgabe der Bewirtschaftung (PEARSON et al. 2006). Die qualitativen Vorstudien ergaben, dass vielen Befragten TWW unbekannt sind. In der Einführung zum choice experiment wurden TWW deshalb genau erläutert und ihre Bedeutung für die Biodiversität dargestellt.

Die Zahlungsbereitschaft für Veränderungen der Biodiversität bzw. der jeweiligen Ökosystemdienstleistung kann über die Auswahlentscheidungen der Befragten ermittelt werden (ADAMOWICZ et al. 1998). Dazu werden die Koeffizienten einer additiven Nutzenfunktion geschätzt, in der die Attributausprägungen als Argumente erscheinen und die Wahrscheinlichkeit einer Auswahlentscheidung als abhängige Variable. Die Zahlungsbereitschaft wird dann als Quotient der Nutzenkoeffizienten für eine marginale Veränderung der jeweiligen Ökosystemleistung und dem Koeffizienten des finanziellen Attributs berechnet. Zur Berechnung wurde ein Nested-Logit-Modell herangezogen (NLOGIT 5). Da wir Angaben zur individuellen Steuerbelastung in Schweizer Franken erhoben haben, können wir konventionelle Zahlungsbereitschaften in Geldeinheiten präsentieren.

Für die Hauptstudie wurden im September und Oktober 2013 Fragebögen in 8 Gemeinden verteilt. Die Auswahl erfolgte über eine stratifizierte Zufallsstichprobe. Helfer kontaktierten die Befragten, erklärten den Fragebogen und holten ihn später zu einem vereinbarten Zeitpunkt wieder ab. Von 600 verteilten Fragebögen erhielten wir 260 zurück. Dies entspricht einer Rücklaufquote von 43 %.

3 Ergebnisse

Alle Attribute haben bereits in der einfachsten Auswertung einen signifikanten Einfluss auf die Auswahlentscheidung. Eine Ausnahme stellt hier nur das Element Baumsterben in der landschaftsästhetischen Visualisierung dar (s. Tab. 1). Der positive Nutzenkoeffizient für das Biodiversitätsattribut zeigt, dass die Befragten die Erhaltung bzw. Ausdehnung von TWW befürworten. Die Zahlungsbereitschaft beträgt im Durchschnitt 69 Franken pro Person und Jahr für 10 ha TWW mehr. Auch die Vorzeichen der Nutzenkoeffizienten für die anderen berücksichtigten Ökosystemleistungen entsprechen den Erwartungen. Um z. B. die Abnahme eines landwirtschaftlichen Betriebes zu akzeptieren, müssen die Befragten im Durchschnitt pro Person und Jahr mit 21 Franken entschädigt werden. Befürwortet wird hingegen der Schutz vor Naturgefahren; für ein Ereignis weniger innerhalb von 10 Jahren beträgt die Zahlungsbereitschaft 49 Franken. Bezüglich der Landschaftsästhetik werden die Veränderungen abgelehnt und haben eine negative Zahlungsbereitschaft. Für die Waldausdehnung sind dies -346 Franken, für eine Intensivierung von Grünland -283 Franken und für eine Siedlungsausdehnung -833 Franken pro Person und Jahr.

Tab. 1: Zahlungsbereitschaft für Ökosystemdienstleistungen der Kulturlandschaft

Attribut	Einheit	Nutzenkoeffizient	Zahlungsbereitschaft (CHF/Person & Jahr)
Biodiversität	10 ha TWW mehr	0,059***	69
Landwirtschaftliches Erbe	1 Betrieb weniger	-0,018***	-21
Schutz vor Naturgefahren	1 Ereignis weniger innerhalb von 10 Jahren mehr	0,042***	49
Baumsterben	1 Einheit mehr	-0,035	Nicht signifikant
Waldausdehnung	1 Einheit mehr	-0,294**	-346
Grünland	1 Einheit mehr Intensivierung	-0,240***	-283
Siedlungsausdehnung	1 Einheit mehr	-0,699***	-833
% Steuererhöhung (zur Ermittlung der Zahlungsbereitschaft)		-0,051	

Der Nutzenkoeffizient gibt an, wie stark und in welcher Richtung (positive oder negative Korrelation) die einzelnen Attribute die Auswahlentscheidung der Befragten beeinflussen.

Statistische Signifikanz: *** signifikant bei $p < 0,001$; ** signifikant bei $p < 0,05$

4 Diskussion

4.1 Ökonomische Bewertung von Biodiversität und kulturellen Ökosystemdienstleistungen

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass die Erhaltung der Kulturlandschaft für die Befragten im Studiengebiet einen hohen Stellenwert besitzt. Dafür spricht, dass die Ausdehnung von Siedlungsgebieten und Waldflächen und eine Abnahme der Landwirtschaftsbetriebe abgelehnt werden. Positiv beurteilt wird hingegen eine ökologisch positive Entwicklung der Kulturlandschaft, so z. B. eine extensivere Wiesenutzung. Vor allem auch die Erhaltung und Ausdehnung von TWW als wichtige Standorte für biologische Vielfalt wird eindeutig befürwortet. Dies zeigt die Zahlungsbereitschaft von 69 Franken pro Person und Jahr für 10 ha TWW. Andere Studien kommen zu ähnlichen Ergebnissen (z. B. BAUMGART 2005).

Methodisch zeigte sich, dass auch „kulturelle“ Ökosystemdienstleistungen ökonomisch gewertet werden können. Selbst für in der Visualisierung „versteckte“ Veränderungen ergaben sich statistisch signifikante Nutzenkoeffizienten und materiell bedeutsame Zahlungsbereitschaften. Wesentlich zum Erfolg der vorliegenden Zahlungsbereitschaftsanalyse dürfte die von der Abteilung Planning of Landscapes and Urban Systems (PLUS) der ETH Zürich umgesetzte Visualisierung sowie die umfangreichen qualitativen Vorstudien beigetragen haben. Gerade wegen der Komplexität ökologischer Strukturen ist es außerordentlich wichtig, die Indikatoren für die Umsetzung der gewählten Attribute auf Grundlage intensiver qualitativer Vorarbeiten zu erarbeiten.

Unmittelbar den Wert der biologischen Vielfalt spricht unsere Studie durch das TWW-Attribut an. Auch hier wurde der Indikator auf Grundlage unserer Vorstudien ausgewählt. Fast wichtiger noch als ein höchstsignifikanter Nutzenkoeffizient ist als Beleg für eine nicht nur technisch gelungene, sondern auch insgesamt valide Studie die außerordentlich hohe Rücklaufquote zu sehen. Zudem waren Protestantworten extrem selten. Auch unter diesen Bedingungen muss zwar davon ausgegangen werden, dass die Präsentation des Attributs eine Auswirkung auf die Auswahlentscheidung der Befragten haben kann (Framing-Effekt; vgl. KRAGT & BENNETT 2012). Zudem deckt die ermittelte Zahlungsbereitschaft für mehr TWW vermutlich einen Großteil der individuellen Gesamtzahlungsbereitschaft auch für andere regionale Naturschutzzwecke ab. In der gewählten Präsentation konnten die Befragten ihre eigenen Vorstellungen zum Naturschutz in Visp und Umgebung erkennen und entsprechende Präferenzentscheidungen treffen. Dies ist ein explizites Ziel des gewählten Ecosystem Service-Ansatzes (BARKMANN et al. 2008).

4.2 Politische Bedeutung der Ergebnisse

Unsere Studie kann Entscheidungsträgern Orientierungspunkte liefern, welche Aspekte und Leistungen der Kulturlandschaft den Menschen wichtig sind. Unter anderem kann sie auch dazu beitragen, den Schutz der Biodiversität besser in Entscheidungsfindungsprozesse zu integrieren, indem sie aufzeigt, welchen Wert die Artenvielfalt in Form von TWW für die Menschen in der Region besitzt. Die gesellschaftliche Wertschätzung für Veränderungen der Biodiversität in TWW kann somit in der zukünftigen Raum- und Landschaftsplanung berücksichtigt werden. In diesem Zusammenhang haben die Ergebnisse unserer Studie insbesondere vor dem Hintergrund der Diskussionen um die Neufassung bzw. Änderung der nationalen Gesetze zur Raumplanung in der Schweiz regionale und überregionale Bedeutung. Dies entspricht der Relevanz und Rolle, die die CBD der ökonomischen Bewertung von Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen zuweist. Die CBD betrachtet die ökonomische Bewertung als Mittel zur Bewusstseins-schaffung für ihren eigentlichen Wert und sieht in ihr das Potenzial, Entscheidungs- und Planungsprozesse hinsichtlich des Umwelt- und Naturschutzes zu verbessern (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2007). Unsere Studie leistet somit im Sinne der CBD einen Beitrag zu einer nachhaltigen Landschaftsplanung unter Berücksichtigung des Biodiversitätsschutzes.

Danksagung

Die Studie wurde unterstützt durch das Competence Center Environment and Sustainability (CCES) des ETH Bereichs, Schweiz und in bester Zusammenarbeit mit der Abt. für Planning of Landscapes and

Urban Systems der ETH Zürich (Prof. Dr. Adrienne Grêt-Regamey) und der WSL (Dr. Robert Huber) im Rahmen des nationalen Schweizer Mountain II-Projekts erstellt.

Literaturverzeichnis

- ADAMOWICZ, W.; BOXALL, P.; WILLIAMS, M.; LOUVIERE, J. (1998): Stated Preference Approaches for Measuring Passive Use Values: Choice Experiments and Contingent Valuation. - *American Journal of Agricultural Economics* 80 (1): 64–75.
- BARKMANN, J.; GLENK, K.; KEIL, A.; LEEHUIS, C.; DIETRICH, N.; GEROLD, G.; MARGGRAF, R. (2008): Confronting unfamiliarity with ecosystem functions: The case for an ecosystem service approach to environmental valuation with stated preference methods. - *Ecological Economics* 65 (1): 48–62.
- BAUMGART, K. (2005): Bewertung landschaftsrelevanter Projekte im Schweizer Alpenraum - die Methode der Discrete-Choice-Experimente. – Bern (Geograph. Inst.)
- BRINER, S.; ELKIN, C.; HUBER, R. (2013): Evaluating the relative impact of climate and economic changes on forest and agricultural ecosystem services in mountain regions. - *Journal of Environmental Management* 129: 414–422.
- DULLINGER, S.; DIRNBÖCK, T.; GREIMLER, J.; GRABHERR, G. (2003): A resampling approach for evaluating effects of pasture abandonment on subalpine plant species diversity. - *Journal of Vegetation Science* 14 (2): 243-252.
- KRAGT, M.; BENNETT J. (2012): Attribute Framing in Choice Experiments: How Do Attribute Level Descriptions Affect Value Estimates? - *Environmental and Resource Economics* 51: 43-59.
- NUNES, P.A.; VAN DEN BERGH, J.C. (2001): Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense? - *Ecological economics* 39 (2): 203-222.
- PASCUAL, U.; MURADIAN, R. (2010): The Economics of Valuing Ecosystem Services and Biodiversity. - TEEB – Ecological and Economic Foundations: Chapter 5.
- PEARSON, S.; SCHIESS-BÜHLER, C.; HEDINGER, C.; MARTIN, M.; VOLKART, G. (2006): Bewirtschaftung von Trockenwiesen und -weiden. - Bern, Lindau.
- PHILLIPS, A. (1998): The nature of cultural landscapes — a nature conservation perspective. - *Landscape Research* 23 (1): 21–38.
- PLIENINGER, T.; DIJKS, S.; OTEROS-ROZAS, E.; BIELING, C. (2013): Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. - *Land Use Policy* 33: 118–129.
- REWITZER, S.; MATZDORF, B.; TRAMPNAU, S. (2014): Das Konzept der Ökosystemleistungen aus Sicht der deutschen Umweltverbände. - *Natur und Landschaft* 89 (2): 61-65.
- TEEB (2010): Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität: Die ökonomische Bedeutung der Natur in Entscheidungsprozesse integrieren. Ansatz, Schlussfolgerungen und Empfehlungen von TEEB – eine Synthese.
- SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2007): An Exploration of Tools and Methodologies for Valuation of Biodiversity and Biodiversity Resources and Functions. – Montreal (Technical Series no. 28).
- ZAJC, G.; EGLI, H.; ATMANAGARA, J.; BRATSCHI, S. (2003): Annex 5.2 to Work Package 2 Report, Task 2.5 Analysis of pilot regions and Task 2.6 Location of economic decision making, Regional Report. – Bern (Visp-Saastal)

*Susanne Rewitzer, Jan Barkmann
Georg-August-Universität Göttingen
Department für Agrarökonomik und Rurale Entwicklung
Platz der Göttinger Sieben 5
37073 Göttingen
E-Mail: susanne.rewitzer@gmail.com*

Biodiversität in Ökobilanzen

LISA WINTER

Schlagwörter: Biodiversität, Ökobilanz, Life Cycle Assessment (LCA), Umweltauswirkungen

Einleitung

Zum weltweiten Schutz der Biodiversität wurde im Jahr 1992 die Convention on Biological Diversity (CBD) einberufen. In dieser wurde Biodiversität als ein wichtiges Schutzziel für die Zukunft erklärt und geht damit weit über frühere Abkommen zum Artenschutz hinaus (DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT 2009). Doch laut Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V. (BUND 2013), wurden Ziele, die zum Schutz der Biodiversität beitragen sollten, nicht erreicht.

Die Verfehlung der Ziele ist unter anderem eine Folge der fehlenden Wahrnehmung der Biodiversität als Schutzziel. Weder gesellschaftlich, noch wirtschaftlich steht der Schutz der Biodiversität im Fokus. Obwohl „gerade die ökonomische Dimension die ökosystemare Ebene stark beeinflussen“ kann (DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT 2009). Die Biodiversität stellt jedoch keine Ressource im eigentlichen Sinne dar, da sie nicht direkt verbraucht werden kann und wird somit von der Wirtschaft als unerschöpflich behandelt (SCHWEIZ FORUM BIODIVERSITÄT 2012). Da die Wirtschaft also nicht merklich davon abhängig ist, findet keine Monetarisierung der Biodiversität statt. Wäre es jedoch möglich eine direkte Verbindung von wirtschaftlichen und industriellen Prozessen mit dem Verlust der Biodiversität herzustellen, könnte eine Einbringung der Kosten für den Verlust der Biodiversität in Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen erfolgen. Eine klare Abhängigkeit zwischen Biodiversität als Ressource und der Wirtschaft wäre damit gegeben. Doch aufgrund fehlender Bewertungsmöglichkeit und der komplizierten Analysierbarkeit der Biodiversität ist die Vernachlässigung der Kosten für den Verlust der Biodiversität in Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen weltweit gebräuchlich. Ohne eine Bewertungsmethode, mit der eine direkte Verbindung von anthropogenen Prozessen und dem Verlust der Biodiversität erfolgt, wird das Bewusstsein über die Notwendigkeit des Biodiversitätsschutzes nicht wachsen, obwohl bereits bewiesen ist, dass der Mensch an erster Stelle zum Verlust der Biodiversität beiträgt (SCHWEIZ FORUM BIODIVERSITÄT 2012).

Mit Hilfe der Ökobilanzmethode soll es in Zukunft möglich sein, Auswirkungen anthropogener Prozesse auf die Biodiversität abzuschätzen und somit bewertende Aussagen treffen zu können. Dieser Schritt wurde aktuell nur eingeschränkt gegangen, obwohl es dringend notwendig ist, dass eine Integration der Biodiversität im Bereich der Wirtschaft stattfindet. Zwar existieren zahlreiche Publikationen zum Thema der Indikation der Biodiversität, doch die Schnittstelle Ursache-Wirkung wird selten betrachtet.

Aufgrund der möglichen Auswirkungsabschätzung durch die Ökobilanz könnten sich Chancen in verschiedenen Bereichen ergeben. Dies sind:

- Chancen für die Ökonomie:
Umweltauswirkungen können derzeit nicht auf monetärer Basis wieder gegeben werden. Dazu zählen neben vielen anderen Aspekten auch die Auswirkungen auf die Biodiversität. Der ökonomische Wert der Biodiversität kann derzeit schlecht oder gar nicht ermittelt werden. Mit einer möglichen ökologischen Auswirkungsabschätzung von Produkten auf die Biodiversität kann jedoch auch eine ökonomische Bewertung einhergehen.
- Chancen für die Gesellschaft:
Durch die Möglichkeit einer Auswirkungsabschätzung kann Konsumenten die Chance eröffnet werden, sich anhand abgebildeter Daten bzgl. der Auswirkungen auf die Biodiversität für oder gegen ein Produkt zu entscheiden.

- Chancen für die Politik:
Mit Hilfe einer umfassenden Datenlage können normative Rahmen, rechtliche Grundlagen etc. zum Schutz der Biodiversität geschaffen werden, die sich anhand von Grenzwerten oder Ähnlichem anfertigen lassen.

Die Resultate des Forschungsprojektes sollen folgende Fragestellungen beantworten:

- Wie können Auswirkungen von Produkten und Prozessen auf die Biodiversität in Ökobilanzen umfassend und qualitativ hochwertig abgeschätzt und bewertet werden? (Wobei umfassend auf allen Ebenen der Biodiversität meint.)
- Welche Produkte, Prozesse etc. müssen neben der Landwirtschaft vorrangig untersucht werden, da sie Einfluss auf die Biodiversität haben?

Die für das Projekt genutzte Methodik wird im Folgenden genauer erläutert.

Methodik

Die ISO 14040/44 beschreibt die Ökobilanz (engl. Life Cycle Assessment (LCA)) als „(...) eine Methode zur Abschätzung der mit einem Produkt verbundenen Umweltaspekte und produktspezifischen potentiellen Umweltwirkungen (...) die Ökobilanz-Studie untersucht die Umweltaspekte und potentiellen Umweltwirkungen im Verlauf des Lebensweges eines Produktes (d.h. von der Wiege bis zur Bahre) von der Rohstoffgewinnung, über Produktion, Anwendung bis zur Beseitigung.“

Die Ökobilanz dient zur reinen ökologischen Betrachtung von Produkten. Unter Produkte werden sowohl Güter als auch Dienstleistungen verstanden. Um diese zu untersuchen, werden in der LCA vier grundsätzliche Schritte vollzogen, die zur gesamten Bewertung von Produkten beitragen. Diese sind: die Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen, die Sachbilanz, die Wirkungsabschätzung und die Auswertung. (KLÖPFER et al. 2009)

Die Schnittstelle Ursache-Wirkung soll mit Hilfe der Wirkungsabschätzung, wie in Abb. 1 dargestellt, hergestellt werden. So soll es möglich sein, Ursachen wie zum Beispiel Flächennutzung oder den Verbrauch von natürlichen Ressourcen mit den darauf folgenden Belastungen zu verknüpfen und hier wiederum eine Verbindung zu den potentiellen Auswirkungen zu erstellen. Die Verknüpfung anthropogener Ursachen mit deren Auswirkungen ist das Ergebnis.

In der Wirkungsabschätzung unterscheidet man zwei wesentliche Bewertungskategorien: Midpoint- und Endpoint¹. Die Auswirkungsabschätzung auf die Biodiversität in Ökobilanzen kann als Endpointmethode eingestuft werden, da Produkten ein eindeutig definiertes Schadbild zugeordnet wird. Midpointkategorien werden aktuell häufiger genutzt, um die Auswirkungen eines Produktes auf die Umwelt ohne Zuordnung eines direkten Schadbildes abschätzen zu können. Gegenwärtige Midpointmodelle können helfen, ein valides Endpointmodell zu entwerfen und somit Auswirkungen auf die Biodiversität abschätzen zu können (s. Abb. 2).

Um die Elementarflüsse aus der Sachbilanz in Midpoint- bzw. Endpointkategorien umwandeln zu können, bedarf es eines sogenannten Charakterisierungsfaktors/-modelles (CF). Mit diesem werden Emissionsauswirkungen auf eine Endpointkategorie ermittelt. Das Modell setzt sich zumeist aus dem Fatefaktor und dem Effektfaktor zusammen (s. Formel 1). (CURRAN 2011)

$$CF = FateFactor \times EffektFactor \quad (1)$$

¹ Midpointkategorien sind zum Beispiel: Treibhausgaspotential, Versauerungspotential etc. Endpointkategorien sind zum Beispiel DALYs (Disability Adjusted Life Years, dt: Lebensjahre, die mit einer Behinderung verbracht werden) etc.

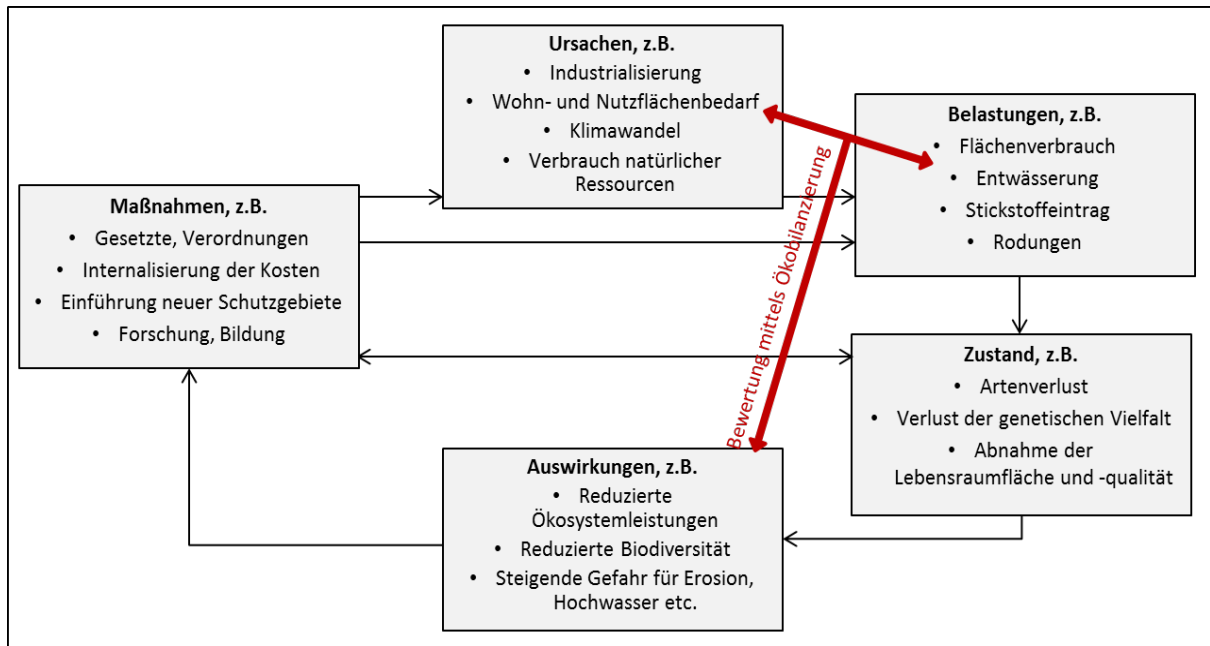


Abb. 1: Verknüpfung Ursache – Wirkung nach Albrecht, M. et al. 2013

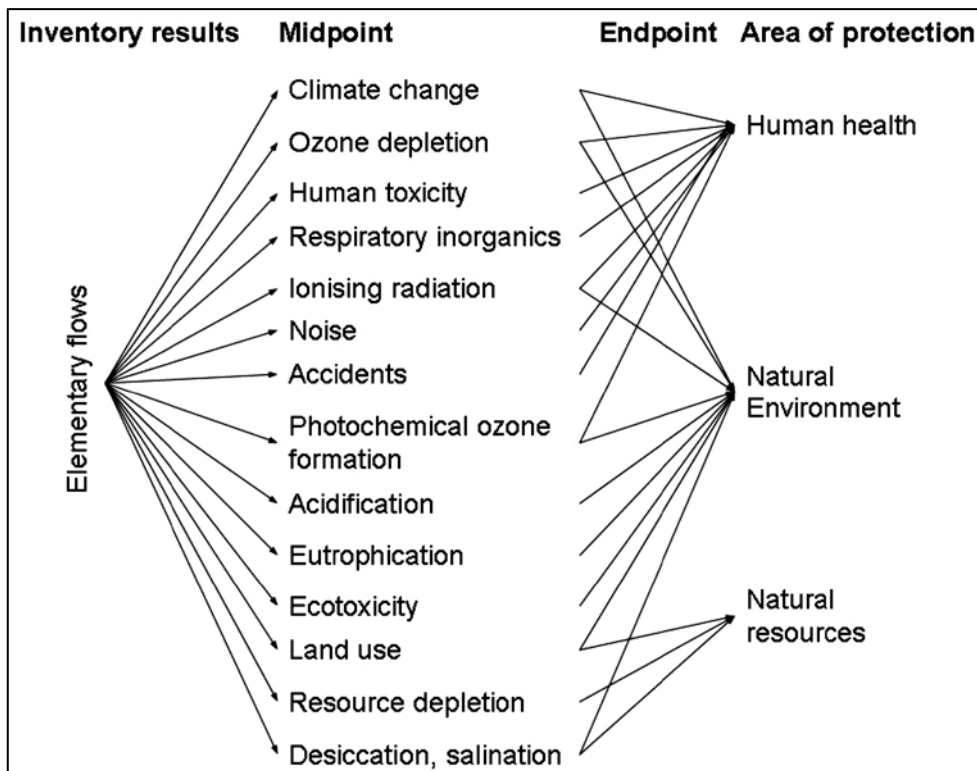


Abb. 2: Verknüpfung von Midpoint- und Endpointkategorien (EUROPEAN COMMISSION 2010)

Der Fatefaktor verknüpft dabei die Veränderung der Emissionen mit einer sich auf die Mid/Endpointkategorie auswirkenden Konstante a . Der Effektfaktor verbindet wiederum die Konstante a mit der Änderung der gewählten Endpointkategorie. Somit können Sachbilanzergebnisse (Elementarflüsse aus Produktionsprozessen) direkt in Umweltauswirkungen umgewandelt werden. (VAN ZELM 2007)

Mögliche Auswirkungen von Produkten auf die Biodiversität lassen sich in unterschiedliche Kategorien einordnen (s. Tab. 1). Die hier aufgeführten Kategorien und dazugehörigen Indikatoren stellen häufig verwendete Beispiele dar.

Tab. 1: Potentielle Auswirkungen und dazugehörige Indikatoren nach EUROPEAN COMMISSION (2010)

Themenfeld	Schäden bezüglich direkter Werte	Schäden bezüglich der Funktionalität	Schäden gemessen durch	Schadensindikatoren
Biologische Umwelt	Biologische, natürliche Umwelt und Ökosystem-stabilität (Biodiversität)		Speziesverlust über Raum*Zeit	Potentielle verschwundene Fraktion * Fläche * Jahr
		Biologische Produktivität: biologische, natürliche Ressourcen (z.B. Fisch) Menschgemachte biologische Umwelt	Verlust der biologischen Produktivität	Nettoprimärproduktion auf monetärer Basis
	Abiotische, natürliche Umwelt			

Die Schadensindikatoren stellen das Ergebnis der Wirkungsabschätzung durch Berechnung mittels Charakterisierungsmodell bezüglich der untersuchten Kategorie dar.

Diskussionen

Um ein Modell zur Auswirkungsabschätzung von Produkten auf die Biodiversität ermitteln zu können, müssen Hürden bewältigt werden. Zwei Arten werden dabei unterschieden: die konzeptionellen Hürden und die Hürden bei der Datenbeschaffung. Konzeptionelle Hürden bestehen beispielsweise in folgenden durch die Ökobilanz bedingten Gegebenheiten (CURRAN 2011):

- Bei der Modellierung eines Endpointmodells ist darauf zu achten, dass dieses nachvollziehbar ist. Häufig scheinen Endpointmodelle sehr abstrakt.
- Ebenfalls wird zumeist eine lineare Ursachen – Wirkungsbeziehung voraus gesetzt, die in vielen Fällen nicht gegeben ist, weil Interaktionen zwischen Auswirkungen nicht betrachtet werden.
- Die Ökobilanz bezieht sich immer auf einen gewählten Zeithorizont. Langwierige Effekte werden damit nur begrenzt abgebildet.

Zu überbrückende Hürden bezüglich der Datenlage sind folgende (CURRAN 2011):

- Geographisch als auch taxonomisch sind Daten bezüglich der Biodiversität begrenzt.
- Zusätzlich ist der Kenntnisstand über die Treiber des Biodiversitätsverlustes limitiert.

Ausblick

Trotz der zuvor aufgeführten Hürden stellt die Ökobilanz eine ideale Möglichkeit dar, um Auswirkungen von Produkten auf die Biodiversität realitätsnah abschätzen zu können. Die Entwicklung von Charakterisierungsfaktoren/-modellen ist eine Aufgabe, die es gilt in Zukunft zu bearbeiten. Die entwickelten Modelle sollen in Ökobilanzen angewendet und verbessert werden. Über statistische Tests und Ähnlichem kann eine Verbesserung stattfinden, sodass die Einbindung von Biodiversität als Endpointkategorie in Ökobilanzen nutzbringend ist.

Literatur

- ALBRECHT, M., BERGAMINI, A., BIRRER, S., EGGENBERG, S., GARNIER, L., GINZLER, C., & GONSETH, Y. (2013): Biodiversität messen. - HOTSPOT, 28.
- CURRAN, M., DE BAAN, L., DE SCHRYVER, A. M., VAN ZELM, R., HELLWEG, S., KOELLNER, T., SONNEMANN, G., & HUIJBREGTS, M. A. J. (2011): Toward meaningful end points of biodiversity in life cycle assessment. - Environmental Science & Technology, 45(1): 70–9. doi:10.1021/es101444k
- DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT (2009): Biodiversität in der Forschung. - 2. überarb. Aufl. – Weinheim (WILEY-VCH)
- DIN. ISO 14040 (2006).
- DIN. ISO 14044 (2006).
- EUROPEAN COMMISSION (Ed.) (2010): ILCD handbook: Framework and requirements for LCIA models and indicators. doi:10.2788/38719
- KLÖPFER, W., & GRAHL, B. (2009): Ökobilanz (LCA). – Weinheim (WILEY-VCH)
- SCHWEIZ FORUM BIODIVERSITÄT (2012): Biodiversität und Ökosystemleistung auf globaler Ebene (No. 3).
- VAN ZELM, R., HUIJBREGTS, M. A. J., VAN JAARVELD, H. A., REINDS, G. J., DE ZWART, D., STRUIJS, J., & VAN DE MEENT, D. (2007): Time Horizon Dependent Characterization Factors for Acidification in Life-Cycle Assessment Based on Forest Plant Species Occurrence in Europe. - Environmental Science & Technology, 41(3): 922–927. doi:10.1021/es061433q

*Technische Universität Berlin
Institut für Technischen Umweltschutz
Fachgebiet Sustainable Engineering
Sekretariat Z1
Straße des 17. Juni 135
10623 Berlin
lisa.winter@campus.tu-berlin.de*

Ein Konzept zur ökonomischen Bewertung der Biodiversität

BARTOSZ BARTKOWSKI

Schlagwörter: Biodiversität, ökonomische Werte, deliberative Verfahren, Choice Experimente

Das Konzept Biodiversität

Der Begriff „Biodiversität“ (deutsch auch „biologische Vielfalt“) entstand Mitte der 80er Jahre im Kontext des National Forum on BioDiversity in Washington (TAKACS, 1996). Er erfreute sich bald großer Popularität sowohl in der Wissenschaft als auch im politischen Diskurs. 1992 wurde im Zuge der Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung (auch Rio-Konferenz genannt) die sog. Biodiversitäts-Konvention verabschiedet (CBD, 1992). In dieser wurde „biologische Vielfalt“ definiert als „die Variabilität unter lebenden Organismen jeglicher Herkunft, darunter unter anderem Land-, Meeres- und sonstige aquatische Ökosysteme und die ökologischen Komplexe, zu denen sie gehören; dies umfasst die Vielfalt innerhalb der Arten und zwischen den Arten und die Vielfalt der Ökosysteme“.¹

Diese Definition der Biodiversität ist gleichermaßen einflussreich und recht vage. Da das Konzept „Biodiversität“ sehr komplex und abstrakt ist, und viele verschiedene Ebenen umfasst (von Genen über Arten bis hin zu Ökosystemen), ist es schwierig, eine umfassende, aber gleichzeitig präzise Definition zu formulieren. Auch schließt Biodiversität viele Unter-Konzepte ein, z. B. genetische, phylogenetische, funktionale oder molekulare Vielfalt. So definiert Maier (2012) Biodiversität auch als „the diversity of kinds in biotic or biota-encompassing categories“. Diese Definition lässt eine Vielfalt an Unter-Konzepten zu, ohne jedoch unpräzise zu sein.

Die Abstraktheit und Komplexität des Konzeptes „Biodiversität“ bringt eine Vielzahl von Maßen und Indikatoren mit sich. Die vielen Biodiversitäts-Maße wie z. B. die Shannon- und Simpson-Indizes erfassen jeweils nur ausgewählte Aspekte biologischer Vielfalt quantitativ (MAGURRAN, 1996). Oft werden in der Biodiversitäts-Forschung auch Indikatoren verwendet, wie z. B. Daten der Roten Liste, Habitatgröße, Wasserqualität (bei aquatischen Ökosystemen), sog. Indikatorenarten etc. (BUTCHART et al., 2010).

Die Definition und Messung der Biodiversität sind Objekte langwährender wissenschaftlicher Kontroversen (DELONG, 1996; MAIER, 2012; PIMM, 1984). Eine der vielen Folgen dieses Zustands ist die Vielzahl verschiedener Ansätze zur ökonomischen Bewertung von Biodiversität (NIJKAMP et al., 2008).

Ökonomische Bewertung von Biodiversität

Es gibt eine Vielzahl von Methoden zur Ermittlung des Wertes von Ökosystemen. Die Umweltökonomie unterscheidet mehrere Komponenten dieses Wertes² – den direkten und indirekten Nutzwert, den (nicht-nutzungsabhängigen) Existenzwert und den Optionswert. Bewertungsmethoden, die auf Marktdaten basieren, können nur den Nutzwert erfassen (z.B. Ersatzkostenmethode oder hedonische Bewertung). Die einzige Methodenklasse, die auch Existenzwerte erfassen kann, ist die Klasse der Methoden geäußerter Präferenzen, die auf Befragungen von Bürgern basieren. Diese werden dann gebeten, hypothetische Veränderungen im Zustand eines gegebenen Ökosystems (monetär) zu bewerten.

Aufgrund der Komplexität und Abstraktheit des Konzepts wählen Ökonomen sehr unterschiedliche Ansätze bei der Bewertung von Biodiversität³. So benutzen sie unterschiedliche Indikatoren oder Proxies

¹ Nach der deutschen Übersetzung der Konvention auf der Internetseite der Schweizer Bundesregierung: <http://www.admin.ch/opc/de/classified-compilation/19920136/index.html> [abgerufen am 25. Juli 2014].

² Man spricht in diesem Kontext vom *Total Economic Value*, dem *Ökonomischen Gesamtwert*.

³ Die folgenden Ausführungen basieren auf einem aktuellen Übersichtsartikel zu ökonomischen Bewertungsstudien von Biodiversität (BARTKOWSKI et al., in Begutachtung).

für Biodiversität: diese reichen von einzelnen bedrohten Arten über Artenzahlen bis hin zu Habitatschutz (vgl. Abb. 1).

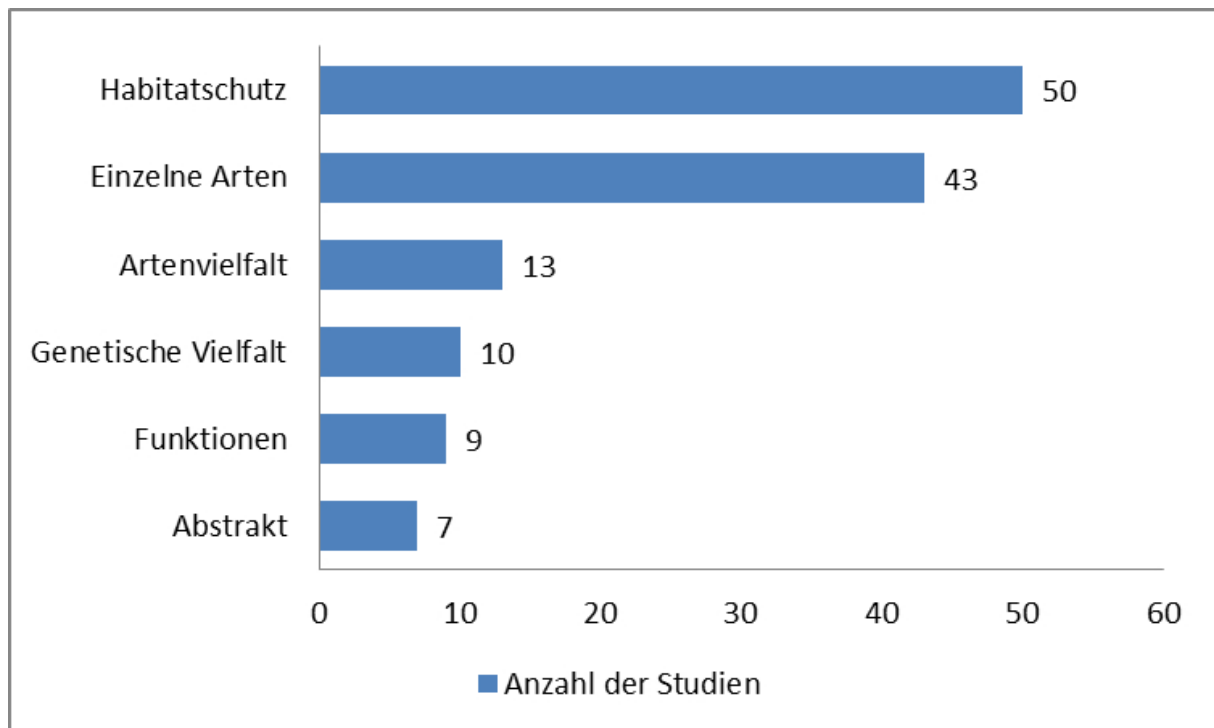


Abb. 1: In ökonomischen Bewertungsstudien verwendete Biodiversitäts-Proxies

Meistens ziehen Ökonomen Methoden geäußerter Präferenzen zur Bewertung von Biodiversität hinzu. Diese eignen sich besonders gut, weil ein Großteil des ökonomischen Wertes von Biodiversität nicht nutzungsabhängig ist, zumindest nicht in dem herkömmlichen Sinne. Dies liegt u. a. daran, dass Biodiversität nicht eine tangible Ressource ist, sondern vielmehr eine Eigenschaft von Ökosystemen.

Ein Konzept zur ökonomischen Bewertung von Biodiversität

Als Ausgangspunkt für eine ökonomische Bewertung von Biodiversität muss man sich zunächst klarmachen, inwiefern biologische Vielfalt zum menschlichen Wohlergehen beiträgt. Die Ökonomie betrachtet (ökonomische) Werte als das Resultat von menschlichen Präferenzen, die wiederum die Konsequenz dessen sind, dass bestimmte Dinge (Güter und Dienstleistungen) das Wohlergehen der betreffenden Personen oder Personengruppen beeinflussen. Das nun vorzustellende Konzept besteht vor allen Dingen aus einer Klassifikation von Biodiversitäts-Werten, die im Folgenden näher beleuchtet werden.

Man kann den ökonomischen Wert von Biodiversität in vier Komponenten einteilen: ästhetischer Wert, unterstützender Wert, Portfolio-Wert und altruistischer Wert. Des Weiteren wird hier kurz auf den negativen Wert von Biodiversität eingegangen.

Ästhetischer Wert

Der ästhetische Wert der Biodiversität resultiert aus der Wertschätzung, die Menschen für artenreiche Ökosysteme haben. Dies betrifft natürlich vor allem die Vielfalt von Gefäßpflanzen und eventuell großen Säugetieren – diese Arten sind für einen gewöhnlichen Menschen sichtbar, anders als z. B. die oft sehr diversen Mykorrhizae. Auch hat der ästhetische Wert von Biodiversität wohl einen Sättigungspunkt, jenseits dessen weitere Anstiege in Artenreichtum nicht mehr wahrnehmbar sind. Gleichzeitig muss bedacht werden, dass es Menschen gibt, die artenreiche Ökosysteme oft als unordentlich und gar angst-einflößend empfinden (BIXLER AND FLOYD, 1997; KIMMINS, 1999). Somit kann der ästhetische Wert von Biodiversität durchaus auch negativ sein.

Unterstützender Wert

Es gibt in der Ökologie eine langwährende Debatte über die Beziehung zwischen Biodiversität und Ökosystem-Stabilität (JAX, 2010). Wenn dies auch kein endgültiges Ergebnis ist, so wird meist angenommen, dass Biodiversität einen positiven Einfluss auf die Stabilität von Ökosystemen hat (BALVANERA et al., 2006; CARDINALE et al., 2012). Damit ist anzunehmen, dass biodiverse natürliche Ökosysteme auch stabil Ökosystemdienstleistungen (ÖLS) erbringen können (MACE et al., 2012). Unabhängig davon, um was für konkrete ÖLS sich dabei handelt, stellt diese stabilisierende Funktion einen wichtigen Beitrag zum menschlichen Wohlergehen und damit einen Teil des ökonomischen Wertes der Biodiversität dar.

Portfolio-Wert

In gewisser Weise ähnelt Biodiversität einem Finanzportfolio (FIGGE, 2004): in der Finanzwissenschaft sieht man Diversifizierung als eine geeignete Methode zur Abfederung negativer externer Schocks. Diese Idee ist eng verwandt mit den umweltökonomischen Konzepten des Options- und des Versicherungswertes. So kann Biodiversität als eine Quelle künftiger Optionen oder Nutzen angesehen werden (z. B. neue medizinische Produkte), wie auch als Versicherung gegen z. B. negative Auswirkungen des Klimawandels oder die Folgen unerwarteten Schädlingsbefalls (HEAL, 2000; THOMPSON et al., 2009; WEITZMAN, 2000).

Altruistischer Wert

Diese Komponente entspricht direkt der Kategorie der nicht-nutzungsabhängigen Werte innerhalb des ökonomischen Gesamtwerts/Total Economic Value (PASCUAL et al., 2010). Es handelt sich hierbei um den Wert, den Biodiversität oder eine beliebige andere Komponente/Eigenschaft eines Ökosystems für Menschen hat, der rein altruistisch begründet ist. Es kann zwischen intergenerationellem (gegenüber künftigen Generationen), intragenerationellen (gegenüber Menschen in anderen Teilen der Welt) und „interspezifischen“ (gegenüber der Biodiversität selbst) Altruismus unterschieden werden.

Negativer Wert von Biodiversität

Wie oben angemerkt, ist es doch nicht so, dass Biodiversität nur positiv zum menschlichen Wohlergehen beiträgt. Ähnlich zur Idee der ecosystem disservices (NINAN & INOUE, 2013) sollte man auch im Kontext der Biodiversität nicht unbegründet über ihre negativen Konsequenzen für Menschen hinwegsehen. Bereits erwähnt wurde die Abneigung mancher Menschen gegenüber artenreichen Ökosystemen. Ein anderes Beispiel ist die Tatsache, dass allgemein hohe Niveaus von Biodiversität korreliert sind mit hoher Diversität von Schädlingen und Pathogenen (LAFFERTY, 2014; THOMAS et al., 2009). Dies sollte nicht außer Acht gelassen werden.

Einige methodische Bemerkungen

Wie oben dargestellt, ist die Biodiversität selbst, wie auch ihr ökonomischer Wert, multidimensional. Des Weiteren ist unser Wissen über Biodiversität und ihre Rolle innerhalb von Ökosystemen begrenzt (wie z. B. im Fall der Beziehung zwischen Biodiversität und Ökosystem-Stabilität). Um diesen beiden Aspekten – Multidimensionalität und Unsicherheit – gerecht zu werden, bietet es sich an, sog. Choice Experimente, eine Methode geäußerter Präferenzen, anzuwenden. Diese Methode, bei der die zu bewertenden Güter als Bündel von Attributen (hier: Wert-Komponenten) abgebildet wird, erlaubt sowohl die erwünschte Berücksichtigung multipler Eigenschaften der Biodiversität als auch einen pragmatischen Umgang mit Unsicherheit (TRAIN, 2009).

Ein anderer wichtiger Aspekt der Biodiversität ist die relative Unbekanntheit des Konzepts in der Bevölkerung (UEBT, 2013), wie auch seine Komplexität und Abstraktheit. Um mit derartigen Problemen umzugehen, die eine große Schwierigkeit für die Validität von Methoden geäußerter Präferenzen darstellen, finden sog. deliberative Bewertungsmethoden zunehmend Anwendung (LIENHOOP et al., in Begutachtung; MACMILLAN et al., 2006). Dabei wird in Kleingruppendiskussionen Raum geschaffen für die Bildung informierter Präferenzen. Diese können anschließend mithilfe üblicher Methoden geäußerter Präferenzen abgefragt werden.

Zusammenfassung

Im Bereich der umweltökonomischen Bewertung fehlt bisher ein etabliertes Konzept zur ökonomischen Bewertung der Biodiversität. Dieser Beitrag fasst die bisherigen Ergebnisse eines Dissertationsvorhabens zusammen, welches diesen Zustand verbessern soll. So wurde gezeigt, dass der ökonomische Wert von Biodiversität vier Komponenten hat: ästhetischer Wert, unterstützender Wert, Portfolio-Wert und altruistischer Wert. Biodiversität hat aber gleichzeitig auch negativen Einfluss auf das menschliche Wohlergehen, was nicht außer Acht gelassen werden darf. Um die Komplexität und Abstraktheit des Biodiversitäts-Konzepts zu erfassen, empfiehlt sich eine Bewertung mit Hilfe einer Kombination von Choice Experimenten mit deliberativen Verfahren.

Danksagung

Das vorgestellte Konzept ist ein Teilergebnis eines Dissertationsvorhabens innerhalb der Helmholtz Research School ESCALATE (Ecosystem Services Under Changing Land-Use and Climate) am Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung in Leipzig. Betreut wird die Dissertation von Prof. Dr. Bernd Hansjürgens und Dr. Nele Lienhoop.

Literatur

- BALVANERA, P., PFISTERER, A.B., BUCHMANN, N., HE, J.-S., NAKASHIZUKA, T., RAFFAELLI, D., SCHMID, B., (2006): Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. - *Ecol. Lett.* 9, 1146–1156. doi:10.1111/j.1461-0248.2006.00963.x
- LIENHOOP, N. et al. (2015): Informing biodiversity policy: the role of economic valuation, deliberative institutions and deliberative monetary valuation. - *Ecol. Econ.*
- BIXLER, R.D., FLOYD, M.F. (1997): Nature is Scary, Disgusting, and Uncomfortable. - *Environ. Behav.* 29, 443–467. doi:10.1177/001391659702900401
- BUTCHART, S.H.M., WALPOLE, M., COLLEN, B., STRIEN, A. VAN, SCHARLEMANN, J.P.W., ALMOND, R.E.A., BAILLIE, J.E.M., BOMHARD, B., BROWN, C., BRUNO, J., CARPENTER, K.E., CARR, G.M., CHANSON, J., CHENERY, A.M., CSIRKE, J., DAVIDSON, N.C., DENTENER, F., FOSTER, M., GALLI, A., GALLOWAY, J.N., GENOVESI, P., GREGORY, R.D., HOCKINGS, M., KAPOV, V., LAMARQUE, J.-F., LEVERINGTON, F., LOH, J., MCGEOCH, M.A., MCRAE, L., MINASYAN, A., MORCILLO, M.H., OLDFIELD, T.E.E., PAULY, D., QUADER, S., REVENGA, C., SAUER, J.R., SKOLNIK, B., SPEAR, D., STANWELL-SMITH, D., STUART, S.N., SYMES, A., TIERNEY, M., TYRRELL, T.D., VIÉ, J.-C., WATSON, R. (2010): Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science* 328: 1164–1168. doi:10.1126/science.1187512
- CARDINALE, B.J., DUFFY, J.E., GONZALEZ, A., HOOPER, D.U., PERRINGS, C., VENAIL, P., NARWANI, A., MACE, G.M., TILMAN, D., WARDLE, D.A., KINZIG, A.P., DAILY, G.C., LOREAU, M., GRACE, J.B., LARIGAUDERIE, A., SRIVASTAVA, D.S., NAEEM, S. (2012): Biodiversity loss and its impact on humanity. - *Nature* 486: 59–67. doi:10.1038/nature11148
- CBD (1992): Convention on Biological Diversity. - United Nations.
- DELONG, D.C. (1996): Defining Biodiversity. - *Wildl. Soc. Bull.* 24: 738–749. doi:10.2307/3783168
- FIGGE, F. (2004): Bio-folio: applying portfolio theory to biodiversity. - *Biodivers. Conserv.* 13: 827–849. doi:10.1023/B:BIOC.0000011729.93889.34
- HEAL, G.M. (2000): Nature and the Marketplace: Capturing the Value of Ecosystem Services. - Washington (Island Press)
- JAX, K. (2010): Ecosystem Functioning, Ecology, biodiversity and conservation. - Cambridge (Cambridge University Press)

- KIMMINS, J.P. (1999): Biodiversity, Beauty and the “Beast”: Are beautiful forests sustainable, are sustainable forests beautiful, and is “small” always ecologically desirable? - *For. Chron.* 75: 955–960. doi:10.5558/tfc75955-6
- LAFFERTY, K.D. (2014): Biodiversity Loss and Infectious Diseases. - In: VERDADE, L.M., LYRA-JORGE, M.C., PIÑA, C.I. (Eds.): *Applied Ecology and Human Dimensions in Biological Conservation*. - Berlin (Springer): 73–89.
- LIENHOOP, N., BARTKOWSKI, B., HANSJÜRGENS, B. (in Begutachtung): Deliberative approaches to inform policy-making in the context of biodiversity and ecosystem services. - *Environ. Sci. Policy*.
- MACE, G.M., NORRIS, K., FITTER, A.H. (2012): Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. - *Trends Ecol. Evol.* 27: 19–26. doi:10.1016/j.tree.2011.08.006
- MACMILLAN, D.C., HANLEY, N., LIENHOOP, N. (2006): Contingent valuation: Environmental polling or preference engine? - *Ecol. Econ.* 60: 299–307. doi:10.1016/j.ecolecon.2005.11.031
- MAGURRAN, A.E. (1996): *Ecological Diversity and Its Measurement*. - London (Chapman & Hall).
- MAIER, D.S. (2012): *What’s So Good About Biodiversity? A Call for Better Reasoning About Nature’s Value*, The International Library of Environmental, Agricultural and Food Ethics. - Dordrecht (Springer)
- NIJKAMP, P., VINDIGNI, G., NUNES, P.A. (2008): Economic valuation of biodiversity: A comparative study. - *Ecol. Econ.* 67: 217–231. doi:10.1016/j.ecolecon.2008.03.003
- NINAN, K.N., INOUE, M. (2013): Valuing forest ecosystem services: What we know and what we don’t. - *Ecol. Econ.* 93: 137–149. doi:10.1016/j.ecolecon.2013.05.005
- PASCUAL, U., MURADIAN, R., BRANDER, L., GÓMEZ-BAGGETHUN, E., MARTÍN-LÓPEZ, B., VERMA, M. (2010): The Economics of Valuing Ecosystem Services and Biodiversity. - In: KUMAR, P. (Ed.): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. - London (Routledge): 183–256.
- PIMM, S.L. (1984): The complexity and stability of ecosystems. *Nature* 307: 321–326. doi:10.1038/307321a0
- TAKACS, D. (1996): *The Idea of Biodiversity: Philosophies of Paradise*. - Baltimore (Johns Hopkins University Press)
- THOMAS, M.B., LAFFERTY, K.D., FRIEDMAN, C.S., 2009. BIODIVERSITY AND DISEASE, IN: SALA, O.E., MEYERSON, L.A., PARMESAN, C. (Eds.): *Biodiversity Change and Human Health: From Ecosystem Services to Spread of Disease*. - Washington (Island Press): 229–244.
- THOMPSON, I., MACKEY, B., MCNULTY, S., MOSSELER, A. (2009): *Forest Resilience, Biodiversity, and Climate Change: A Synthesis of the Biodiversity/Resilience/Stability Relationship in Forest Ecosystems*. - Montreal (CBD Technical Series. Secretariat of the Convention on Biological Diversity; 43)
- TRAIN, K. (2009): *Discrete Choice Methods with Simulation*. - 2nd ed. - Cambridge (Cambridge University Press)
- UEBT (2013): *Biodiversity Barometer 2013*.
- WEITZMAN, M.L. (2000): Economic Profitability Versus Ecological Entropy. - *Q. J. Econ.* 115, 237–263. doi:10.1162/003355300554728

*Bartosz Bartkowski
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Department Ökonomie
Permoserstraße 15
04318 Leipzig
email: bartosz.bartkowski@ufz.de*

Spross-Morphologie, Blüh-Phänologie und lokale Adaptation bei *Empetrum hermaphroditum*, einer Schlüsselart boreal-arktischer Ökosysteme, entlang eines Schneedeckungsgradienten

MIRIAM J. BIENAU, DIRK HATTERMANN, MICHAEL KRÖNCKE, LENA KRETZ, ANNETTE OTTE, WOLF L. EISERHARDT, ANN MILBAU, BENTE J. GRAAE, WALTER DURKA, R. LUTZ ECKSTEIN

Schlagwörter: Empetrum hermaphroditum, Schneedeckung, Subarktische Ökosysteme, Skandinavische Gebirge, Spross-Wachstum und Blüh-Phänologie, Landschaftsgenetik und klonale Struktur

Einleitung

Die Krähenbeerenart *Empetrum hermaphroditum* (Zwittrige Krähenbeere, im folgenden *Empetrum* genannt) ist eine dominierende Zwergstrauchart in den subarktischen Heide- und Birkenwald-Ökosystemen der skandinavischen Gebirge (NILSSON & WARDLE, 2005). Durch ihre Fähigkeit zu klonalem Wachstum sowie allelopathische Eigenschaften dominiert die Art verschiedene Habitats und beeinflusst Prozesse der Pflanzengesellschaften und Ökosysteme wie Keimung und Wachstum, mikrobielle Aktivität, Abbau organischer Substanz und Nährstoff-Kreisläufe und wirkt sich somit auch auf die Biodiversität in den betreffenden Ökosystemen aus (TYBIRK et al., 2000; NILSSON & WARDLE, 2005). Obwohl sich *Empetrum* überwiegend klonal ausbreitet, produziert die Art häufig Früchte (BELL & TALLIS, 1973; CALLAGHAN & EMANUELSSON, 1985).

Die Schneebedeckung stellt in arktischen und alpinen Ökosystemen einen starken Selektionsfaktor mit Auswirkungen auf die Verteilung und Abundanz von Pflanzengesellschaften dar (TYBIRK et al., 2000; KÖRNER, 2003). Unterschiede in der Topographie führen im Zusammenspiel mit der Schneeverlagerung durch Wind zu unterschiedlichen Habitatbedingungen, die von schneefreien windexponierten Kuppen bis hin zu windgeschützten Senken mit deutlicher Schneeakkumulation reichen (SAARINEN & LUNDELL, 2010). Viele Pflanzenarten treten entweder an schneearmen (chionophobe Arten) oder schneereichen (chionophile Arten) Standorten auf. Allerdings gibt es auch Arten, wie *Empetrum*, die sowohl an schneearmen als auch an schneereichen Standorten vorkommen. Solche Arten sind durch Änderungen der Umweltbedingungen vermutlich weniger gefährdet als Arten mit einer engen Habitat-Toleranz (CBD, 2004), dennoch sind sie sehr wichtig für die Ökosystemprozesse in verschiedenen Ökosystemen.

Als Folge des Klimawandels verändert sich die Mächtigkeit und Dauer der Schneedeckung in arktischen und subarktischen Gebieten. Im Zeitraum von 1936 bis 2004, besonders aber seit 1980 hat die mittlere Schneehöhe im Februar im nördlichen Eurasien zugenommen (AMAP, 2012). Die Anzahl der Tage, an denen 50 % oder mehr der Landoberfläche schneebedeckt sind, hat ebenfalls im Zeitraum von 1936 bis 2004 generell zugenommen; allerdings ist im Zeitraum von 1980 bis 2004 eine starke Abnahme der Tage an denen mindestens 50 % der Landoberfläche schneebedeckt sind, erkennbar (AMAP, 2012). Dabei gilt es jedoch zu beachten, dass deutliche Schwankungen zwischen den einzelnen Jahren auftreten.

In unserer Studie wurde anhand natürlicher Schneedeckungsgradienten mit räumlich unterschiedlichen Bedingungen die Reaktion von *Empetrum* auf unterschiedliche Schneebedeckung untersucht, um einen Anhaltspunkt zu erhalten, wie die Art im Hinblick auf sich zeitlich verändernde Schneebedingungen in Folge des Klimawandels reagieren kann. Dabei nutzen wir die Tatsache, dass Pflanzen auf zeitliche Veränderungen der Umweltbedingungen ähnlich reagieren wie auf sich entlang natürlicher Gradienten verändernde Bedingungen zu einem Zeitpunkt (DUNNE et al., 2004).

Die Untersuchungen fanden in vier Regionen statt, die sich zum einen hinsichtlich des Breitengrades (Nord bzw. Süd) und zum anderen hinsichtlich des Klimas (sub-kontinental: SC; sub-ozeanisch: SO) unterscheiden:

- Abisko (im Folgenden: Nord-SC) in Nordschweden mit sub-kontinentalem Klima
- Vassijaure (Nord-SO) in Nordschweden mit sub-ozeanischem Klima
- Kongsvold (Süd-SC) in Zentral-Norwegen mit sub-kontinentalem Klima
- Samsjøen (Süd-SO) in Zentral-Norwegen mit sub-ozeanischem Klima

In jedem Gebiet wurden die Untersuchungen in drei verschiedenen Habitaten durchgeführt, die sich im Winter in der Höhe und Dauer der Schneedeckung und im Sommer in der Lichtverfügbarkeit unterscheiden (s. Tab. 1).

Tab. 1: Eigenschaften der Habitats, in denen die Untersuchungen stattfanden. Die Schneehöhe wurde in b anhand der Höhe der Flechte *Parmelia olivacea* geschätzt, die nur oberhalb der maximalen Schneehöhe an Birkenstämmen vorkommt (SONESSON et al., 1994). In d und s wurde die minimale Schneehöhe durch die Vegetationshöhe geschätzt.

Habitat	b (birch forest)	d (deep snow cover)	s (shallow snow cover)
Beschreibung	Birkenwald mit mächtiger Schneedecke	Alpine Tundra mit mächtiger Schneedecke in windgeschützten Senken	Alpine Tundra mit geringer Schneedecke auf wind-exponierten Kuppen
Schneehöhe	51 – 153 cm	29 – 44 cm	9 – 10 cm
	Schneeakkumulation durch Vegetation als Windschutz	Schneeakkumulation durch Vegetation als Windschutz	Schnee wird weggeweht, da wenig Vegetation vorhanden
Geländeoffenheit als Indikator für Lichtverfügbarkeit	22 – 64 %	65 – 87 %	83 – 87 %
	relativ starke Beschattung durch Bäume	geringere Beschattung durch umgebende Zwergsträucher	keine bis kaum beschattende Vegetation vorhanden

Teilprojekt 1: Unterschiede in der Spross-Morphologie und Reproduktion bei *Empetrum* in den Habitaten mit unterschiedlicher Schneedeckung

Um mögliche spross-morphologische Unterschiede zwischen den Habitaten zu analysieren, wurden folgende Variablen untersucht: Spross-Länge (cm), Anzahl der lateralen Sprosse, totale Biomasse (mg), Lebensdauer der Blätter in Jahren, Anzahl der Blätter pro Millimeter Stamm und relative Blattmasse (% der totalen Biomasse).

Fragestellung: Variiert die Spross-Morphologie von *Empetrum* in den verschiedenen Habitaten?

Antwort: Ja, die Spross-Morphologie von *Empetrum* variiert deutlich zwischen den Habitaten (siehe Abb. 1)!

Die Variablen Spross-Länge, Anzahl der lateralen Sprosse und totale Biomasse zeigen deutlich höhere Werte in den b- und d- Habitaten als im s-Habitat (Abb. 2). Während des Winters stellt die höhere Schneedecke in b und d einen Schutz für die oberirdische Pflanzenmasse gegen extreme Temperaturen und Frostschäden sowie Abrasion durch Wind und Eis dar (KELLEY & WAEVER, 1969; SONESSON & CALLAGHAN, 1991; KÖRNER, 2003; CALLAGHAN et al., 2011). Zudem schützen umgebende Bäume und Zwergsträucher in diesen Habitaten *Empetrum* während der schneefreien Zeit vor Wind und starker Sonneneinstrahlung (FLETCHER et al., 2010). Außerdem dient Schnee als Speicher für Nährstoffe, die den Pflanzen mit der Schneeschmelze zur Verfügung stehen und bei *Empetrum* zu einem Biomassezuwachs führen (s. PRESS et al., 1998).

Im Gegensatz zu den bisher genannten Variablen sind die Lebensdauer der Blätter, die Anzahl der Blätter pro Millimeter Stamm und die relative Blattmasse im s-Habitat am höchsten und in den b- und d-Habitaten geringer (Abb. 2). Die verlängerte Lebensdauer der Blätter im s-Habitat lässt sich durch das Fehlen von Pflanzenpathogenen in diesen Habitaten erklären. Durch die lange Schneedeckungsdauer in b und d werden Schneepilze und ein Blatt-Pilz, der speziell *Empetrum* angreift, begünstigt (HOSHINO et al, 2009; OLOFSSON et al., 2011). Durch die kriechende Wuchsform und kompakte Blattanordnung im s-Habitat können sowohl Erfrierungen als auch Austrocknung verringert werden (KÖRNER, 2003)

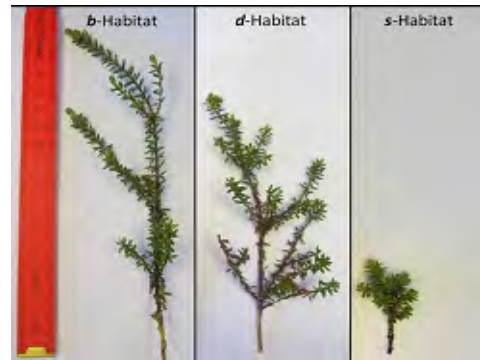


Abb. 1: Jeweils ein *Empetrum*-Spross aus den verschiedenen Habitaten. Links aus dem Birkenwald (b), in der Mitte aus einer Senke (d) und rechts von einer Kuppe (s).

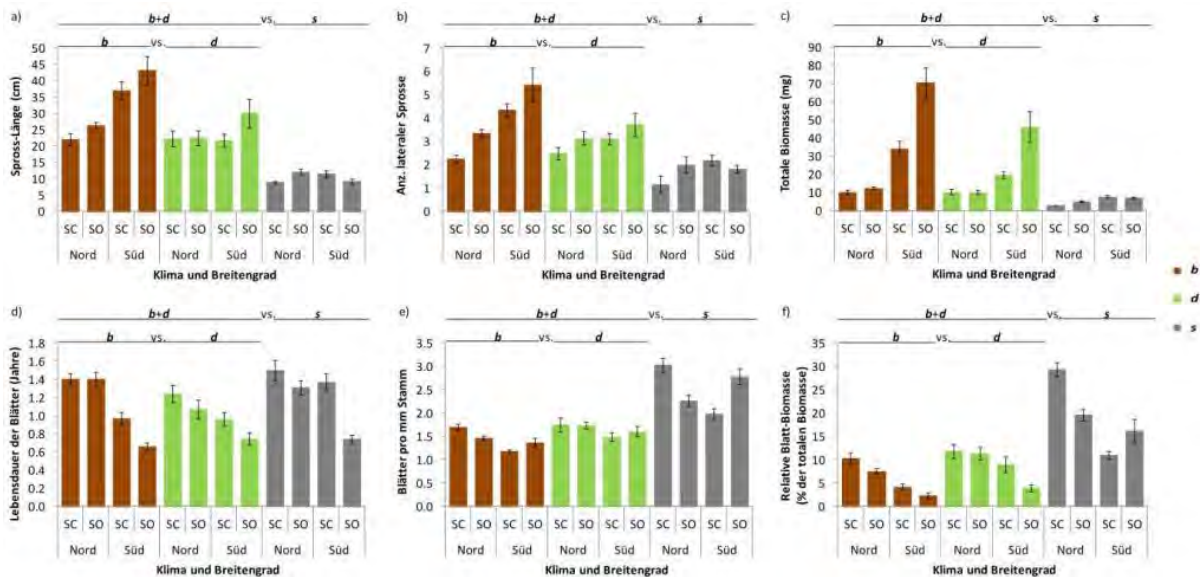


Abb. 2: Spross-Länge in cm (a), Anzahl lateraler Sprosse (b), Totale Biomasse in mg (c), Lebensdauer der Blätter in Jahren (d), Anzahl der Blätter pro mm Stamm (e) und Relative Blatt-Biomasse in % der totalen Biomasse (f) von *Empetrum* in den verschiedenen Habitaten. Die braunen Balken repräsentieren den Birkenwald (b), die grünen Balken die alpine Tundra mit mächtiger Schneedecke (d) und die grauen Balken die alpine Tundra mit geringer Schneedecke (s). Die Linien oberhalb der Balken zeigen Kontraste zwischen b+d vs. s als Effekt der Schneedeckung im Winter und zwischen b vs. d als Effekt der Lichtverfügbarkeit während der Vegetationsperiode. Eine Unterbrechung der Linie markiert signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen.

Zusätzlich zu den morphologischen Analysen wurden während der Fruchtreife die Anzahl an Beeren pro Spross, sowie die Anzahl der Samen pro Beere ermittelt.

Dabei zeigte sich, dass *Empetrum* im s-Habitat ($0,07 \pm 0,01$) mehr Beeren pro Spross produziert als in den b- und d-Habitaten (b: $0,02 \pm 0,00$; d: $0,04 \pm 0,01$). Bei der Anzahl der Samen pro Beere hingegen gibt es keine signifikanten Unterschiede zwischen den Habitaten (b: $7,75 \pm 0,1$; d: $7,64 \pm 0,1$; s: $7,86 \pm 0,1$).

Teilprojekt 2: Blühphänologie von *Empetrum* in den Habitaten mit unterschiedlicher Schneedeckung

Zur Analyse der Blühphänologie von *Empetrum* wurde im Jahr 2013 in Nord-SC und Süd-SO sowie 2014 in Nord-SC und Nord-SO direkt nach der Schneeschmelze im Frühjahr der Beginn und die Zeitspanne der Vollblüte an jeweils 100 Sprossen pro Habitat untersucht. Die Vollblüte beginnt, wenn die Staubblätter mit den Pollen aus der Blütenknospe heraushängen und der Pollen ausgelassen wird. Dann kann bei der windbestäubten Art ein Pollenaustausch zwischen einzelnen Individuen stattfinden.

In Ökosystemen, die sehr stark durch die Dauer der Schneedeckung geprägt sind, wird die Blühphänologie stark durch den Zeitpunkt der Schneeschmelze beeinflusst (KUDO & HIRAO, 2006).

Fragestellung: Blüht *Empetrum* in den verschiedenen Habitaten trotz unterschiedlicher Schneeschmelze zeitgleich, so dass ein Pollenaustausch zwischen den Habitaten möglich ist?

Antwort: Ja, *Empetrum* erreicht die Vollblüte in den drei Habitaten relativ zeitgleich!

Obwohl der mittlere zeitliche Abstand von dem Beginn der Vollblüte zum Datum der Schneeschmelze zwischen b + d ($b: 6,7 \pm 1,9$; $d: 7,9 \pm 1,2$ Tage) und s ($45,6 \pm 4,1$ Tage) sehr stark variiert, wird der Zeitpunkt der Vollblüte annähernd zum gleichen Zeitpunkt erreicht (s. Abb. 3). Dadurch wird ein Pollenaustausch und somit Genaustausch zwischen den verschiedenen Habitaten potenziell ermöglicht (KAWAI & KUDO, 2011).

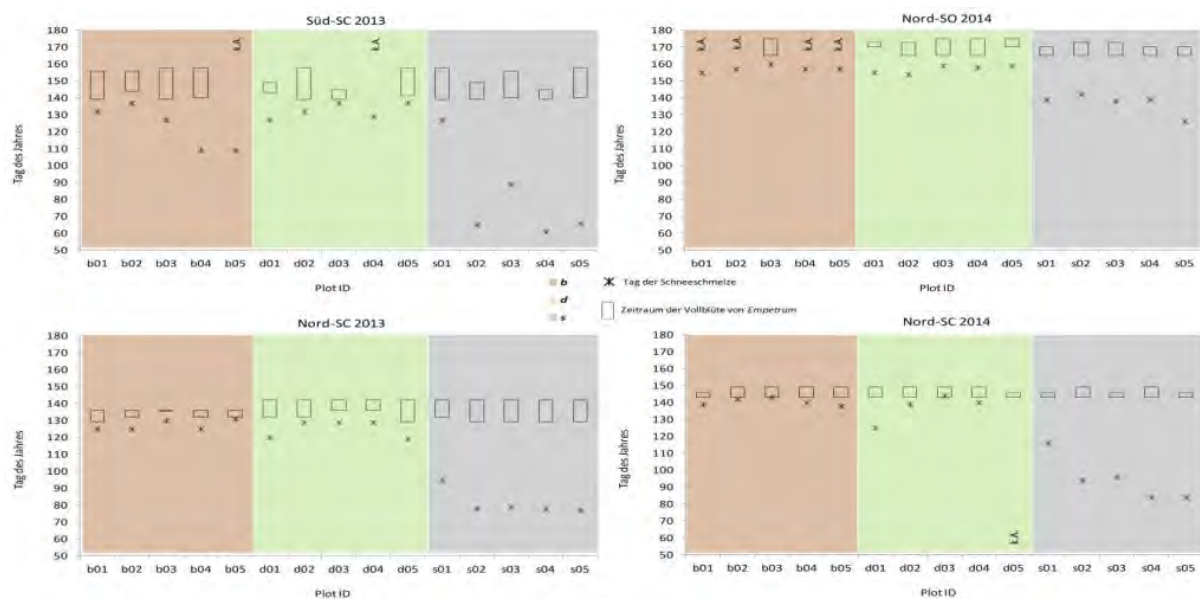


Abb. 3: Darstellung des Zeitraumes (Tage des Jahres seit 1. Januar) der Vollblüte von *Empetrum* in den verschiedenen Habitaten (braun=b, grün=d, grau=s). k.A. kennzeichnet fehlende Werte für den Zeitraum der Vollblüte, wenn in den jeweiligen Plots keine Blüten vorhanden waren bzw. für den Tag der Schneeschmelze, wenn keine Daten vorlagen. Die Sterne kennzeichnen den Tag der Schneeschmelze (als Tag des Jahres seit 1. Januar) in den jeweiligen Plots.

Teilprojekt 3: Landschaftsgenetik und klonale Struktur von *Empetrum* in den Habitaten mit unterschiedlicher Schneedeckung

In diesem Teilprojekt soll untersucht werden, ob die beobachteten morphologischen Unterschiede bei *Empetrum* auf genetischen Unterschieden beruhen, oder ob es sich dabei um eine hohe phänotypische Plastizität handelt, bei der die Umweltbedingungen einen starken Einfluss auf das Erscheinungsbild (z. B. die Wuchsform) des einzelnen Individuums haben (SCHLICHTING, 1986). Hierfür wurden in allen drei Habitaten in jedem der vier Gebiete jeweils 75 Sprosse über eine möglichst große räumliche Distanz gesammelt, die dann mittels AFLP (amplified fragment-length polymorphism; dient der Analyse von

DNA-Sequenzen, um genetische Unterschiede zu erkennen) analysiert werden sollen. Derzeit finden die landschaftsgenetischen Analysen am Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ) in Halle (Saale) statt.

Fragestellung: Weisen Individuen der verschiedenen Habitats unterschiedliche Genpools auf?

Des Weiteren soll untersucht werden, wie die klonale Struktur von *Empetrum* in den verschiedenen Habitats ist. Durch vegetative Vermehrung, wie sie bei *Empetrum* überwiegend auftritt, bilden sich große, genetisch identische Klone, die sich über größere räumliche Distanzen erstrecken können. Dahingegen führt sexuelle Vermehrung (durch Samen) zu einer höheren genetischen Vielfalt. Im Rahmen der morphologischen Untersuchungen wurde eine erhöhte Beeren- und Samenproduktion im s-Habitat beobachtet. Das könnte darauf hinweisen, dass dieses Habitat bessere Bedingungen für die sexuelle Reproduktion von *Empetrum* bietet.

Um die klonale Struktur von *Empetrum* zu untersuchen, wurden nach einem festen Probenahme-Schema Sprosse in den jeweiligen Habitats gesammelt, die derzeit ebenfalls am UFZ in Halle mittels AFLP analysiert werden.

Fragestellung: Gibt es Unterschiede in der genetischen Vielfalt durch höhere sexuelle Reproduktion bzw. geringere klonale Ausbreitung an Standorten mit geringer Schneedeckung?

Literatur

- AMAP (2012): Arctic Climate Issues 2011: Changes in Arctic Snow, Water, Ice and Permafrost. - SWIPA 2011. Overview Report.
- BELL, J.N.; TALLIS, J.H. (1973): *Empetrum nigrum* L. - Journal of Ecology 61: 289-305.
- CALLAGHAN, T.V.; JOHANSSON, M.; BROWN, R.D. et al. (2011): The Changing Face of Arctic Snow Cover: A Synthesis of Observed and Projected Changes. - Ambio 40: 17–31.
- CALLAGHAN, T.; EMANUELSSON, U. (1985): Population structure and processes of tundra plants and vegetation. - The population structure of vegetation: 399-439.
- CBD (2004): URL: <http://www.cbd.int/convention/> (31.07.2014)
- FLETCHER, B.J.; PRESS, M.C.; BAXTER, R.; PHOENIX, G.K. (2010): Transition zones between vegetation patches in a heterogeneous Arctic landscape: how plant growth and photosynthesis change with abundance at small scales. Oecologia 163 (1): 47-56
- HOSHINO, T.; XIAO, N.; XIAO, N. et al. (2009): Cold adaptation in the phytopathogenic fungi causing snow molds. - Mycoscience 50: 26–38.
- KAWAI, Y.; KUDO, G. (2011) Local differentiation of flowering phenology in an alpine-snowbed herb *Gentiana nipponica*. - Botany 89 (6): 361-367.
- KELLEY, J.J.; WEAVER, D.F. (1969): Physical processes at the surface of the Arctic tundra. - Arctic 22: 425–437.
- KÖRNER, C. (2003): Alpine plant life: functional plant ecology of high mountain ecosystems. - 2nd ed. – Berlin (Springer)
- KUDO, G.; HIRAO, A.S. (2006): Habitat-specific responses in the flowering phenology and seed set of alpine plants to climate variation: implications for global-change impacts. - Population Ecology 48: 49–58.
- NILSSON, M.-C.; WARDLE, D.A. (2005): Understorey vegetation as a forest ecosystem driver: evidence from the northern Swedish boreal forest. - Frontiers in Ecology and Environment 3: 421–428.
- OLOFSSON, J.; ERICSON, L.; TORP, M. et al. (2011): Carbon balance of Arctic tundra under increased snow cover mediated by a plant pathogen. - Nature Climate Change 1: 220–223.

- PRESS M.C.; POTTER, J.A.; BURKE, M.J. et al. (1998): Responses of a subarctic dwarf shrub heath community to simulated environmental change. - *Journal of Ecology* 86: 315–327.
- SAARINEN, T.; LUNDELL, R. (2010): Overwintering of *Vaccinium vitis-idaea* in two sub-Arctic microhabitats: a reciprocal transplantation experiment. - *Polar Research* 29: 38–45.
- Schlichting, C.D. (1986): The evolution of phenotypic plasticity in plants. - *Annual review of ecology and systematics* 17: 667-93
- SONESSON, M.; OSBORNE, C.; SANDBERG, G. (1994): Epiphytic lichens as indicators of snow depth. - *Arctic and Alpine Research* 26: 159–165.
- SONESSON, M.; CALLAGHAN, T.V. (1991): Strategies of survival in plants of the Fenoscandian tundra. - *Arctic* 44: 95–105.
- TYBIRK, K.; NILSSON, M-C.; MICHELSEN, A. et al. (2000): Nordic *Empetrum* dominated ecosystems: function and susceptibility to environmental changes. - *Ambio* 29: 90–97
- WALKER, M.D.; WAHREN, C.H.; HOLLISTER, R.D. et al. (2006) Plant community responses to experimental warming across the tundra biome. - *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103: 1342–1346
- WIPF, S.; RIXEN, C. (2010): A review of snow manipulation experiments in Arctic and alpine tundra ecosystems. - *Polar Research* 29: 95–109

Miriam Bienau
Justus-Liebig-Universität Gießen
Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement
Professur für Landschaftsökologie und Landschaftsplanung
IFZ für Umweltsicherung
Heinrich-Buff-Ring 26-32
35392 Gießen
email: Miriam.J.Bienau@umwelt.uni-giessen.de

Klimawandel-angepasstes, post-konservatives Management halb-offener Weidelandschaften

ALEXANDER PERINGER, KIOWA ALRAUNE SCHULZE, ILEANA STUPARIU, MIHAI-SORIN STUPARIU, ALEXANDRE BUTTLER, FRANÇOIS GILLET & GERT ROSENTHAL

Schlagwörter: Extensive Beweidung, Wald-Offenland Mosaik, Nutzungswandel, Klimawandel, Management, Simulationsmodelle

Großflächige extensive Weidesysteme stellen aufgrund ihrer halb-offenen Landschaftsstruktur und der damit verbundenen Lebensraumvielfalt vielfach Biodiversitäts-Hotspots mit regional repräsentativem Charakter dar (z. B. FINCK et al. 2002, SCHLEY & LEYTEM 2004, LEDERBOGEN et al. 2004, VITTOZ 1998, GALLANDAT et al. 1995). In Mitteleuropa sind sie als Reliktökosysteme in der Regel nur auf marginalen Standorten (Hochlagen, trockene bzw. nasse und meist nährstoffarme Flächen) in Form von Waldweiden und Heiden erhalten geblieben und bieten durch die Kombination extremer Standortbedingungen mit extensiver Nutzung wichtige Rückzugsgebiete für seltene und gefährdete Arten. Trotz des nachgewiesenen naturschutzfachlichen Mehrwertes von Wald-Offenland-Mosaiken (LEDERBOGEN et al. 2004) und ihres dramatischen Rückgangs im vergangenen Jahrhundert sind mitteleuropäische Waldweiden im Gegensatz zum Beispiel zum LRT 4030 (trockene europäische Heiden) nicht als Lebensraumtyp im Anhang der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH) gelistet (BERGMEIER et al. 2010). Auch in den thematischen Programmen der CBD werden sie nicht explizit behandelt, obwohl hier viele Aspekte einschlägig sind, wie zum Beispiel die Biodiversität von Wäldern, Trockengebieten, Berggebieten, Agrarlandschaften oder durch Tier-Pflanze Interaktionen geprägte Komplexlandschaften. Die Naturschutzprogramme der Länder fokussieren in der Regel auf die (gehölzfreie) Lichtweidefläche und befördern dadurch indirekt die Segregation der Habitatkomplexe (LEDERBOGEN et al. 2004).

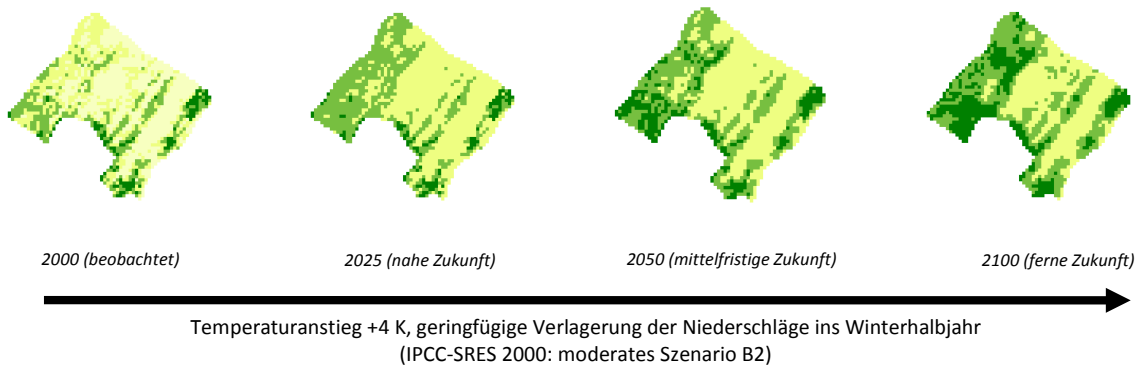
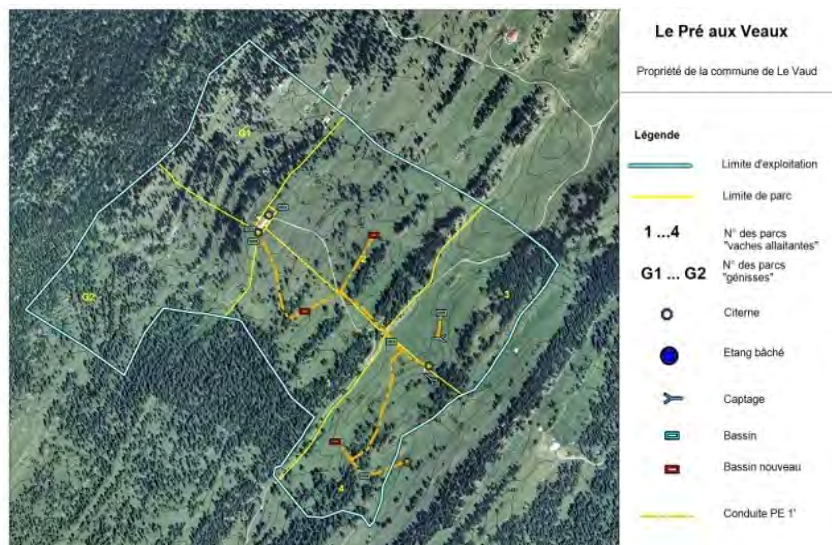
Großflächig extensive Beweidung wird aktuell zum Biodiversitätserhalt in der Kulturlandschaft und als Managementstrategie auf einigen Naturerbeflächen Deutschlands eingesetzt (z. B. die Oranienbaumer und die Döberitzer Heide). Das Flächenmanagement beruht dabei in der Regel auf traditionellen Bewirtschaftungsweisen (Waldweide, Heidenutzung) oder kombiniert diese zu halb-natürlichen (Oranienbaumer Heide, FELINKS et al. 2012) oder fast natürlichen (Döberitzer Heide, ANDERS et al. 2004) Nutzungssystemen. Über die positiven Effekte auf die Biodiversität hinaus wird diesem Ansatz aufgrund seiner langen Tradition über die Klimafluktuationen vergangener Jahrhunderte hinweg auch eine gewisse Robustheit gegenüber zukünftigen Klimaänderungen unterstellt. Dabei wird jedoch vernachlässigt, dass (i) meist nur ein Teil der traditionellen Bewirtschaftung realisiert werden kann (arbeitsintensive Weidepflege durch Entbuschung, regelmäßiger Holzeinschlag und Heidemahd unterbleiben oder werden nur extensiv praktiziert) und dass (ii) sich der rezente Klimawandel im Vergleich zu früheren Jahrhunderten mit enormer Geschwindigkeit vollzieht. Hinzu kommt, dass (iii) gerade die marginalen Standorte, auf denen Waldweidesysteme heute zu finden sind oder wieder etabliert werden, in der Vergangenheit oft Aushagerungssysteme waren (Nährstoffexport, Plaggen, Erosion, Heidebrennen etc.). Luftbürtige Eutrophierung revidiert diese Standortdegeneration heute teilweise, wodurch sich die Standortpotentiale für einige Zielgesellschaften des Naturschutzes, wie z. B. Kalkmagerrasen negativ verändern (eigene unveröff. Studie zur Stickstoffanreicherung in Waldweiden des Schweizer Jura). Die Frage ist, ob und inwieweit solche, der Erreichung der Zielzustände teilweise zuwider laufende Wirkungen überregionaler und globaler Einflüsse dauerhaft durch traditionelle Bewirtschaftungsweisen abgepuffert werden können. Daraus ergibt sich der Bedarf für post-konservative Managementstrategien, die Nutzungs- und Klimawandel-induzierte Dynamiken aktiv aufzugreifen.

Halb-offene Landschaften stellen auf den waldfähigen Standorten Mitteleuropas sensible Gleichgewichtszustände zwischen zwei gegenläufigen Prozessen dar: einerseits die Unterdrückung von Gehölzaufwuchs

durch selektiven Tritt und Verbiss der Weidetiere und andererseits der natürliche Prozess der progressiven Sukzession zum Wald (z. B. OLFF et al. 1999, ROSENTHAL 2010). Beide Prozesse werden durch Klima- und Nutzungsfaktoren in unterschiedlicher Weise beeinflusst. Daraus resultiert ein hohes Anpassungspotential an Klima- und Nutzungsveränderungen, denn die Struktur der Wald-Offenland-Mosaik reagiert dynamisch. Extensive Weidesysteme qualifizieren sich dadurch als zukunftsfähige und nachhaltige Ökosysteme. Die Vorhersage der Landschaftsdynamik und damit der Entwurf von Managementstrategien ist jedoch aufgrund der Faktorenvielefalt und der Interaktionen der beteiligten Prozesse sehr komplex: so beeinflussen verlängerte Vegetationsperioden, Sommertrockenheit, erhöhte Winterniederschläge und Schneehöhen das Futterangebot und die Raumnutzung der Weidetiere (z. B. GAVAZOV et al. 2013). Dabei ergeben sich wiederum Rückkopplungen zum Gehölzverbiss und zusammen mit den direkten Klimawirkungen auch zur Gehölzeta-blierung. Die Bestandsentwicklung von Gebüsch und Wald beeinflusst langfristig wiederum das Weideverhalten. Die Ableitung von Klima- oder Management bedingten Entwicklungen auf Landschaftsebene ist monokausal nicht möglich. Lokale und kurzfristige positive Effekte von Eingriffen können sich im langfristigen Ökosystemkontext kontraproduktiv auswirken. Umgekehrt kann die Erzielung langfristig positiver Entwicklungen auf Landschaftsebene lokal destruktive Eingriffe erfordern (z. B. Entkusselung, Schwendung).

Seit 2003 wurden zur Analyse landschaftsstruktureller Dynamik in Waldweiden mehrere Modellansätze entwickelt um Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge und Konsequenzen des Nutzungs- und Klimawandels auf die Habitatstruktur und das Arteninventar darzustellen (LEDERBOGEN et al. 2004, GILLET 2008, PERINGER & ROSENTHAL 2011, PERINGER et al. 2013). Die Studiengebiete spannen einen Gradienten in der Hydrologie von trocken (Döberitzer Heide bei Potsdam) bis nass (oberbayerische Moorlandschaft) und in der Kontinentalität vom Schweizer Jura bis in die rumänischen Südkarpaten. Speziell für die Waldweiden des Schweizer Jura wurden im Forschungsvorhaben MOUNTLAND gestützt auf das räumlich explizite Simulationsmodell WoodPaM gekoppelte Landnutzungs- und Klimaszenarien untersucht.

Die räumlich-expliziten Klimawandel-Simulationen zeigen kurz- und mittelfristig im Wesentlichen Fluktuationen im Waldanteil, mit dem jedoch auch Habitat-strukturelle Veränderungen verknüpft sind. Die Anpassung des Landschaftsmosaikes an wärmeres und das Baumwachstum förderndes Klima bei gleich bleibender Nutzungsintensität führt primär zur Bewaldung marginaler Flächen, lässt aber auch die Baumetablierung im intensiver beweideten Offenland zu (Abb. 1). Damit geht Lebensraum für naturschutzfachlich hochwertige Zielgesellschaften, z. B. die Trockenrasen im Schweizer Jura, aber auch die Kleinseggenrieder in bayerisch-voralpinen Viehweiden (LEDERBOGEN et al. 2004) direkt verloren. Im intensiver beweideten Offenland entsteht durch Verbuschung vorübergehend ein qualitativ und quantitativ hochwertiges Lebensraumangebot (Wald-Offenland Ökotone). Dies gilt insbesondere auf durch ehemalige Übernutzung in kühlerem Klima aktuell waldarmen Flächen. Langfristig ergeben sich jedoch aufgrund der Verschiebung der Vegetationszonen im Klimawandel unausweichliche und grundlegende Veränderungen von Wald-Offenland-Mosaiken im Berggebiet, weil sich das ökologische Verhalten der dominanten Baumarten durch Zuwanderung neuer Baumarten (mit anderen sukzessionswirksamen Eigenschaften, wie Diasporenausbreitung, Verbissresistenz, Schattentoleranz des Jungwuchses usw.) verändert. In den Hochlagen des Schweizer Jura tendieren lichte beweidete Fichtenwälder (die Jungviehweide im Nordwesten der Abb. 1) dazu sich zu verdichten, weil in milderem Klima die Schattentoleranz der Fichte zunimmt (AMMER 1998). Dadurch werden Wald und Offenland zunehmend segregiert. Auch ist die Immigration der Buche zu erwarten, die unter Beweidung bekannte Hutewaldstrukturen mit dispers verteilten Einzelbäumen ausbildet. Besitzen solche Baumveteranen auch großen naturschutzfachlichen Wert (Altholz), so verschwinden die für die Fichten typischen, graduellen Übergänge von Offenland zu Wald.



Legende zur Luftbildinterpretation und Simulationsergebnissen: Dunklere Grüntöne symbolisieren Klassen höherer Baumbedeckung (definiert als Phytozönoseklassen 1000 bis 4000 nach GALLANDAT et al. 1995).

Abb. 1: Oben: Aktuelle Nutzung der Sömmerungsweide „Pré aux Veaux“ im Schweizer Jura (46.525654° lat N / 6.205889° long E, Größe ca. 1km²) auf 1300 m ü NN (Karte: Büro Jean-Bruno Wettstein, 1450 Ste-Croix, Schweiz). Unten: Simulierte Vegetationsdynamik für ein moderates Klimawandelzenario (Intergovernmental Panel On Climate Change 2000, B2) unter Fortführung der aktuellen Landnutzung (Milchvieh und Jungtierweide). Marginale, steinige Flächen, die als extensive Jungtierweide dienen (Parc des génisses, G1 und G2) verwalden großflächig und weitgehend homogen, wodurch neben Lebensraumstruktur vor allem wertvolle Kalkmagerrasenflächen verloren gehen. Aber auch auf der intensiveren Milchviehweide (Parc des vaches allaitantes, 1 bis 4) vergrößern sich vorhandene Baumbestände und es etabliert sich Gebüsch. Zum einen vergrößern sich dadurch Landschaftsstrukturen, was die Lebensraumqualität für Komplexbewohner einschränken kann, es vergrößert sich jedoch auch die Fläche an Wald-Offenland Übergängen. Zielartenabhängig können sich damit zukünftige Entwicklungen in Hotspots der Biodiversität ambivalent darstellen. Die Simulationen folgen dem Ansatz von (PERINGER et al. 2013), für die präzisere Abbildung kurz- und mittelfristiger Dynamik wurde jedoch die Modellinitialisierung verbessert.

Grundlegende Unsicherheiten in der Prognose der zukünftigen Landschaftsdynamik ergeben sich aus der Stochastizität von Kolonisationsprozessen (PERINGER & ROSENTHAL 2011; PERINGER et al., noch unpublizierte Studie) und der vom Klimawandel ebenfalls zu erwartenden höheren Intensität und Frequenz von Störungsereignissen (Stürme, Trockenperioden). Nach solchen Extremereignissen befinden sich die Ökosysteme und damit die Landschaftsstruktur längere Zeit im Ungleichgewicht mit den herrschenden Umweltfaktoren. Durch den Klimawandel geförderte invasive Arten können in diesem Zeitraum zum Beispiel unbesetzte Nischen für die Etablierung nutzen, persistent bleiben und folgenreiche Dominanzverschiebungen in den Gesellschaften bewirken (z. B. die Traubenkirsche in der Oranienbaumer Heide). Es sind jedoch gerade die großflächigen Störungen wie Windwurf, Borkenkäferkalamitäten oder Feuer,

die die strukturelle Diversität langfristig sichern, weil sie den Segregationsprozess von Wald und Offenland revidieren und marginale Standorte immer wieder für die Weidetiere öffnen (PERINGER et al., noch unpublizierte Studie).

Zur Milderung des generellen Trends der Waldzunahme und der Wald-Offenland Segregation in Sömmerungsweiden besteht agrarpolitisches Steuerungspotential, wie Abb. 2 und HUBER et al. (2013) zeigen.

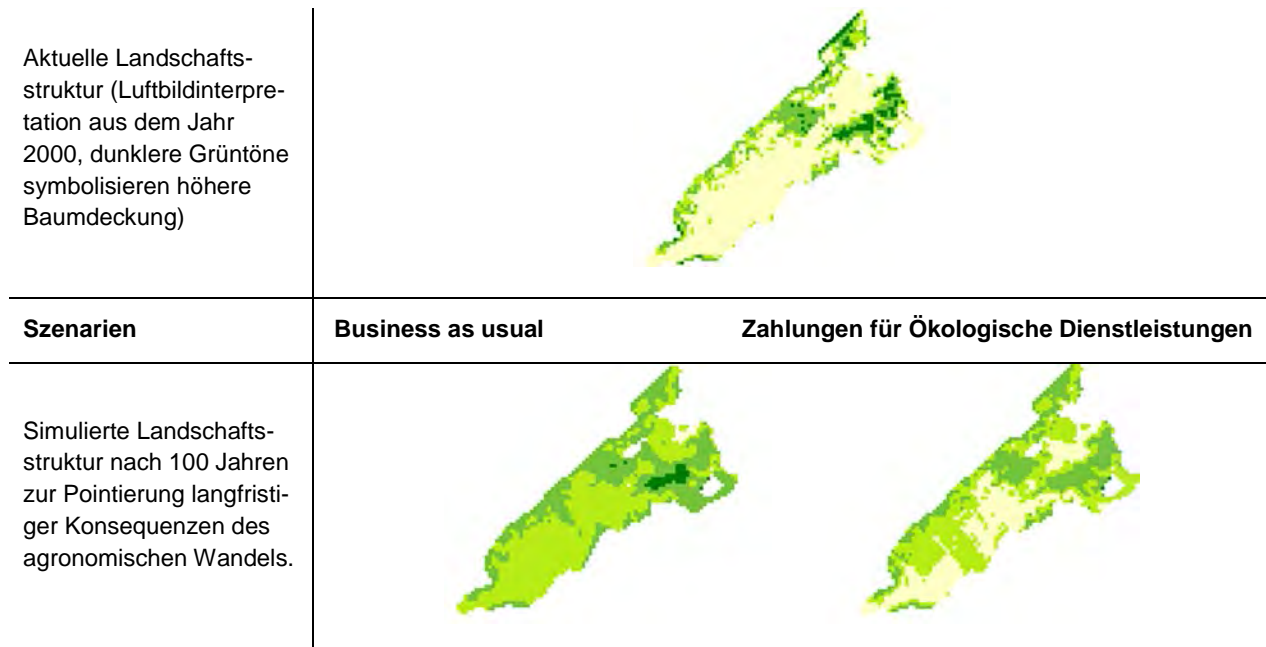


Abb. 2: Simulierte Vegetationsdynamik im Waldweide-Komplex „Les Planets-Les Cluds“ im Schweizer Jura (46.836828° lat N / 6.552043° long E, Größe ca. 1,2km²) auf 1200 m ü NN für Viehzahlen, die entsprechend zwei Agrarpolitikszensarien differieren: Aus „Business as usual“ ergeben sich konstante bis abnehmende Beweidungsintensitäten, denen die Waldentwicklung folgt. Mit der Implementierung von Zahlungen für Ökologische Dienstleistungen an die Landwirte erscheint die Erhaltung struktureller Diversität der Wald-Offenland-Mosaikie auch im Klimawandel erreichbar, wenn sich auch Habitatstrukturen unweigerlich verändern (unterliegendes Klimaszenario ist das moderate B2, Intergovernmental Panel On Climate Change 2000). Die Beweidung und damit die Landschaftsentwicklung folgt neben Marktpreisen dem demographischen Wandel (Über- bzw. Aufgabe von Höfen aus Alters- und ökonomischen Gründen) und ist damit Parzellen-spezifisch. (Quelle: HUBER et al. 2013).

Es müssen jedoch neue Wege beschritten werden, die gezielt ökologische Dienstleistungen der Landwirtschaft fördern, welche wiederum spezifisch auf die Klimawandel-induzierte Ökosystemdynamik zugeschnitten werden müssen. Damit ist es erforderlich über traditionelle Bewirtschaftungsweisen hinaus zu gehen und Managementkonzepte zu entwickeln, die das Anpassungspotential extensiver Weidesysteme an den Klimawandel nicht nur nutzen, sondern auch steuernd aufgreifen. Besonderes Augenmerk bedarf es hier der Sicherung von Populationen von entsprechend anpassungsfähigen Zielarten und damit u. U. der Neukonzeption von Managementzielen, da die Lebensräume als Ganze und von ihrem Typ her kaum konservierbar erscheinen.

Für die Umsetzung der CBD auf extensiv beweideten Wald-Offenland Mosaiken ergeben sich folgende Schlussfolgerungen:

Die intrinsische Dynamik der Systeme stellt ein großes Anpassungspotential bereit, erfordert jedoch eine sensibles und vorausschauendes Management, da Konsequenzen von Ereignissen (Störungen) und Maßnahmen (Weidepflege und -führung) aufgrund des langsamen Gehölzwachstums erst nach Jahrzehnten offenbar werden. Hier ist die modellbasierte Analyse sukzessionaler Trends hilfreich, die auch die Anpassung von Managementzielen an im Klima- und Landnutzungswandel sinnvoll erreichbare Zielzustände unterstützen kann (Plastizität und Wechsel der dominanten Baumarten, zukünftige Habitatstrukturen und Zielarten).

Auf aktuell noch extensiv genutzten Flächen (z. B. aktive Sömmerungsweiden) ist der Erhalt der Viehzahlen oberste Priorität. Bei der Konzeption der dafür i. d. R. notwendigen Fördermaßnahmen soll der Ökosystemansatz der CBD berücksichtigt und der Erhalt von Wald-Offenland Mosaiken als komplexes Ganzes unterstützt werden. Auf Deutschland übertragbare Ansätze finden sich für die Waldweiden des Schweizer Jura (PERRENOUD et al. 2003): Hier ist die Erhaltung eines gewissen Gehölzbedeckungsgrades unabhängig von der exakten Lokalisierung der Gehölzbestände auf der Gesamtfläche Managementziel. Damit wird auch der Dynamik der Mosaiklandschaft adäquat Raum gegeben, weil weder Wald noch Weide örtlich fixiert sind (shifting-mosaics, OLFF et al. 1999) und die temporäre Entwicklung von Verbuschungsökotonen lebensraum-bereichernd zugelassen werden kann (PERINGER & ROSENTHAL 2009). Um jedoch der strukturellen Simplifizierung durch ebenfalls intrinsische Wald-Offenland Segregation entgegen zu wirken sollen Fördermaßnahmen den Plenterbetrieb und auch größere Kahlschläge als Störungen einschließen. Kleinflächige Auflichtung der Baumschicht kann lokal die Diversität in beweideten Waldbeständen fördern. Um der Wald-Offenland Segregation auf Landschaftsebene entgegen zu wirken und marginale Standorte dauerhaft für die Weidetiere attraktiv zu halten, sind großflächige Störungen erforderlich, die weit über die „Wiederöffnung“ rezent verbuschter Flächen hinaus gehen kann. Unterstützung für die mutige Konzeption und Folgenabschätzung solch u. U. nicht historisch dokumentierter Eingriffe können Modelle liefern (Luftbilder aus dem zweiten Weltkrieg decken nur eine Baumgeneration ab und sind deswegen in ihrer Aussagekraft zur Systemdynamik stark eingeschränkt, zumal des seitherigen dramatischen Landnutzungswandels).

Die Notwendigkeit großflächiger und intensiver Störungen für die Vitalität der Lebensraumvielfalt prädestinieren Großschutzgebiete zu Freilandexploratorien der Störungs-induzierten Klimawandelanpassung unter extensiver Beweidung. Nur hier bestehen ausreichend Abstandsflächen zur agrarisch und forstlich genutzten Umgebung um Feuer, Sturmwurf und Insektenkalamitäten in Kernzonen zulassen und auch initiieren zu können (vgl. Nationalpark Bayerischer Wald). Auch bedarf es einer minimalen Flächengröße für den Erhalt ungestörter Restflächen (Habitatkontinuität, Quellpopulationen). Einige Naturerbeflächen Deutschlands bieten dafür hervorragendes Potential, zumal die Weidetiere durch Diasporenausbreitung die Regenerations sukzession befördern (SCHULZE et al. 2014). Große Flächen bieten auch die Möglichkeit verschiedene Ziele des Naturschutzes auf der gleichen Fläche zu erreichen, z.B. die von der Nationalen Biodiversitätsstrategie angestrebte Wildnisentwicklung und der Erhalt von FFH Relevanten Offenland Lebensräumen, wie z. B. den trockenen europäischen Heiden (ROSENTHAL et al. 2014).

Literatur

- AMMER, C. (1998): Die Fichte in der natürlichen Verjüngung des Bergmischwalds. - Allg. Forst. Z. (53): 396–399.
- ANDERS, K.; MRZLIJAK, J.; WALLSCHLÄGER, D.; WIEGLEB, G. (Hrsg.) (2004): Handbuch Offenlandmanagement: Am Beispiel ehemaliger und in Nutzung befindlicher Truppenübungsplätze: Am Beispiel Ehemaliger Und in Nutzung Befindlicher Truppenübungsplatze. – Berlin (Springer)
- BERGMEIER, E.; PETERMANN, J.; SCHRÖDER, E. (2010): Geobotanical survey of wood-pasture habitats in Europe: diversity, threats and conservation. - *Biodivers Conserv* 19 (11): 2995-3014. Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-010-9872-3>.
- FELINKS, B.; TISCHEW, S.; LORENZ, A.; OSTERLOH, S.; WENK, A.; POPPE, P.; NOACK, J. (2012): Praxisleitfaden: Einrichtung, Betrieb und wissenschaftliche Begleitung von halboffenen Weidelandschaften auf ehemaligen militärischen Übungsflächen – mit Beispielen aus der Oranienbaumer Heide.
- FINCK, P.; RIECKEN, U.; SCHRÖDER, E. (2002): Pasture Landscapes and Nature Conservation — New strategies for the preservation of open landscapes in Europe. - In: REDECKER, B.; HÄRDTLE, W.; FINCK, P.; RIECKEN, U. & E. SCHRÖDER (Hrsg.): Pasture Landscapes and Nature Conservation. – Berlin (Springer): 1-13. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-55953-2_1.

- GALLANDAT, J.-D.; GILLET, F.; HAVLICEK, E.; PERRENOUD, A. (1995): Typologie et systématique phyto-écologiques des pâturages boisés du Jura suisse. - In: Laboratoire d'écologie végétale, Université de Neuchâtel, rapport final de mandat Offices fédéraux et cantonaux.
- GAVAZOV, K.S.; PERINGER, A.; BUTTLER, A.; GILLET, F.; SPIEGELBERGER, T. (2013): Dynamics of Forage Production in Pasture-woodlands of the Swiss Jura Mountains under Projected Climate Change Scenarios. - *Ecology and Society* 18 (1). Online verfügbar unter <http://www.ecologyandsociety.org/vol18/iss1/art38/>.
- GILLET, F. (2008): Modelling vegetation dynamics in heterogeneous pasture-woodland landscapes. - *Ecol Model* 217 (1-2): 1–18. Online verfügbar unter <http://gateway.isiknowledge.com/gateway/Gateway.cgi?GWVersion=2&SrcAuth=ResearchSoft&SrcApp=EndNote&DestLinkType=FullRecord&DestApp=WOS&KeyUT=000258811600001>.
- HUBER, R.; BRINER, S.; PERINGER, A.; LAUBER, S.; SEIDL, R.; WIDMER, A.; GILLET, F.; BUTTLER, A.; LE, Q.B.; HIRSCHI, C. (2013): Modeling Social-Ecological Feedback Effects in the Implementation of Payments for Environmental Services in Pasture-Woodlands. - *Ecology and Society* 18 (2). Online verfügbar unter <http://www.ecologyandsociety.org/vol18/iss2/art41/>.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (2000): Emissions scenarios. Summary for policymakers. [S.l.].
- LEDERBOGEN, D.; ROSENTHAL, G.; SCHOLLE, D.; TRAUTNER, J.; ZIMMERMANN, B.; KAULE, G. (2004): Allmendweiden in Südbayern: Naturschutz durch landwirtschaftliche Nutzung. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz) (*Angewandte Landschaftsökologie*, 62).
- MOUNTLAND: Sustainable land-use practices in mountain regions: Integrative analysis of ecosystem dynamics under global change, socio-economic impacts and policy implications". 2007 to 2011. Funded by the Swiss Competence Center Environment and Sustainability (CCES).
- OLFF, H.; VERA, F. W. M.; BOKDAM, J.; BAKKER, E. S.; GLEICHMAN, J. M.; MAEYER, K. DE; SMIT, R. (1999): Shifting mosaics in grazed woodlands driven by the alternation of plant facilitation and competition. - *Plant Biology* 1 (2):127–137. Online verfügbar unter <http://gateway.isiknowledge.com/gateway/Gateway.cgi?GWVersion=2&SrcAuth=ResearchSoft&SrcApp=EndNote&DestLinkType=FullRecord&DestApp=WOS&KeyUT=000080196100001>.
- PERINGER, A.; ROSENTHAL, G. (2009): Raum-Zeitmuster der Gehölzsukzession in Kalkflachmooren: Konsequenzen für das Management von extensiven Viehweiden in Oberbayern - Temporal and spatial patterns of woody plant succession in pre-alpine calcareous fens-effects for the management of low-intensity grazing systems in Upper Bavaria. - *Naturschutz und Landschaftsplanung* 41 (6): 173–180.
- PERINGER, A.; ROSENTHAL, G. (2011): Establishment patterns in a secondary tree line ecotone. - *Ecological Modelling* 222 (17): 3120–3131. Online verfügbar unter <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S030438001100305X>.
- PERINGER, A.; SIEHOFF, S.; CHÉTELAT, J.; SPIEGELBERGER, T.; BUTTLER, A.; GILLET, F. (2013): Past and future landscape dynamics in pasture-woodlands of the Swiss Jura Mountains under climate change. - *Ecology and Society* 18 (3). Online verfügbar unter <http://www.ecologyandsociety.org/vol18/iss3/art11/>.
- PERRENOUD, A.; KÄNZIG-SCHOCH, U.; SCHNEIDER, O.; WETTSTEIN, J.-B (2003): Exploitation durable des pâturages boisés. un exemple appliqué du Jura suisse - Nachhaltige Bewirtschaftung von Wytweiden: ein Beispiel aus dem Schweizer Jura. - Bern (Haupt)
- ROSENTHAL, G. (2010): Wiederbewaldung von beweideten Mooren des Alpenvorlandes. - *Tuexenia* 30: 83–104.

- ROSENTHAL, G.; REIF, A.; MENGEL, A.; OPITZ, S.; SCHOOF, N.; REPPIN, N. (2014): Umsetzung des 2 % Ziels für Wildnisgebiete aus der Nationalen Biodiversitätsstrategie. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz) (BfN Skripten, im Druck)
- SCHLEY, L.; LEYTEM, M. (2004): Extensive Beweidung mit Rindern im Naturschutz: eine kurze Literaturauswertung hinsichtlich der Einflüsse auf die Biodiversität. - Bull. Soc. Nat. luxemb 105: 65–85.
- SCHULZE, K. A.; BUCHWALD, R.; HEINKEN, T. (2014): Epizoochory via the hooves—the European bison (*Bison bonasus L.*) as a dispersal agent of seeds in an open-forest-mosaic. - Tuexenia 34:131–143. Online verfügbar unter [http://doi: 10.14471/2014.34.016](http://doi:10.14471/2014.34.016).
- VITTOZ, P. (1998): Flore et végétation du Parc jurassien vaudois: typologie, écologie et dynamique des milieux. Université Lausanne.

Alexander Peringer

Laboratory of Ecological Systems EPFL-ENAC-ECOS, Lausanne, Switzerland

WSL Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research, Site Lausanne, Switzerland

University of Stuttgart, Institute for Landscape Planning ILPOE, Germany

email: ap@ilpoe.uni-stuttgart.de

Kiowa A. Schulze

University of Kassel, Institute of Landscape and Vegetation Ecology, Germany.

Ileana Stupariu

University of Bucharest, Faculty of Geography, Romania.

Mihai-Sorin Stupariu

University of Bucharest, Faculty of Mathematics and Computer Science, Romania.

Alexandre Buttler

Laboratory of Ecological Systems EPFL-ENAC-ECOS, Lausanne, Switzerland

WSL Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research, Site Lausanne, Switzerland,

François Gillet

Laboratoire de Chrono-Environnement, Université de Franche-Comté, France.

Gert Rosenthal

University of Kassel, Institute of Landscape and Vegetation Ecology.

Einfluss von Landnutzung auf die Diversität von Reptilien im Südwesten Madagaskars

JOACHIM NOPPER, BALTEN LAUSTRÖER, JÖRG U. GANZHORN

Schlagwörter: Biodiversität, Artenreichtum, Madagaskar, Reptilien, Trockengebiete, nachhaltige Landnutzung

Hintergrund

Weltweit tragen der Verlust und die Degradierung von natürlichem Lebensraum entscheidend zum Rückgang der Biodiversität bei (MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005). Ein Großteil der Habitatverluste ist dabei direkt auf menschliche Handlungen zurückzuführen. Je nach Art und Stärke des Einflusses kann dies zu unerwünschten irreversiblen Zustandsänderungen von Ökosystemen führen. Dieser Zusammenhang ist retrospektiv oft klar (SCHEFFER et al. 2001). Unser Verständnis von Ökosystemen ist aber bei weitem nicht umfassend genug, um die Folgen menschlicher Eingriffe auf Ökosysteme voraussagen zu können (FOLKE et al. 2002).

Im Zuge der Ratifizierung des Übereinkommens über die Biologische Vielfalt hat sich ein Großteil aller UN-Mitgliedsstaaten zum Ziel gesetzt, Biodiversität zu schützen. Im Jahre 2002 wurden die „2010 targets“ festgelegt. Eines der Ziele war es, den Biodiversitätsverlust signifikant zu reduzieren. Dieses Ziel wurde nicht erreicht (BUTCHART et al. 2010). Im Jahr 2010 wurde dafür in Nagoya, Japan, ein Plan mit strategischen Zielen festgelegt, die bis 2020 durch die Staatengemeinschaft erreicht werden wollen. Diese sind in den 20 sogenannten „Aichi Biodiversity targets“ formuliert. Das ultimative Ziel ist es, bis 2050 in einer Welt ohne Biodiversitätsverluste und Degradierung von Ökosystemen zu leben.

Szenarien in denen sowohl das menschliche Wohlergehen verbessert, als auch natürliche Ressourcen bewahrt wurden, waren bisher schwer bis gar nicht zu realisieren (MCSHANE et al. 2011). Zusätzlich ist es, aufgrund der Komplexität und Dynamik der zugrunde liegenden Systeme und ihrer Interaktionen oft nicht möglich, die Folgen der getroffenen Handlungsentscheidungen im Voraus zu kennen. Alleine aufgrund des mangelnden Verständnisses oder der fehlenden Kenntnis der Faktoren, die die Resilienz von sozio-ökologischen Systemen beeinträchtigen, sind diese Empfehlungen zwangsläufig mit Unsicherheiten verbunden. Resilienz ist hierbei die Tendenz eines Systems sich kontinuierlich zu verändern und an neue Bedingungen anzupassen ohne dabei kritische Schwellenwerte zu überschreiten (WALKER et al. 2004, FOLKE et al. 2010). Das bedeutet, dass Handlungsempfehlung nur dann sinnvoll implementiert werden können, wenn sie in einem folgenden Prozess ständig neu evaluiert und angepasst werden, d. h. flexibel und offen für neue Erkenntnisse sind (FOLKE et al. 2002). Das Verständnis dieser Zusammenhänge ist insbesondere in den Regionen wichtig, in denen Menschen existentiell von den Ressourcen abhängen, die natürliche Ökosysteme bereitstellen. Mit dem möglichen Zusammenbruch dieser Ökosysteme würde in diesen Fällen die Lebensgrundlage der Menschen wegbrechen.

Studiengebiet

Madagaskar ist eines der ärmsten Länder der Welt (UN DEVELOPMENT PROGRAMME 2014). Hier leben ca. 81 % der Bevölkerung unter der internationalen Armutsgrenze von 1,25 US\$ pro Tag (UN DEVELOPMENT PROGRAMME 2014). In unserer Untersuchungsregion, dem Mahafaly Plateau, im Südwesten des Landes, ist ein großer Teil der Bevölkerung abhängig von Landwirtschaft und nicht in der Lage, ihre Versorgung für ein komplettes Jahr sicherzustellen. Die Bewohner weichen dabei zu Zeiten von Nahrungsknappheit auf Ressourcen aus, die der Wald zur Verfügung stellt (z. B. wilde Yamssorten; SULAMA 2011). Wälder werden des Weiteren für Feuerholz, Bauholz und Medizinalpflanzen genutzt. Sie sind besonders gefährdet durch Überweidung (besonders die Regeneration des Waldes), Holzkohleproduktion

und teteke (Brandrodungswanderfeldbau; BRINKMANN et al. 2014). Die Abhängigkeit der lokalen Bevölkerung von den durch das Ökosystem bereitgestellten Ressourcen, sowie die steigenden Bevölkerungszahlen in der Region, verstärken den Druck auf die verbliebenen Wälder.

Madagaskar zählt zu den 35 biogeographischen Regionen der Erde die durch sehr hohe Endemismusraten der Fauna und Flora und eine außergewöhnlich starke Bedrohung der natürlichen Lebensräume charakterisiert sind. In diesen Biodiversitätshotspots sind nur noch wenige der ursprünglichen Flächen natürlicher Vegetation erhalten und viele dieser Flächen schrumpfen (SLOAN et al. 2014). Im Untersuchungsgebiet ging die bewaldete Fläche in den letzten 40 Jahren auf 55 % ihrer ursprünglichen Ausdehnung zurück (BRINKMANN et al. 2014). Seit den 70er Jahren leidet der Süden Madagaskars zudem unter einem sich verändernden Regenregime und häufiger wiederkehrenden Dürren (u. a. CASSE et al. 2004, SULAMA 2011).

Die Artenvielfalt in der Region ist erstaunlich hoch und einzigartig. Viele Pflanzenarten und einige der Tierarten sind endemisch für diesen Teil der Insel (PHILLIPSON 1996, GOODMAN et al. 2002). Der Schutz dieser einzigartigen Ressourcen soll durch den ca. 2.000 km² großen Tsimanampetsotsa Nationalpark gewährleistet werden. Innerhalb des Parks befindet sich eines der größten noch zusammenhängenden Waldgebiete ganz Madagaskars, dessen Waldfläche aber im Rückgang begriffen ist (OFFICE NATIONAL POUR L'ENVIRONNEMENT et al. 2013).

Forschungsschwerpunkte/Ziele

Das Ziel ist es Diversität und natürlichen Lebensraum so zu erhalten, dass die vom Ökosystem bereitgestellten lebensnotwendigen Ressourcen möglichst nachhaltig erhalten bleiben und damit der Bevölkerung zur Verfügung stehen. Eine Möglichkeit, die Ernährungssicherheit für eine wachsende Bevölkerung zu garantieren, ist die Steigerung der Produktivität des agropastoralen Systems. Dabei darf Landnutzung nicht auf Kosten der biologischen Vielfalt und ohne Berücksichtigung kultureller Bedürfnisse erfolgen. Beides sind integrale Bestandteile der systemimmanenten Fähigkeit, sich an Veränderungen anpassen zu können (VON HELAND & FOLKE 2014).

Vor diesem Hintergrund untersuchten wir den Einfluss von Landnutzung auf die Diversität von Reptilien, einer im Projektgebiet sehr artenreichen Tiergruppe mit einem hohen Anteil an vom Aussterben bedrohten Arten (JENKINS et al. 2014). Wir beschäftigten uns dabei unter anderem damit herauszufinden, ob der Erhalt von Gehölzpflanzen in der Agrarlandschaft, als strukturgebende Einheiten auf Landschaftsebene, den Verlust von Diversität verringern kann. Dies kann eine Möglichkeit darstellen, Biodiversität in der Region zu erhalten. Konkrete Forschungsfragen waren dabei: (i) wie stark wirken sich verschiedene Formen der Landnutzung auf den Artenreichtum von Reptilien aus? (ii) Kann der Erhalt struktureller Heterogenität der Habitate zum Erhalt von Biodiversität beitragen? (iii) Ist der Erhalt von Kernwäldern wichtig für die Erhaltung der Biodiversität?

Das Ziel ist es, die gewonnenen Erkenntnisse in Handlungsempfehlungen mit einfließen zu lassen, die dazu beitragen, Biodiversität langfristig zu schützen und eine Bereitstellung der natürlichen Ressourcen nachhaltig zu gewährleisten.

Der Einfluss von Hecken auf Artenreichtum auf lokaler Ebene

Menschliche Einflüsse können zu einer Verarmung der Vegetationsstruktur führen (FOLEY et al. 2005). Schon lange ist bekannt, dass die Struktur der Landschaft mit dem Artenreichtum und der Zusammensetzung von Artengemeinschaften zusammenhängt (z. B. KARR & ROTH 1971, TODD & ANDREWS 2008, BAR-MASSADA & WOOD 2014). Wir stellten uns die Frage, ab welcher strukturellen Veränderung der Landschaft ein drastischer Rückgang des Artenreichtums zu verzeichnen ist. Dazu haben wir den Artenreichtum von vier unterschiedlich genutzten Landschaften verglichen. Es wurden Transekte in (i) geschütztem Wald (Nationalpark oder durch lokale Tabus geschützt), (ii) degradiertem Wald (Holzkohleproduktion, Viehweide, Feuerholzsammlung) und Agrarflächen (iii) mit und (iv) ohne Hecken an den

Feldrändern beprobt. Wir konnten nachweisen, dass Landnutzung erst ab einem starken Verlust von Vegetation und der durch sie zur Verfügung gestellten Strukturen zu einem Einbruch des Artenreichtums führt (Abb. 1; LAUSTRÖER 2013). Diese Ergebnisse zeigen, dass Hecken an Feldrändern zum Erhalt des Artenreichtums auf lokaler Ebene entscheidend beitragen können.

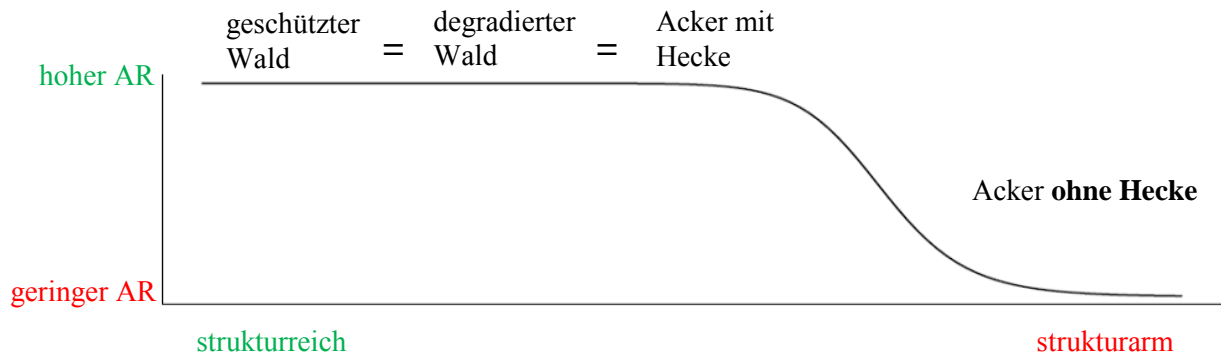


Abb. 1: Der Artenreichtum (AR) geht in der Landschaft erst zurück, wenn die strukturelle Verarmung eine Schwelle überschreitet.

Vegetationsstrukturen erhalten Diversität in der Region

Um zu untersuchen, ob der Erhalt von Strukturen in der Landschaft den regionalen Artenreichtum beeinflusst, haben wir in einem Gebiet von ca. 500 km² zu diesem Zweck 120 Transekte beprobt, die verschiedenen Landbedeckungsklassen in einem Gradienten von Wald bis Offenland zugeordnet waren. Dabei verringerte sich die strukturelle Heterogenität der Vegetation in Richtung der unbewaldeten Flächen (Abb. 2). In dem von uns untersuchten System konnten wir zeigen, dass der kleinräumige Erhalt von Vegetationsstrukturen, d. h. der Verbleib kleiner Busch- und Baumgruppen in der Landschaft, effektiv zum Erhalt des Artenreichtums von Reptilien in der Region beitragen kann, da der Artenverlust drastisch vermindert wird.

Nichtsdestotrotz bleiben Schutzgebiete auch hier wichtige Elemente des Biodiversitätsschutzes, da nur sie auch für seltene und besonders störungsanfällige Arten Lebensraum bieten (s. a. WASIOLKA & BLAUM 2011). So haben wir ca. 17 % aller Arten ausschließlich innerhalb der Grenzen des Tsimanampetsotsa Nationalparks nachweisen können.

Die Rolle von Kernwäldern für den Diversitätserhalt

Innerhalb der Schutzgebiete befinden sich die größten Kernwaldgebiete dieser Region. Wir stellten uns die Frage inwieweit diese Wälder eine zusätzliche Komponente sind, die zum Biodiversitätserhalt beitragen. Dazu untersuchten wir den Zusammenhang von Artenreichtum und der Entfernung zu Kernwäldern (nach BRINKMANN et al. 2014), um die Rolle der Kernwälder für den Diversitätserhalt in unserer Untersuchungsregion zu beschreiben. Als Kernwälder bezeichneten wir Wälder, die mindestens 120 m von der Waldgrenze entfernt lagen (s. BRINKMANN et al. 2014). Wir fanden keinen eindeutigen Zusammenhang zwischen Artenreichtum und der Distanz zu Kernwäldern. Vielmehr zeigte sich, dass der Zusammenhang von Artenreichtum und der Entfernung zu Kernwäldern stark von der betrachteten Gemeinschaft abhängt. So konnten wir zeigen, dass, im Gegensatz zur Anzahl tagaktiver Arten, die Anzahl nachtaktiver Reptilienarten schon bei geringer Entfernung zu Kernwäldern abnimmt und bei zunehmender Entfernung gering bleibt. Dieses Resultat könnte indizieren, dass sich die funktionelle Zusammensetzung der Gemeinschaften mit der Entfernung zu Kernwäldern verändert und damit auch ökosystemare Prozesse beeinflusst sein könnten. Es ist bisher noch sehr wenig über die Biologie und Ökologie der meisten Reptilien in der Untersuchungsregion bekannt, was die Bestimmung des Einflusses auf diese Prozesse schwierig macht.



Abb. 2: Der Artenreichtum von Reptilien wurde zwischen den hier exemplarisch dargestellten fünf Landbedeckungsklassen verglichen (nach BRINKMANN et al. 2014). Diese unterscheiden sich strukturell in der prozentualen Bedeckung mit Gehölzpflanzen.

Schlussfolgerungen

Wir konnten zeigen, dass der Erhalt von Strukturen in der vom Menschen genutzten Landschaft, sowohl lokal als auch regional zu einer Verringerung des Artenverlustes beitragen kann. Effektiv gemanagte Nutzflächen können dabei große zusammenhängende Waldflächen nicht ersetzen. Jedoch können sie durch die Minimierung des Diversitätsverlusts die Kapazität der genutzten Systeme auf Veränderungen zu reagieren erhöhen (ELMQVIST et al. 2003).

Zwangsläufig kann die Erforschung der Einflüsse menschlichen Handelns auf Biodiversität nur einer von vielen Aspekten sein, der dazu beiträgt einen nachhaltigen Systemzustand zu erreichen. Dennoch bleibt es unbedingt notwendig so viel wir können über diese Interaktion zu erfahren, um die Möglichkeit zu bieten flexibel auf Störungen und Veränderungen reagieren zu können mit dem Ziel die Dienstleistungen der Ökosysteme zu erhalten.

Danksagung

Wir bedanken uns bei allen Personen, die zur Datenaufnahme beigetragen haben, insbesondere C. Kasola, F. Atrefony und E. Braskamp. Dank gilt außerdem Y. R. Ratovonamana, J. Rakotondranary, and T. Andrianasolo, sowie dem WWF Tuléar für logistische Unterstützung. Das Projekt wird finanziert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung im Rahmen des Programms „Sustainable Land Management, Modul A“, „SuLaMa“, FKZ: 01 LL0914A - 01 LL0914G.

Literatur

- BAR-MASSADA, A. & WOOD, E.M. (2014): The richness–heterogeneity relationship differs between heterogeneity measures within and among habitats. – *Ecography*, 37: 528–535.
- BRINKMANN, K., NOROMIARILANTO, F., RATOSONAMANA, R.Y. & BUERKERT, A. (2014): Deforestation processes in south-western Madagascar over the past 40 years: what can we learn from settlement characteristics? – *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 195: 231–243.
- BUTCHART, S.H., WALPOLE, M., COLLEN, B., VAN STRIEN, A., SCHARLEMANN, J.P., ALMOND, R.E., BAILLIE, J.E., BOMHARD, B., BROWN, C., BRUNO, J., et al. (2010): Global biodiversity: indicators of recent declines. – *Science*, 328: 1164–1168.
- CASSE, T., MILHOJ, A., RANAIVOSON, S. & RANDRIAMANARIVO, J.R. (2004): Causes of deforestation in southwestern Madagascar: what do we know? – *Forest Policy and Economics*, 6: 33–48.

- ELMQVIST, T., FOLKE, C., NYSTRÖM, M., PETERSON, G., BENGTTSSON, J., WALKER, B. & NORBERG, J. (2003): Response diversity, ecosystem change, and resilience. – *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9: 488–494.
- FOLEY, J.A., DEFRIES, R., ASNER, G.P., BARFORD, C., BONAN, G., CARPENTER, S.R., CHAPIN, F.S., COE, M.T., DAILY, G.C., GIBBS, H.K. et al. (2005): Global consequences of land use. – *Science*, 309: 570–574.
- FOLKE, C., CARPENTER, S., ELMQVIST, T., GUNDERSON, L., HOLLING, C.S. & WALKER, B. (2002): Resilience and sustainable development: building adaptive capacity in a world of transformation. – *AM-BIO*, 31: 437–440.
- FOLKE, C., CARPENTER, S.R., WALKER, B., SCHEFFER, M., CHAPIN, T. & ROCKSTRÖM, J. (2010): Resilience thinking: integrating resilience, adaptability and transformability. – *Ecology and Society*, 15: 20.
- GOODMAN, S.M., RAHERILALAO, M.J., RAKOTOMALALA, D., RAKOTONDRAVONY, D., RASELIMANANA, A., RAZAKARIVONY, H.V. & SOARIMALALA, V. (2002): Inventaire des vertébrés du Parc National de Tsimanampetsotsa (Toliara). – *Akon'ny Ala*, 28: 1–36.
- JENKINS, R.K., TOGNELLI, M.F., BOWLES, P., COX, N., BROWN, J.L., CHAN, L., ANDREONE, F., ANDRIAMAZAVA, A., ANDRIANTSIMANARILAFY, R.R., ANJERINIAINA, M., et al. (2014): Extinction risks and the conservation of Madagascar's reptiles. – *PLoS ONE*, 9: e100173.
- KARR, J. & ROTH, R.R. (1971): Vegetation structure and avian diversity in several new world areas. – *The American Naturalist*, 105: 423–435.
- LAUSTRÖER, B. (2013): Reptile communities along a gradient of anthropogenic influence around the village of Andremba on the Mahafaly plateau, southwestern Madagascar. – MSc-thesis, Biozentrum Grindel, Universität Hamburg, 75 S.
- MC SHANE, T.O., HIRSCH, P., TRUNG, T.C., SONGORWA, A.N., KINZIG, A., MONTEFERRI, B., MUTEKANGA, D., THANG, H.V., DAMMERT, J.L., PULGAR-VIDAL, M., et al. (2011): Hard choices: making trade-offs between biodiversity conservation and human well-being. – *Biological Conservation*, 144: 966–972.
- MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSEMENT (2005): *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. – Island Press, Washington, DC, USA, 137 S.
- OFFICE NATIONAL POUR L'ENVIRONNEMENT, DIRECTION GÉNÉRALE DES FORÊTS, FOIBEN-TAOSARINTANIN'I MADAGASIKARA, MADAGASCAR NATIONAL PARKS & CONSERVATION INTERNATIONAL (2013): Evolution de la couverture de forêts naturelles à Madagascar. – Antananarivo, Madagascar, 42 S.
- PHILLIPSON, P.B. (1996): Endemism and non-endemism in the flora of South-West Madagascar. In: LOURENCO, W.R. (ed.). *Biogéographie de Madagascar*. – ORSTOM, Paris, S. 125–136.
- SCHEFFER, M., CARPENTER, S., FOLEY, J.A., FOLKE, C. & WALKER, B. (2001): Catastrophic shifts in ecosystems. – *Nature*, 413: 591–596.
- SLOAN, S., JENKINS, C.N., JOPPA, L.N., GAVEAU, D.L. & LAURANCE, W.F. (2014): Remaining natural vegetation in the global biodiversity hotspots. – *Biological Conservation*, 177: 12–24.
- SULAMA (2011): Diagnostic participatif de la gestion des ressources naturelles sur le plateau Mahafaly Commune Rurale de Beheloka – Toliara. – http://www.sulama.de/files/rapport_marp_2011_small.pdf (heruntergeladen am 26.09.2014).
- TODD, B. & ANDREWS, K. (2008): Response of a reptile guild to forest harvesting. – *Conservation Biology*, 22: 753–761.

- UN DEVELOPMENT PROGRAMME (2014): Human development report 2014 – Sustaining human progress: reducing vulnerabilities and building resilience. – <http://www.undp.org/content/undp/en/home/librarypage/hdr/2014-human-development-report> (heruntergeladen am 24.09.2014).
- VON HELAND, J. & FOLKE, C. (2014): A social contract with the ancestors — culture and ecosystem services in southern Madagascar. – *Global Environmental Change*, 24: 251–264.
- WALKER, B., HOLLING, C.S., CARPENTER, S.R. & KINZIG, A. (2004): Resilience, Adaptability and Transformability in social–ecological Systems. – *Ecology and Society*, 9: 5.
- WASIOŁKA, B. & BLAUM, N. (2011): Comparing biodiversity between protected savanna and adjacent non-protected farmland in the southern Kalahari. – *Journal of Arid Environments*, 75: 836–841.

Joachim Nopper
Universität Hamburg
Abt. Tierökologie und Naturschutz
Martin-Luther-King Platz 3
20146 Hamburg
email: joachim.nopper@uni-hamburg.de

Biodiversität kommunizieren - Wie ein komplexes Themenfeld in die Medien gebracht werden kann

VERENA MÜLLER

Schlagwörter: Medien, Gesellschaft, Wissenschaftskommunikation, Biodiversitätskommunikation, Science-Policy-Schnittstelle, Netzwerk-Forum zur Biodiversitätsforschung Deutschland, Kommunikationsstrategie

1 Wissenschaft und Medien im Dialog mit Politik und Gesellschaft

Wissenschaft und Journalismus gehören zu den unverzichtbaren Eckpfeilern einer demokratischen Gesellschaft. Trotz ihres oft schwierigen Verhältnisses zueinander, ihrer notwendigen Unabhängigkeit voneinander und ihrer in weiten Teilen unterschiedlichen Aufgaben erfüllen beide viele gemeinsame gesellschaftliche Funktionen. Sie versorgen die Politik und Gesellschaft mit vielfältigen und möglichst zuverlässigen Informationen, stärken Bildung und Wissen der Bevölkerung, regen zu demokratischen Diskursen an und sollen eine Basis für begründete politische, wirtschaftliche und technologische Entscheidungen liefern (LEOPOLDINA, 2014).

Darüber hinaus brauchen beide einander auch: Die Medien sind einerseits permanent auf der Suche nach neuen Themenanregungen. Andererseits suchen sie wie die Wissenschaft selbst nach Zusammenhängen, Ausblicke und Antworten auf gesellschaftliche Fragen, die vor allem die Forschung liefern kann. Die Wissenschaft kann die Medien wiederum als ihr Sprachrohr nutzen um für ihre eigene Akzeptanz und Legitimation in Politik und Gesellschaft zu sorgen.

Auch die Politik selbst fragt nach den Erkenntnissen aus der Wissenschaft: „Der globalen Querschnittsaufgabe, biologische Vielfalt zu bewahren, ist Politik allein nicht gewachsen. Sie ist auf Unterstützung angewiesen - insbesondere seitens der Wissenschaft“, formulierte es die Bundeskanzlerin Angela Merkel im Grußwort zur Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie (GfÖ) 2010.

Die Biodiversitätsforschung nimmt damit eine essenzielle Rolle ein. Sie liefert die Wissensbasis aus Zahlen und Fakten sowie Vorhersagen in Form von Modellen zur biologischen Vielfalt, stellt Zusammenhänge her und kann Handlungsoptionen und Lösungsansätze für das Problem des massiven Biodiversitätsverlustes anbieten.

Mögliche Entscheidungen bewertet die Politik dabei immer auch an der Akzeptanzfähigkeit der Öffentlichkeit. Beide Akteure, sowohl Gesellschaft als auch Politik, für die Belange der biologischen Vielfalt zu gewinnen, ist damit ein wesentlicher Schritt um politische Veränderungen zu erwirken.

Dass auch das Interesse seitens der Bevölkerung an Wissenschaftsthemen hoch ist, zeigen die im Juli 2014 veröffentlichten Ergebnisse des „Wissenschaftsbarometers“ der Initiative „Wissenschaft im Dialog“. Demnach sind ein Drittel der Deutschen an wissenschaftlichen Themen interessiert. Die Bedeutung und der Nutzen von Wissenschaft und Forschung für die Gesellschaft in Deutschland werden von einer großen Mehrheit als hoch eingeschätzt. Für die Mehrheit der Befragten ist der Einfluss der Wissenschaft auf die Politik zu gering und knapp die Hälfte wünscht sich, dass die Öffentlichkeit stärker in Entscheidungen über Wissenschaft und Forschung einbezogen wird. Mehr als die Hälfte der Befragten möchte trotz einer notwendigen Reduzierung der Staatsausgaben keine Kürzungen bei den Ausgaben für Forschung (WEIßKOPF et al., 2014).

2 Weitere Gründe für Forscher zu kommunizieren

Neben den genannten gesamtgesellschaftlichen Aufgaben der Wissenschaft, gibt es viele weitere Gründe, für Forscher zu kommunizieren. Wissenschaftler tun sich dabei selbst einen Gefallen, wenn sie sich Zeit nehmen, das Erforschte interessant den Medien und damit der Bevölkerung und den Entscheidern nahe-zubringen. Gut geschriebene Texte und prägnant formulierte Statements haben hier eine größere Chance, in der journalistischen Arbeit berücksichtigt zu werden.

- Zurück in die Gesellschaft: Die Kommunikation der eigenen Wissenschaft bietet eine gute Möglichkeit für den direkten Kontakt und den Austausch mit interessierten Teilen der Gesellschaft. Zudem kann dadurch die „Bringschuld“ der Forschung gegenüber der sie finanzierenden Öffentlichkeit gebracht werden (LUGGER, 2013).
- Glaubwürdigkeit: Glaubwürdigkeit der eigenen Forschung in der (kritischen) Öffentlichkeit und Politik entsteht nicht nur durch die verständliche Darstellung von Information, sondern auch durch Transparenz und Authentizität (LUGGER, 2013).
- Die Leser, Zuhörer und Zuschauer erwarten dabei Informationen über wissenschaftliche Erkenntnisse aus erster Hand. Deshalb sind Zitate von Wissenschaftlern wichtige Bestandteile von Artikeln und Beiträgen zu Forschungsthemen (LUGGER, 2013).
- Rezeption des eigenen Themas: Glaubwürdigkeit, Transparenz und Authentizität beeinflussen wiederum die Rezeption des eigenen Themas in der Öffentlichkeit und Politik und damit auch bei den eigenen Finanzierungsquellen. Die Korrelation zwischen gesellschaftlicher/politischer Akzeptanz und (Förder-)Mitteln ist enger geworden. Um als „Top-Wissenschaftler“ wahrgenommen zu werden, müssen sich die eigenen Forschungshypothesen im aktuellen Kontext bewähren und aktuelle Herausforderungen aufgegriffen sowie Lösungen angeboten werden.
- Korrektiv: Wissenschaftliche Publikationen sowie die Medienberichterstattung sind anfällig für Fehler. Wissenschaftsjournalisten wie Forscher sind gefordert, auf solche Fehler aufmerksam machen.
- Karriere: Zur Reputation von Wissenschaftlern zählt zunehmend kommunikatives Engagement. Viele Ausschreibungen für Forschungsgelder beinhalten einen gewissen Prozentsatz an Mitteln, der für Kommunikation einzuplanen ist. Zudem gibt es steigende Tendenzen, jenseits des Impact-Faktors andere Faktoren der Reputation einzubeziehen.
- Spaß und neue Erfahrungen: Durch eine positive Bestätigung seitens der Zuhörer/ Zuschauer oder seitens der Forscherkollegen kann ein Motivationsschub für die eigene Forschungsarbeit erzeugt werden.

3 Die Rolle des Vermittlers: Das Netzwerk-Forum zur Biodiversitätsforschung Deutschland (NeFo)

Damit die Biodiversitätsforschung die Aufgabe erfüllen kann, politik- und gesellschaftsrelevantes Wissen zu generieren, und dieses auch als solches wahrgenommen und in Entscheidungsprozessen berücksichtigt wird, bedarf es eines Instruments, das sich speziell der Förderung des Dialogs innerhalb der Wissenschaft sowie zwischen Forschung, Politik und Öffentlichkeit widmet (NEBHÖVER, 2005). Als ein solches Instrument der Forschungsvernetzung, Politikberatung und Öffentlichkeitsarbeit wurde im Jahr 2009 das Projekt „Netzwerk-Forum zur Biodiversitätsforschung Deutschland“ (NeFo, www.biodiversity.de) ins Leben gerufen. Mit Unterstützung vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) wird dieses Projekt am Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ in Leipzig und dem Museum für Naturkunde Berlin durchgeführt.

3.1 Struktur von NeFo

Entsprechend seiner drei primären Aufgaben Vernetzung, Politikberatung und Öffentlichkeitsarbeit richtet sich NeFo insbesondere an die folgenden Zielgruppen: 1. Forscherinnen und Forscher, 2. Akteure aus Politik und Praxis, 3. Medien und Öffentlichkeit.

Innerhalb von NeFo lassen sich zwei Arbeitsbereiche unterscheiden: Das Netzwerk und das Forum. Die eher wissenschaftsinternen Aktivitäten, die eine bessere Kooperation und Koordination zwischen verschiedenen biodiversitätsbezogenen Forschungsdisziplinen und die Einbeziehung gesellschaftlich relevanter Fragestellungen in die wissenschaftliche Arbeit zum Ziel haben, werden vom Netzwerk abgedeckt. Das Forum widmet sich hingegen der Förderung des Dialogs zwischen Wissenschaft und Politik und der Wahrnehmung der Biodiversitätsforschung in der Öffentlichkeit.

3.2 Pressearbeit in NeFo

Die NeFo-Pressearbeit nimmt die Mittlerrolle zwischen der Wissenschaftscommunity und den Medien und damit der Öffentlichkeit ein.

Ziel der Pressearbeit von NeFo ist es sowohl die Relevanz von Biodiversität und ihrem rasanten Schwund als auch die essentielle Rolle der Forschung bei der Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der Biodiversität stärker ins Bewusstsein von politischen Entscheidungsträgern und der Öffentlichkeit zu rufen. Dieses Feld in der Berichterstattung ist zumeist durch Nichtregierungsorganisationen dominiert. Durch NeFo ist es jedoch gelungen, die Wissenschaft als weitere wichtige und „neutralere“ Stimme hier stärker zu etablieren, insbesondere durch die über die Jahre aufgebaute, vertrauensvolle Zusammenarbeit mit den Redaktionen einerseits und den Forscherinnen und Forschern andererseits.

Durch die kontinuierliche Pressearbeit von NeFo konnte die Resonanz der Biodiversitätsforschung in den Medien deutlich erhöht und vor allem auch Medien außerhalb der Wissenschafts- und Biodiversitätsszene erreicht werden. Wichtigstes Instrument dafür ist das Internetportal www.biodiversity.de. Kommunikationsinhalte sind sowohl die Forschungsprojekte selbst als auch Bewertungen und Lösungsansätze der Biodiversitätsforschung zu aktuellen drängenden Problemen in Verbindung mit der Biodiversität. Es bietet damit nicht nur eine Plattform für die Ergebnisse der Biodiversitätsforschung, es greift auch aktuelle Themen aus der Politik und Forschung auf, stellt Zusammenhänge her und zeigt, was die Forschung zur Lösung gesellschaftlicher Probleme beitragen kann.

NeFo ist dabei grundsätzlich auf die inhaltliche Zusammenarbeit mit Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern angewiesen. So besteht beispielsweise fortlaufend Bedarf an Expertinnen und Experten, die sich bereit erklären, von NeFo entworfene Texte zu kommentieren und weiterzuentwickeln oder als Referentinnen und Referenten für Veranstaltungen bzw. als Interviewpartner für die Presse zur Verfügung zu stehen. Hier sind alle interessierten Biodiversitätsforschenden eingeladen, sich einzubringen.

4 Biodiversitätsforschung und Medien

Medien zeigen großes Interesse an Themen aus der Biodiversitätsforschung und ihrer korrekten Darstellung. Sie suchen nach Zusammenhängen, Ausblicken und Antworten auf gesellschaftliche Fragen, die im Zusammenhang mit der biologischen Vielfalt stehen. Diese kann vor allem die Biodiversitätsforschung liefern.

Aktuelle Großereignisse der Biodiversitätspolitik, wie die im Oktober 2014 anstehende 12. Vertragsstaatenkonferenz zum Übereinkommen über die biologische Vielfalt (COP 12) in Südkorea, richten die öffentliche Aufmerksamkeit auf die Biodiversität. Da die Biodiversitätsforschung einen essentiellen Akteur im politischen Prozess bildet, bietet sich zu einem solchen Anlass für sie eine besondere Chance zu Wort zu kommen und auf ihre wichtige Rolle hinzuweisen sowie die eigene Arbeit zu präsentieren.

4.1 Die Kommunikationsstrategie der Konvention zur Biologischen Vielfalt (CBD)

Entsprechend der Kernbotschaft der Konvention zur Biologischen Vielfalt (CBD) können Biodiversitätsthemen insbesondere dann erfolgreich an die Medien und die Öffentlichkeit vermittelt werden, wenn diese beiden Zielgruppen dazu animiert werden, die „verblüffenden Zusammenhänge zwischen den Menschen selbst und der Welt um sie herum zu entdecken (CBD, 2010).“ Dadurch werden sie „sowohl die Konsequenzen erkennen, die durch den Verlust der Biodiversität drohen, als auch den enormen Gewinn, den wir erzielen, wenn wir sie bewahren und nachhaltig nutzen (CBD, 2010).“ Die CBD setzt daher auf die Formel „Less loss, more love of nature and add action“, denn der Gedanke an Verlust würde „Apathie statt Handeln“ bewirken. Ist die Gesellschaft demnach erst einmal von den Zusammenhängen innerhalb der biologischen Vielfalt inspiriert, so will sie wissen, was sie tun kann, um ihren Verlust zu stoppen.

Daher muss auch die Kommunikation der Biodiversitätsforschung (CBD, 2010):

- Neugierde darauf wecken, dass die Bevölkerung ein Teil der Natur ist und mit ihr direkt verflochten ist.
- Möglichkeiten aufzeigen, mit denen die Biodiversitätsforschung dazu beitragen kann, die Biodiversität zu bewahren und damit auch die Lebensgrundlage zukünftiger Generationen zu sichern.
- Optimismus erzeugen, dass es noch nicht zu spät zum Handeln ist und gemeinsam ein Wandel in Politik und Gesellschaft erzielt werden kann.
- Dabei darf sie aber auch die Dringlichkeit nicht vergessen, mit der Biodiversität jetzt erhalten werden muss.

4.2 Praktische Hinweise für die Kommunikation der eigenen Biodiversitätsforschung

Die Sicht eines Journalisten

Journalisten sind Händler, und sie handeln mit Informationen. Diese bereiten sie zu interessanten und ansprechenden Texten, Radio- und Fernsehbeiträgen auf. Sprache ist ihr Medium. Wer sie variantenreich, zielgerichtet und zielgruppengerecht einsetzt, macht sich verständlich und erreicht die Leser, Zuhörer oder Zuschauer.

Journalisten orientieren sich an anderen Kriterien als die Wissenschaft. Sie beurteilen Themen nach ihrer Aktualität, nach der Relevanz für die Öffentlichkeit, aber auch nach dem Unterhaltungswert. Die Exklusivität von Information spielt oft eine große Rolle. Das sind Kriterien, bei denen sich die Einschätzungen von Wissenschaftlern und Journalisten unterscheiden können.

Ein Thema aus Sicht der Journalisten umfasst fast immer auch die politischen, ökonomischen und sozialen Aspekte und nicht nur die wissenschaftlichen und technischen. Die journalistische Abgrenzung eines Themas stimmt daher häufig nicht mit der des Wissenschaftlers überein. Daher muss hier eine besondere Offenheit der Wissenschaft für Sichtweisen und Blickwinkel von außen herrschen.

Wissenschaftler sollten sich informieren, mit welchem Medium sie kommunizieren, um zielgruppengerecht informieren und formulieren zu können. Dabei sollten Journalisten jedoch auch keineswegs unterfordert werden [Auszüge aus dem NeFo-Medientraining, 2010].

Einführung in die Kommunikation mit Journalisten: Wie ein Wissenschaftler sein Thema am besten vermitteln kann

Um ein Thema an die Medien vermitteln zu können, lohnt es, aus der Sicht von Lesern, Zuschauern oder Zuhörern zu denken und zu formulieren. Ein Thema wird dabei umso besser von den Medien und der Öffentlichkeit angenommen, wenn es Bezüge zu dessen eigener Lebenswelt herstellt. Daher ist es besonders wichtig, den Mehrwert von Biodiversität in ökonomischer, ökologischer, sozialer und altruistischer Hinsicht aufzuzeigen. Was für die Forschungsgemeinschaft wichtig ist, ist nicht automatisch auch für die

Medien und Öffentlichkeit interessant. Beispielsweise sind Forschungspreise und bekannte Forscherpersönlichkeiten nur in den seltensten Fällen außerhalb der Forschungscommunity interessant. Auch neue Forschungsmethoden erregen nur in den seltensten Fällen öffentliches Interesse – es sei denn, sie gelten als „Hightech“, kurios oder extrem teuer.

Darüber hinaus ist es nicht nur von Nutzen, die Perspektive der Empfänger des Medienbeitrages einzunehmen, sondern auch die der Journalisten. Diese bekommen täglich eine große Menge an Informationen geboten und müssen diese nach ihrer Relevanz bewerten. Ihre Aufmerksamkeitsschwelle ist somit sehr hoch. Für den Wissenschaftler empfiehlt es sich daher, zu drastischeren und zugespitzten Formulierungen zu neigen, um diese zu überwinden.

Um den (medienwirksamen) Kern der Forschung besser herauszuarbeiten, sollte auch Mut zum Reduzieren der Informationen walten, da zu viele Details den Journalisten verunsichern. Die Kernbotschaft droht ansonsten zu verwässern und Aufmerksamkeit verloren zu gehen.

Um Biodiversitätsforschung anschaulicher und lebensnaher darzustellen, suchen Medien nach einem oder wenigen Protagonisten, die im Artikel oder Fernseh-/ Rundfunkbeitrag als Experten auftreten und zu Wort kommen. Daher ist es sinnvoll, Teile des Forscherteams zugunsten eines „Helden“ auszublenzen. Dabei sollte auch das Authentische am Forschungsalltag in der Kommunikation mit dem Wissenschaftler nicht außen vor gelassen werden. Die eigene Forschung sollte daher nicht nur als „Erfolgsstory“ vermittelt werden, sondern auch Ecken und Kanten sowie Probleme des eigenen Forscheralltags klar und offen beschrieben werden.

Sprachlich empfiehlt es sich, so konkret und bildhaft wie möglich mit dem Journalisten zu kommunizieren und Aussagen mit konkreten Zahlen und exakten Angaben zu untermauern. Fachjargon und lange, verschachtelte Sätze sollten dagegen vermieden werden.

Die (Forschungs-)Prozesse sollten nachvollziehbar dargestellt werden und nur mit so vielen technischen und politischen Details unterfüttert werden, wie für das Verständnis nötig sind. Dabei ist es hilfreich, den Journalisten zu ermutigen, den Wissenschaftler in seiner Darstellung unterbrechen zu dürfen, wenn ein Zusammenhang unklar ist. Auch auf kritische Nachfragen sollte dabei souverän reagiert und Fehler nicht vertuscht werden [Auszüge aus dem NeFo-Medientraining, 2010]

5 Quellen und weitere Informationen

Convention on Biological Diversity CBD (2010): The Communications Campaign for 2010 - Discovery and realization. Abrufbar unter: <http://www.cbd.int/2010/messages/>

DEUTSCHE AKADEMIE DER NATURFORSCHER LEOPOLDINA E.V. (2014): Zur Gestaltung der Kommunikation zwischen Wissenschaft, Öffentlichkeit und den Medien - Empfehlungen vor dem Hintergrund aktueller Entwicklungen. – (Schriftenreihe zur wissenschaftsbasierten Politikberatung)

HÖLZER C., KARMANSKI A., HEMMER C. (2010): Medientraining für Biodiversitätsforscherinnen und Biodiversitätsforscher. - Berlin (GreenMediaNet - Medienbüro für ökologisch tragfähige Entwicklungen)

LUGGER B. (2013): Gute Gründe für Forscher zu kommunizieren: SciLogs BrainLogs. - <http://www.scilog.de/quantensprung/gute-gruende-fuer-forscher-zu-kommunizieren>

NEBHÖVER C. (2005): Nutzung des Diversitätswissens - hin zu einer Plattform zur Biodiversitätsforschung in Deutschland. - In: Korn H & Feit U (eds): Treffpunkt Biologische Vielfalt VI. – (BfN Skripten 164): 245-250

NETZWERK-FORUM ZUR BIODIVERSITÄTSFORSCHUNG DEUTSCHLAND NEFO: www.biodiversity.de

WEIBKOPF, M., MENHART, D., ZIEGLER, R. (2014): Wissenschaftsbarometer 2014. – Berlin (Wissenschaft im Dialog gGmbH)
http://www.wissenschaft-im-dialog.de/fileadmin/redakteure/dokumente/Wissenschaftsbarometer/Wissenschaftsbarometer_web.pdf

Verena Müller
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Permoserstr. 15
04318 Leipzig
verena.mueller@ufz.de

Eine Analyse von verschiedenen Kostenszenarien bei der Einschätzung von globalen Naturschutzprioritäten

GEORG BARTH, JAN BARKMANN, CARSTEN MEYER, HOLGER KREFT

Schlagwörter: Naturschutzprioritäten, Kosten, Unsicherheit, global

1 Einleitung

Ein Kernelement des strategischen Planes 2011-2020 des Übereinkommens über die biologische Vielfalt ist es, das globale System von terrestrischen Schutzgebieten auszubauen (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2011). Beim Ausbau der Schutzgebiete sollen insbesondere Gebiete mit besonderer Bedeutung und Repräsentativität für die globale Biodiversität berücksichtigt werden (ebd.). In der wissenschaftlichen Literatur und von internationalen Naturschutzorganisationen sind eine Reihe von Ansätzen vorgeschlagen worden, um Gebiete von besonderer Bedeutung für die Biodiversität zu identifizieren (GRENYER et al. 2005; BROOKS et al. 2006). Die Ergebnisse dieser Ansätze sind jeweils Karten in denen Gebiete (Regionen, Länder) hervorgehoben werden, die eine besondere Bedeutung für die globale Biodiversität haben ("globale Naturschutzprioritäten"; vergleiche BROOKS et al. 2006). Durch Analysen zu globalen Naturschutzprioritäten hat sich gezeigt, dass es zwar immer mehr neue Schutzgebiete gibt, diese aber verhältnismäßig selten in Gebieten zu finden sind, die besonders wichtig bzw. repräsentativ für die globale Biodiversität sind (vergleiche SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2014). Dementsprechend ist es eine wichtige Funktion von Forschung zu globalen Naturschutzprioritäten, die Umsetzung der Schutzgebietsziele des strategischen Plans des Übereinkommens über die biologische Vielfalt zu bewerten (z. B. VENTER et al. 2014). Karten von globalen Naturschutzprioritäten sind darüber hinaus eine von mehreren wichtigen Informationsquellen innerhalb des gesellschaftlichen Entscheidungsprozesses über die Standorte von zusätzlichen Schutzgebieten (BROOKS et al. 2006).

Zunehmend finden neben biologischen Kriterien auch Kosten von Schutzgebieten Einzug in Überlegungen zu globalen Naturschutzprioritäten (z. B. BALMFORD et al. 2003, CARWARDINE et al. 2008; VENTER et al. 2014). Die Kosten von Schutzgebieten im Verhältnis zu den zur Verfügung stehenden knappen Ressourcen sind das zentrale Problem bei der Einschätzung von globalen Naturschutzprioritäten (BROOKS et al. 2006). Wo kann mit begrenzten Ressourcen möglichst viel Biodiversität durch Schutzgebiete abgedeckt und geschützt werden? Genau wie die Biodiversität auch sind die Kosten von Schutzgebieten im globalen Maßstab räumlich sehr unterschiedlich ausgeprägt (BALMFORD et al. 2003; NAIDOO & IWAMURA 2007). Wenn die räumliche Heterogenität von Kosten bei der Auswahl von Naturschutzprioritäten berücksichtigt wird, kann mehr Biodiversität zu gleichen Kosten geschützt werden (ebd.).

Im allgemeinen Sprachgebrauch bezeichnen Kosten unter anderem einen "finanziellen Aufwand", Kosten können "die Ursache für einen Verlust sein" (PONS 2014). Bei wirtschaftswissenschaftlicher Betrachtung von Kosten wird zwischen buchhalterischen Kosten und ökonomischen Kosten unterschieden (PINDYCK & RUBINFELD 2009). Buchhalterische Kosten bezeichnen die tatsächlichen finanziellen Ausgaben, die ein ökonomischer Akteur hat (ebd.). Ökonomische Kosten sind weiter gefasst. Sie beschreiben die Kosten in Bezug auf Möglichkeiten, die versäumt werden, wenn eine Ressource genutzt wird und damit nicht mehr für alternative Verwendungen zur Verfügung steht (ebd.). Ein Beispiel für buchhalterische Kosten sind die finanziellen Ausgaben für das Management eines Schutzgebietes (NAIDOO et al. 2006). Die Managementausgaben von Schutzgebieten werden inter alia von Seiten nationaler Naturschutzverwaltungen, von Nichtregierungs-Naturschutzorganisationen oder durch den Finanzierungsmechanismus des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (Globale Umweltfazilität) getragen (im Folgenden als "Schutzgebietsbetreiber" bezeichnete Gruppe; vergleiche HALPERN et al. 2006). Ökonomische Kosten von Schutz-

gebieten fallen hingegen an, wenn durch die Schutzgebietsausweisung landwirtschaftliche Entwicklungs- bzw. Einkommensmöglichkeiten verloren gehen (NAIDOO & IWAMURA 2007).

Weiterhin muss bei der Betrachtung von Kosten berücksichtigt werden, wer die Kosten trägt (ZERBE & BELLAS 2006). Verlorenes Einkommen aus landwirtschaftlicher Produktion wird regelmäßig von den betroffenen Produzenten getragen. Darüber hinaus können Konsumenten negativ betroffen sein, wenn weniger produziert wird und daher die Preise steigen. Gehaltszahlungen an Parkranger und andere Managementausgaben sind für Betreiber eines Schutzgebietes buchhalterische Kosten. Für Menschen die nun als Parkranger arbeiten, kann das Einkommen jedoch steigen. Die Managementausgaben der Naturschutzgebietsbetreiber haben also Vorteile für die Parkranger. Betrachtet man die ökonomischen Kosten solcher Managementausgaben aus gesellschaftlicher Perspektive, können diese (abhängig von den Opportunitätskosten der Arbeit; s. ZERBE & BELLAS 2006) gleich null sein. Dies ist dann der Fall, wenn die Kosten des Schutzgebietsbetreibers durch die Vorteile der Schutzgebietsangestellten ausgeglichen werden. Wegen unvermeidbarer Bürokratiekosten tritt so eine Situation realistischerweise nur auf, wenn gleichzeitig ökonomisch „perverse“ Subventionen für die landwirtschaftliche Produktion und/oder für unwirtschaftliche Infrastrukturprojekte eingespart werden.

In der Literatur zu globalen Naturschutzprioritäten, untersucht eine Gruppe von Studien globale Unterschiede in den Managementausgaben (buchhalterische Kosten der Schutzgebietsbetreiber) von Schutzgebieten (z. B. BALMFORD et al. 2003). Eine zweite Gruppe von Studien untersucht ökonomische Kosten von Schutzgebieten, in Form von entgangenen landwirtschaftlichen Einkommensmöglichkeiten (z. B. CARWARDINE et al. 2008; VENTER et al. 2014). Autoren, die Managementausgaben betrachten, um globale Naturschutzprioritäten zu identifizieren, argumentieren, dass global mobilisierbare finanzielle Mittel für Schutzgebiete begrenzt sind und somit möglichst effizient auf alternative Gebiete (Regionen, Länder) aufgeteilt werden sollten (z. B. BALMFORD et al. 2003). Autoren, die entgangene landwirtschaftliche Einkommensmöglichkeiten durch Schutzgebiete als Kosten verwenden, argumentieren, dass die Umwandlung naturnaher Lebensräume zu Gunsten landwirtschaftlicher Nutzung eine Hauptursache für den Verlust von globaler Biodiversität ist (z. B. NAIDOO & IWAMURA 2007; CARWARDINE et al. 2008). Der Konflikt zwischen landwirtschaftlicher Entwicklung und zusätzlichen Schutzgebieten kann entschärft werden, indem solche Gebiete als Naturschutzprioritäten ausgewählt werden, die ein besonders günstiges Verhältnis aus zusätzlichem Biodiversitätsschutz und landwirtschaftlichen Einkommensmöglichkeiten aufweisen (NAIDOO & IWAMURA 2007; CARWARDINE et al. 2008). Von einigen Autoren wird bei der Berechnung von buchhalterischen Kosten für Schutzgebietsbetreiber angenommen, dass die von entgangenen landwirtschaftlichen Einkommensmöglichkeiten Betroffenen direkte Kompensationszahlungen erhalten (z. B. MCCARTHY et al. 2012). Global betrachtet wurden die Betroffenen bisher aber nur in Ausnahmefällen unmittelbar finanziell kompensiert (s. WBGU 2002).

Da sowohl buchhalterische Kosten von Schutzgebietsbetreibern als auch entgangene landwirtschaftliche Einkommensmöglichkeiten wichtige Restriktionen für die Auswahl von Schutzgebieten sind, ergänzen sich Studien zu beiden Themenbereichen (s. NAIDOO et al. 2006). Andererseits ist es so, dass Naturschutzprioritäten, die jeweils nur Kosten einzelner Interessengruppen berücksichtigen, zu einem Anstieg von Kosten anderer Interessengruppen führen können (z. B. ADAMS et al. 2010). Bisher fehlt Forschung darüber, wie man die oben beschriebenen Ansätze für globale Naturschutzprioritäten zusammenbringen kann (s. TEAR et al. 2014). Da die verschiedenen Studien der beiden Ansätze untereinander aufgrund verschiedener biologischer Kriterien, Auflösungen etc. nicht direkt vergleichbar sind, ist unbekannt, wie sich verschiedene Betrachtungsansätze von Kosten („Kostenszenarien“) auf die Bestimmung von globalen Naturschutzprioritäten auswirken.

In diesem Beitrag untersuchen wir, wie sich verschiedene Kostenszenarien auf die Einschätzung von globalen Naturschutzprioritäten auswirken. Hierzu vergleichen wir globale Naturschutzprioritäten auf Grundlage von buchhalterischen Kosten von Schutzgebietsbetreibern mit ökonomischen Kosten von landwirtschaftlichen Produzenten, in Form von entgangenen landwirtschaftlichen Einkommensmöglichkeiten. Mangelnde Transparenz gegenüber dem Einfluss von methodischen und normativen Annahmen ist

häufig ein wichtiges Hindernis für die Anwendung von Forschungsergebnissen in gesellschaftlichen Entscheidungsprozessen (vgl. LANGFORD et al. 2012). Weiterhin ist unsere Analyse ein erster Schritt hin zu Überlegungen, wie beide Ansätze miteinander „verschnitten“ werden könnten, in dem Gebiete identifiziert werden, die unter beiden Ansätzen eine hohe Naturschutzpriorität haben (s. Diskussion in TEAR et al. 2014).

Im Detail beantworten wir in diesem Beitrag drei Kernfragen: (i) Welche räumlichen Zusammenhänge bestehen zwischen buchhalterischen Kosten von Schutzgebietsbetreibern und ökonomischen Kosten von landwirtschaftlichen Produzenten auf der globalen Skala? (ii) Werden durch die Auswahl von Naturschutzprioritäten auf Grundlage von geringen buchhalterischen Kosten für Schutzgebietsbetreiber öfter Gebiete mit hohen ökonomischen Kosten für landwirtschaftliche Produzenten ausgewählt? (iii) Welche Gebiete haben unabhängig von der gewählten Betrachtungsweise auf Kosten eine hohe Naturschutzpriorität?

2 Methoden

Wir haben drei verschiedene Kostenszenarien bei der Einschätzung von globalen Naturschutzprioritäten miteinander verglichen. Im Management-Szenario wurden buchhalterische Kosten der Schutzgebietsbetreiber in Form von Managementausgaben betrachtet. Im Agrar-Szenario haben wir ökonomische Kosten landwirtschaftlicher Produzenten in Form von entgangenen landwirtschaftlichen Produktions- bzw. Einkommensmöglichkeiten betrachtet. Im Kompensation-Szenario werden ebenfalls die buchhalterischen Kosten von Schutzgebietsbetreibern betrachtet. Es wird nun jedoch angenommen, dass von Schutzgebietsbetreibern Kompensationszahlungen für entgangene landwirtschaftliche Einkommensmöglichkeiten gezahlt werden. Somit entspricht das Kompensation-Szenario der Summe der Kosten nach Management- und Agrar-Szenario.

Managementausgaben von Schutzgebieten haben wir anhand eines Regressionsmodells mit den erklärenden Variablen Schutzgebietsgröße, nationale Kaufkraftparität und Bruttoinlandsprodukt berechnet (BALMFORD et al. 2003; MOORE et al. 2004). Hierbei haben wir wie Moore et al. (2004) angenommen, dass sich die Größe zusätzlicher Schutzgebiete an der durchschnittlichen Größe von existierenden Schutzgebieten innerhalb einer Ökoregion orientiert. Zu Grunde liegen der Berechnung Schutzgebiete der IUCN Kategorien I-IV (DUDLEY 2008).

Um ökonomische Schutzgebietskosten von landwirtschaftlichen Produzenten in Form von entgangenen Einkommensmöglichkeiten abzuschätzen, sind wir von "strengen" Schutzgebieten ausgegangen (IUCN Kategorien I-IV; DUDLEY 2008), in denen landwirtschaftliche Nutzung ausgeschlossen ist. Als entgangene Einkommensmöglichkeiten haben wir die landwirtschaftlichen Erlöse berechnet, die im Laufe des Zeitraumes 2010 bis 2100 für verschiedene Gebiete ohne Nutzungseinschränkungen jeweils zu erwarten sind. Grundlage für diese Berechnung waren hochauflösende Landnutzungsszenarien (DOBROVOLSKI et al. 2013) und hochauflösende Daten zu maximalen potentiellen landwirtschaftlichen Erlösen (NAIDOO & IWAMURA 2007). Entgangene landwirtschaftliche Erlöse werden in der Naturschutzliteratur als Indikator für ökonomische Schutzgebietskosten von landwirtschaftlichen Produzenten verwendet (z. B. NAIDOO & IWAMURA 2007; CARWARDINE et al. 2008; MC CARTHY et al. 2012). Eigentlich gelten entgangene Gewinne als die ökonomischen Kosten der landwirtschaftlichen Produzenten (Gewinn = Erlös - Produktionskosten; NAIDOO & IWAMURA 2007). Obwohl es prinzipiell Daten über die räumliche Heterogenität von landwirtschaftlichen Produktionskosten gibt (IHS 2014), wurden diese bisher nicht in bestehende Schätzungen zu entgangenen landwirtschaftlichen Erlösen durch Schutzgebiete integriert. Eine Berücksichtigung würde den Rahmen der gegenwärtigen Studie leider übersteigen.

Als Modellgruppe für die Bestimmung globaler Naturschutzprioritäten nutzt die vorliegende Studie terrestrische Säugetiere. Die Verbreitungsgebiete von Säugetieren sind besonders gut untersucht und Säugetiere werden besonders häufig als "Flagschiff-Artengruppe" verwendet, um globale Naturschutzprioritäten zu identifizieren (z. B. GRENYER et al. 2005; CARWARDINE et al. 2008). Um Gebiete mit hoher Schutzpriorität zu identifizieren, wurde MARXAN verwendet (BALL et al. 2009). MARXAN ist eine

Software, mit der verschiedene Gebiete in Bezug auf ihre relative Naturschutzpriorität verglichen werden können (ebd.). MARXAN identifiziert hierzu Kombinationen von Planungseinheiten, die zuvor definierte Schutzziele zu geringen Kosten erfüllen ("gute Lösungen") sowie eine gute Lösung mit den kleinsten Kosten ("beste Lösung"; ebd.). Weiterhin gibt MARXAN die prozentuale Häufigkeit an, mit der eine Planungseinheit Element der guten Lösungen ist. Diese Auswahlhäufigkeit wird auch Unersetzbarkeit genannt und ist ein Indikator für die relative Naturschutzpriorität einer Planungseinheit (ebd.). Je höher die Unersetzbarkeit, desto wichtiger ist eine Planungseinheit für die Erfüllung der Schutzziele zu geringen Kosten (ebd.).

Für die hier vorliegende Analyse wurden als Schutzziele für 5230 terrestrische Säugetierarten jeweils zwischen 1 % und 100 % ihres globalen Verbreitungsgebietes festgelegt (Quelle Verbreitungsdaten: www.iucnredlist.com). Dabei wurden die Schutzziele für jede Art zwischen diesen beiden Extremen so skaliert, dass Arten mit kleinem Verbreitungsgebiet ein höheres Schutzziel haben und Arten mit großem Verbreitungsgebiet ein geringeres Schutzziel (vgl. RODRIGUES et al. 2004). Als Auflösung für die Analyse haben wir 12.186 Planungseinheiten zu je 12.364 km² verwendet.

Das Aichi Target 11 des Übereinkommens über die biologische Vielfalt sieht vor, dass bis zum Jahr 2020 17% der Landfläche als Schutzgebiete ausgewiesen sind (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2011). Daran angelehnt haben wir die Planungseinheiten identifiziert und kartiert, die zu den 17% mit der höchsten relativen Naturschutzpriorität gehören. Diese Planungseinheiten definieren wir als Planungseinheiten mit "hoher Naturschutzpriorität".

3 Ergebnisse

Global betrachtet besteht auf ebene unserer Planungseinheiten ein geringer positiver Zusammenhang zwischen Managementausgaben und entgangenen landwirtschaftlichen Erlösen durch Schutzgebiete (Spearman Rangkorrelationskoeffizient $\rho = 0,18$; Abb. 1). Die Summe von Managementausgaben und entgangenen landwirtschaftlichen Erlösen ist stark mit den entgangenen landwirtschaftlichen Erlösen ($\rho = 0,91$) und moderat mit den Managementausgaben ($\rho = 0,43$) korreliert.

Die relative Naturschutzpriorität (Unersetzbarkeit), der Planungseinheiten im Management-Szenario ist moderat positiv mit der relativen Naturschutzpriorität der Planungseinheiten im Agrar-Szenario korreliert ($\rho = 0,66$; Abb. 2). Die relative Naturschutzpriorität der Planungseinheiten im Kompensation-Szenario ist stark mit der relativen Naturschutzpriorität im Management-Szenario ($\rho = 0,77$) und der relativen Naturschutzpriorität im Agrarszenario-Szenario ($\rho = 0,87$) korreliert. 1316 Planungseinheiten haben sowohl im Management-Szenario als auch im Agrar-Szenario eine hohe Naturschutzpriorität, gehören also in beiden Szenarien zu den 17 % der Planungseinheiten mit der höchsten relativen Naturschutzpriorität (Abb. 3). 755 Planungseinheiten haben hingegen jeweils nur in einem der beiden Szenarien eine hohe Naturschutzpriorität (Abb. 3).

Je nach Szenario werden in den besten Lösungen zwischen 1.716 (Management-Szenario) und 1.716 (Kompensation-Szenario) Planungseinheiten ausgewählt, um die definierten Schutzziele zu erreichen. Die Managementausgaben in der besten Lösung des Management-Szenarios betragen 33,9 Mrd. US\$/Jahr. Die Summe der entgangenen landwirtschaftlichen Erlöse in der besten Lösung des Agrar-Szenarios beträgt 261,1 Mrd. US\$/Jahr. Die Summe der entgangenen landwirtschaftlichen Erlöse ist in der besten Lösung des Management-Szenarios 37% höher, als in der besten Lösung des Agrar-Szenarios (Anstieg von 96 Mrd. US\$/Jahr). Umgekehrt sind die Managementausgaben der besten Lösung des Agrar-Szenarios 25% höher, als in der besten Lösung des Management-Szenarios (Anstieg von 8,5 Mrd. US\$/Jahr). In der besten Lösung des Kompensation-Szenarios liegen die entgangenen landwirtschaftlichen Erlöse 1% über dem Minimum (Anstieg von 4,1 Mrd. US\$/Jahr) und die Managementausgaben 8% über dem Minimum (Anstieg von 2,9 Mrd. US\$/Jahr) der beiden Einzelszenarien.

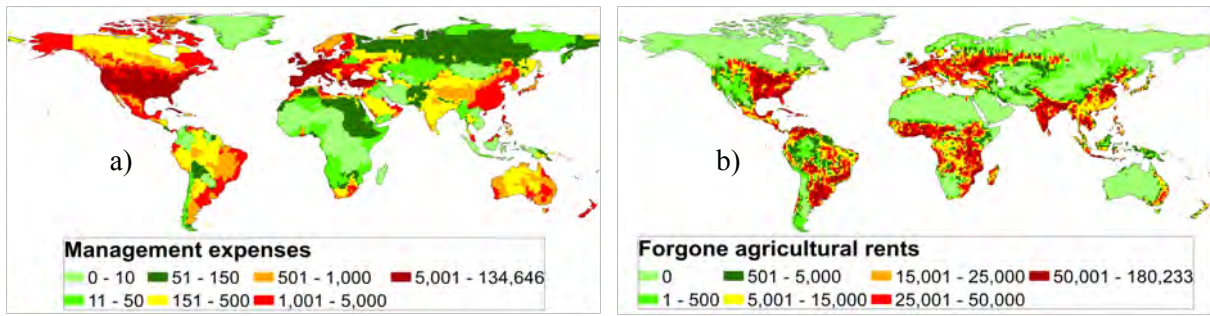


Abb. 1: Räumliche Verteilung von a) Managementausgaben (US\$/km²/Jahr) und b) entgangenen landwirtschaftlichen Erlösen (US\$/km²/Jahr).

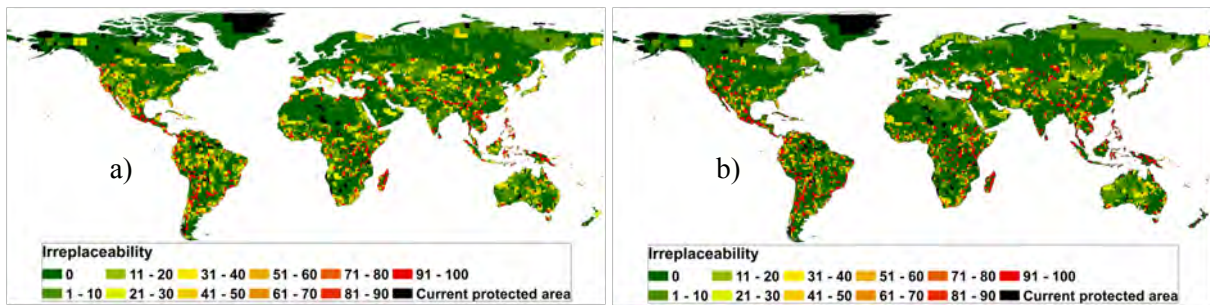


Abb. 2: Relative Naturschutzpriorität (Unersetzbarkeit), von Planungseinheiten für den Schutz von Verbreitungsgebieten von terrestrischen Säugetieren für a) das Management-Szenario und b) das Agrar-Szenario. Planungseinheiten, die momentan mindestens zur Hälfte mit Schutzgebieten der IUCN Kategorien I-IV abgedeckt sind (IUCN & UNEP-WCMC 2012), sind schwarz gekennzeichnet. Diese Planungseinheiten wurden bei der Analyse mit MARXAN fest in die guten Lösungen integriert (siehe Ball 2009).

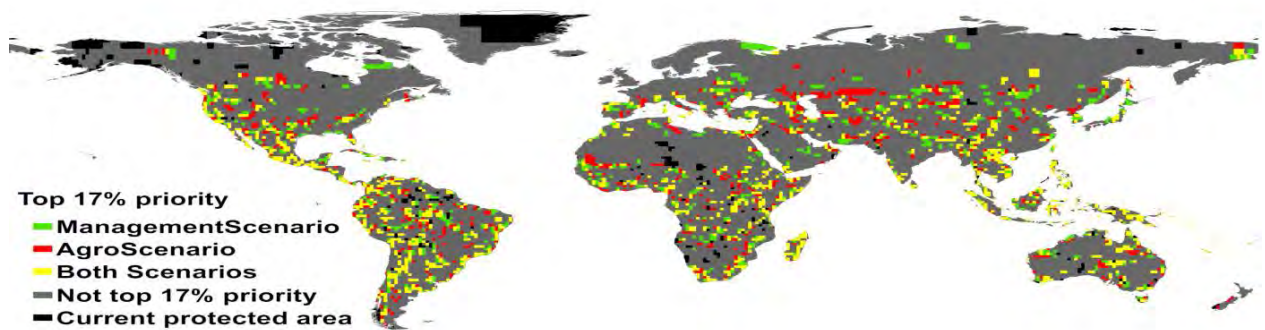


Abb. 3: Planungseinheiten mit hoher Naturschutzpriorität für das Management-Szenario (grün) und das Agrar-Szenario (rot), sowie Planungseinheiten, die in beiden Szenarien eine hohe Naturschutzpriorität haben (gelb). Planungseinheiten die momentan mindestens zur Hälfte mit Schutzgebieten der IUCN Kategorien I-IV abgedeckt sind (IUCN & UNEP-WCMC 2012), sind schwarz gekennzeichnet. Diese Planungseinheiten wurden bei der Analyse mit MARXAN fest in die guten Lösungen integriert (siehe Ball 2009).

4 Diskussion

Sowohl Managementausgaben als auch Konflikte mit landwirtschaftlichen Einkommensmöglichkeiten sind wichtige Restriktionen für die Umsetzung von neuen Schutzgebieten (BALMFORD et al. 2003; NAIDOO et al. 2006; CARWARDINE et al. 2008). In der Naturschutzliteratur sind entsprechend eine Reihe von globalen Naturschutzprioritäten vorgeschlagen worden, die entweder Managementausgaben oder entgangene landwirtschaftliche Einkommensmöglichkeiten als Restriktionen für neue Schutzgebiete betrachten (z. B. BALMFORD et al. 2003; CARWARDINE et al. 2008; VENTER et al. 2014). Der hier vorliegende Beitrag untersucht erstmals systematisch Unterschiede in globalen Naturschutzprioritäten, die entweder Managementausgaben oder entgangene landwirtschaftliche Einkommensmöglichkeiten als Kostenrestriktion heranziehen.

Das Hauptergebnis des hier vorliegenden Beitrages ist, dass erhebliche Trade-Offs zwischen Minimierung von Managementausgaben und Minimierung von entgangenen landwirtschaftlichen Einkommensmöglichkeiten auftreten. So sind etwa im Management-Szenario die entgangenen landwirtschaftlichen Einkommensmöglichkeiten um 96 Mrd. US\$/Jahr höher als im Agrar-Szenario. Umgekehrt führt das Agrar-Szenario zu einem Anstieg der Managementausgaben von 8,5 Mrd. US\$/Jahr gegenüber dem Management-Szenario. Diese Ergebnisse machen deutlich, dass es ein wichtiges Forschungsanliegen ist, globale Naturschutzprioritäten zu entwickeln, die sowohl Managementausgaben, als auch entgangene landwirtschaftliche Einkommensmöglichkeiten angemessen als Kostenrestriktionen berücksichtigen.

Die hier vorliegende Analyse hat erstmals Gebiete identifiziert, die sowohl unter Berücksichtigung von Managementausgaben als auch entgangenen landwirtschaftlichen Einkommensmöglichkeiten globale Naturschutzprioritäten darstellen. Es verbleiben jedoch auch erhebliche Unterschiede zwischen den Kostenszenarien. Der hier vorgestellte Ansatz, verschiedene Kostenszenarien zunächst einzeln zu untersuchen und anschließend zu verschneiden ("first trade-off then combine"; CAMERON et al. 2008), stellt in der Literatur zu globalen Naturschutzprioritäten ein Novum dar. Eine andere Möglichkeit, verschiedene Kosten gleichzeitig zu berücksichtigen, ist es verschiedene Kosten unter Anwendung eines Gewichtungsfaktors zu addieren. Wilson et al. (2011) haben eine Studie zu globalen Naturschutzprioritäten vorgelegt, in welcher Managementausgaben und entgangene landwirtschaftliche Einkommensmöglichkeiten in einem einzelnen Kostenindikator aufaddiert wurden (Gewichtung 1:1). Andere Autoren äußern hingegen Bedenken gegenüber einem solchen Ansatz, da unklar ist, welche Gewichtung der einzelnen Kosten angemessen ist (s. TEAR et al. 2014). Insbesondere fehlt eine Auseinandersetzung mit den normativen Implikationen (z. B. wie sollten buchhalterische und ökonomische Kosten von Schutzgebieten zwischen verschiedenen Interessengruppen aufgeteilt werden; siehe BALMFORD & WHITTEN 2003), die hinter dem Einsatz der unterschiedlichen Kostenindikatoren stehen, sowie Forschung zu verschiedenen Gewichtungsmöglichkeiten.

Kompensationszahlungen für entgangene landwirtschaftliche Erlöse werden als eine Möglichkeit betrachtet, um Konflikte zwischen landwirtschaftlichen Einkommensmöglichkeiten und zusätzlichen Schutzgebieten zu entschärfen (BALMFORD & WHITTEN 2003). Unsere Analyse zeigt, dass die Managementausgaben um 2,9 Mrd. US\$/Jahr steigen, sollten Kompensationszahlungen bei der Einschätzung von globalen Naturschutzprioritäten angenommen werden. In der Vergangenheit sind die Landnutzer nur selten finanziell entschädigt worden (s. WBGU 2002). Das liegt, inter alia, an mangelnden finanziellen Mitteln und praktischen Schwierigkeiten (siehe ebd.). Um die tatsächlichen buchhalterischen Kosten von Schutzgebieten durch die Einschätzung von Naturschutzprioritäten minimieren zu können, werden daher Indikatoren benötigt, die anzeigen, wo Kompensationszahlungen relevant sind.

Die globalen Daten zu den entgangenen landwirtschaftlichen Erlösen und Managementausgaben, die in der vorliegenden Studie und anderen verwendet werden, sind mit potentiellen Fehlern belastet (NAIDOO & IWAMURA 2007; KREMEN et al. 2008). Ungenaue Kostendaten bei der Einschätzung von Naturschutzprioritäten zu verwenden, kann jedoch besser sein, als Kosten zu ignorieren (PANNELL 2009; CARWARDINE et al. 2010). Hier haben wir uns im Wesentlichen auf die Kriterien Managementkosten bzw. entgangene landwirtschaftliche Erlöse und Artenverbreitung beschränkt. Weitergehende methodische Ansätze zur

Einschätzung von globalen Naturschutzprioritäten können auch Artengefährdung und Erfolgswahrscheinlichkeit von Schutzmaßnahmen als Auswahlkriterien berücksichtigen (z. B. EKLUND et al. 2011; VENTER et al. 2014). Das Fernziel, auch die wirtschaftlichen Vorteile („Nutzen“) der Unterschutzstellung – etwa im Hinblick die verminderte Emission von Treibhausgasen oder eine Stabilisierung des Wasserhaushalts – einzubeziehen, erscheint derzeit nicht auf der globalen Ebene erreichbar (vgl. BALMFORD et al. 2002).

Unsere Ergebnisse unterstützen die Einschätzung, dass eine Bestimmung von optimierten Naturschutzprioritäten nur möglich ist, wenn die relevanten Kosten bzw. Restriktionen von Beginn an berücksichtigt werden (z. B. NAIDOO et al. 2006; NAIDOO & IWAMURA 2007; CARWARDINE et al. 2008; VENTER et al. 2014). Jedoch zeigen wir auch, dass ein Gewinn an Kostenwirksamkeit in Bezug auf einen Kostenindikator zu höheren Kosten in Bezug auf einen anderen Indikator führen kann. Bisherige Arbeiten zu globalen Prioritäten für Biodiversitätsschutz haben diese Trade-Offs nicht ausreichend thematisiert. Trotz der hier erreichten Verbesserungen insbesondere im Hinblick auf eine transparente „first trade-off then combine“-Strategie, erscheinen methodische Weiterentwicklungen wie auch die Nutzung weiter verbesserter Kostenindikatoren insbesondere für das Agrar-Szenario als hochgradig wünschenswert.

5 Literatur

- ADAMS, V.M. et al. (2010): Opportunity costs: Who really pays for conservation? *Biological Conservation*, 143: 439–448.
- BALL, I.R. et al. (2009): Marxan and relatives: Software for spatial conservation prioritisation. - In: MOILANEN, A., K.A. WILSON & H.P. POSSINGHAM (Eds): *Spatial conservation prioritisation: Quantitative methods and computational tools*. - Oxford.
- BALMFORD, A. & WHITTEN, T. (2003): Who should pay for tropical conservation, and how could the cost be met? *Oryx* 37(2): 238-250.
- BALMFORD, A. et al. (2002): Economic Reasons for Conserving Wild Nature. - *Science* 297: 950–953.
- BALMFORD, A. et al. (2003): Global variation in terrestrial conservation costs, conservation benefits, and unmet conservation needs. - *PNAS*, 100: 1046–1050.
- BROOKS, T.M. et al. (2006): Global biodiversity conservation priorities. - *Science*, 313: 58–61.
- CAMERON, S.E. (2008): Efficiency and concordance of alternative methods for minimizing opportunity costs in conservation planning. - *Conservation Biology*, 22: 886–96.
- CARWARDINE, J. et al. (2008): Cost-effective priorities for global mammal conservation. - *PNAS*, 105: 11446-11450.
- CARWARDINE, J. et al. (2010): Conservation planning when costs are uncertain. - *Conservation Biology*, 24: 1529–1537.
- DOBROVOLSKI, R. et al. (2013): Global agricultural expansion and carnivore conservation biogeography. - *Biological Conservation*, 165: 162–170.
- DUDLEY, N. (Hrsg.) (2008): *Guidelines for Applying Protected Area Management Categories*. - Gland.
- EKLUND, J. et al. (2011): Governance factors in the identification of global conservation priorities for mammals. - *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.*, 366: 2661–2669.
- GRENYER, R. et al. (2006): Global distribution and conservation of rare and threatened vertebrates. - *Nature*, 444: 93–6.
- HALPERN, B.S. et al. (2006): Gaps and Mismatches between Global Conservation Priorities and Spending. *Conservation Biology*, 20:56–64.
- IHS (2014): *Global Crops Cost of Production*. URL <http://www.ihs.com/> (zuletzt besucht am 10.11.2014)

- IUCN & UNEP-WCMC (2012): World Database on Protected Areas (WDPA) [Online]. Cambridge. URL www.protectedplanet.net (zuletzt besucht am 29.09.2012)
- KREMEN, C. et al. (2008): Conservation with caveats - Response. - *Science*, 5887: 341-342.
- LANGFORD, W.T. et al. (2011): Raising the bar for systematic conservation planning. - *Trends in Ecology and Evolution*, 26: 634-40.
- MC CARTHY, D.P. et al. (2012): Financial costs of meeting global biodiversity conservation targets: current spending and unmet needs. - *Science*, 338: 946-9.
- MC CRELESS, E. (2013): Cheap and nasty? The potential perils of using management costs to identify global conservation priorities. - *PLoS One*, 8:e80893.
- MOORE, J. et al. (2004): Integrating costs into conservation planning across Africa. - *Biological Conservation*, 117:343-350.
- NAIDOO, R. & IWAMURA T. (2007): Global-scale mapping of economic benefits from agricultural lands: Implications for conservation priorities. - *Biological Conservation*, 140: 40-49.
- NAIDOO, R. et al. (2006): Integrating economic costs into conservation planning. - *Trends in Ecology and Evolution*, 21: 681-687.
- PANNELL, D.J. (2009): The cost of errors in prioritising projects. INFFER working paper 0903. University of Western Australia, Perth. - URL <http://dpannell.fnas.uwa.edu.au/dp0903.htm> (zuletzt besucht am 10.11.2014)
- PINDYCK, R.S. & RUBINFELD, D.L. (2009): *Mikroökonomie*. - 6. Auf. - München.
- PONS (2014): PONS online Wörterbuch: Deutsch als Fremdsprache. URL <http://de.pons.com/%C3%BCbersetzung?q=Kosten&l=dedx&in=&lf=> (zuletzt aufgerufen am 12.09.2014)
- RODRIGUES, A.S. et al. (2004): Global Gap Analysis: Priority Regions for Expanding the Global Protected-Area Network. - *Bioscience*, 54: 1092-1100.
- SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2011): Further information related to the technical rationale for the Aichi Biodiversity Targets, including potential indicators and milestones. - URL <http://www.cbd.int/doc/meetings/cop/cop-10/information/cop-10-inf-12-rev1-en.pdf> (zuletzt besucht am 12.06.2012)
- SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2014): *Global Biodiversity Outlook 4*. - Montréal.
- TEAR, T.H. et al. (2014): A return-on-investment framework to identify conservation priorities in Africa. - *Biological Conservation*, 173: 42-52.
- VENTER, O. et al. (2014): Targeting Global Protected Area Expansion for Imperiled Biodiversity. - *PLoS Biology*, 12: e1001891.
- WBGU [WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT DER BUNDESREGIERUNG GLOBALE UMWELTVERÄNDERUNGEN] (2002): *Charging the Use of Global Commons*. - Berlin.
- WILSON, K.A. et al. (2011). Prioritizing conservation investments for mammal species globally. *Philos. Trans. R. Soc. London - Ser. B Biol. Sci.*, 366: 2670-2680.
- ZERBE, A.O. & BELLAS, R.S. (2006): *A primer for cost benefit analysis*. - Cheltenham.

*Georg Barth
Abteilung Umwelt- und Ressourcenökonomik
Department für Agrarökonomie und Rurale Entwicklung
Georg-August-Universität Göttingen
Platz der Göttinger Sieben 5
37073 Göttingen
gbarth@gwdg.de*

Fledermäuse als Bioindikatoren für die ökologischen Auswirkungen von unterschiedlichen Landnutzungsformen auf Biodiversität

NICOLE STARIK & ULRICH ZELLER

Schlagwörter: Bioindikatoren, Überwachung biologischer Vielfalt, Fledermäuse, Forst- und Agrarwirtschaft

Hintergrund und Begriffsdefinition

Das historische Naturschutzverständnis im Sinne einer „Konservierung“ von Lebensräumen ohne die Einbeziehung der menschlichen (Land-)Nutzungsformen als Einfluss nehmende Faktoren gilt heute als anachronistisch. Vielmehr basiert der moderne wissenschaftliche Naturschutz auf der Erkenntnis, dass der Schutz und Erhalt biologischer Diversität und natürlicher Ressourcen mit einer nachhaltigen Nutzungsstrategie derselben durch den Menschen gekoppelt sein muss. Um naturschutzfachliche Ziele unter Einbeziehung aller Interessenvertreter und Entscheidungsträger durchzusetzen und Prozesse und Aktivitäten zu identifizieren, die eine nachhaltige Nutzung biologischer Vielfalt beeinträchtigen, bedarf es daher konkreter methodischer Ansätze und Möglichkeiten zur anwendungsbezogenen Bewertung von Biodiversität. Die Erfassung komplexer ökosystemarer Wechselbeziehungen zwischen Natur und Anthroposphäre ist allerdings schwierig, da wohl in den seltensten Fällen alle Aspekte der Biodiversität eines Ökosystems untersucht werden können. Reduktionistische Forschungsansätze liefern hier vielversprechende Lösungsansätze. Ein entsprechendes Konzept zur Bewertung biologischer Vielfalt ist die Bioindikation: die gezielte Detektion aussagekräftiger Biodiversitätselemente zur Abschätzung der Auswirkungen spezifischer Umweltparameter auf Ökosysteme.

In der Literatur werden unter dem Begriff „Bioindikation“ bzw. „Bioindikator“ weitreichende Ansätze subsumiert. Die klare Begriffsklärung im Rahmen unterschiedlicher Forschungsprojekte ist daher äußerst wichtig. Aus Sicht der Ökologie können neben den sog. Zeigerorganismen zur Beschreibung natürlicher Standortverhältnisse (vgl. ELLENBERG et al. 1996) Bioindikatoren zur Einschätzung des Gefährdungspotenzials und des Störungsgrades eines Ökosystems herangezogen werden (ARNDT et al. 1996, MC GEOCH 1998, MORENO et al. 2007). Letztere beinhalten zum einen die Umweltindikatoren, die aufgrund ihrer Physiologie mit Veränderungen ihrer Lebensfunktionen reagieren und so z. B. als Anzeiger für Schadstoffbelastungen in der Ökotoxikologie angewandt werden (GENBLER et al. 2001). Zum anderen beinhalten diese auch die ökologischen Bioindikatoren, die Auswirkungen von Umweltbedingungen auf biotische Systeme durch messbare Veränderungen in ihrer Artenvielfalt, Artenzusammensetzung oder Abundanz aufzeigen. Ökologische Bioindikatoren finden zunehmend in der Naturschutz- und Landschaftsplanung Anwendung (RIEKEN 1992, CARO 2010).

Der Begriff Bioindikator ist heutzutage allerdings noch wesentlich weiter gefasst, was den Versuch einer klaren Begriffsdefinition zunehmend erschwert. Das Konzept wird z. B. ebenfalls verwendet, um basierend auf der Artendiversität eines Zieltaxons die Artendiversität der entsprechenden Biozönose zu extrapolieren (Biodiversitätsindikatoren, CARO & O'DOHERTY 1999). Ferner werden, meist ohne klare Abgrenzung der eigentlichen Bedeutung im Naturschutz, Begriffe wie „Zielart“, „Flaggschiffart“, „Schirmart“ oder „Schlüsselart“ synonym zum Begriff Bioindikator gebraucht (CARO 2010). Im Rahmen der Umweltpolitik gibt es zudem Bestrebungen, zur Berichterstattung über die biologische Vielfalt den „wissenschaftlichen“ Indikatorbegriff vom „politisch wirksamen“ Indikatorbegriff abzugrenzen, um stärker auf den Anwendungsbezug abzielen (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY 1999, SUKOPP 2009).

Eine Limitation vieler der genannten Konzepte und Definitionen ist allerdings, dass die verschiedenen zeitlichen und räumlichen Dimensionen von Biodiversität häufig nicht ausreichend berücksichtigt und die verschiedenen Ebenen von Biodiversität oftmals nicht klar voneinander getrennt betrachtet werden. Das

Studium verschiedenerer Ebenen von Biodiversität sowie die Berücksichtigung räumlich-zeitlicher Gegebenheiten im Rahmen adäquater und dem Lebenszyklus der Zielarten angepasster Forschungsansätze ist jedoch von entscheidender Bedeutung für abzuleitende Handlungsmaßnahmen mit Bezug zur Naturschutzpolitik.

In diesem Beitrag wird eine möglichst holistische Betrachtung von Ökosystemen angestrebt und ein entsprechendes Szenario zur Prüfung und Ableitung von ökologischen Bioindikatoren am Beispiel der mitteleuropäischen Fledermäuse zur Bewertung der Auswirkungen verschiedener Landnutzungsformen auf Biodiversität vorgestellt. Des Weiteren wird die mögliche Einbeziehung von ökologischen Bioindikatoren in die Indikatorenliste der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (Teilindikator Artenvielfalt und Landschaftsqualität) diskutiert, um die Kausalanalyse relevanter Einflussprozesse in die Bewertung der biologischen Vielfalt stärker zu integrieren.

Zielgruppe Fledermäuse

Fledermäuse (Unterordnung: Microchiroptera) nehmen sowohl systematisch als auch ökologisch eine Sonderstellung innerhalb der Säugetiere ein. Durch die einzigartige Merkmalskombination von aktiver Flugfähigkeit, Orientierung durch Ultraschall, vorwiegender Dämmerungs- und Nachtaktivität sowie obligater Insektivorie sind die Fledermäuse der mitteleuropäischen Breiten durch eine außergewöhnliche Nahrungsökologie mit geringem Prädations- und Konkurrenzdruck charakterisiert. Andererseits ist ihr Aktivitätsverhalten dabei gleichzeitig streng an das jahreszeitliche Regime sowie den Lebenszyklus bestimmter Insekten gebunden. Fledermäuse sind einerseits hochmobil und in der Lage, tageszeitlich (Jagdgebiet, Übertagungsquartier) und jahreszeitlich (Sommer- und Winterquartiere) verschiedenartige Lebensräume zu nutzen. Andererseits sind sie durch ihre speziellen Anforderungen an die Verfügbarkeit und räumliche Ausstattung ihres Habitats mit Blick auf ihre Jagd- und Fortpflanzungsstrategien in ihrer ‚grenzenlos‘ erscheinenden Mobilität stark eingeschränkt. In einigen Fällen sind die Anforderungen an die genutzten Habitattypen sogar so spezifisch (mikroklimatische Besonderheiten), dass die Abwesenheit einzelner Strukturen das Auftreten bestimmter Arten unmöglich macht (KUNZ 1982). Aufgrund dieser Eigenschaften und der daraus resultierenden Empfindlichkeit gegenüber Änderungen der Umweltbedingungen, scheinen Fledermäuse als Bioindikatoren für potenzielle Störfaktoren menschlicher Nutzung (z. B. Auswirkungen verschiedener Landnutzungsformen) prädestiniert (JONES et al. 2009).

Es wird angenommen, dass die heimischen Fledermausarten verschiedene Landschaftsstrukturen in Wald- und Offenlandhabitaten je nach artspezifischen Ansprüchen in unterschiedlicher Intensität nutzen (MESCHÉDE & HELLER 2000). Sowohl in der Forstwirtschaft als auch der Agrarwirtschaft prägen verschiedene Bewirtschaftungskonzepte entscheidend die Ausprägung der Vegetationsstruktur und bestimmen somit die Eignung von verschiedenen Habitattypen als Fledermauslebensraum. Die Zusammensetzung einer Fledermausgemeinschaft eines Landschaftsbestandteils sollte daher im Umkehrschluss die Habitatausstattung weitestgehend widerspiegeln und so die Bewertung verschiedener Biotoptypen in landschaftsökologischen Untersuchungen ermöglichen.

Projektziel

Im Zentrum des Projekts steht die Frage, ob und inwieweit mitteleuropäische Fledermäuse bzw. ausgewählte Vertreter als ökologische Bioindikatoren für die Auswirkungen verschiedener Agrar- und Waldnutzungsformen auf die Biodiversität geeignet sind. Dazu werden die Auswirkungen verschiedener struktureller und funktioneller Parameter innerhalb von Wald- und Offenlandhabitaten auf Biodiversitätsparameter von Fledermäusen untersucht. Die strukturellen und funktionellen Habitatparameter werden durch verschiedene forst- und landwirtschaftliche Nutzungskonzepte und Bewirtschaftungsintensitäten abgebildet. Die Biodiversitätsparameter schließen Informationen zum Vorkommen, zur Aktivität, zu Diversitätsmustern sowie Aspekte des räumlich-zeitlichen Verhaltens von Fledermäusen ein.

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen gehen von der Forschungsstation Linde (Märkisch Luch, Brandenburg) aus und finden im südlichen Teil des Naturparks Westhavelland sowie an diesen angrenzend in den Landkreisen Havelland und Potsdam-Mittelmark in einem etwa 10 x10 km großen Gebiet statt. Die Schutzkategorie „Naturpark“ ist aufgrund der Vielfalt an Landnutzungsformen für die gewählte Fragestellung von besonderem Interesse: kleinräumige Flächen unter agrar- und forstwirtschaftlicher Nutzung wechseln sich mit landwirtschaftlich weitgehend ungenutzten Naturschutzzonen ab. An den Naturpark angrenzend befinden sich zudem intensiv bewirtschaftete Agroökosysteme.

Untersuchungsdesign und Methodik

Flächenwahl und Charakterisierung relevanter Flächenparameter

Bei der Selektion bestimmter Taxa oder Arten als Bioindikatoren muss ein nachvollziehbarer Zusammenhang zwischen dem biologischen Effekt (z. B. artspezifische Antwortmuster auf Umweltänderung) und der zugrundeliegenden Störung hergestellt werden. Der biologische Effekt ist umso aussagekräftiger, je klarer diese Umweltveränderung oder Störung definierbar ist. Im Idealfall kann eine eindeutige Zuordnung eines bestimmten Umweltparameters vorgenommen werden. Zunächst wurde daher bei der Flächenwahl großer Wert darauf gelegt, dass die zu vergleichenden Flächen eines Habitattyps sich möglichst nur in der Ausprägung eines Umweltparameters, der einer bestimmten Form der Landnutzung zuzuschreiben ist, unterscheiden. Die Flächenpaare in Waldbeständen unterscheiden sich deshalb hinsichtlich folgender Parameter: 1. Vertikale Komplexität (Kiefernreinbestand mit und ohne Unterwuchs), 2. Horizontale Diversität (Nadel-Laub-Mischbestand und Laub-Nadelmischbestand je 80:20) und 3. Altersstruktur (ca. 100jähriger Eichen-Buchenwald (Forst) und ca. 140jähriger Eichen-Buchenwald (Naturschutzgebiet)). Auswahlkriterium für die Offenlandhabitats ist 1. die Intensität der Bewirtschaftung auf Extensivgrünlandflächen (Flächenpaare Ganzjahresweide (Mutterkuhhaltung), Mähwiese, Rotationsbrache) sowie 2. die Anbauform auf Ackerflächen (für die Flächenpaare Sommergetreide, Wintergetreide, Leguminosen).

Systematische Habitatbeschreibung & Ressourceneinschätzung

Es erfolgte eine systematische Beschreibung der ausgewählten Habitattypen (Nutzungs- und Strukturparameter), mit deren Hilfe im weiteren Verlauf der Untersuchung die Eignung der Gebiete als Lebensraum für Fledermäuse abgeschätzt werden soll. Folgende horizontale und vertikale Strukturparameter in Wald- und Agrarökosystemen wurden berücksichtigt: i) Artenzusammensetzung und Bestandsdichte (Anzahl Bäume/ha, Stammfläche/ha), ii) Anteile der Vegetation in einzelnen Strata (Höhenzonierung), iii) Kronendeckung, iv) Altersklassenverteilung, v) Landschaftselemente der Agrarflächen (Leitstrukturen wie Hecken, Büsche, Baumgruppen) und vi) relevante Ressourcen in der näheren Umgebung (z. B. Gewässer, Siedlungsstrukturen in nahe gelegenen Ortschaften z. B. Kirchen, landwirtschaftliche Nutzbetriebe). Grundsätzlich stellen Baumhöhlen (Spechthöhlen, Spalten, Risse, ausgefaulte Astabbrüche) ein potenzielles Angebot an Quartieren für Fledermäuse dar (MESCHEDE & HELLER 2000), weswegen zur Beurteilung der Qualität der untersuchten Gebiete auch eine Baumhöhlenkartierung durchgeführt wurde. Aufgrund der multitrophischen Beziehungen von Fledermäusen zu ihrer Umwelt und der Einteilung der vorkommenden Arten in Vertreter verschiedener „Nahrungsgilden“ wurde in diesem Projekt ferner das Vorhandensein potenzieller Nahrung (epigäische Arthropodenfauna, nachtaktive Fluginsekten) mittels Boden- und Lichtfallen auf den einzelnen Untersuchungsflächen parallel erfasst.

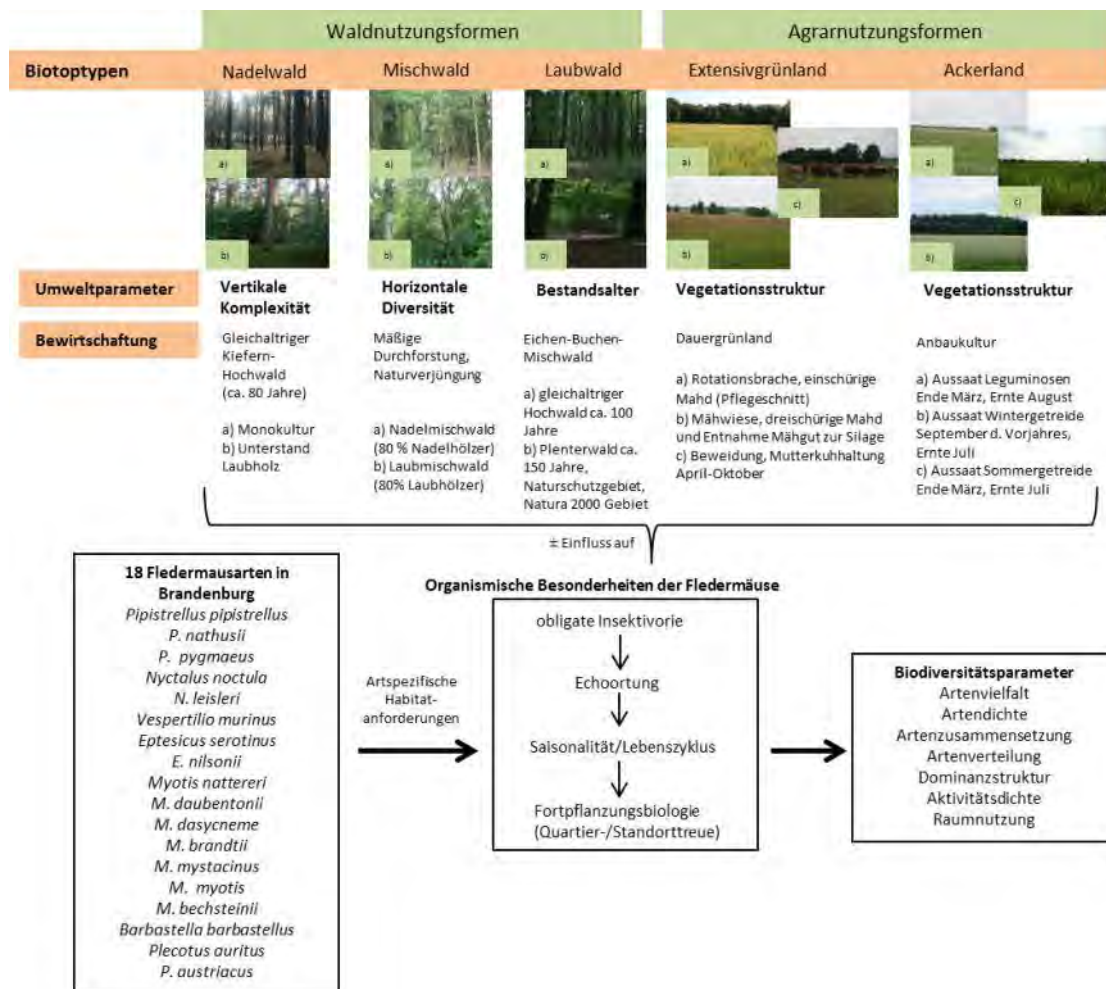


Abb. 1: Konzept zur Ableitung von Fledermäusen als ökologische Bioindikatoren für die Auswirkungen verschiedener Landnutzungsformen. Dargestellt ist die Auswahl der Untersuchungsflächenpaare in verschiedenen Biotoptypen in einem ca. 10 x 10 km großen Untersuchungsgebiet in den Landkreisen Havelland und Potsdam-Mittelmark in Brandenburg, wobei sich die Vergleichsflächen eines Biotoptyps nur in der Ausprägung eines bestimmten Umweltparameters unterscheiden. Bestimmte Strukturparameter bedingen das Vorkommen verschiedener Fledermausarten, da sie direkt auf die biologischen Besonderheiten der Fledermäuse Einfluss nehmen. Untersucht und korreliert wurden Biodiversitätsparameter von Fledermäusgemeinschaften und die Ausprägung einzelner Umweltparameter in den jeweiligen Biotoptypen.

Methoden zur Erfassung von Fledermäusen

Zur systematischen Erfassung des Artenspektrums und der zeitlichen und räumlichen Aktivitätsdichte und -dominanz von Fledermäusen auf den Untersuchungsflächen werden verschiedene bioakustische Nachweismethoden verwendet (automatisierte Ruferfassung mit Batcordern, systematische Detektorkartierung, stationäre Horchkisten). Bioakustische Methoden allein ermöglichen zurzeit jedoch nicht die Identifizierung aller Arten mit ausreichender Sicherheit, da die Rufvariabilität und die interspezifische Überlappung von Rufparametern der einzelnen Fledermausarten relativ hoch ist (OBRIST et al. 2004). Zur Verifizierung bzw. Erweiterung der auf bioakustischen Methoden basierenden Artnachweise werden in diesem Projekt daher zusätzlich systematische Netzfänge auf allen Flächen durchgeführt, die auch die Erfassung detaillierterer Daten, wie Geschlecht, Alter, Fortpflanzungsstatus und Ektoparasitenbefall ermöglichen. Dieser Ansatz wird ergänzt durch die systematische Suche nach Sommer- und Winterquartieren (u. a. Radiotelemetrie ausgewählter Arten und Individuen, Kontrolle von Kirchen und Gebäuden, Befragungen der Bevölkerung).

Vorläufige Ergebnisse

Die ersten Auswertungen der Daten zeigen, dass es deutliche Unterschiede in der Aktivität und auch in der Artenzusammensetzung der Fledermäuse zwischen Flächen mit unterschiedlicher Landnutzung gibt. Für die Flächenpaare des Biotoptyps Nadelwald beispielsweise konnte eine fünfmal höhere Gesamtaktivität (Kontakte/60 min) in Kiefernbeständen mit Laubholzunterbau im Vergleich zu Kiefernreinbeständen ermittelt werden. Es wurden sechs und zwei Arten respektive ermittelt. Auch für den Biotoptyp Mischwald zeigen sich erste Unterschiede im Hinblick auf die Gesamtaktivität der Fledermäuse, wobei diese etwa dreimal höher in Beständen mit überwiegendem Laubholzanteil (80 % Laubhölzer) im Vergleich zu Nadelmischwaldbeständen (80 % Nadelhölzer) war. Hier konnten sechs und neun Arten respektive ermittelt werden. Die akustischen Erfassungen deuten allerdings auch auf eine z. T. große zeitliche und räumliche Dynamik der Fledermaus-Gemeinschaften hin, die zur abschließenden Interpretation und Wertung anhand der vorhandenen Datensätze unbedingt weiter im Detail untersucht werden muss. Eine generelle Abhängigkeit der Artenzusammensetzung von bestimmten Strukturparametern konnte bislang nicht bestätigt werden. Insgesamt geben unsere Ergebnisse jedoch erste Hinweise darauf, dass bestimmte Faktoren, wie beispielsweise die Waldstruktur, maßgeblich die Ressourcenverfügbarkeit und somit das Vorkommen sowie die Aktivität der verschiedenen Fledermausarten bestimmen. So zeigte sich, dass die durch die vertikale und horizontale Waldstruktur beeinflusste unterschiedliche Verfügbarkeit von Nahrung, speziell von Nachtfaltern, einen bedeutenden Einfluss auf die Zusammensetzung der Fledermausgemeinschaft hat. Die ermittelte räumliche Heterogenität der Arten auf der gewählten Skala unterstreicht so die Bedeutung von Fledermäusen als ökologische Bioindikatoren für das Monitoring von Umweltzuständen in Abhängigkeit von der vorherrschenden Landnutzung. Dies ist ein vorläufiger Trend, der insofern überrascht, als dass bisher davon ausgegangen wurde, dass Fledermausgemeinschaften gegebene Habitatbedingungen nur auf einem größeren räumlichen Maßstab als Funktionsräume unterschiedlichster Wertstufen (Eignung) reflektieren.

Zusammenfassung & Ausblick

Die Anwendung der Bioindikation als naturschutzfachliches Instrumentarium ist derzeit noch begrenzt, da zwar ökologische Standortfaktoren anhand ausgewählter Arten, selten aber komplexe Wirkungszusammenhänge angezeigt werden können. Aus Sicht der Landschaftsplanung ist aber gerade die Beschreibung von strukturellen und funktionellen Aspekten der gesamten Biozönose, einschließlich der komplexen Beziehungs- und Raumebenen, wünschenswert. Die Gruppe der Fledermäuse ist trotz ihrer herausragenden systematischen und ökologischen Stellung sowie ihrer Fähigkeit, detaillierte Informationen über von ihnen genutzte Teillebensräume zu liefern und somit über größere Systemzusammenhänge Aufschluss zu geben, im Hinblick auf Bioindikation bemerkenswert wenig untersucht.

Im Rahmen des vorgestellten Forschungsprojektes wurden deshalb Biodiversitätsparameter von Fledermäusen (Vorkommen, Aktivität, Diversitätsmuster und Aspekte des räumlich-zeitlichen Verhaltens) in Abhängigkeit von für diese Gruppe wichtigen Umweltparametern (u. a. strukturelle Komplexität, Ressourcenverfügbarkeit) untersucht. Die Erfahrungen sowie erste Ergebnisse aus diesem Projekt und mehreren Jahren Forschungsarbeit zeigen, dass der Prozess der Informationsgewinnung stufenweise erfolgen muss und erst die Kombination verschiedener quantitativer und qualitativer Erfassungsmethoden einen angemessenen Zugang zur Klärung der übergeordneten Fragestellung, zur Bewertung der ökologischen Aussagefähigkeit und zur praktischen Anwendbarkeit ermöglicht. Die aus den bereits vorliegenden Teilergebnissen abzuleitenden Trends geben jedoch Anlass, mitteleuropäischen Fledermäusen ein großes Potenzial als ökologische Bioindikatoren zuzusprechen.

Das hier vorgestellte Forschungsprojekt wird im Rahmen der Promotion von N. Starik bearbeitet. Es liegen Daten aus den Jahren 2012-2014 vor, die derzeit ausgewertet werden. Eine spätere Publikation der Ergebnisse im Rahmen von Fachartikeln ist geplant.

Dank

Wir danken der Zwillenberg-Tietz Stiftung für die finanzielle Unterstützung, ohne die dieses Projekt nicht realisierbar wäre. Ausdrücklicher Dank geht weiterhin an folgende Kooperationspartner: Landesfachausschuss Säugetierkunde Brandenburg-Berlin im NABU Brandenburg (K. Thiele, Dr. D. Dolch, J. & J. Teubner, C. Schröder), Landesumweltamt Brandenburg und Staatliche Vogelschutzwarte Buckow/ Nennhausen (T. Dürr). Weiterhin danken wir den Mitarbeitern am Fachgebiet Spezielle Zoologie, besonders S. Bengsch, Dr. K. Ferner, Dr. T. Göttert und Dr. M. Wicke.

Literatur

- ARNDT, U., FOMIN, A. & LORENZ, S. (1996): Bio-Indikation: Neue Entwicklungen, Nomenklatur, synökologische Aspekte. - Verlag G. Heimbach.
- CARO, T. (2010): Conservation by proxy – Indicator, Umbrella, Keystone, Flagship, and Other Surrogate Species. Washington (Island Press)
- CARO, T.M., & O'DOHERTY, G. (1999): On the use of surrogate species in conservation biology. - Conservation Biology 13: 805–814.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (1999): Environmental indicators: Typology and overview. (EEA, Technical report No 25): 19.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISSEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – Goltze-Verl. – (Scripta Geobotanica 18)
- GENBLER, L., RADEMACHER, J. & RAMMERT, U. (2001): Arbeitskreis Bioindikation / Wirkungsermittlung: Konzeption. - UWSF – Z Umweltchem Ökotox 13 (6): 375 – 378.
- JONES, G., JACOBS, D.S, KUNZ, T.H., WILLIG, M. R. & RACEY, P.A. (2009): Carpe noctem: The importance of bats as bioindicators. - Endangered Species Research 8: 93-115.
- KUNZ, T.H. (1982): Roosting ecology. - In: KUNZ, T.H. (ed.): Ecology of bats. – New York (Plenum Press): 1–55.
- RIEKEN, U. (1992): Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen - Grundlagen und Anwendung. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz) (Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 36) 1-187.
- MCGEOCH, M.A. (1998): The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. - Biol Rev Camb Philos Soc 7: 181–201.
- MESCHEDÉ, A. & HELLER, K.G. (2000): Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz) (Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 66)
- MORENO, C.E., SÁNCHEZ-ROJAS, G., PINEDA, E. & ESCOBAR, F. (2007): Shortcuts for biodiversity evaluation: a review of terminology and recommendations for the use of target groups, bioindicators and surrogates. - Int J Environ Health 1: 71–86.
- OBRIST, M. K., BOESCH, R., FLÜCKIGER, F. & DIECKMANN, U. (2004): Who's calling? Acoustic bat species identification revised with synergetics. - In: THOMAS, J.A.; MOSS, C.F.; VATER, M. (eds): Echolocation in Bats and Dolphins: Proceedings of the Biosonar Conference 1998. – Chicago (University of Chicago Press): 468-477.
- SUKOPP, U. (2009): A tiered approach to develop indicator systems for biodiversity conservation. - In: BfN (Hrsg.): Second Sino-German Workshop on Biodiversity Conservation. Management of Ecosystems and Protected Areas: Facing Climate Change and Land Use. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz) (BfN-Skripten 261): 38-40.

*Nicole Starik
Humboldt-Universität zu Berlin
Lebenswissenschaftliche Fakultät
Albrecht Daniel Thaer-Institut für Agrar- und Gartenbauwissenschaften
Unter den Linden 6
10099 Berlin
email: nicole.starik@agrار.hu-berlin.de*

Nachnutzung des Virtuellen Informationssystems zur Flora der Mongolei

<http://greif.uni-greifswald.de/floragreif>

ULRIKE NAJMI, SABRINA RILKE, SEBASTIAN SCHMIDT

Schlagwörter: Digital Multi Access Key, e-flora, virtual herbarium, open source software

Die Globale Strategie zur Erhaltung der Pflanzen (CBD COP 6, aktualisiert für 2011–2020) legt fest, dass die Pflanzenvielfalt gut verstanden, dokumentiert und anerkannt sein soll. Dazu werden drei Teilziele benannt: (1) Eine Online-Flora aller bekannten Pflanzen implementieren, (2) den Erhaltungszustand aller bekannten Pflanzenarten so weit wie möglich dokumentieren, um Erhaltungsmaßnahmen durchzuführen, (3) Methoden und Maßnahmen zur Umsetzung dieser Strategie erforschen und entwickeln.

Im Rahmen des von der DFG-geförderten Projekts FloraGREIF (RILKE & NAJMI 2011, HARTLEIB et al. 2012, ZEMMRICH et al. 2013) wurde eine modulare Webanwendung entwickelt, die als Open-Source-Software für die Nutzung, Anpassung und Erweiterung freigegeben ist. Der Botanische Teil bietet ein Informationssystem für Arten der Höheren Pflanzen, das auch von interessierten Laien verwendet werden kann und aktuell um einen digitalen Schlüssel erweitert wird (RILKE, NAJMI, SCHNITTLER 2013). Voraussetzung für den Betrieb der Webanwendung ist eine MySQL-Datenbank sowie ein Apache Webserver mit PHP.

Die Voraussetzungen für eine Übertragung und kostenfreie Nachnutzung des Informationssystems zu beschreiben, ist Ziel dieses Vortrags.

1 Technische Voraussetzungen

Das Virtuelle Informationssystem kann mit geringem technischem Aufwand auf andere Florenregionen übertragen werden.

1.1 Software-Module

Im Paket enthalten sind verschiedene Softwaremodule, die z. T. auch separat genutzt werden können.

- Taxon Data
- Record Data (enthält Image Data, da ein Foto stets einem Record zugeordnet ist)
- Recherchertools: ‘Get an overview’, ‘Search for Taxa’, ‘Search for Records and Images’
- Character Database
- Digital Multi Access Key
- Dokumentation (Anwender-Handbuch, Entwickler-Handbuch)
- Nutzerverwaltung für die Webanwendung
- CMS zur Verwaltung aller Inhalte der Homepage des Projektes durch die Anwender (z. B. Literatur, weiterführende Information)

Die Recherchertools und der Digital Multi Access Key sind internetöffentlich zugänglich. Weitere Komponenten wie CMS, Taxon Data, Record Data und Character Database sind für autorisierte Nutzer einsehbar. Zugriffsrechte können für jedes Modul einzeln über die Nutzerverwaltung vergeben werden.

1.2 Server - Webspace

Universitäre Projekte können i. d. R. beim Rechenzentrum den notwendigen Webspace (Datenbank, Webserver, Filespace) beantragen, ansonsten muss der Webspace bei einem kommerziellen Anbieter

gemietet werden. Die Höhe der laufenden Kosten, die sich nach der Größe der vorgehaltenen Datenmenge und nach dem abgefragten Datenvolumen richtet, sowie die Übernahme durch einen Kostenträger sollte im Vorfeld geklärt werden. Das Projekt FloraGREIF benötigt aktuell 80 GB Webspace für die aufbereiteten Scans, Bilder und Software sowie 50 MB für die MySQL-Datenbank. Die Tiff-Dateien der Scans belegen 700 GB in einem separaten Filespace.

2 Botanisch – Taxonomische Grundlagen

Von den 2901 Arten, die aktuell für die Mongolei verzeichnet sind, sind ca. 300 Arten auch in Deutschland verbreitet. Bei benachbarten Florenregionen ist eine höhere Überschneidung gegeben. Folgende Daten sind für die mongolische Florenregion bereits erstellt worden:

- Erweiterte und geprüfte digitale Florenliste der Mongolei mit Einordnung in die botanische Klassifikation (Klasse, Gruppe, Ordnung, Familie, Gattung Art) und wichtige, gebräuchliche Synonyme
- Allgemeine digitale Merkmalsliste (77 Merkmale mit insgesamt 507 Statuswerten in 14 Kategorien)
- Zuordnung der Merkmale zu einem Teil der Taxa der digitalen Florenliste der Mongolei

2.1 Der Artenbestand (Taxon-Data)

Eine geprüfte Artenliste (checklist) der Florenregion ist die Grundlage des Bereichs Taxon Data. Digitale Listen im Format Excel/CSV können direkt importiert werden, oder die Arten werden manuell über das Webinterface eingegeben (Abb. 1).



Abb. 1: Eingabe der taxonomischen Basisdaten in das Informationssystem FloraGREIF

Der Bereich Taxon Data verwaltet auch die taxonomischen Gliederungsebenen: Klasse, Gruppe, Ordnung, Familie, Subfamilie, Tribus, Genus, Sektion und Art. Zu jeder Ebene können Synonyme, kurze Beschreibungstexte, Angaben zu Verbreitung und Habitat sowie interne Bearbeitungshinweise eingegeben werden.

2.2 Abbildungen: Scans und Fotos

Im Projekt FloraGREIF wurden verschiedene Möglichkeiten zur Darstellung großer Bilddateien im Internet getestet; die Entscheidung fiel für das Tool ‚Zoomify‘. Die durchschnittlich 200 MB großen Bilddateien der gescannten Herbarbelege werden in Kacheln zerlegt, welche für verschiedene Zoomstufen vorbereitet werden. Statt des Gesamtbilds werden nur die in der gewählten Zoomstufe sichtbaren Kacheln mit minimalen Ladezeiten übertragen.

Aufgrund der technischen Gegebenheiten wurde zu Beginn des Projekts je Art nur ein Scan von einem ausgesuchten Herbarbeleg angefertigt. Die Anschaffung eines Herbscan-Geräts im Institut für Botanik

und Landschaftsökologie ermöglichte ab 2011 die sukzessive komplette Digitalisierung aller Herbarbelege. Als Ergebnis gibt es für eine Art oft mehr als einen Scan, bei häufigen Arten sogar mehr als zehn. Dadurch wurde es notwendig, alle Scans zu einer Art zu bewerten („ranken“), damit auf der Übersichtsseite der repräsentativste Scan zuerst angezeigt wird.

Zu einem Foto-Record gehören durchschnittlich acht Fotos. Die Möglichkeiten der digitalen Fotografie (ver-)führen zu einer umfangreichen Bildersammlung. Der Auswahlprozess (Motiv, Blickwinkel, Beleuchtung usw.), der bei der analogen Fotografie aufgrund begrenzter Ressourcen vor der Aufnahme erfolgte, muss nun am PC nachgeholt werden, um aussagekräftige Bilder von „Schnappschüssen“ zu trennen. Im Projekt FloraGREIF wurden alle Art-Fotos manuell gerankt und außerdem beschriftet. Die Bewertung der Fotos und Scans war sehr aufwändig, erhöhte aber die Datenqualität und die Nutzerzufriedenheit deutlich.

2.3 Nachweise einer Art (Record-Data)

Der Bereich Record Data bietet die Möglichkeit, Nachweise zu verwalten. Das können Pflanzensammlungen (Herbarbelege) oder Foto-Belege („virtuelle Aufsammlungen“) sein. Jeder Record ist einem Taxon aus dem Bereich Taxon Data zugeordnet und somit eindeutig referenziert. Ein Record kann jederzeit auch nachträglich bearbeitet werden, z. B. um Makroaufnahmen des Belegs hochzuladen oder Revisionen bzw. Bearbeitungsvermerke einzutragen.



Abb. 2: Eingabe der Herbarbelege in das Informationssystem FloraGREIF

Sammler erfassen und ordnen oft bereits im Gelände bzw. im Anschluss ihre Sammlungen in digitalen Listen. Diese können direkt ins Informationssystem importiert werden, während ältere Sammlungen, die meist mit handschriftlichen Etiketten versehen sind, manuell über das Webinterface erfasst werden müssen (Abb. 2).

2.4 Merkmalsdatenbank

Der Bereich Character Database ermöglicht das selbständige Verwalten von Merkmalen. Der Übersicht halber werden Merkmale in Kategorien zusammengefasst. Ein Merkmal, z. B. Blattform, hat verschiedene Ausprägungen, z. B. herzförmig, gefiedert, gefingert usw. Idealerweise sollten einem Merkmal maximal 5 bis 7 Statuswerte zugewiesen werden, da diese Anzahl leicht auf einem Blick erfasst werden kann. Eine Merkmalsausprägung kann als Zahlenwert oder als Text angegeben und mit bis zu drei Bildern illustriert werden (Abb. 3).

Name: Shape of leaves Category: Leaf Type: Choose status values from list

Description: Easy for simple leaves. In compound leaves use the general shape of leaflet (?). Always check the

Req. Flowering Status: vegetative Accessibility: easy to see lay persons

Status Values for Character 'Shape of leaves'

cordate (21 species) Für 21 Arten ist dieses Merkmal eingegeben worden. Diese Artengruppe ist in einer Liste abrufbar - dadurch ist die Merkmals-Ausbildung "nachvollziehbar".

Status Name/ Value: cordate Description: heart shaped

Length or Size (Unit: mm. Will be converted on display.): 0 - 0 Example: Cortusa

Abb. 3: Screenshot Merkmalsdatenbank am Beispiel 'Shape of Leaves', Statuswert 'cordate'

Die Character Database bildet die Grundlage für den digitalen Schlüssel, der die dort hinterlegten Merkmale abfragt. Die Zuordnung der Merkmale zu den Taxa kann auf mehreren Ebenen erfolgen. Auf der für die Funktionalität des Schlüssels entscheidenden Ebene; der Art, ist dies aber sehr zeitaufwändig.

Merkmalsdaten können aus vorhandenen Schlüsseln entnommen werden. Für das FloraGREIF-Projekt waren das z. B. Key to Vascular Plants of Mongolia [Grubov 1982/2001], Flora of China online [Wu Z.Y. & Raven P.H. (ed.) 1994+] und Flowering Plant Family Identification 2004+. Die Übertragung der Merkmale war teilweise sehr zeitaufwändig, da nur ausgewählte Merkmale in der Literatur vorliegen, und auch am Herbarbeleg nicht immer alle Merkmale abgelesen werden können, z. B. die Blütenfarbe, Abmessung der Blüte bei vegetativen Belegen. Die Zuordnungen der Merkmale zu den Taxa der Mongolei sind Teil der Taxon Data und für die Nachnutzung freigegeben.

2.5 Digital Multi Access-Key

Bei der Nutzung des Bestimmungsschlüssels wird die Abfragereihenfolge vom Nutzer selbst, und nicht vom Programm festgelegt. Einige Merkmale können nur sinnvoll abgefragt werden, wenn die zu bestimmende Pflanze blüht, oder wenn der Nutzer eine Lupe zur Verfügung hat. Deshalb gibt der Nutzer zuerst den Blühstatus der zu bestimmenden Pflanze an. Außerdem wird der Nutzer gebeten, den eigenen Kenntnisstand einzuschätzen. So können sowohl Laien als auch erfahrene Botaniker den Schlüssel benutzen, ohne über- bzw. unterfordert zu werden. Merkmale, die nicht mit bloßem Auge erkennbar sind, werden erst angezeigt, wenn dies vom Nutzer ausgewählt wurde (Abb. 4). Gedruckte Schlüssel sind dagegen meist dichotom aufgebaut und setzen fast stets blühende oder fruchtende Pflanzen voraus. Das hat den Nachteil, dass der Nutzer alle abgefragten Merkmale erkennen muss oder er kann doppelte Wege akzeptieren, die allerdings oft langwierige, mehrgleisige Abwägungen erfordern.

flowering status of plant (i)

vegetative

flowering

fruiting

technical terminology (i)

lay persons (i)

advanced (i)

systematic botanists (i)

visibility of character (i)

easy to see

handlense required

preparations and/or binocular needed

morphological (i)

Habit (i)

Leaf (i)

Flower (i)

Inflorescence (i)

Fruit (i)

Hairs

Shoot/Stem (i)

Root / shoot near or below ground (i)

functional (i)

Distribution (i)

Phenology (i)

Plant Use

Plant Status

systematic groups

Taxon Name (i)

Abb. 4: Filter für die Auswahl der Merkmale im Bestimmungsschlüssel

Entsprechend der Vorauswahl durch den Nutzer werden die einzelnen Merkmale gruppiert und nach Kategorien angezeigt. Je genauer der Nutzer die Merkmalsausprägungen der zu bestimmenden Pflanze ankreuzt, umso kleiner ist die Ergebnisliste (Abb. 5).

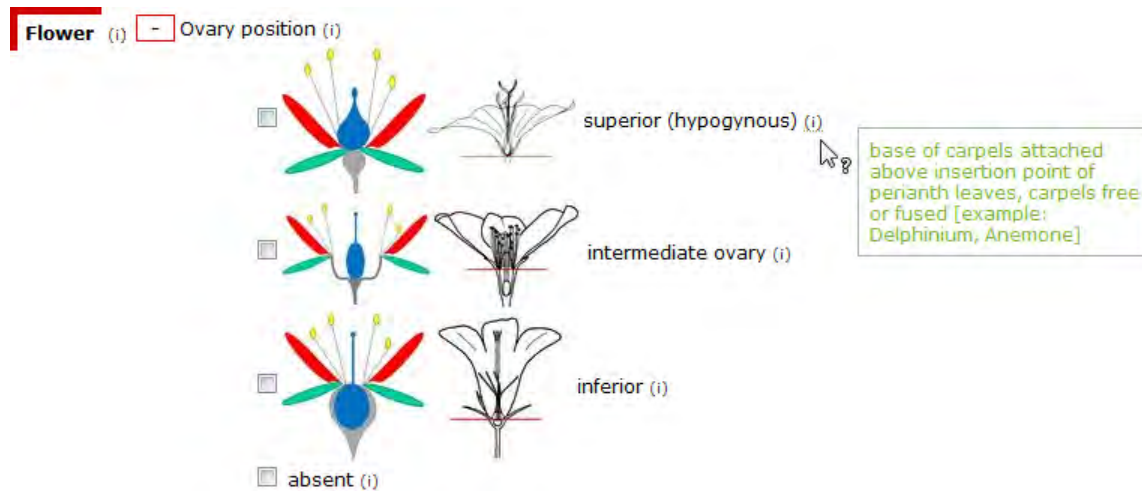


Abb. 5: Nutzung des Digitalen Schlüssels, Beispiel: Auswahl der Statuswerte für die Anordnung des Fruchtknotens

Die Ergebnisliste ist nach Familien gruppiert. Zu jeder Familie werden die Gattungen und Arten angezeigt, auf die die abgefragten Merkmale zutreffen. Zu jedem Taxa wird, sofern vorhanden, ein Thumbnail eines Fotos und eines Herbariscans angezeigt sowie der Link zu den Herbarbelegen und den Taxon Beschreibungen.

Wir danken folgenden Institutionen, die das Projekt FloraGREIF ermöglicht bzw. es umfangreich unterstützt haben: die Arbeitsgruppe Allgemeine und Spezielle Botanik der Universität Greifswald (Prof. M. Schnittler, S. Starke, E. Dauber, K. Münse), die Arbeitsgruppe Kartographie und Geographische Informationssysteme der Universität Greifswald (Prof. R. Zölitz, J. Hartleib, B. Bobertz, M. Busch), Herbarium der Universität Halle-Wittenberg (U. Braun, K. Ungethüm, D. Marx), Mongolian Academy of Sciences Ulaanbaatar (M. Urgamal & I. Tuvshintogtokh), University of Khovd (D. Oyuunchimeg), den Herbarien B, GAT, JE, KAS, LE, OSBU, W und ihren Kuratoren sowie der DFG für die Projektförderung in zwei Phasen (01. 07. 2007–05. 11. 2010, ZO 220/3-1; 06. 11. 2011–31. 12. 2014, INST 2084/1-1).

3 Literatur

FloraGreif (2008+): Virtual guide and plant database to the flora of Mongolia. – University of Greifswald, published at <http://greif.uni-greifswald.de/floragreif>

GUBANOV, I.A. (1996): Konspekt flory Vneshney Mongolii (sosudistye rasteniya). - Valant Moskva. [Conspectus of flora of Outer Mongolia (vascular plants).] (in Russ. and Engl.)

GRUBOV, V.I. (1982/2001): Key to the vascular plants of Mongolia. Vol. I a. II. – Plymouth (Science Publishers Enfield)

HARTLEIB, J.; SCHNITTLER, M.; RILKE, S.; ZEMMRICH, A.; BOBERTZ, B.; NAJMI, U.; ZÖLITZ, R.; STARKE, S. (2012): An approach to the virtual flora of Mongolia – from a data repository to an expert system. – *Erforsch. biol. Ress. Mongolei* 12: 287–295.

RILKE, S. & NAJMI, U. (2011): FloraGREIF – Virtual Guide and Plant Data Base as a Practical Approach to the Flora of Mongolia. – *Willdenowia* 41-2: 371–379.

RILKE, S.; NAJMI, U.; SCHNITTLER, M. (2013): Contributions to “E-Taxonomy” – A virtual approach to the flora of Mongolia (FloraGREIF). – *Feddes Rep.* 123-3: 219-232.

Flowering Plant Family Identification (2004+) – Colby College, Waterville, published at <http://www.colby.edu/info.tech/BI211/PlantFamilyID.html>

WU Z. Y. & RAVEN P. H. (ed.) (1994+): Flora of China. –Beijing: Science Press; St Louis: Missouri Botanical Garden; published also online at <http://hua.huh.harvard.edu/china/mss/welcome.htm>

ZEMMRICH, A.; SCHNITTLER, M.; HARTLEIB, J.; BUSCH, M.; BOBERTZ, B., ZÖLITZ, R. (2013): FloraGREIF – An Internet-Based Data Repository for Biogeographical Research in Mongolia). – Folia Geobotannica Online Edition

Ulrike Najmi
Universitätsrechenzentrum Greifswald
Felix-Hausdorff-Str. 12
17489 Greifswald
email: ulrike.najmi@uni-greifswald.de

Sabrina Rilke
Institut für Botanik und Landschaftsökologie
Soldmannstr. 15
17487 Greifswald
email: sabrina.rilke@gmx.de

Sebastian Schmidt
Michael Succow Stiftung
Ellernholzstr. 1
17489 Greifswald
email: sebastian.schmidt@succow-stiftung.de

Satellitendatenanalyse für das Biodiversitätsmonitoring

JUDITH REISE

Schlagwörter: Fernerkundung, Vegetationsanalyse, Normalized Differenced Vegetation Index, Artverbreitungsmodellierung, Aichi-Ziele 2020

Was sind Satellitendaten und welchen Bezug haben sie zu den Aichi-Zielen 2020?

Satellitenbilder begegnen uns regelmäßig im Alltag, z. B. bei Google Maps. Dabei handelt es sich um Aufnahmen, die auf Satellitendaten beruhen, aber nur eine optische Darstellung der Erdoberfläche sind. Für die Fernerkundung sind dagegen die von der Erde reflektierten elektromagnetischen Strahlungen die entscheidenden Informationen, welche von den Sensoren der Satelliten aufgenommen werden. Jede gesunde Pflanze reflektiert elektromagnetische Strahlung mit einem großen Anteil aus dem nahen Infrarot- und einem kleineren Teil aus dem roten Spektralbereich. Daher können Satellitendaten z. B. dazu verwendet werden, Informationen über die Vegetation zu ermitteln. Dafür werden sogenannte Vegetationsindices berechnet, unter denen der Normalized Differenced Vegetation Index (NDVI) wohl der am häufigsten verwendete ist (PETTORELLI et al., 2011).

Die Berechnung erfolgt nach der Formel $NDVI = (NIR - RED) / (NIR + RED)$, wobei NIR und RED für die Werte des nahen Infrarot- und roten Spektralbereiches stehen. Der daraus resultierende Wertebereich liegt zwischen -1 und 1. Die negativen Werte stehen für Wasserflächen und Werte von 0 bis 0.2 für nahezu vegetationsfreie Flächen und die nahe 1 für eine hohe Vegetationsbedeckung (JENSEN, 2007).

Vergleicht man nun NDVI-Bilder derselben Waldregion, aus unterschiedlichen Jahren, kann man leicht Rückschlüsse auf Veränderungen, z. B. Abholzung oder das Entstehen einer Plantage, im Gebiet treffen.

Vor allem die beweiskräftige Dokumentation von Veränderungen in der Biodiversität stellt ein großes Problem für viele Mitglieder der „Convention on Biodiversity“ (CBD) dar. Erkennbar wird dies durch teilweise lückenhafte und nicht aussagekräftige Berichte an die CBD (BUPP et al., 2011). Die Fernerkundung bietet viel Potential, um einige dieser Lücken zu schließen und ein besseres Monitoring zu gewährleisten (PAREIRA et al., 2013). So lassen sich Informationen über die Struktur von Lebensräumen oder auch über den Grad der Fragmentierung einer Landschaft mittels Satellitendaten bestimmen (PAREIRA et al., 2013).

Das Sekretariat der CBD hat sich bereits im Jahre 2007 (STRAND et al., 2007) und wiederum 2014 (SECADES et al., 2014) jeweils in einem Bericht mit der Bedeutung der Fernerkundung für das Erreichen der Ziele der CBD beschäftigt. In dem aktuellen Bericht, „Earth Observation for Biodiversity Monitoring“ (SECADES et al., 2014), wird sehr konkret auf die Potenziale der Fernerkundung für die Erfüllung der Aichi-Ziele 2020 eingegangen. Darin wird gezeigt, dass bei 11 von 20 Aichi-Zielen Satellitendaten direkt sowie unter Einbeziehung weiterer Daten einen wichtigen Beitrag leisten können (SECADES et al., 2014, S. 26).

Beispiele zum Einsatz von Satellitendaten für das Management von zwei Schutzgebieten in Kambodscha

Die langfristige Etablierung von Schutzgebieten durch ein angepasstes Management ist eines der erklärten Aichi-Ziele 2020 (Ziel 11) und bedarf unter anderem eines effektiven Monitorings. Im folgenden Abschnitt werden zwei Projekte aus dem Jahr 2012 vorgestellt, bei denen Satellitendaten direkt analysiert bzw. als wichtige Datengrundlage für die Modellierung genutzt wurden.

Die Projekte wurden im Rahmen des vom Elitenetzwerk Bayerns geförderten Masterstudiengangs „Global Change Ecology“ an der Universität Bayreuth durchgeführt. Zu den direkten Projektpartnern gehörten

der World Wide Fund For Nature (WWF) Deutschland und Kambodscha sowie Dr. Martin Wegmann von der Universität Würzburg und Prof. Dr. Björn Reineking von der Universität Bayreuth.

Bei den beiden Schutzgebieten handelt es sich um das Phnom Prich Wildlife Sanctuary (PPWS) und den Mondulkiri Protected Forest (MPF). Beide Gebiete zusammen bilden eine Fläche von über 6725 km² und sind vom tropischen Trockenwald dominiert. Die tropischen Trockenwälder gehören zu den am wenigsten geschützten Wäldern der Erde (MILES et al., 2006). Sie sind durch eine sehr ausgeprägte Saisonalität gekennzeichnet, die sich durch starke Regenfälle (Juli bis November) und einer langen Trockenperiode (Dezember bis Juli) äußert (MOONEY et al., 1995). In der Region der beiden Schutzgebiete werden drei Waldtypen unterschieden, den am häufigsten vorkommenden Deciduous Dipterocarp Forest (DDF), den Mixed Deciduous Forest (MDF) und den am seltensten vertretenen Semi-Evergreen Forest (SEF).

Die vielfältige Landschaft bietet einer Vielzahl von Tierarten einen Lebensraum, wie z. B. den noch letzten wildlebenden Asiatischen Elefanten (*Elephas maximus*) und vielen Huftierarten, wie dem Indischen Muntjak (*Muntiacus muntjak*). Die wichtigsten Prädatoren (Beutegreifer) sind der Indochinesische Leopard (*Panthera pardus delacouri*) und der Asiatische Wildhund (*Cuon alpinus*). Wie so viele tropische Wälder ist auch der tropische Trockenwald in PPWS und MPF durch Abholzung, Wilderei und das Vordringen der Landwirtschaft gefährdet (GRAY et al., 2011). Um diesen Bedrohungen zu begegnen, ist ein effektives Monitoring eine wichtige Voraussetzung. Jedoch ist es aufgrund der Gebietsgröße, sowie der klimatischen und logistischen Gegebenheiten äußerst schwierig, eine flächendeckende Beobachtung sicher zu stellen. Auch aus fernerkundlicher Sicht stellen vor allem die Bewölkung während der Regenzeit und ein geringer Vegetationsdeckungsgrad während der Trockenzeit eine große Herausforderung dar (BARREDA-BAUTISTA et al., 2011). Aus diesen Gründen war es bisher sehr schwierig, eine zuverlässige Landschaftsklassifikation auf Basis von Satellitendaten zu erstellen.

Zur Unterstützung des Managements der Schutzgebiete PPWS und MPF ergaben sich folgende Projektziele:

- Erstellung einer detaillierten Landschaftsklassifikation mit Hilfe von hoch aufgelösten Satellitendaten;
- Ermittlung der Umweltfaktoren, die die Verbreitung des Asiatischen Wildhundes und des Leoparden in PPWS und MPF bestimmen, um diese besser schützen zu können;
- Anwendung von Open Source Software, um dem WWF eine kostengünstige Methodik zur Datenanalyse zu hinterlassen.

Die Feldarbeiten für die Landschaftsklassifikation wurden zu Beginn der Trockenzeit, von November bis Dezember 2011, in den beiden Schutzgebieten durchgeführt. Dabei wurde in regelmäßigen Abständen die vorherrschende Landschaftsklasse (DDF, MDF oder SEF) identifiziert und der Standort mit einem Global Positioning System (GPS) bestimmt. In PPWS und MPF konnten so insgesamt 141 Standorte aufgenommen werden. Um den oben beschriebenen fernerkundlichen Herausforderungen zu begegnen, wurden die hochaufgelösten (6,5m) RapidEye-Satellitendaten eingesetzt, die sich bereits als sehr vorteilhaft für schwierige Vegetationsklassifizierungen erwiesen hatten (TAPSALL et al., 2010). Normalerweise sind RapidEye-Daten kostenpflichtig, werden aber für wissenschaftliche Zwecke auch kostenfrei zur Verfügung gestellt, wenn ein entsprechender Antrag an das Deutsche Luft und Raumfahrtzentrum (DLR) erfolgt. Die drei RapidEye-Satellitenbilder (aufgenommen im März 2010) müssen zunächst vorprozessiert werden. Dazu gehört die Atmosphärenkorrektur, um den Einfluss der Atmosphäre auf die am Sensor empfangene spektrale Strahldichte zu eliminieren. Die Landschaftsklassifikation wird in Form einer „Überwachten Klassifikation“ erstellt. Dafür werden Trainingsdaten manuell anhand der Satellitendaten und mit Hilfe der im Gebiet aufgenommenen GPS-Punkte erzeugt. Ein statistisches Modell, in diesem Fall „Random Forest“ (CUTLER et al., 2007), ermöglicht schließlich die Zuordnung der gewählten Landschaftsklassen auf die nicht klassifizierten Gebiete und erzeugt somit die Landschaftsklassifikation für das gesamte Gebiet.

Die neu erstellte Landschaftsklassifikation für die Schutzgebiete hat eine sehr geringe Fehlerrate von nur 6,9 % und ihre Genauigkeit wurde auch durch die Ranger vor Ort weitestgehend bestätigt. Die Karte dient nun als Datengrundlage für die jährlichen Landschaftsklassifikationen mittels weniger hoch aufgelöster Satellitendaten. Dadurch können frühzeitig Veränderungen in den Gebieten festgestellt und darauf reagiert werden. RapidEye-Daten sind für die Klassifizierung von tropischen Trockenwäldern in der Region gut geeignet und leisten so einen wertvollen Beitrag für das Monitoring leisten.

Um die maßgeblichen Umweltfaktoren für die Verbreitung des Leoparden und Asiatischen Wildhundes in PPWS und MPF zu bestimmen, müssen aussagekräftige Daten über den Lebensraum sowie über das Vorkommen der Tiere in einem statistischen Modell analysiert werden. Die Umweltvariablen können aus den RapidEye-Daten gewonnen werden, z. B. dient der NDVI als Indikator für Vegetation.

In den Trockenzeiten der Jahre 2008 bis 2010 wurden 222 Aufnahmen von Leoparden und 46 von Asiatischen Wildhunden von insgesamt 61 Kamerafallen im Kerngebiet von MPF und 42 Kameras in PPWS gemacht. Im Ergebnis des Maximum Entropy Modells (MaxEnt; ELITH et al. (2011)) zeigte sich, dass Umweltfaktoren wie der NDVI, der räumliche Abstand zu Gewässern oder die Entfernung zu menschlichen Siedlungen nur eine untergeordnete Rolle für das Auftreten der beiden Prädatoren spielen. Von entscheidender Bedeutung ist dagegen die Verbreitung des Hauptbeutetiers, des Indischen Muntjak. Dagegen spielte die Vegetation für den Indischen Muntjak eine größere Rolle. Die Wahrscheinlichkeit für dessen Vorkommen war am höchsten, wenn auch die NDVI-Werte sehr hoch waren. Die Ergebnisse der Artverbreitungsmodellierung zeigen, dass der Leopard und Asiatische Wildhund Generalisten sind. Das bedeutet, dass sie keinen festen Bezug zu bestimmten Umweltbedingungen in MPF und PPWS haben und hauptsächlich durch die Verbreitung ihrer Beutetiere in ihrem Vorkommen beeinflusst werden. Die Studie hat gezeigt, dass Satellitendaten eine wichtige und kostengünstige Grundlage für die Artverbreitungsmodellierung liefern können, vor allem in Regionen, wo nur wenige Daten zur Verfügung stehen.

Darüber hinaus konnten die meisten Analyseschritte mit den Open-Source Softwares R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012) und QGIS (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2012) ausgeführt werden. Lediglich die Atmosphärenkorrektur musste mit dem kostenpflichtigen Programm ATCOR-2 (RICHTER, 1996) vorgenommen werden. Dadurch ist die angewandte Methodik kostengünstig reproduzierbar.

Potentiale und Herausforderungen der Satellitendatenanalyse im Hinblick auf die Aichi-Ziele 2020

Das große Potenzial der Fernerkundung liegt vor allem in dem kontinuierlichen Datensatz, der durch Satelliten aufgenommen wird und teilweise mehrere Jahrzehnte zurückreicht. Hinzu kommt, dass viele Satelliten eine globale Abdeckung mit Daten gewährleisten. Somit werden auch schwer zugängliche und potenziell gefährliche Regionen erschlossen, so dass aufwendige und sehr kostspielige Geländebegehungen auf das Nötigste reduziert werden können. Denn eine der größten Herausforderungen der CBD ist die Finanzierung der Maßnahmen für die Erfüllung der Aichi-Ziele (GEOBON, 2011).

Daher ist es von Vorteil, dass Satellitendaten teilweise kostenfrei zur Verfügung stehen und auch für die Bearbeitung und Analyse immer mehr kostenfreie Open Source Programme genutzt werden können. Des Weiteren wird die Bearbeitung von Satellitendaten durch entsprechende Software immer einfacher und nutzerfreundlicher werden.

Trotz der überwiegend positiven Aspekte gibt es in der Fernerkundung noch viele Herausforderungen.

Um eine gute Landschaftsklassifikation durchführen zu können, sollte man das Untersuchungsgebiet möglichst aus eigener Anschauung kennen. Dies ist vor allem für die Evaluation der Ergebnisse wichtig, denn gerade bei der Klassifikation können Fehler auftreten. Viele Satellitendaten sind aufgrund von Wolken unbrauchbar für entsprechende Analysen, was gerade in den tropischen Regionen, mit regelmäßiger und lang anhaltender Bewölkung, ein großes Problem darstellt. Lediglich Radarsatelliten sind davon unbeeinflusst, jedoch erfordert deren Nutzung zurzeit noch ein gewisses Expertenwissen auf dem Gebiet der Fernerkundung. Hinzu kommt, dass Satellitendaten in der Regel vorprozessiert werden müssen (z. B.

Atmosphärenkorrektur) und dafür oft nur kostenpflichtige Programme zur Verfügung stehen. Darüber hinaus ergeben sich teilweise sehr hohe Kosten, vor allem wenn man auf Radarsatellitendaten oder sehr hoch aufgelöste Daten angewiesen ist. Zusätzlich ist für die Verarbeitung von Satellitendaten eine gewisse technische Ausrüstung notwendig. Dazu gehören eine stabile Internetverbindung, um die Daten herunter laden zu können, sowie Computer mit entsprechender Rechen- und Speicherleistung. Eine ganz wesentliche Einschränkung erfährt die Fernerkundung bei Lebensräumen in größeren Meerestiefen. Oberflächennah ist es jedoch möglich, sowohl Algenblüten und auch Korallenriffe sowie Seegraslebensräume mit Satellitendaten zu bestimmen und zu beobachten (KACHELRIESS et al., 2014).

Die Synergie zwischen Biodiversitätsforschung und Fernerkundung gehört zu den neueren Forschungsfeldern und befindet sich noch immer in einem stetigen Ausbau (SECADES et al., 2014).

Daher werden viele der hier aufgeführten Herausforderungen in der Fernerkundung sicherlich bewältigt oder zumindest kompensiert werden können, um die Aichi-Ziele 2020 nachhaltig zu unterstützen.

Literatur

- BARREDA-BAUTISTA, B., LÓPEZ-CALOCA, A.A., COUTURIER, S., SILVÁ CÁRDENAS, J.L. (2011): Tropical Dry Forests in the Global Picture: The Challenge of Remote Sensing-Based Change Detection in Tropical Dry Environments, Planet Earth 2011 – In: CARAYANNIS, E. (Ed.): Global Warming Challenges and Opportunities for Policy and Practice. -
- BUBB, P., CHENERY, A., HERKENRATH, P., KAPOS, V., MAPENDEMBE, A., STANWELL-SMITH, D., WALPOLE, M. (2011): National Indicators, Monitoring and Reporting for the Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020. – Cambridge (UNEP-WCMC)
- CUTLER, D.R.; EDWARDS, T.C., JR.; BEARD, K.H.; CUTLER, A.; HESS, K.T.; GIBSON, J.; LAWLER, J.J. (2007): Random forests for classification in ecology. - *Ecology*, 88: 2783–2792.
- ELITH, J., PHILLIPS, S.J., HASTIE, T., DUDÍK, M., CHEE, Y.E., YATES, C.J. (2011): A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. - *Diversity and Distributions* 17: 43–57.
- GEOBON (2011): Adequacy of biodiversity Observation System to Support the CBD 2020 targets. Report prepared for the Convention of Biological Diversity. - CSIR-NRE, Pretoria, SA.
- GRAY, T.N., PHAN, C. (2011): Habitat preferences and activity patterns of the larger mammal community in Phnom Prich Wildlife Sanctuary, Cambodia. *THE Raffles Bulletin of Zoology* 59, 311–318.
- JENSEN, J.R. (2007): Remote Sensing of the Environment: An Earth Resource Perspective. - 2nd Ed. - Upper Saddle River, New York (Prentice Hall)
- KACHELRIESS, D., WEGMANN, M., GOLLOCK, M., PETTORELLI, N. (2014): The application of remote sensing for marine protected area management. - *Ecol. Indicators* 36: 169–177.
- MILES, L., NEWTON, A.C., DEFRIES, R.S., RAVILIOUS, C., MAY, I., BLYTH, S., KAPOS, V., GORDON, J.E. (2006): A global overview of the conservation status of tropical dry forests. - *Journal of Biogeography* 33: 491–505.
- MOONEY, H.A., BULLOCK, S.H., MEDINA, E. (1995): Introduction. - In: BULLOCK, S.H., MEDINA, M.E. (Eds.): Seasonally dry tropical forests. Cambridge (University Press)
- PEREIRA, H.M., et al. (2013): Essential Biodiversity Variables. - *Science*, Vol. 339
- PETTORELLI, N., RYAN, S., MUELLER, T., BUNNEFELD, N., JEDRZEJEWSKA, B., LIMA, M. & KAUSRUD, K. (2011): The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI): unforeseen successes in animal ecology. - *Climate Research* 46:15–27.
- QGIS DEVELOPMENT TEAM, (2012): QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>

- R DEVELOPMENT CORE TEAM, (2012): R: A language and environment for statistical computing. R foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- RICHTER, R. (1996): A spatially adaptive fast atmospheric correction algorithm. - International Journal of Remote Sensing, 17(6): 1201-1214.
- SECADES, C., O'CONNOR, B., BROWN, C., WALPOLE, M. (2014): Earth Observation for Biodiversity Monitoring: A review of current approaches and future opportunities for tracking progress towards the Aichi Biodiversity Targets. – Montreal (Secretariat of the Convention on Biological Diversity) (Technical Series No. 72)
- STRAND, H., HOFT, R., STRITTHOLT, J., MILES, L., HORNING, N., FOSNIGHT, E., (eds.) (2007): Sourcebook on Remote Sensing and Biodiversity Indicators. – Montreal (Secretariat of the Convention on Biological Diversity) (Technical Series no. 32)

Judith Reise
Karlstr. 1
16278 Angermünde
email: reise.judith@gmail.com

Die Erhaltung der biologischen Vielfalt geht mit Wohlbefinden einher - die Rolle von Wertdisposition und Naturbezug

JAN-NIKLAS SCHRÖDER; SUSANNE MENZEL

Schlagwörter: Werte, Naturbezüge, Wohlbefinden, Naturschutz

Einleitung

Das eigene Wohlbefinden ist ein zentrales Lebensziel. Eine wichtige Ressource, um das menschliche Wohlbefinden zu steigern ist die Natur. Die Sicherung der Natur – und somit des menschlichen Wohlbefindens – hängt stark von der dauerhaften Verfügbarkeit natürlicher Ressourcen ab (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). Dreiviertel aller in Deutschland lebenden Menschen stimmen der Aussage zu, die Natur fördere durch ihre biologische Vielfalt das persönliche Wohlbefinden und die Lebensqualität (BMUB 2014). Menschen fühlen sich außerhalb von Gebäuden wohler als innen (MACKERRON & MURATO 2013), eine subjektiv empfundene Verbundenheit mit Natur geht mit einem gesteigerten Wohlbefinden einher (ZELENSKI & NISBET 2012) und umweltfreundliches Verhalten kann das Wohlbefinden steigern (VENHOEVEN, BOLDERDIJK, & STEG 2013). Myers und Diener (1995) fassen zusammen, dass die wichtigste Quelle für ein zufriedenes Leben die nichtmaterialistische Natur ist.

Die Convention on Biological Diversity und die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt fordern übereinstimmend die „Erhaltung von Gütern und Dienstleistungen biologischer Vielfalt, um das menschliche Wohlbefinden zu fördern“ (BMU 2007, S. 20). Zugleich begründet das BMU seine Strategie u. a. damit, dass „die Erholung in Natur und Landschaft [...] eine wichtige Voraussetzung für das Wohlbefinden und die physische und psychische Gesundheit der Menschen [darstellt]“ (BMU 2007, S. 53). In der vorliegenden Arbeit untersuchen wir menschliches Wohlbefinden und dessen Zusammenhang mit zwei bedeutungsvollen psychologischen Faktoren: einem subjektiv wahrgenommenen Bezug zur Natur sowie grundlegenden Werten eines Menschen.

Theorie: Werte, Naturbezug und Wohlbefinden

Werte repräsentieren fundamentale, lenkende Prinzipien des menschlichen Lebens (SCHWARTZ 1994) und liegen Einstellungen und Handlungsabsichten zu Grunde. Werte sind Konzepte oder Meinungen und betreffen wünschenswerte Endzustände oder Verhalten. Sie beeinflussen individuelle und kollektive Entscheidungen und sind profunde, transsituationale und motivationale Ideale, die Verhalten leiten (ebd.).

Werte besitzen entsprechend ihrer fundamentalen psychologischen Verortung eine wichtige Bedeutung für das persönliche Wohlbefinden (BROWN & KASSER 2005). Außerdem können altruistische und biosphärische Wertdimensionen umweltfreundliches Verhalten vorhersagen (SCHULTZ & ZELEZNY 1998; SCHWARTZ 1994). Es ist anzunehmen, dass persönliche Werte auch in einem engen Zusammenhang mit Naturbezügen und Wohlbefinden stehen – eine Vermutung, die im Rahmen dieser Studie empirisch überprüft werden soll.

Die Biophilia Hypothese von E. O. Wilson (1984) besagt, dass die Verbindung zwischen Mensch und Natur einen evolutionsbiologischen Ursprung besitzt und Menschen ein angeborenes Bedürfnis nach Natur innehaben. Kellert und Wilson (1993) postulieren übereinstimmend, dass die Wertschätzung der Biodiversität in unser Leben eingebettet ist, da die Natur essentiell für unsere Gesundheit und Entwicklung ist.

Naturbezüge zeichnen sich vor allem durch Verbindungen, die Menschen mit der Natur empfinden können, und das individuelle Interesse an der Natur aus (ELLIS & THOMPSON 1997). Naturverbindungen können sowohl unidimensional als auch multidimensional sein. Eine unidimensionale Naturverbindung

ist die einfache emotional empfundene Beziehung zur Natur (MAYER & FRANTZ 2004). Multidimensionale Naturverbindungen können affektive, kognitive und erlebte Bezüge zur Natur gleichzeitig betreffen und die Identifikation von Menschen mit der natürlichen Umwelt zum Ausdruck bringen (NISBET, ZELENSKI & MURPHY 2009).

Naturbezüge können subjektives Wohlbefinden vorhersagen (TAM 2013). De Young (2000) konnte beispielsweise zeigen, dass umweltfreundliches Verhalten und prosoziales Verhalten in engem Zusammenhang mit intrinsischer Zufriedenheit stehen, die wiederum das persönliche Wohlbefinden erhöhen kann.

Wohlbefinden umfasst sowohl eine langfristige, kognitive Komponente (z. B. Lebenszufriedenheit) als auch eine kurzfristige, affektive Komponente (z. B. Emotionen) (DIENER, SUH, LUCAS, & SMITH 1999).

Das individuelle Wohlbefinden unterliegt im Wesentlichen drei Gruppen von Einflussfaktoren: externen Faktoren, einer psychologischen Ausgangslage und dem eigenen Verhalten (LYUBOMIRSKY, SHELDON, & SCHKADE 2005). Unter externen Faktoren sind äußere Umstände, wie z. B. materialistischer Reichtum, soziale Kontakte oder gesundheitliche Lebensumstände zu verstehen. Die psychologische Ausgangslage entspricht jedoch einem für jedes Individuum subjektiven Fixpunkt, um den herum sich das eigene Wohlbefinden bewegt und immer wieder einpendelt. Nachdem eine bestimmte Form von positivem oder negativem Ausschlag erlebt wird, wird mit der Zeit immer wieder der eigene Fixpunkt erreicht (hedonic treadmill, BRICKMAN & CAMPBELL 1971). Der dritte Einflussfaktor auf das persönliche Wohlbefinden ist das eigene Verhalten. Dieser Faktor stellt das größtmögliche Potenzial für eine Einflussnahme auf das eigene Wohlbefinden dar (LYUBOMIRSKY, SHELDON, & SCHKADE 2005). In diesem Bereich kann auch umweltfreundliches Verhalten relevant werden, da es nachweislich eine positive Auswirkung auf das Wohlbefinden haben kann (VENHOEVEN, BOLDERDIJK, & STEG 2013).

Forschungsfragen

In der vorliegenden Studie handelt es sich um eine explorative Arbeit. Vor der Überprüfung inhaltlicher Hypothesen steht daher zunächst die methodische Aufarbeitung der empirischen Arbeit. Insbesondere müssen Testinstrumente entwickelt werden, die reliabel und valide sind. Eine erste Forschungsfrage zielt auf eben diese methodische Vorbereitung:

Forschungsfrage 1: Durch welche Messinstrumente können Werte, Naturbezüge und Wohlbefinden angemessen erhoben werden?

Eine zweite Forschungsfrage deckt die globalen Bezüge zwischen den oben skizzierten Faktoren ab:

Forschungsfrage 2: Welche Zusammenhänge können in einem studentischen Sample zwischen Werten, Naturbezügen und Wohlbefinden gefunden werden?

Methode

Die quantitative Fragebogenstudie (N=237) wurde mit Lehramtsstudierenden unterschiedlicher Fächerkombinationen der Universität Osnabrück durchgeführt, da Lehrkräfte eine wichtige Rolle als Wertvermittler bei Kindern spielen (UNICEF 2014). Insgesamt nahmen 36 Männer und 197 Frauen teil, während vier Studierende keine Angaben zum Geschlecht machten. Die Studierenden waren zum Zeitpunkt der Befragung im Alter zwischen 18 bis 39 Jahren (mittleres Alter: 21,7 J.).

In dieser Studie wurden die drei potenziellen Einflussfaktoren auf Wohlbefinden (externe Faktoren, psychologische Ausgangslage, eigenes Verhalten) anhand erhobener soziodemografischer Daten, persönlicher Werte und Skalen zu Naturbezügen in einen Zusammenhang gebracht, um Beziehungen zwischen möglichen Faktoren auf empirischer Basis identifizieren zu können. Es wurden mehrere Skalen zur Erhebung des Wohlbefindens und der Naturbeziehung eingesetzt, um deren Reliabilität vergleichend zu testen (Abb. 1).

Naturverbindungen, die vor allem ökologisch verantwortlichen Verhaltensweisen zugrunde liegen, wurden mit der Connectedness to Nature Scale (MAYER & FRANTZ 2004) und der Nature Relatedness Scale (NISBET, ZELENSKI, & MURPHY 2009) gemessen. Das Interesse an der Natur wurde mit Hilfe der Environmental Concern Scale (ELLIS & THOMPSON 1997) erfasst.

Mit der deutschen Version des Portrait Value Questionnaire (SCHMIDT et al. 2007) wurden Wertdimensionen erhoben. Aus den Items dieser Skala können vier übergeordnete Dimensionen aggregiert werden: Selbsterhöhung, Offenheit für Wandel, Bewahrung und Selbstüberwindung.

Außerdem wurde das Wohlbefinden parallel mit Hilfe des Oxford Happiness Questionnaire (HILLS & ARGYLE 2002), der Satisfaction with Life Scale (DIENER et al. 1985) und der Subjective Happiness Scale (LYUBOMIRSKY & LEPPER 1999) erfasst.

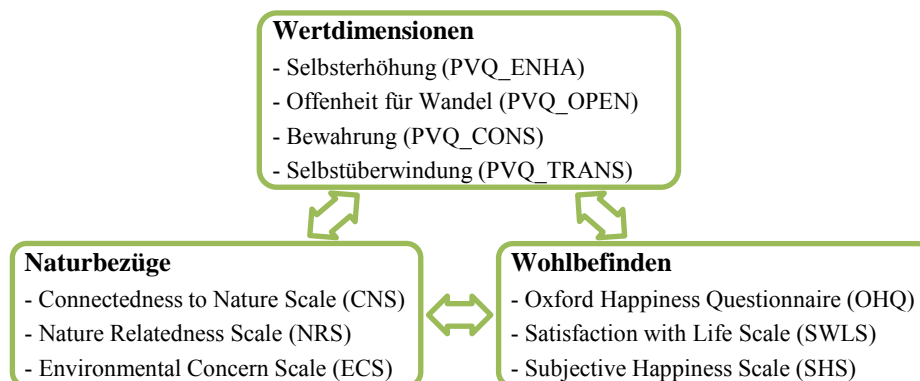


Abb. 1: Erhobene Faktoren mit jeweils eingesetzten Skalen.

Zur Datenaufbereitung wurde mit der Software Mplus eine konfirmatorische Faktoranalyse durchgeführt, um ein verbessertes Modell mit höheren Faktorladungen und geringerem Standardfehler gewährleisten zu können. Anschließend wurden signifikante Korrelationen zwischen den einzelnen gemessenen Parametern identifiziert.

Ergebnisse

Es zeigten sich signifikante Zusammenhänge zwischen den Werten, Naturbezüge und Wohlbefinden (siehe Tab. 1).

Die Wertedimensionen Offenheit für Wandel und Bewahrung korrelierten hoch signifikant negativ miteinander, ebenso die Dimensionen Selbsterhöhung und Selbstüberwindung. Die Wertedimension Selbsterhöhung korrelierte zudem schwach negativ mit Naturbezug (ECS) und ebenfalls schwach positiv mit den Wohlbefinden (OHQ und SWLS). Die Dimension Offenheit für Wandel korrelierte hoch, bzw. höchst signifikant positiv mit den Skalen zu Wohlbefinden (SWLS und SHS). Die Dimension Bewahrung zeigte einen hoch signifikanten negativen Zusammenhang mit einer der beiden Skalen zu Wohlbefinden (SHS).

Die Wertedimension Selbstüberwindung korrelierte positiv mit den Skalen zu Naturbezügen (höchst signifikant positiv mit CNS und schwach positiv mit ECS) sowie mit beiden Skalen zu Wohlbefinden (SHS und OHQ).

Naturbezüge (CNS und NRS) standen in einem signifikanten bzw. höchst signifikanten positiven Zusammenhang mit Wohlbefinden (OHQ und SWLS) und anderen Naturbezügen (NRS und ECS).

Die verschiedenen Skalen zur Erhebung von Wohlbefinden standen in einem stark positiven Zusammenhang miteinander.

Tab. 1: Korrelationen der Wertedimensionen und aggregierten Skalen.

	PVQ_ ENHA	PVQ_ OPEN	PVQ_ CONS	PVQ_ TRANS	CNS	NRS	ECS	OHQ	SWLS
PVQ_ ENHA									
PVQ_ OPEN	nicht signifi- kant (n.s.)								
PVQ_ CONS	n.s.	- 0.468**							
PVQ_ TRANS	- 0.326**	n.s.	n.s.						
CNS	n.s.	n.s.	n.s.	0.576** *					
NRS	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0.285**				
ECS	-0.187*	n.s.	n.s.	0.413*	0.349** *	n.s.			
OHQ	0.207*	n.s.	n.s.	0.255*	0.185*	0.756** *	n.s.		
SWLS	0.184*	0.217**	n.s.	n.s.	n.s.	0.529** *	n.s.	0.850** *	
SHS	n.s.	0.498** *	- 0.222**	0.334** *	n.s.	n.s.	n.s.	0.473** *	0.622** *

Robuster Maximum-Likelihood-Schätzer; Modellgüte: RMSEA: 0.054, CFI: 0.847, TLI: 0.829, SRMR: 0.068; *p < .05; **p < .01; ***p < .001 (zweiseitig); PVQ_ENHA: Selbsterhöhung, PVQ_OPEN: Offenheit für Wandel, PVQ_CONS: Bewahrung, PVQ_TRANS: Selbstüberwindung, CNS: Connectedness to Nature Scale, NRS: Nature Relatedness Scale, ECS: Environmental Concern Scale, OHQ: Oxford Happiness Questionnaire, SWLS: Satisfaction with Life Scale, SHS: Subjective Happiness Scale.

Diskussion

Die empirisch erlangten Ergebnisse zu den Wertedimensionen entsprechen denen in der Theorie beschriebenen Beziehungen (SCHMIDT et al. 2007). Selbsterhöhung und Selbstüberwindung entsprechen demnach gegensätzlichen Werteigenschaften, wie auch Bewahrung und Offenheit für Wandel.

Sowohl die Skalen zu Naturbezügen als auch zu Wohlbefinden wiesen positive Korrelationen untereinander auf, sodass davon ausgegangen werden kann, dass wir jeweils eigenständige Dimensionen abbilden konnten und von bedeutungsvollen Beziehungen zwischen den drei Konstrukten Werten, Naturbezügen und Wohlbefinden ausgehen können.

Auch der positive Zusammenhang zwischen Werten, Naturbezügen und Wohlbefinden konnte in unserer Untersuchung empirisch bestätigt werden. Das Wertecuster Selbstüberwindung, zu dem auch der Werte-

typ Universalismus gehört, korrelierte positiv mit Naturbezügen. Schmidt et al. (2007) zeigten bereits, dass dieser Wertetyp mit einem Umweltschutzverhalten einhergeht und beschreibt Menschen, die eine starke Zustimmung zu diesem Wertetyp zeigen als eher umweltfreundlich. Die Wertetypen Konformität, Sicherheit und Macht, die zu den Dimensionen Bewahrung und Selbsterhöhung gehören, sollten demnach negativ mit umweltfreundlichen Verhalten korrelieren (ebd.). Auch dies konnte in unserer Untersuchung gezeigt werden, da die Dimensionen Bewahrung und Selbsterhöhung entweder gar keinen oder einen negativen Zusammenhang zu Naturbezügen aufwiesen. Selbstüberwindung korrelierte zudem positiv mit Wohlbefinden. Brown und Kasser (2005) konnten zeigen, dass Wohlbefinden und ökologisch verantwortliches Verhalten positiv miteinander korrelieren. Die Befriedigung des Bedürfnisses nach einer Verbindung zur Natur kann wichtig für die intrinsische Motivation sein (vgl. RYAN & DECI 2000). Intrinsische Motivation ist wiederum wichtig, um sie im Sinne des Schutzes der natürlichen Umwelt zu nutzen, denn Sheldon und Kasser (1998) berichten, dass Wohlbefinden gesteigert werden kann, wenn Menschen entsprechende intrinsische Ziele erreichen. Diese Wertabhängigkeit konnte in unserer Untersuchung bestätigt werden: Selbsterhöhung wies zwar eine negative Korrelation zu Naturbezügen auf, jedoch korrelierte die Dimension positiv mit der Satisfaction with Life Scale zu Wohlbefinden. Diese Skala erfasst vor allem das Wohlbefinden im Vergleich mit anderen Personen. Der Vergleich mit anderen Menschen ist gerade beim Selbsterhöhungstyp von großer Bedeutung. Den Menschen, die dieser Dimension zustimmen, ist der persönliche Erfolg und individuelle Status besonders wichtig. Umso eher sie dieser Wertdimension also zustimmen, desto wohler fühlten sie sich.

Die Dimension Offenheit für Wandel korrelierte positiv mit Wohlbefinden und wies keine Beziehung zu Naturbezügen auf. Die dieser Dimension entgegen gestellte Dimension Bewahrung korrelierte negativ mit Wohlbefinden. Diese Personen sind demnach eher weniger glücklich und weisen zudem keinen signifikanten Naturbezug auf. Wertorientierung und Achtsamkeit können Glück und ökologisch verantwortliches Verhalten fördern (BROWN & KASSER 2005). Vor diesem Hintergrund sollten Personen, die der Dimension Bewahrung zustimmen, Perspektiven offenbart werden, die zeigen, dass Naturschutz nicht als Last wahrgenommen werden muss, sondern auch als „egoistisches“ Ziel verfolgt werden kann, das zusätzlich auch anderen Menschen und der Natur helfen kann. So kann zum einen das eigene Wohlbefinden gesteigert werden und zum anderen ein Naturbezug erlangt werden.

Viele Menschen haben ihre Verbindung zur natürlichen Umwelt verloren (CONN 1998) und diese zerstörte Beziehung zwischen Mensch und Natur könnte ein Grund für umweltfeindlichere Verhaltensweisen und Unzufriedenheit von Menschen sein (NISBET & ZELENSKI 2013). Ein höheres Bewusstsein für die biologische Vielfalt sollte im Zuge der sich verschlimmernden ökologischen Krise eines der Hauptbildungsziele für gegenwärtige und zukünftige Generationen sein.

Gerade Kindern und Jugendlichen kommt eine entscheidende Rolle in der (nachhaltigen) Gestaltung unserer Erde zu, um die biologische Vielfalt bewahren und damit die Natur schützen zu können, aber auch, um das eigene Wohlbefinden zu steigern. Vor allem der Kontakt zur natürlichen Umgebung während der Kindheit führt zu einem größeren Naturbezug (HOWELL et al. 2011). Zudem zeigen Studien, dass der Umweltschutz Kindern immer wichtiger wird und Geld und Besitz für sie eine untergeordnete Rolle spielen (UNICEF 2014). „Bildung für nachhaltige Entwicklung bietet in besonderem Maße Anknüpfungspunkte, Themen der Biologischen Vielfalt zu kommunizieren“ (BMU 2007, S. 88) und kann als eine Maßnahme wahrgenommen werden, das Bewusstsein für Biodiversität bereits im Kindesalter zu entwickeln und zu stärken, sowohl im Sinne der des Wohlbefindens der Heranwachsenden als auch im Sinne der Natur.

Literatur

- BMU (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. - Berlin (BMU)
- BMUB (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, BAU UND REAKTORSICHERHEIT) (2014): Naturbewusstsein 2013. Bevölkerungsumfrage zur Natur und biologischer Vielfalt. - Berlin (BMUB)
- BRICKMAN, P. & CAMPBELL, D.T. (1971): Hedonic relativism and planning the good society. – In: APLEY, M.H. (Ed.), *Adaptation-level theory: A symposium*. - New York (Academic Press) 287-302
- BROWN, K.W., & KASSER, T. (2005): Are psychological and ecological well-being compatible? The role of values, mindfulness, and lifestyle. - *Social Indicators Research*, 74: 349-368.
- CONN, S. (1998): Living in the earth: ecopsychology, health and psychotherapy. - *Humanistic Psychology*, 26: 179-198.
- DE YOUNG, R. (2000): Expanding and evaluating motives for environmentally responsible behavior. - *Journal of Social Issues*, 56: 509-526.
- DIENER, E., EMMONS, R.A., LARSEN, R.J., & GRIFFIN, S. (1985): The Satisfaction With Life Scale. - *Journal of Personality Assessment*, 49: 71-75.
- DIENER, E., SUH, E.M., LUCAS, R.E., & SMITH, H.L. (1999): Subjective well-being: Three decades of progress. - *Psychological Bulletin*, 125: 276-302.
- ELLIS, R.J., & THOMPSON, F. (1997): Culture and the environment in the Pacific Northwest. *The American Political Science Review*, 91: 885-897.
- HILLS, P., & ARGYLE, M. (2002): The Oxford Happiness Questionnaire: a compact scale for the measurement of psychological well-being. - *Personality and Individual Differences*, 33: 1073-1082.
- HOWELL, A.J., DOPKO, R.L., PASSMORE, H., & BURO, K. (2011): Nature connectedness: associations with well-being and mindfulness. - *Personality and Individual Differences*, 51: 166-171.
- KELLERT, S.R., & WILSON, E.O. (1993): *The Biophilia Hypothesis*. – Washington (Island Press)
- LYUBOMIRSKY, S., & LEPPER, H.S. (1999): A measure of subjective happiness: Preliminary reliability and construct validation. - *Social Indicators Research*, 46: 137-155.
- LYUBOMIRSKY, S., SHELDON, K. M., & SCHKADE, D. (2005): Pursuing happiness: The architecture of sustainable change. *Review of General Psychology*, 9: 111-131.
- MACKERRON, G., & MOURATO, S. (2013): Happiness is greater in natural environments. - *Global Environmental Change*, 23: 992-1000.
- MAYER, F.S., & FRANTZ, C.M. (2004): The connectedness to nature scale: a measure of individuals' feeling in community with nature. - *Journal of Environmental Psychology*, 24: 503-515.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. – Washington (Island Press)
- MYERS, D., & DIENER, E. (1995): Who is happy? - *Psychological Science*, 14: 10-19.
- NISBET, E.K., & ZELENSKI, J.M. (2013): The NR-6: a new brief measure of nature relatedness. - *Frontiers in psychology*, 48: 1-11.
- NISBET, E.K., ZELENSKI, J.M., & MURPHY, S.A. (2009): The nature relatedness scale: linking individuals' connection with nature to environmental concern and behavior. - *Environmental Behavior*, 41: 715-740.
- RYAN, R.M., & DECI, E.L. (2000): Self-Determination Theory and the Facilitation of Intrinsic Motivation, Social Development, and Well-Being. - *American Psychologist*, 55: 68-78.

- SCHMIDT, P., BAMBERG, S., DAVIDOV, E., HERRMANN, J., & SCHWARTZ, S.H. (2007): Die Messung von Werten mit dem „Portraits Value Questionnaire“. - Zeitschrift für Sozialpsychologie, 38: 261-275.
- SCHULTZ, P.W., & ZELEZNY, L. (1998): Values and proenvironmental behavior: A five-country survey. - Journal of Cross-Cultural Psychology, 29: 540-558.
- SCHWARTZ, S.H. (1994): Are there universal aspects in the content and structure of values? - Journal of Social Issues, 50: 19–45.
- SHELDON, K.M., & KASSER, T. (1998): Pursuing personal goals: Skills enable progress, but not all progress is beneficial. - Personality and Social Psychology Bulletin, 24: 1319-1331.
- TAM, K.-P. (2013): Concepts and measures related to connection to nature: similarities and differences. - Journal of Environmental Psychology, 34: 64-78.
- UNICEF (2014). Kinderwertmonitor 2014. - Stand: 23.09.2014.
- VENHOEVEN, L., BOLDERDIJK, J., & STEG, L. (2013): Explaining the Paradox: How Pro-Environmental Behavior can both Thwart and Foster Well-Being. - Sustainability, 5: 1372-1386.
- WILSON, E.O. (1984). Biophilia. – Cambridge (Harvard University Press)
- ZELENSKI, J.M. & NISBET, E.K. (2012): Happiness and Feeling Connected: The Distinct Role of Nature Relatedness. - Environment and Behavior, 46: 3-23.

*Jan-Niklas Schröder
 Universität Osnabrück
 Fachbereich 05: Biologie/Chemie
 Biologiedidaktik
 Barbarastr. 11
 49076 Osnabrück
 jan-niklas.schroeder@biologie.uni-osnabrueck.de*

Synthetische Biologie und Biodiversität¹

BERND GIESE

Schlagwörter: Synthetische Biologie, rationale Konstruktion, Funktionalitäten, Risiko, Vorsorgeprinzip

Versuch und Irrtum, Manipulation statt Konstruktion – diese der Komplexität und Unberechenbarkeit von Organismen geschuldete, zaghafte und ungewisse Herangehensweise soll in der Biotechnologie bald der Vergangenheit angehören. Denn ein neuer Forschungs- und Entwicklungszweig, der seit Beginn des 21. Jahrhunderts unter dem Begriff ‚Synthetische Biologie‘ bekannt wurde, verspricht für die Zukunft eine planbare, rationale und weitreichende Veränderung sowie Neugestaltung von Organismen auf der Grundlage umfassender Datenbanken und Methoden, die sich stark an Ingenieursprinzipien orientieren (NEST 2005). Viele der bisherigen Entwicklungen in der Synthetischen Biologie zielen auf Anwendungen, die zu Produktionszwecken in geschlossenen Systemen durchgeführt werden oder sich auf biochemische Reaktionen in abgesicherten Laborumgebungen beschränken. Es ist jedoch absehbar, dass eine Reihe von Anwendungen darüber hinausgeht und deshalb im Kontext des Schutzes der natürlichen Biodiversität diskutiert werden muss. Zudem werden die methodischen Vereinfachungen durch technische Fortschritte nicht ohne Auswirkungen auf die Suche nach verwertbaren genetischen Ressourcen bleiben.

In diesem Beitrag kann die Bedeutung der Synthetischen Biologie für die Biodiversität nur schlaglichtartig beleuchtet werden. Für umfassendere Analysen sei vor allem auf die aktuellen Texte der Convention on Biological Diversity zu den positiven und negativen Auswirkungen der Synthetischen Biologie verwiesen². Der vorliegende Beitrag soll vielmehr helfen, ein erstes Verständnis dieses neuen, in seinen Ansprüchen revolutionär erscheinenden Gebietes zu erlangen, um seine zukünftigen Potenziale und Risiken besser einschätzen zu können.

Phänomenologie

Obwohl für das gesamte Gebiet der Synthetischen Biologie der Anspruch planvoller und umfassender Neu- bzw. Umgestaltung biologischer Materie kennzeichnend ist, ist dieses Forschungsfeld inhomogener als zuvor entstandene neue Gebiete der Biologie, wie zum Beispiel die Molekulargenetik oder die Systembiologie. Dies spiegelt sich auch in dem Umstand wider, dass derzeit noch keine allgemein gebräuchliche Definition für die Synthetische Biologie existiert. In der Synthetischen Biologie scheinen drei grundlegende Traditionslinien zusammenzufließen (bzw. derzeit noch eher miteinander um die Deutungshoheit über das Feld zu konkurrieren): die oft erwähnte molekulargenetische bzw. gentechnische sowie die bio-informatische bzw. systembiologische und vor allem auch die weniger oft erwähnte biochemische Traditionslinie³ (GIESE et al. 2015; KASTENHOFER/SCHMIDT 2011).

Das gentechnische Paradigma bezieht sich dabei auf ein software-technisches Verständnis, bei dem Gene als „Informationselemente“ bzw. „Programme“ interpretiert werden, die beliebig herausgeschnitten und neu kombiniert werden können. Die systemische Traditionslinie ist mit den Dynamiken der zellulären Selbstorganisationsprozesse befasst und die Biochemische schließlich mit der Synthese neuer bzw. der Variation natürlicher biochemischer Grundelemente.

Einer prominenten Definition zufolge ist das Ziel dieser Bemühungen die „synthesis of complex, biologically based (or inspired) systems, which display functions that do not exist in nature“ (NEST 2005, S. 5).

¹ Der Artikel fasst z. T. Ergebnisse zusammen, die im BMBF-geförderten Projekt zur „Innovations- und Technikanalyse der Synthetischen Biologie“ (SynBioTA) gewonnen wurden (BMBF-Förderkennzeichen: 16I1611).

² Siehe hierzu: <http://www.cbd.int/emerging/> (aufgerufen am 25.10.2014)

³ Vgl. die Arbeiten von Hoesl und Budisa (2011) oder Benner et al. (2011).

Der Gipfelpunkt dieser Synthese bestünde in der Herstellung eines vollständig synthetischen Organismus. Doch dessen Realisierung liegt noch weit in der Zukunft. Zu viele Probleme müssen dafür in den verschiedenen Teilbereichen der Synthetischen Biologie noch gelöst werden. Derzeit beschäftigt sich der Großteil der ForscherInnen in diesem Gebiet (noch) mit der Erzeugung bzw. Umgestaltung von zellulären Komponenten.

In Anlehnung an Ingenieursprinzipien wird dabei ein Konstruktionsprozess angestrebt, bei dem die Phasen der a) Modellbildung, b) des Designs und c) der Herstellung eines Prototypen iterativ durchlaufen werden⁴, bis eine optimale Lösung erreicht ist – wobei angestrebt wird, möglichst schon über den ersten Entwurf zum besten Ergebnis zu gelangen (BUJARA/PANKE 2010).

Ein großer Bereich der Synthetischen Biologie zielt auf die Erzeugung von Modulen, die einzeln und in komplexeren Zusammenstellungen auf der Ebene der DNA oder RNA genregulatorisch wirken sowie auch auf der Ebene der Proteine metabolische bzw. signalübertragende Pfade bilden. Diese Kombinationen können auch Teile aufweisen, die aus unterschiedlichen Organismen stammen und dem neuen Kontext angepasst worden sind (RO et al. 2006).

Weitere bedeutende Entwicklungen sind die Erweiterung des genetischen Codes oder die Entwicklung eines künstlichen genetischen Codes auf der Basis unnatürlicher molekularer Grundbausteine. Aber auch synthetische funktionale RNA-Moleküle und neuartige Proteine werden erzeugt, wobei die Proteine ihre neuen, naturfremden Funktionen aus unnatürlichen, d. h. ‚nicht-kanonischen‘ Aminosäuren beziehen können (HOESL/BUDISA 2011). Mittels der Kombination vieler Moleküle wird schließlich die Erzeugung ganzer synthetischer Reaktionskompartimente, also neuer zellulärer Organellen angestrebt (SCHILLER 2015).

Anwendungsbereiche

Von großer Bedeutung ist zunächst die Synthese, um durch den Nachbau (und auch Variationen) die Erkenntnisse über biologische Struktur- und Funktionszusammenhänge zu prüfen. Neben diesem Stellenwert für die biologische Grundlagenforschung wird der Synthetischen Biologie ein hohes Potenzial für eine Reihe bedeutender Anwendungsfelder zugeschrieben (KHALIL/COLLINS 2010; RAENG 2009). Da sich die Synthetische Biologie allerdings überwiegend noch im Stadium der Grundlagenforschung befindet, ist unklar, wie die in den anwendungsorientierten Bereichen formulierten Ziele erreicht werden sollen. Zu den prominentesten Anwendungsfeldern gehören neben dem bereits genannten Verständnis biologischer Prozesse (also der Grundlagenforschung) aus heutiger Sicht:

die medizinische Diagnostik und ansatzweise auch die Therapie und Vorsorge,

die Synthese von Naturstoffen und (Fein-)Chemikalien,

die Energiegewinnung (durch Nutzung von Biomasse bzw. direkter Sonnenstrahlung),

die Umwelttechnik in Form von Sensoren oder Mechanismen zum Abbau bzw. zur Umwandlung von Umweltgiften und

die Erzeugung von biologischen Materialien mit hierarchischer Struktur und intelligenten Funktionen.

Aktuelle und zukünftige Aktivitäten mit Bedeutung für die Biodiversität

Mit der fortschreitenden Entwicklung der Synthetischen Biologie zeichnet sich ab, wie vielschichtig die Bezüge und damit auch ihre potenziell negativen Auswirkungen auf die natürliche Biodiversität sein können.

⁴ Siehe hierzu auch die Ergebniszusammenfassung des ersten Workshops des BMBF-geförderten Projekts „SynBioTA“ (BMBF-Förderkennzeichen: 1611611) unter: <http://www.tecdesign.uni-bremen.de/typo3/index.php?id=679>

Im kürzlich veröffentlichten gemeinsamen Entwurf des Woodrow Wilson International Center for Scholars und des Massachusetts Institute of Technology für ein Forschungsprogramm zu den ökologischen Auswirkungen der Synthetischen Biologie sind einige kritische Anwendungen als Fallbeispiele diskutiert worden (DRINKWATER et al. 2014). Dazu gehört die Verwendung sogenannter „gene drive“-Systeme zur Populationskontrolle krankheitsübertragender Organismen, wie beispielsweise Stechmücken. Eine weitere Anwendung, die mit der Freisetzung modifizierter Bakterien oder auch Pflanzen verbunden ist und noch ein hohes Maß an Unsicherheiten birgt, ist die Verbesserung der pflanzlichen Stickstofffixierung (DRINKWATER et al. 2014), weil auch mit ihr eine Freisetzung stark modifizierter Bakterien bzw. Pflanzen⁵ einhergeht.

Große Hoffnungen werden auch mit der Energiegewinnung als Anwendungsbereich der Synthetischen Biologie verbunden (CAROTHERS et al. 2009; FORTMAN et al. 2008). Um eine Flächenkonkurrenz zwischen sogenannten Energiepflanzen und Nahrungspflanzen zu vermeiden, wurde vorgeschlagen, Algen zu nutzen und diese in industriellen, städtischen und landwirtschaftlichen Abwässern oder in Seewasser zu kultivieren (SERVICE 2011; SINGH et al. 2011). Abhängig von den Eigenschaften der unter Umständen genetisch modifizierten Algen ergeben sich aber durch ihre verhältnismäßig hohe Mobilität in Gewässern neue Probleme. Flynn et al. wiesen erst kürzlich darauf hin, dass Algen, die zur Produktion von Biotreibstoffen in ihrer Fettsäuresynthese metabolisch stark verändert wurden, als Nahrungsquelle für Zooplankton unattraktiv würden und sich deshalb bei einem versehentlichen Austrag aus halboffenen Kultivierungssystemen stark vermehren könnten:

“[...] the ideal GM microalgae for commercial deployment could, on escape to the environment, become a harmful algal bloom species par excellence, with attendant risks to ecosystems and livelihoods.” (FLYNN et al. 2013, S. 1)

Hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Biodiversität sind aber nicht nur explorative wissenschaftliche Vorhaben oder gewollte und ungewollte Freisetzungen im Zusammenhang mit umwelttechnischen oder landwirtschaftlichen Anwendungen zu beachten. DNA-Sequenzierungs- und Synthesetechnologien haben sich in den vergangenen Jahren stark weiterentwickelt, womit auch ein erheblicher Preisverfall einherging, der die Entwicklung der Synthetischen Biologie erheblich vorangetrieben hat (KOSURI/CHURCH 2014). Die (am Gebrauchtmärkte auch apparative⁶) Verfügbarkeit von DNA-Synthese und Sequenzieretechnologie kann einerseits zu einem erhöhten Risiko durch die unkontrollierte Herstellung und Verbreitung genetisch veränderter bzw. reproduzierter Organismen oder Viren führen. Andererseits kann sie die unbemerkte Aneignung genetischer Ressourcen durch einfache Sequenzierung und die anschließende, weltweite Übertragung der sequenzierten Erbinformation auf elektronischem Wege unterstützen. Auch große Abschnitte der jeweiligen digital gespeicherten Erbinformation können anschließend durch moderne Syntheseverfahren wieder materialisiert werden. Heutige Biopiraterie ist somit nicht mehr allein auf den illegalen Export organischer Materialien angewiesen (BUBELA/GOLD 2012, S. 21). Zudem wird an Methoden gearbeitet, neu entdeckte Synthesewege unabhängig von den oft schwer kultivierbaren Organismen, in denen sie ursprünglich vorkommen, in leichter handhabbare Laborstämme zu übertragen. Auf diese Weise könnte eine erfolgreiche (heterologe) Expression des gesuchten Produkts vorgenommen werden (vgl. UNKLES et al. 2014).

Die Vereinfachung der (molekular-)biologischen Techniken und ihre Verbindung mit der Informatik hinsichtlich Datenverwaltung und Modellierung blieb nicht ohne Folgen für das Selbstverständnis des Gebietes. Dies hat dazu geführt, dass der „Open Source“-Gedanke in die Biologie Einzug hielt. Mittlerweile gibt es in einigen Ländern Gruppen, die sich als „Do-It-Yourself“-Biologen oder „Biohacker“ bewusst vom institutionellen, meist akademischen Rahmen biologischer Forschung und Anwendungsentwicklung losgesagt haben. Sie unterstützen die von der Synthetischen Biologie angestrebte Vereinfachung

⁵ Falls die für die Stickstofffixierung kodierenden Gencluster direkt in die Pflanzenzellen integriert werden.

⁶ Auf Internetplattformen für gebrauchte Laborgeräte werden auch DNA-Synthese- und Sequenziergeräte angeboten, vgl. <http://www.labx.com/v2/categoryHome.cfm?parentCategoryNo=226> (aufgerufen am 01.10.2014)

chung der Konstruktionsmethoden sowie den offenen Zugang zu Protokollen, Sequenzen und biologischen „Bausteinen“^{7,8} und verbinden damit einen demokratischen Anspruch (LANDRAIN et al. 2013; SEYFRIED et al. 2014; TNO 2011).

Risiken

Entsprechend der hohen Eingriffstiefe muss man bei der frühen Diskussion von Risiken, die mit den neuen Konstrukten der Synthetischen Biologie einhergehen können, die grundlegenden, potenziell gefährdenden Eigenschaften von Organismen in Betracht ziehen (BENNER et al. 2011; GIESE/VON GLEICH 2015):

die Fähigkeit zur Selbsterhaltung und zur Vermehrung,

die Möglichkeit zur Anpassung und Entwicklung sowie

die Fähigkeit zum Austausch von genetischer Information mit natürlichen Organismen aufgrund einer gemeinsamen natürlichen oder nah verwandten genetischen biochemischen Grundlage.

Eine vierte, potenziell gefährdende Eigenschaft künstlicher Organismen sollte diese Aufzählung ergänzen:

molekulare Interaktionen von Zwischenprodukten und Produkten der neuen (bio-)chemischen Reaktionen und Organismen mit den Lebewesen und Stoffen der Umgebung.

Grundsätzlich müsste also vor jedem Anwendungsfall untersucht werden, welche (molekularen) Wechselwirkungen mit umgebenden Materialien und Organismen auftreten können. Wichtig sind vor allem Eigenschaften, die 1.) eine erhöhte Persistenz, 2.) die Vermehrung der synthetischen Organismen und 3.) die Übertragung ihrer Eigenschaften auf andere Lebewesen betreffen. Denn sie können eine erhöhte Exposition gegenüber den natürlichen Elementen von Ökosystemen bedingen. Auf die potenziell eingeschränkte Vorhersagefähigkeit und den entsprechenden Kontrollverlust für genetisch veränderte Organismen (GVO) (oder vollkommen synthetische Organismen⁹), die mit den erweiterten Methoden der Synthetischen Biologie erzeugt wurden, hat die Arbeitsgruppe von David Rejeski hingewiesen (DANA et al. 2012):

„But unlike transgenic crops, synthetic microbes will be altered in more sophisticated and fundamental ways (such as elimination of metabolic pathways), making them potentially more difficult to regulate, manage and monitor. They might also have environmental impacts that are difficult to predict“ (DANA et al. 2012, S. 29).

Abhängig vom Ausmaß der Neusynthese ist zudem fraglich, ob das Vergleichskriterium, das der Risikoabschätzung in der geltenden Gentechnikgesetzgebung (EU und Deutschland) zugrunde liegt, noch anwendbar ist.

Abgesehen von dem Problem, dass auch bei einer Verwendung von GVO in geschlossenen Systemen eine dauerhafte vollständige Isolation nicht gewährleistet werden kann (WRIGHT et al. 2013), sind Freisetzungen zusätzlich mit der Tatsache konfrontiert, dass genetische Sicherheitsmechanismen, die beispielsweise den GVO bei Kontrollverlust töten, eine Abhängigkeit von bestimmten Nährstoffen kodieren oder die Übertragung der modifizierten oder künstlichen Gensequenz verhindern sollen, durch Punktmutationen und Genumordnungen funktionsunfähig werden können (MOE-BEHRENS et al. 2013). Dieser Nachteil äußert sich in dem von Moe-Behrens et al. beschriebenen Scheitern vieler genetischer Sicherheitssysteme

⁷ Siehe hierzu die BioBricks Foundation unter: <http://biobricks.org/> (aufgerufen am 23.10.2014)

⁸ Siehe auch die sog. Registry of Standard Biological Parts unter: http://parts.igem.org/Main_Page (aufgerufen am 23.10.2014)

⁹ Wobei mit synthetischen Organismen Entitäten gemeint sind, die durch die Kombination von elementaren (potenziell unnatürlichen) Biomolekülen gebildet wurden und keine pure Kopie eines natürlichen Lebewesens oder seiner zellulären Bestandteile darstellen.

an der von den National Institutes of Health definierten Überlebensrate genetisch veränderter Mikroben (MOE-BEHRENS et al. 2013; WILSON 1993).

Vorsorge

Ausgehend von den absehbaren Funktionalitäten neuer, genetisch modifizierter oder synthetischer Organismen kann eine erste Abschätzung des mit ihrer Anwendung verbundenen Nutzens und der Gefährdung vorgenommen werden (GIESE/VON GLEICH 2015; PADE et al. 2015). Genauere Aussagen zum Risiko sind jedoch erst möglich, wenn konkrete Anwendungsziele und Anwendungskontexte – und mit ihnen auch Wissen über die Expositionsmöglichkeiten und Eintrittswahrscheinlichkeiten (d. h. Informationen über das „Ausgesetzt sein“ eines zu schützenden Gutes) vorliegen. An ausführlichen Versuchen in isolierten Modellökosystemen führt also kein Weg vorbei, wenn die konkreten Auswirkungen der veränderten und neu geschaffenen Organismen auf die belebte sowie auch die unbelebte Umgebung ermittelt werden sollen.

Angesichts des noch großen Maßes an Nichtwissen im Bereich der Synthetischen Biologie sollten sich die nächsten Schritte des Feldes am Vorsorgeprinzip orientieren. Für die Synthetische Biologie bietet es sich an, Vorsorgemaßnahmen entsprechend den folgenden Anforderungen zu definieren:

Eine potenzielle Gefährdung muss angenommen werden, solange über das Gefährdungspotenzial einer Struktur, eines Prozesses oder eines Organismus wenig bis nichts bekannt ist (also vor ausführlichen Tests) (vgl. TUCKER/ZILINSKAS 2006).

Um nicht mehr eingrenzbare, räumliche und zeitliche Ausbreitungen veränderter bzw. neu synthetisierter Entitäten zu verhindern, sollte ihre Rückholbarkeit in vollem Umfang sichergestellt sein.

Exposition, Persistenz und auch ihre Akkumulation sollten insbesondere bei biologischen Entitäten, die über Selbstreplikations- und Selbsterhaltungsfunktionen verfügen, als kritische Eigenschaften gewertet werden¹⁰.

Ein „Hygienekriterium“ sollte auch für vorerst nicht als schädlich eingestufte Strukturen, Prozesse oder Organismen gelten. Die Verbreitung von synthetisch-biologischen Strukturen und Organismen in der Umwelt wird damit als ‚Kontamination‘ eingestuft, die vermieden werden muss.

Die Einführung und Diffusion der Entitäten der Synthetischen Biologie sollte mit einem Monitoring verbunden werden, damit ein angemessenes korrigierendes Eingreifen jederzeit noch möglich ist.

Wie bereits erwähnt, können auch schon vor der Anwendung der Konstrukte, z. B. auf der Grundlage ihrer geplanten Funktionalitäten, Gefährdungs- und Expositionspotenziale abgeschätzt werden. Deshalb sollten die entsprechenden Risikofaktoren so früh wie möglich, d.h. bereits während der Planungsphase berücksichtigt werden. Nur auf diese Weise können spätere aufwendige Vorkehrungen – oder schlimmer: etwaige spätere Schäden – vermieden werden.

Résumé

Biologische Strukturen und Organismen bergen ein großes Potenzial für viele hilfreiche Anwendungen – ein Potenzial, das mit Hilfe der Bionik, der Biotechnologie und neuerdings mit Hilfe der Synthetischen Biologie erkundet und genutzt wird. Ob die dabei entwickelten Technologien und Produkte jedoch nachhaltig angewandt werden können, hängt davon ab, wie sorgfältig man auf die mit ihnen verbundenen Risiken achtet. Von großer Bedeutung ist deshalb die Frage, ob es gelingt, ihre einzigartigen Eigenschaften, wie z. B. die Evolutions-, Adaptions- und Selbstorganisationsfähigkeit zu beherrschen und die natür-

¹⁰ Die europäische Verordnung zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (Verordnung (EG) Nr. 1907/2006, Kurztitel: REACH) berücksichtigt bereits, dass Stoffe mit persistenten und bioakkumulierbaren Eigenschaften besonders besorgniserregend sind, auch wenn ihnen keine toxischen Eigenschaften zugeordnet werden können. Für sie ist ein besonderes Zulassungsverfahren vorgeschrieben, bei dem die Exposition gegenüber dem Stoff beurteilt werden muss und auch eine Risikobeschreibung erfolgt.

liche Biodiversität nicht zu schädigen. Einem umfassenden Vorsorgeprinzip sollte deshalb der höchste Stellenwert eingeräumt werden.

Literatur

- BENNER, S.A.; YANG, Z.; CHEN, F. (2011): Synthetic biology, tinkering biology, and artificial biology. What are we learning? - *Comptes Rendus Chimie*, 14(4): 372-387
- BUBELA, T.; GOLD, E.R. (2012): Genetic resources and traditional knowledge: case studies and conflicting interests. - Cheltenham (Edward Elgar)
- BUJARA, M.; PANKE, S. (2010): Engineering in complex systems. - *Current Opinion in Biotechnology*, 21(5): 586-591 doi: 10.1016/j.copbio.2010.07.007
- CAROTHERS, J.M.; GOLER, J.A.; KEASLING, J.D. (2009): Chemical synthesis using synthetic biology. - *Current Opinion in Biotechnology*, 20(4): 498-503
- DANA, G.V.; KUIKEN, T.; REJESKI, D.; SNOW, A.A. (2012): Synthetic biology: Four steps to avoid a synthetic-biology disaster. - *Nature*, 483(7387): 29-29
- DRINKWATER, K.; KUIKEN, T.; LIGHTFOOT, S.; MCNAMARA, J.; OYE, K. (2014): Creating a Research Agenda for the Ecological Implications of Synthetic Biology. - Wilson Center
- FLYNN, K. J.; MITRA, A.; GREENWELL, H.C.; SUI, J. (2013): Monster potential meets potential monster: pros and cons of deploying genetically modified microalgae for biofuels production. - *Interface Focus*, 3(1): 1-11 doi: 10.1098/rsfs.2012.0037
- FORTMAN, J.L.; CHHABRA, S.; MUKHOPADHYAY, A.; CHOU, H.; LEE, T.S.; STEEN, E.; KEASLING, J.D. (2008): Biofuel alternatives to ethanol: pumping the microbial well. - *Trends in Biotechnology*, 26(7): 375-381 doi: 10.1016/j.tibtech.2008.03.008
- GIESE, B.; PADE, C.; WIGGER, H.; VON GLEICH, A. (Hrsg.). (2015): Synthetic Biology - Character and Impact. - Heidelberg (Springer)
- GIESE, B.; VON GLEICH, A. (2015): Hazards, Risks, and Low Hazard Development Paths of Synthetic Biology. - In: GIESE, B., PADE, C., WIGGER, H. & VON GLEICH, A. (Hrsg.): Synthetic Biology – Character and Impact. - Berlin (Springer): 173-195
- HOESL, M.G.; BUDISA, N. (2011): In vivo incorporation of multiple noncanonical amino acids into proteins. - *Angewandte Chemie* 50(13): 2896-2902 doi: 10.1002/anie.201005680
- KASTENHOFER, K.; SCHMIDT, J.C. (2011): On Intervention, construction and creation: Power and knowledge in technoscience and late-modern technology. - In: ZÜHLSDORFER, T.B. et al. (Hrsg.): Heidelberg: 177-194
- KHALIL, A.S.; COLLINS, J.J. (2010): Synthetic biology: applications come of age. - *Nature Publishing Group*, 11(5): 367-379
- KOSURI, S.; CHURCH, G.M. (2014): Large-scale de novo DNA synthesis: technologies and applications. - *Nature Methods*, 11(5): 499-507 doi: 10.1038/NMETH.2918
- LANDRAIN, T.; MEYER, M.; PEREZ, A.M.; SUSSAN, R. (2013): Do-it-yourself biology: challenges and promises for an open science and technology movement. - *Systems and Synthetic Biology*, 7(3): 115-126 doi: 10.1007/s11693-013-9116-4
- MOE-BEHRENS, G.H.; DAVIS, R.; HAYNES, K.A. (2013): Preparing synthetic biology for the world. - *Frontiers in Microbiology*, 4: 1-10 doi: 10.3389/fmicb.2013.00005
- NEST (2005): Synthetic Biology-Appling Engineering to Biology. - Brussels (Commission of the European Communities – Research Directorate General)

- PADE, C.; GIESE, B.; KOENIGSTEIN, S.; WIGGER, H.; VON GLEICH, A. (2015): Characterizing Synthetic Biology Through Its Novel and Enhanced Functionalities. - In GIESE, B., PADE, C., WIGGER, H. & VON GLEICH, A. (Hrsg.): Synthetic Biology – Character and Impact. - Berlin (Springer): 71-104
- RAENG (2009): Synthetic biology: scope, applications and implications. – London (Royal Academy of Engineering)
- RO, D.-K.; PARADISE, E.M.; OUELLET, M.; FISHER, K.J.; NEWMAN, K.L.; NDUNGU, J.M., KEASLING, J.D. (2006): Production of the antimalarial drug precursor artemisinic acid in engineered yeast. - Nature, 440(7086): 940-943 doi: 10.1038/nature04640
- SCHILLER, S. (2015): Protein Tectons in Synthetic Biology. - In: GIESE, B., PADE, C., WIGGER, H. & VON GLEICH, A. (Hrsg.): Synthetic Biology – Character and Impact. - Berlin (Springer): 139-154
- SERVICE, R.F. (2011): Algae' s Second Try. Renewable Energy, 333(September), 1238-1239
- SEYFRIED, G.; PEI, L.; SCHMIDT, M. (2014). European do-it-yourself (DIY) biology: Beyond the hope, hype and horror. - Bioessays, 36: 548-552 doi: 10.1002/bies.201300149
- SINGH, A.; NIGAM, P.S.; MURPHY, J.D. (2011): Renewable fuels from algae: an answer to debatable land based fuels. - Bioresource Technology, 102(1): 10-16 doi: 10.1016/j.biortech.2010.06.032
- TNO (2011): Do It Yourself Biology (Vol. 4). - The Hague (The Hague Center for Strategic Studies)
- TUCKER, J.; ZILINSKAS, R. (2006): The promise and perils of synthetic biology. - New Atlantis, 12(1): 25-45
- UNKLES, S.E.; VALIANTE, V.; MATTERN, D.J.; BRAKHAGE, A.A. (2014): Synthetic Biology Tools for Bioprospecting of Natural Products in Eukaryotes. - Chemistry & Biology, 21(4): 502-508 doi: 10.1016/j.chembiol.2014.02.010
- WILSON, D.J. (1993): NIH guidelines for research involving recombinant DNA molecules. - Accountability in Research, 3(2-3): 177-185 doi: 10.1080/08989629308573848
- WRIGHT, O.; STAN, G.B.; ELLIS, T. (2013): Building-in biosafety for synthetic biology. - Microbiology, 159(Pt 7): 1221-1235 doi: 10.1099/mic.0.066308-0

Dr. Bernd Giese
Fachbereich 4 Produktionstechnik
Fachgebiet 10 Technik Gestaltung
Universität Bremen
Badgasteinerstr. 1, Gebäude FZB
28359 Bremen
bernd.giese@uni-bremen.de

Der Einfluss von Regenwaldfragmentierung auf Artenreichtum, Artenzusammensetzung und funktionelle Diversität von Amphibien in Madagaskar

JANA CARINA RIEMANN, SERGE NDRIANTSOA, MARK-OLIVER RÖDEL & JULIAN GLOS

Schlagwörter: Amphibien, anthropogener Einfluß, Biodiversität, Fragmentierung, Madagaskar

Hintergrund

Die Vertragsstaaten der „Convention on Biological Diversity“ (CBD) hatten sich 2002 zum Ziel gesetzt, den weltweiten Biodiversitätsverlust bis 2010 erheblich zu reduzieren. Dieses Ziel wurde jedoch nicht erreicht und der Verlust von Biodiversität schreitet global weiter voran (SECRETARIAT OF CBD 2010). Weltweit zählen Zerstörung und Umwandlung von Lebensraum durch den Menschen zu den Hauptbedrohungen für die Biodiversität und führen häufig zu einem Artensterben in den betroffenen Gebieten. Für viele Taxa in verschiedenen Ökosystemen sind die konkreten Auswirkungen von Lebensraumveränderungen jedoch noch weitgehend unbekannt. Weitere Forschung ist daher dringend erforderlich, da sich nur durch ein detailliertes Verständnis der zugrunde liegenden Mechanismen des Artensterbens konkrete Maßnahmen zur Biodiversitätserhaltung treffen lassen. Es ist allgemein anerkannt, dass der Verlust von Biodiversität einen Einfluss auf Ökosystem-Prozesse haben kann und somit die Funktionsfähigkeit von Ökosystemen beeinflusst. Daraus ergibt sich, dass von Biodiversitätsverlust auch Ökosystem-Dienstleistungen betroffen sein können, was direkte und indirekte negative Auswirkungen für uns Menschen zur Folge haben kann (CARDINALE et al. 2012).

Fragmentierung von Lebensraum und Biodiversität

Zu den häufigsten Formen von anthropogen verursachter Lebensraumveränderung zählt die Fragmentierung von Lebensraum. Darunter versteht man die Zerstückelung einer großen Fläche eines bestimmten Lebensraumtyps (z. B. eines Regenwaldgebietes) in viele kleinere Teilflächen, welche durch eine Matrix aus anderen Habitattypen und/oder Landnutzungsformen voneinander isoliert sind (WILCOVE et al. 1986) (Abb. 1).

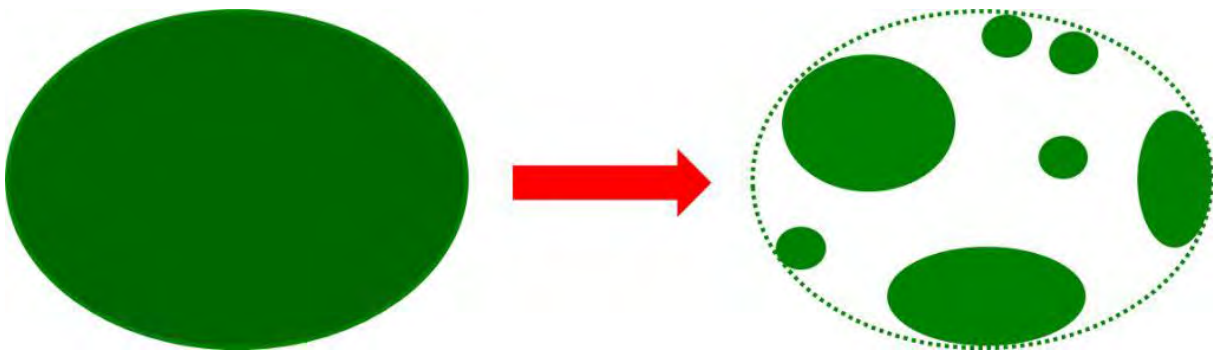


Abb. 1: Fragmentierung eines großen Regenwaldgebietes (grüne Fläche), das durch Rodung und anthropogene Landnutzung in viele kleinere Waldfragmente unterteilt wird, die durch eine Matrix aus entwaldeter und z. T. landwirtschaftlich genutzter Fläche (weiße Fläche) voneinander isoliert sind. Fragmentierung ist ein Prozess, der durch die Reduktion der Gesamtfläche an Lebensraum und der Entstehung einer größeren Anzahl kleinerer, zunehmend isolierter Fragmente zu einem veränderten Landschaftsbild führt (FAHRIG 2003).

Fragmentierung führt zu einer Reduktion der Gesamtfläche an Lebensraum, also zu Habitatverlust, und ist so eine der Hauptursachen für den Verlust an Biodiversität. Die Größe der verbleibenden Waldfragmente hat einen Einfluss auf die Biodiversität, da kleinere Lebensraumareale in der Regel weniger Arten beherbergen als größere (HILL et al. 2011). Durch Fragmentierung verändert sich auch das Verhältnis von

Umfang zur Fläche des verbleibenden Habitats, da Randbereiche verhältnismäßig zunehmen, während die Kernfläche abnimmt. Da einige Arten von Randeffekten negativ betroffen sind und daher Randbereiche meiden, können auch Randeffekte Auswirkungen auf die Biodiversität haben (LEHTINEN et al. 2003). Die zunehmende Isolierung von Fragmenten kann sich insbesondere auf die genetische Diversität auswirken wenn zwischen Populationen in verschiedenen Fragmenten kein genetischer Austausch mehr stattfinden kann. Für die Aufrechterhaltung oder den Abbruch dieses Austausches spielt die Beschaffenheit der Matrix eine wichtige Rolle. Die Matrix kann sowohl eine unüberwindbare Barriere darstellen, als auch zur Durchquerung oder Ausbreitung genutzt werden. Für manche Arten kann die Matrix, je nach Beschaffenheit, sogar ein geeignetes Habitat sein.

Arten reagieren unterschiedlich auf anthropogene Störungen wie Fragmentierung, wodurch sich ein unterschiedlich hohes Aussterberisiko für die verschiedenen Arten einer Gemeinschaft ergeben kann. Sterben bestimmte Arten in einem Fragment oder Gebiet aus, führt dies zu Veränderungen der Gemeinschaftsstrukturen, wodurch sich wiederum Veränderungen der Interaktionen innerhalb der Gemeinschaft, z. B. im Nahrungsnetz, ergeben können. Dies kann letztlich die Funktionsfähigkeit des Ökosystems beeinflussen. Das Aussterberisiko einer Art hängt von bestimmten Eigenschaften oder Merkmalen der Art ab. Man bezeichnet Eigenschaften (z. B. morphologische, physiologische, ökologische) als funktionelle Merkmale, wenn sie sich direkt auf die Fitness der Art auswirken. Die Vielfalt dieser Merkmale ist ebenfalls ein Bestandteil der Biodiversität. Unter funktioneller Diversität versteht man das Ausmaß an funktionellen Unterschieden zwischen Arten einer Gemeinschaft. Untersucht man den Einfluss von Fragmentierung auf die funktionelle Diversität, kann man feststellen, welche funktionellen Eigenschaften mit einem erhöhten Aussterberisiko verbunden sind. Weiß man welche funktionellen Eigenschaften aus einem System unter Störung herausfallen, lassen sich – das Verständnis der Funktionen vorausgesetzt – auch Aussagen darüber treffen, welche Konsequenzen sich dadurch auf die Funktionsfähigkeit des Ökosystems ergeben bzw. ergeben können.

Können fragmentierte Landschaften zur Biodiversitätserhaltung beitragen?

Fläche und Verbundenheit von Naturschutzgebieten sind limitiert und viele, auch gefährdete Arten, kommen nur außerhalb heutiger Schutzgebiete vor (RODRIGUES et al. 2004). Angesichts der fortschreitenden hohen Entwaldungsraten, vor allem in den Tropen (HANSEN et al. 2013), ist bereits jetzt die Fläche an ungestörten, großen Waldgebieten außerhalb ausgewiesener Schutzgebiete stark begrenzt (LAURANCE et al. 2012). Es ist davon auszugehen, dass sich dies zukünftig noch verschärfen wird und die Fragmentierung natürlicher Wälder weiter zunimmt. Da die Biodiversität in den Tropen weltweit am höchsten ist, sind hier auch die größten Verluste zu erwarten. Deshalb ist es besonders wichtig zu klären, in wie weit auch anthropogen beeinflusste Landschaften zur Biodiversitätserhaltung und zum Naturschutz beitragen können.

Amphibien zählen zu den weltweit am stärksten bedrohten Wirbeltieren. Für das globale Amphibiensterben sind viele verschiedene, oft interagierende Ursachen verantwortlich. Habitatverlust und Veränderung sind jedoch die Hauptursachen (CHANSON et al. 2008). Durch ihre intermediäre Stellung im Nahrungsnetz und der unterschiedlichen Lebensweise von Adulten und Larven erfüllen Amphibien eine wichtige Verbindungsfunktion in vielen Ökosystemen (HOCKING & BABBITT 2014).

Die in ihrer biologischen Vielfalt einzigartigen Wälder Madagaskars gehören zu den weltweit artenreichsten Gebieten und beherbergen besonders viele endemische Arten, d.h. Arten die es nur dort gibt, und sind daher besonders schützenswert (MYERS et al. 2000). Madagaskar hat bereits den Großteil der ursprünglich bewaldeten Flächen verloren und die verbliebenen Waldgebiete sind hochgradig fragmentiert (HARPER et al. 2007). Um Madagaskars Biodiversität langfristig schützen zu können ist es daher essentiell, sowohl den Einfluss der anthropogenen Habitatveränderungen auf die einheimische Fauna und Flora zu verstehen, als auch das Potential anthropogen veränderter Landschaften zur Biodiversitätserhaltung zu erfassen (IRWIN et al. 2010).

In unserem Projekt untersuchten wir den Einfluss von Regenwaldfragmentierung auf verschiedene Aspekte der Amphibiendiversität in Madagaskar. Wir verglichen Muster von Artenreichtum, Artenzusammensetzung und funktioneller Diversität zwischen einem ungestörten Regenwaldgebiet, nahegelegenen Fragmenten und der dazwischenliegenden Matrix. Ziel unserer Studie war es, neben dem Verständnis der generellen Auswirkungen von Fragmentierung auf die Amphibiendiversität, auch den Beitrag fragmentierter Landschaften zum Biodiversitätserhalt von Amphibien zu ermitteln.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Unser Untersuchungsgebiet war der Ranomafana Nationalpark (RNP) und seine Umgebung, ein Mittelgebirgs-Regenwaldgebiet im Osten Madagaskars. In dieser Region gibt es über 120 verschiedene Froscharten, die auf sehr vielfältige Weise an ihren Lebensraum angepasst sind und viele unterschiedliche Funktionen im Ökosystem einnehmen. Der Großteil der noch bewaldeten Fläche liegt innerhalb des RNP (43.500 ha). Die Region außerhalb des Schutzgebietes ist überwiegend durch Brandrodung („tavy“) und Wanderfeldbau stark fragmentiert (Abb. 2). Es gibt nur noch vereinzelte Waldfragmente die in einer Matrix aus landwirtschaftlich genutzter Fläche und Brachland mit vorwiegend buschiger Sekundärvegetation liegen.



Abb. 2: a) Großer Fluss innerhalb des Ranomafana Nationalparks und b) frisch gerodetes Fragment.



Abb. 3: a) Amplexuspaar von *Boophis luteus*; diese Art nutzt Flüsse zur Fortpflanzung. b) Rufendes Männchen von *Anodonthyla boulengeri* „Ranomafana“ in einer Baumhöhle; diese Art pflanzt sich in wassergefüllten Baumhöhlen fort.

Zur standardisierten Erfassung der Amphibiendiversität mittels Sichtzählungen und Verhören haben wir insgesamt 47 Transekte (50 x 2 m) installiert, die die drei Habitattypen „ungestörter Wald“ (RNP, Kontrollflächen), „Fragment“ (9 Fragmente zwischen 2 – 16,5 ha) und „Matrix“ (Brachland mit Sekundärve-

getation) repräsentieren. In jedem Habitattyp wurden Transekte sowohl entlang von Flüssen als auch in terrestrischen Bereichen angelegt, um gleichermaßen Arten die sich in Flüssen fortpflanzen, als auch von Flüssen unabhängige Arten nachweisen zu können (Abb. 3). Für alle Arten wurden Daten zu funktionellen Merkmalen (z. B. zur Ressourcennutzung, Mobilität, Fortpflanzung, Mikrohabitatwahl) zur Berechnung der funktionellen Diversität gesammelt.

Fragmentierungseffekte auf Artenreichtum

Wir haben keinen Unterschied im Artenreichtum pro Transekt zwischen ungestörtem Wald (RNP) und Fragmenten festgestellt. Dies war ein überraschendes und unerwartetes Ergebnis, da in anderen Arbeiten nachgewiesen wurde, dass kleinere Fragmente weniger Arten beherbergen als größere Fragmente und der Artenreichtum insgesamt mit abnehmender Fläche sinkt (VALLAN 2000). Solche Arten-Areal-Beziehungen sind wohl bekannt und gelten für verschiedenste Taxa in tropischen Waldfragmenten (HILL et al. 2011). Unsere Untersuchung ergab auf gleichen Flächen in ungestörtem Wald und Waldfragmenten gleich viele Arten. Das bedeutet, dass Fragmente geeignete Habitats sein können um pro Flächeneinheit gleich viele Amphibienarten zu beherbergen wie ungestörter Wald. Ob die Fragmente diesen Artenreichtum auch zukünftig erhalten können hängt u. a. davon ab, ob die Populationen in den Fragmenten langfristig überlebensfähig sind. Da alle untersuchten Fragmente bereits seit mindestens 50 Jahren nicht mehr mit dem ungestörten Wald verbunden sind und Amphibien relativ kurze Generationszeiten haben, ist davon auszugehen, dass es sich um ein stabiles Muster handelt.

Der Artenreichtum entlang von Fluss-Transekten war generell viel höher als auf terrestrischen Transekten, unabhängig vom Habitattyp. Auch Arten die sich unabhängig von Flüssen fortpflanzen konnten wir auf Fluss-Transekten nachweisen. Das zeigt, dass Flüsse für die Diversitätserhaltung von Amphibien in unserem Untersuchungsgebiet besonders wichtig sind.

Unsere Studie zeigte zudem, dass auch Flüsse in der Matrix zur Diversitätserhaltung beitragen können. Auch hier fanden wir pro Transekt gleich viele Arten wie im ungestörten Wald. Flüsse in der Matrix könnten das Mikroklima stabilisieren und sind oft von einem zumindest schmalen Galeriewald gesäumt und können sowohl zur Ausbreitung, als auch als Lebensraum selbst von einigen Arten genutzt werden. Dagegen war der Artenreichtum auf terrestrischen Matrix-Transekten im Vergleich zum ungestörten Wald signifikant reduziert. Das bedeutet, dass dieser Habitattyp für viele Arten eine Barriere darstellt bzw. als Lebensraum ungeeignet ist.

Fragmentierungseffekte auf Artenzusammensetzung

Obwohl der Artenreichtum nicht beeinflusst war, zeigten sich Fragmentierungseffekte auf die Artenzusammensetzung. Wie erwartet, kamen einige Arten nur im Nationalpark vor. Das heißt, dass diese Arten auf große Flächen ungestörten Habitats oder bestimmte Strukturen, die es nur im ungestörten Wald gibt, angewiesen sind und so in Fragmenten nicht überleben können.

Es gab aber auch Arten, die nur in Fragmenten zu finden waren. Bei manchen Arten könnte es sich hier bereits um Restbestände handeln. Wenn eine Art ursprünglich hauptsächlich in dem Gebiet verbreitet war, das längst überwiegend abgeholzt wurde, könnten nun einige wenige Waldfragmente die letzten verbleibenden Lebensräume dieser Art darstellen. Der Schutz dieser Fragmente wäre dann besonders wichtig um diese Arten erhalten zu können.

Einige Arten könnten sich auch auf gestörte Habitats spezialisiert haben. Unsere Studie zeigte, dass madagassische Amphibien insgesamt weniger störungsanfällig sind als erwartet, da insgesamt über zwei Drittel der nachgewiesenen Arten auch oder sogar nur in Fragmenten gefunden wurden. Ein möglicher Grund könnten z.B. Anpassungen der Arten an natürliche Störungen sein, da Madagaskars Wälder regelmäßig natürlichen Störungen durch Zyklone unterliegen.

Ausblick: Fragmentierungseffekte auf funktionelle Diversität

Es ist zu erwarten, dass die Arten, die in Fragmenten nicht mehr vorkommen, bestimmte funktionelle Eigenschaften teilen und aufgrund dieser Eigenschaften stärker von Fragmentierung betroffen sind als andere. Es ist nun unser Ziel, diese Eigenschaften zu ermitteln um generelle Schlussfolgerungen darüber ableiten zu können, welche Merkmale mit einer erhöhten Anfälligkeit gegenüber Fragmentierung verbunden sind, und diese Erkenntnisse auch auf andere Systeme (Regionen, Lebensräume) zu übertragen.

Durch den Fokus auf funktionelle Aspekte werden auch Rückschlüsse auf die Folgen der Fragmentierung für das Ökosystem möglich. So soll letztlich ein umfassendes Bild über die Folgen der anthropogenen Zerstörung und Fragmentierung von Lebensraum auf verschiedenen naturschutzrelevanten Ebenen, Arten – Gemeinschaften – Funktionen – Ökosystem, entstehen.

Schlussfolgerungen

Es steht außer Frage, dass der Schutz großer ungestörter Waldflächen für die Biodiversitätserhaltung unersetzlich ist. Unsere Ergebnisse zeigen, dass aber auch kleinere Waldfragmente zur Biodiversitätserhaltung beitragen können, insbesondere wenn sie Flüsse enthalten, die für die Amphibiendiversität besonders wichtig sind. Waldfragmente können somit eine sinnvolle Ergänzung zu großen Schutzgebieten darstellen, vor allem in Regionen die bereits stark entwaldet und fragmentiert sind. Sie sollten daher unbedingt in Naturschutzstrategien integriert werden, da sie einen wichtigen Beitrag zur Biodiversitätserhaltung von Amphibien leisten können.

In Madagaskar, und anderen tropischen Regionen, ist es dringend erforderlich, Strategien zur nachhaltigen Nutzung der noch bestehenden Waldfragmente zu entwickeln, da auch die Lokalbevölkerung von den natürlichen Ressourcen dieser letzten für sie verfügbaren Waldgebiete abhängt. In einigen Regionen Madagaskars, z. B. in unserem Untersuchungsgebiet, werden einige Waldfragmente als Friedhöfe genutzt und sind daher teilweise durch traditionelle Tabus geschützt. Die Integration dieser kulturellen Aspekte in Naturschutzpläne bietet das Potential, Waldfragmente auch langfristig zu erhalten.

Danksagung

Unser Dank gilt dem Team der Forschungsstation Centre ValBio, insbesondere unseren Feldassistenten Albert Telo und Justin Solo, dem Zoologischen Institut der Universität Antananarivo für die Kooperation, den madagassischen Behörden für die Forschungsgenehmigungen und der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die Finanzierung (GL 665/1-1; RO 3064/2-1).

Literaturverzeichnis

- CARDINALE, B.J., DUFFY, J., GONZALEZ, A., HOOPER, D.U., PERRINGS, C., VENAIL, P., NARWANI, A., MACE, G.M., TILMAN, D., A.WARDLE, D., KINZIG, A.P., DAILY, G.C., LOREAU, M., GRACE, J.B., LARIGAUDERIE, A., SRIVASTAVA, D.S., NAEEM, S., (2012): Biodiversity loss and its impact on humanity. - *Nature* 486: 59–67.
- CHANSON, J.S., HOFFMANN, M., COX, N.A., STUART, S.N. (2008): The state of the World's amphibians. - In: STUART, S.N., HOFFMANN, M., CHANSON, J.S., COX, N.A., BERRIDGE, R.J., RAMANI, P., YOUNG, B.E. (eds.): *Threatened Amphibians of the World*. Barcelona (Lynx Edicions):33–44.
- FAHRIG, L., (2003): Effects of habitat fragmentation on biodiversity. - *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487–515.
- HANSEN, M.C., POTAPOV, P.V., MOORE, R., HANCHER, M., TURUBANOVA, S.A., TYUKAVINA, A., THAU, D., STEHMAN, S.V., GOETZ, S.J., LOVELAND, T.R., KOMMAREDDY, A., EGOROV, A., CHINI, L., JUSTICE, C.O., TOWNSHEND, J.R. (2013): High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. - *Science* 342: 850-853.

- HARPER, G.J., STEININGER, M.K., TUCKER, C.J., JUHN, D., HAWKINS, F. (2007): Fifty years of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. - *Environmental Conservation* 34: 1–9.
- HILL, J.K., GRAY, M.A., KHEN, C.V., BENEDICK, S., TAWATAO, N., HAMER, K.C. (2011): Ecological impacts of tropical forest fragmentation: how consistent are patterns in species richness and nestedness? *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 366, 3265–3276.
- HOCKING, D.J., BABBITT, K.J. (2014): Amphibian contributions to ecosystem services. - *Herpetological Conservation and Biology* 9: 1–17.
- IRWIN, M.T., WRIGHT, P.C., BIRKINSHAW, C., FISHER, B.L., GARDNER, C.J., GLOS, J., GOODMAN, S.M., LOISELLE, P., RABESON, P., RAHARISON, J.-L., RAHERILALAO, M.J., RAKOTONDRAVONY, D., RASELIMANANA, A., RATSIMBAZAFY, J., SPARKSM, J.S., WILMÉ, L., GANZHORN, J.U. (2010): Patterns of species change in anthropogenically disturbed forests of Madagascar. - *Biological Conservation* 143: 2351–2362.
- LAURANCE, W.F., USECHE, D.C., RENDEIRO, J., KALKA, M., BRADSHAW, C.J., SLOAN, S.P., LAURANCE, S.G., CAMPBELL, M., et al., (2012): Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. - *Nature* 489: 290–294.
- LEHTINEN, R.M., RAMANAMANJATO, J.-B., RAVELOARISON, J.G., (2003): Edge effects and extinction proneness in a herpetofauna from Madagascar. - *Biodiversity and Conservation* 12: 1357–1370.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., DA FONSECA, G.A., KENT, J. (2000): Biodiversity hotspots for conservation priorities. - *Nature* 403: 853–858.
- RODRIGUES, A.S., ANDELMAN, S.J., BAKARR, M.I., BOITANI, L., BROOKS, T.M., COWLING, R.M., FISHPOOL, L.D.C., DA FONSECA, G.A., GASTON, K.J., HOFFMANN, M., LONG, J.S., MARQUET, P.A., PILGRIM, J.D., PRESSEY, R.L., SCHIPPER, J., SECHREST, W., STUART, S.N., UNDERHILL, L.G., WALLER, R.W., WATTS, M.E.J., YAN, X., (2004): Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. - *Nature* 428: 640–643.
- SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2010): *Global Biodiversity Outlook 3*. Montréal.
- VALLAN, D. (2000): Influence of forest fragmentation on amphibian diversity in the nature reserve of Ambohitantely, highland Madagascar. - *Biological Conservation* 96: 31–43.
- WILCOVE, D.S., MCLELLAN, C.H., DOBSON, A.P., (1986): Habitat fragmentation in the temperate zone, - In: SOULÉ, M.E. (ed.): *Conservation Biology – The Science of Scarcity and Diversity*. – Massachusetts (Sunderland): 237–256.

*Jana Carina Riemann
 Universität Hamburg
 Biozentrum Grindel
 Abt. Tierökologie & Naturschutz
 Martin-Luther-King Platz 3
 20146 Hamburg
 email: jcriemann@gmail.com*

Biodiversität im (öffentlichen) Forstbetrieb

ELISABETH KINDLER

Schlagwörter: Wald, Forstwirtschaft, Biodiversität, Zielkonflikte

In der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (NSBV, BMU 2011) stellen die Wälder einen von insgesamt sieben thematisierten Lebensräumen dar, die im Rahmen der Vision der Strategie beschrieben werden. Sie repräsentieren auch in Mitteleuropa die artenreichsten Ökosysteme und haben eine entsprechend hohe Bedeutung beim Schutz der Biodiversität (HUTH & WERTZE 2010). Umgekehrt ist aber die biologische Vielfalt auch wichtig für den Wald. So geht man z. B. davon aus, dass eine hohe Biodiversität eine erhöhte Ökosystemstabilität zur Folge hat (z. B. HUTH & WERTZE 2010) und unsere Wälder damit weniger anfällig für Störungen macht. Dabei muss man sich aber immer wieder vergegenwärtigen, dass Deutschlands Wälder durch eine jahrhundertelange vielseitige menschliche Nutzung geprägt worden sind (HASEL 1985). Diese hat nicht nur das Waldbild verändert, sondern auch die Artenzusammensetzung dieses komplexen Ökosystems beeinflusst. So entstanden z. B. durch die Brennholznutzung von Baumarten, die nach der Holzernte wieder ausschlagen und so nach einigen Jahren erneut genutzt werden können, so genannte Niederwälder mit überwiegend strauchartiger Vegetation. Der Wald in Mitteleuropa hat also im Lauf der Zeit ganz unterschiedlich ausgesehen und entsprechend unterschiedliche Lebensbedingungen für dort vorkommende Arten geboten. Demnach muss sich auch die biologische Vielfalt verändert haben, zumal sie, laut der Definition, wie sie im Rahmen der Convention on Biological Diversity (CBD; UNITED NATIONS 1992) festgehalten wurde, als Artenvielfalt, Vielfalt innerhalb der Arten und Vielfalt von Ökosystemen zu verstehen ist. Der Begriff ist also sehr umfassend und die biologische Vielfalt eines bestimmten Raums oder Ökosystems damit nicht ohne weiteres feststellbar.

Dennoch erkannte man bereits in den 1970ern, dass die Biodiversität weltweit abnimmt, die Natur durch "den Verlust an Arten, Genen und Lebensräumen verarmt [...] und die Lebensgrundlagen der Menschheit bedroht" sind (BMU 2011, S. 6). Um dieser Entwicklung zu begegnen unterzeichneten bis heute rund 190 Staaten (BMU 2011) die CBD und verpflichten sich damit u.a. zur Entwicklung einer nationalen Strategie zum Schutz der Biodiversität - für Deutschland die NSBV. Dort heißt es „für die Bundesregierung hat die Erhaltung der biologischen Vielfalt durch Schutz und nachhaltige Nutzung eine hohe Priorität“ (S. 7). Die Biodiversität soll also geschützt sowie genutzt werden um sie so zu erhalten. Dieses Konzept aus Schutz und Nutzung ist für den Wald wiederum schon lange bekannt. So ist z. B. im Landeswaldgesetz von Niedersachsen (NWaldLG) im ersten Paragraphen zu lesen, dass der Wald u. a. „als Lebensraum für wild lebende Tiere und wild wachsende Pflanzen [...] zu erhalten, erforderlichenfalls zu mehren und seine ordnungsgemäße Bewirtschaftung nachhaltig zu sichern“ ist. (NWaldLG § 1). Das gilt zunächst einmal grundsätzlich für alle Waldflächen in Niedersachsen. Für den Staatswald, also die Waldflächen die sich im Besitz des Landes befinden (29 % des Waldes in Niedersachsen) (ML 2012), gelten zudem die Regelungen aus dem Programm zur Waldentwicklung im niedersächsischen Staatswald (Langfristige, ökologische Waldentwicklung in den Niedersächsischen Landesforsten; kurz: LÖWE). Dort ist festgehalten, dass die Niedersächsischen Landesforsten (NLF) maßgeblich dazu beitragen, „die Vielfalt an Lebensräumen und damit an Pflanzen- und Tierarten (Biodiversität) im gesamten Landeswald zu erhalten und zu entwickeln“ (MU 2013, S. 2).

Der Biodiversitätsschutz gehört damit also zu den Zielen der NLF als Bewirtschafterin der Staatswaldflächen, den es in die forstbetrieblichen Abläufe zu integrieren gilt. Da Biodiversität aber, wie dargelegt, sehr umfassend und nur schwer messbar ist, greifen die Forstbetriebe deutschlandweit auf verschiedene Indikatoren zurück, die jeweils einen kleinen Teilbereich der Biodiversität widerspiegeln (s. Tab. 1 für Beispiele). Beliebte Kennzahlen hierbei sind z. B. Totholzvorrat je Fläche, Flächen auf denen keine Holznutzung mehr stattfindet, damit sie sich natürlich zu entwickeln können, aber auch Flächen auf denen

historische Nutzungsformen fortgeführt oder wieder eingeführt werden (z. B. Niederwaldbewirtschaftung), die Naturnähe der Baumartenzusammensetzung oder auch der Anteil der Laubholzbestände.

Tab. 1: Verwendete Kriterien und Indikatoren zum Biodiversitätsschutz in deutschen Staatswäldern (vgl. Nachhaltigkeits- und Geschäftsberichte der Länderforsten; unveröffentlichte Untersuchung der Autorin)

Kriterien für Biodiversitätsschutz	Indikator / Messgröße
Naturnähe	der Baumarten; der Verjüngung
Laubholzreichtum	Anteil Laubbäume
Genetische Vielfalt	Hektar Generhaltungsbestände
	Anteil natürlich verjüngter Flächen
Ökologischer Mehrwert	ökolog. Aufwertung (Ökopunkte)
Besondere Lebensräume	Stilllegungsflächen (Flächen ohne Holznutzung)
	Habitatbäume (alte Einzelbäume oder Gruppen die nicht mehr genutzt werden)
	Totholzvorrat
Schutzgebiete - FFH	Zustand der Flächen
Waldränder	Durchgeführte Maßnahmen (lfm)

Wie sich nun aber die Veränderung der Indikatoren auf die biologische Vielfalt im Wald genau auswirkt, kann nur schwer festgestellt werden. Außerdem ändern sich die erfassten Parameter im Wald nur sehr langsam und die Ergebnisse können auch sehr unterschiedlich aussehen, je nachdem welche räumliche Ebene betrachtet wird. Gezielte Maßnahmen zum Biodiversitätsschutz im Wald, wie z. B. der vollständige Nutzungsverzicht auf 10 % der Fläche der öffentlichen Wälder, wie sie die NSBV vorsieht haben, aber auch direkten Einfluss auf den Forstbetrieb, dem damit 10 % seiner Produktionsfläche verloren gehen. Neben diesem so genannten Nutzenentgang entsteht dem Betrieb aber auch Mehraufwand durch verschiedene Maßnahmen zum Biodiversitätsschutz. Das kann z. B. im betrieblichen Ablauf der Fall sein, wenn viele abgestorbene Bäume auf einer Fläche belassen worden sind und dort Holz eingeschlagen werden soll. Die Arbeiten müssen nun mit besonderer Vorsicht durchgeführt werden, da abgestorbene Äste oder gar ganze tote Bäume bei Fällarbeiten in der Nachbarschaft leicht herabfallen bzw. umstürzen können. Eine ähnliche Problematik ergibt sich auch für die Verkehrssicherheit von Straßen, Parkplätzen und Wegen.

Durch diese besondere Berücksichtigung des Biodiversitätsschutzes im Forstbetrieb können schnell mögliche Konflikte mit anderen betrieblichen Zielsetzungen entstehen, zumal der Wald auch nach dem Gesetz ganz verschiedene Funktionen (Nutz-, Schutz- und Erholungsfunktionen) zu erfüllen hat. Im LÖWE Programm ist entsprechend auch zu lesen, „dass die Produktion von Holz und anderen Erzeugnissen [...] mindestens kostendeckend gestaltet wird“ (MU 2013, S. 2). Im Vergleich zum Ziel Biodiversitätsschutz, handelt es sich hierbei um ein sehr konkretes Ziel, das leicht feststellbar ist und jährlich überprüft wird. Was also Maßnahmen zum Biodiversitätsschutz betrifft, die einen Mehraufwand oder Nutzenentgang für den Forstbetrieb bedeuten, konkurrieren diese mit anderen betrieblichen Zielsetzungen um knappe, i.d.R. finanzielle Mittel. Das bedeutet für den Forstbetrieb, dass er die vorhandenen Mittel möglichst effizient einsetzen muss, wenn eine gute Balance zwischen den unterschiedlichen Zielen erreicht werden soll. Um einen möglichst effizienten Einsatz dieser Mittel zu gewährleisten gilt es, das ökonomische Prinzip zu beachten. Dabei wird entweder nach dem Minimumprinzip ein gegebenes Ziel

mit geringstem Mitteleinsatz erreicht oder nach dem Maximalprinzip mit einem bestimmten Mitteleinsatz ein maximales Ergebnis erreicht (vgl. u. a. BARTLING & LUZIUS 2014). Bei der Umsetzung des Biodiversitätsschutz im Wald finden beide Prinzipien Anwendung.

Ein denkbare Beispiel für die Relevanz des Minimalprinzips ergibt sich aus dem Zielwert von 10 % Flächenstilllegung im öffentlichen Wald. Ohne weitere Anhaltspunkte wie diese 10 % auszuwählen sind, ergeben sich für den Betrieb zahllose Möglichkeiten welche Flächen er auswählen soll, bis er die Zielmarke von 10% erreicht hat. Dabei entgeht ihm zum einen der Erlös aus dem Holz das derzeit auf der Fläche steht und außerdem muss auf alle zukünftigen Nutzungen und damit verbundenen Einkünfte verzichtet werden. Somit entgehen ihm bei der Stilllegung der alten und vorratsreichen Bestände die höchsten Erlöse, natürlich immer auch abhängig von der Baumart und der vorhandenen Qualität. Wenn es also nur darum ginge 10 % eines Betriebes aus der Nutzung zu nehmen und den Betrieb gleichzeitig möglichst wenig zu belasten, dann würden für den Nutzungsverzicht möglichst junge, qualitativ schlechte Bestände auf den schwächsten oder besonders schwer zu erreichenden Standorten ausgewählt. Umgekehrt gilt aber grade die Stilllegung alter Bestände aus naturschutzfachlicher Sicht als besonders zielführend, wobei hier vor allem das Laubholz im Fokus steht (vgl. z. B. BUND et al. o.J.). Es zeigt sich also schnell, dass eine Entscheidung, wie die Auswahl von Stilllegungsflächen, unter der Berücksichtigung von vielerlei Faktoren getroffen werden sollte. Auch aus rein betriebswirtschaftlicher Sicht erscheint eine so vereinfachte Herangehensweise nur wenig sinnvoll. So fehlt beispielsweise eine räumliche Betrachtung oder auch der Einbezug des veränderten Produktionsrisikos, beispielsweise durch Einschränkung des Baumartenspektrums. Auch gesamtwirtschaftlich betrachtet hat die Flächenstilllegung Folgen, da so weniger Holz in Umlauf gebracht wird und nicht weiterverarbeitet werden kann. Damit gehen zum einen Arbeitsplätze verloren, nach Schätzungen von Dieter et al. (2011) etwa ein Vollzeitäquivalent je 15 ha Wald, zum anderen erhöht sich der Druck auf den Holzimport und damit die Wälder anderer Länder und unbekannter Bewirtschaftungsstandards. Umgekehrt ist es dagegen auch vergleichsweise schwierig eine optimale Variante für den Schutz der Biodiversität zu entwickeln. Sollte der Fokus beispielsweise auf besonders seltenen Lebensräumen oder grade auf besonders repräsentativen liegen? Und welche räumliche Skala ist dabei anzuwenden? Woran sollte sich die Mindestfläche für eine Stilllegung orientieren und wie nah sollen sie beieinander liegen? Wie einige der vorangegangenen Beiträge gezeigt haben können diese Fragen nicht ohne weiteres beantwortet werden. Vielfach liegen nicht mal für einzelne Indikatorgruppen eindeutige Ergebnisse vor.

Entsprechend basieren die heute im Forstbetrieb getroffenen Maßnahmen auf Annahmen und können nicht jedem gewählten Blickwinkel gerecht werden. Insgesamt hängen Forstwirtschaft und Waldbiodiversität in Deutschland aber, wie gezeigt, stark miteinander zusammen. Entscheidungen die in einem der beiden Bereiche getroffen werden, beeinflussen i.d.R. auch den anderen, sodass eine einseitige Betrachtungsweise keine umfassenden Lösungen hervorbringen kann.

Literatur

BARTLING, H.; LUZIUS, F. (2014): Grundzüge der Volkswirtschaftslehre. Einführung in die Wirtschaftstheorie und Wirtschaftspolitik. - 17. Aufl. – München (Vahlen)

BUND, GREENPEACE, NABU (o.J.): Agenda für Niedersachsens Wälder aus Sicht von BUND, Greenpeace und NABU. - Online verfügbar unter: <http://www.bund-helmstedt.de/pdf/Ministerpapierfinal.pdf>. Zuletzt geprüft 22.09.2014

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2011): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. - 3. Aufl.

DIETER, M. (2011): Wald – unverzichtbare Ressource der Menschheit: Vortrag im Rahmen der öffentlichen Vorlesungsreihe der Fakultät Forstwissenschaften und Waldökologie der Georg-August-Universität Göttingen am 10. November 2011

HASEL, K. (1985): Forstgeschichte: Ein Grundriss für Studium und Praxis. - Hamburg (Parey) (Pareys Studentexte, 48).

HUTH, A.; WERTZE, A. (2010): Biodiversität und Wald. - In: UFZ-Experten (Dezember): 38–40.

MU - NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, VERBRAUCHERSCHUTZ UND LANDESENTWICKLUNG (2012): Waldbericht 2012. -

Online verfügbar unter: http://www.ml.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=1329&article_id=5216&psmand=7. Zuletzt geprüft 08.09.2014

NWALDLG - NIEDERSÄCHSISCHER LANDTAG (21.03.2002): Niedersächsisches Gesetz über den Wald und die Landschaftsordnung, NWaldLG, vom 13.10.2011. - In: NIEDERSÄCHSISCHE STAATSKANZLEI (Hrsg.): Niedersächsisches Gesetz- und Verordnungsblatt (Nds. GVBl). – Hannover (Schlütersche Verlagsgesellschaft)

UNITED NATIONS (1992): Convention on Biological Diversity. - Online verfügbar unter: <http://www.cbd.int/convention/text/>. Zuletzt geprüft 22.09.2014

Elisabeth Kindler

Abteilung für Forstökonomie und Forsteinrichtung

Georg-August-Universität Göttingen

Büsgenweg 3

37077 Göttingen

email: ekindle@gwdg.de

Die Bewertung der Vulnerabilität terrestrischer Ökosysteme gegenüber Biodiversitätsverlust und Bodendegradation

PETER WEIBHUHN

Schlagwörter: Vulnerabilität, Ökosystem, Biodiversität, Boden

Einleitung und Bezug zur Konvention über die biologische Vielfalt

In der Biodiversitätskonvention wurde von Beginn an das Ökosystem als Kernbezugspunkt betrachtet. Mit einer systemischen Analyse lassen sich die Symptome des Biodiversitätsverlustes und anderer Umweltschäden erklären und zunächst verborgene Zusammenhänge können aufgedeckt werden. Eine Möglichkeit der Systemanalyse stellt die Bewertung der Vulnerabilität (Verletzlichkeit) eines (Öko-) Systems dar. Die Betrachtung der Verletzlichkeit von Ökosystemen erzeugt schnell den Imperativ eines angemessenen Ökosystemmanagements, das unter anderem auch Indikatoren für die grundlegende Funktionalität berücksichtigen sollte. Die Aufrechterhaltung der ökosystemaren Leistungen ist mit der Vulnerabilität eng verknüpft. Besonders biogene Ökosystemleistungen (*ecosystem services*) wie Bestäubung, Unkraut- und Schaderregerregulation sind zwingend von einem Mindestmaß an biologischer Vielfalt abhängig. Auch insgesamt sind die den Ökosystemleistungen zugrunde liegenden Erneuerungsprozesse überwiegend biogen, weshalb deren Persistenz auf der Erhaltung der biologischen Integrität und Vielfalt beruht (ALTIERI 1999). In diesem Zusammenhang bieten sich Leitplanken- oder critical load-Ansätze an, die aber bisher in der Umsetzung der Biodiversitätskonvention wenig Gehör gefunden haben. Vulnerabilität als inter- und transdisziplinärer Begriff könnte eine Mittlerfunktion zwischen den wissenschaftlichen Disziplinen einerseits und in den Anwendungsbereich (Politik, Ökosystemmanagement, Umweltverträglichkeitsprüfung, Bildung für nachhaltige Entwicklung) hinein einnehmen. Ebenso könnte in Verhandlungen zur Umsetzung der Biodiversitätskonvention mittels eines operationalisierbaren Vulnerabilitätskonzeptes die Kommunikation zwischen den Beteiligten (*stakeholder*) erleichtert werden. Denn obwohl die Vulnerabilitätsforschung ursprünglich der Risikoforschung bezüglich Naturkatastrophen entstammt, hat sich im Verlauf der vergangenen Jahre die Perspektive der Verletzlichkeit von Systemen in verschiedenen wissenschaftlichen Disziplinen und gesellschaftlichen Diskussionen etabliert. Neben naturwissenschaftlichen Betrachtungen der Neurowissenschaften oder Umweltwissenschaften entwickelte sich etwas verzögert bereits in den 80ern auch eine sozialwissenschaftliche Vulnerabilitätsforschung, die sich sowohl in der politischen Ökonomie als auch der Entwicklungs- bzw. Armutsforschung etablierte. Der Eingang der Begrifflichkeiten um Vulnerabilität in der Politik zeigt an, dass Vulnerabilität zur Leitidee avanciert, um Risiken und Sicherheitsfragen zu adressieren (KAUFMANN & BLUM 2013). Die Sorge um die Verwundbarkeit hochtechnisierter, vernetzter Gesellschaften eint verschiedene wissenschaftliche Disziplinen und darüber hinaus.

Konzept für die Vulnerabilitätsanalyse und -bewertung

Unter Vulnerabilität wurden in den vergangenen Jahrzehnten zum Teil sehr unterschiedliche Dinge verstanden, auch wenn sich früh darauf geeinigt wurde, dass es sich dabei um eine Art Schadenspotenzial handelt (FRAZIER, THOMPSON & DEZZANI 2014). Für diese Arbeit wurde auf Konzepte zurückgegriffen, die umfassend bis holistisch sind und gleichzeitig biophysikalisches Verständnis mit sozioökonomischen Faktoren verknüpfen können. Damit soll möglichst lückenloses Wissen um die Vulnerabilität von unterschiedlich gearteten Systemen für die größtmögliche interdisziplinäre Anwendung offen gehalten werden. Daraus ergibt sich nach dem derzeitigen wissenschaftlichen Kenntnisstand folgende Definition:

Vulnerabilität ist eine Funktion aus Exposition, Sensitivität und Anpassungskapazität, wobei die Exposition die Eintrittswahrscheinlichkeit eines Schadensereignisses, die Sensitivität ein Maß für die Empfäng-

lichkeit gegenüber diesem und die Anpassungskapazität die Fähigkeit zum Umgang mit dem Schadenseignis und seinen Folgen beschreibt. (FRAZIER, THOMPSON & DEZZANI 2014, FÜSSEL 2007, IPCC 2007A, 2007B, TURNER II et al. 2003). Der Begriff Anpassungskapazität wird in vielen neueren Studien dem Begriff der Resilienz vorgezogen. Vermutlich weil einerseits die einflussreiche Klimafolgenforschung mit *adaptive capacity* arbeitet und andererseits durch verschiedenste Begriffsverwendungen die konzeptionelle Klarheit und die praktische Relevanz des Resilienz-Konzepts bedroht sind (BRAND & JAX 2007). Die Gleichsetzung beider Begriffe gilt nur in der (hier verwendeten) Bedeutung als Fähigkeit eines Systems nach einer Störung in einen (angepassten) Ausgangszustand zurückzukehren. Sieht man sich die Elemente der Vulnerabilität genau an, fällt auf, dass die Anpassungskapazität von der Logik eigentlich herausfällt, denn während stärkere Exposition und Sensitivität die Vulnerabilität erhöhen, führt eine erhöhte Anpassungskapazität zu einer Verringerung. In der Sprachlogik der Verletzlichkeit müsste also eher von Anpassungshemmnissen die Rede sein.

Eine Vulnerabilitätsanalyse muss zu Beginn immer fragen (nach BROOKS 2003):

Wer oder was ist vulnerabel?

Wem oder was gegenüber?

In welchem zeitlichen Rahmen (akut oder zukünftig)?

Einer Systembeschreibung muss also eine Definition der Bedrohung bzw. des Schadenspotentials folgen, die vielleicht am besten mit gravierenden Veränderungen benannt werden können, denn der klassische Begriff der Katastrophe greift zu kurz und ist mit vielen Assoziationen belegt. Neben dem akut katastrophalen Ereignis wie etwa einem Erdbeben oder einer Überschwemmung müssen auch anthropogene Störungen wie Habitatfragmentierung und auch Systemstress durch zum Beispiel schleichende Veränderung des pH-Wertes berücksichtigt werden. Im Rahmen des geplanten Promotionsvorhabens sollen zunächst Vulnerabilitäten gegenüber Biodiversitätsverlust und Bodendegradation als Schwerpunktthemen der Umweltschutzdiskussion bewertet werden. Für diese interdisziplinäre Wissenschaftstagung zur Biodiversitätsforschung wird hauptsächlich auf den Biodiversitätsverlust abgehoben und Bodendegradation nur am Rande thematisiert. Grundsätzlich sind jedoch zahlreiche gravierende Veränderungen mittels einer Vulnerabilitätsanalyse überprüfbar. Entsprechend der definierten gravierenden Veränderungen ließe sich die Vulnerabilität eines terrestrischen Ökosystems sowohl für den aktuellen Zustand als auch für einen zukünftigen Zustand beschreiben. Allerdings handelt es sich bei einer Vulnerabilitätsanalyse bereits um ein *Schadenspotenzial*, welches sich unter Umständen in der Zukunft mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit realisiert. In der Zukunft zukünftige Systemschäden abzuschätzen, mag sich nah an der Grenze zur Spekulation bewegen. Hier besteht das erkenntnistheoretische Problem, dass für Vulnerabilitäten immer eine mangelnde Falsifizierbarkeit und Vorhersagbarkeit gilt, denn sie kann sich der Beobachtung mitunter völlig entziehen, wenn erwartete Schäden über einen langen Zeitraum hinweg nicht eintreten (BÜRKNER 2010, 28ff.). Unter Umständen ist eine gravierende Veränderung innerhalb einer Dissertation, eines Forscherlebens oder gar einer Epoche nicht beobachtbar. An dieser Stelle böte sich eine Szenarioanalyse an, um quasi retrospektiv das Schadenspotenzial zu bestimmen, jedoch stellen die hohen Anforderungen für plausible und mitunter komplexe Entwicklungspfade des untersuchten Systems und der betrachteten gravierenden Veränderungen eine große Herausforderung dar. Andererseits sind Versuche zur aktiven Störung von Ökosystemen rar und in der Regel nicht systemanalytisch dokumentiert.

Die Vulnerabilität von Ökosystemen

Im Falle dieses Promotionsvorhabens handelt es sich um die Vulnerabilität des Ökosystems selbst. Dies steht im Gegensatz zu sozialwissenschaftlich und humanökologisch inspirierten Vulnerabilitätsbewertungen, in denen sozialgruppen- und genderspezifisch vorgegangen werden muss und stets die Vulnerabilität von sozialen Gruppen und Gemeinschaften (Kommune, Nation, usw.) untersucht wird. Eine so wenig anthropozentrische Fragestellung ist in der Vulnerabilitätsforschung noch relativ neu und erstreckt sich vereinzelt auf aquatische Ökosysteme (ARREGUIN-SANCHEZ & RUIZ-BARREIRO 2014, MAMAUAG et al.

2013) oder Waldökosysteme (D'AMATO et al. 2013, BLATT et al. 2010). Im Zusammenhang mit dem Klimawandel wurde die Vulnerabilität von Arten und Habitaten bereits gesondert konzipiert und von der Anpassungskapazität der Gesellschaft getrennt. Die Gesellschaft beeinflusst dabei sowohl die Exposition als auch die Anpassungskapazität des Ökosystems (VOS et al. 2013). Verschiedene Studien öffneten bereits die begrifflichen Schranken: die UNISDR (2004) bezieht die Folgen von Schadensereignissen (hazards) auch auf „environmental degradation“ und im neuesten Sachstandsbericht des Intergovernmental Panel on Climate Change wird Ökosystemen und geographischen Regionen zugestanden, als vulnerabel klassifiziert zu werden (IPCC 2014, 11). Diese Bewertung der ökosystemaren Vulnerabilität versteht sich als ersten Schritt, der Entscheidungsträgern bei Landnutzungsentscheidungen unterstützen soll. Eine in einem zweiten Schritt erfolgende, ergänzende Bewertung der sozio-ökonomischen und kulturhistorischen Vulnerabilität ist denkbar und muss je nach Fragestellung angepasst werden.

Um den gesellschaftlichen Einfluss dieser Forschung zu erhöhen, soll die Bewertung der Vulnerabilität nutzerspezifisch erfolgen. Dazu muss gefragt werden, welche potenziellen Nutzergruppen sich identifizieren lassen und welche möglichen Vor- und Nachteile sich aus einer transdisziplinären Methodik ergeben. Aus den bisherigen Erfahrungen mit Wissenstransfer abgeleitet, sind übersichtliche Kartendarstellung als Ergebnisse angedacht. Bisher werden räumlich explizite Vulnerabilitäten überwiegend auf der Ebene der Nationalstaaten bewertet, wodurch sich eine starke Ausmittelung unterschiedlicher räumlicher Verteilung der verschiedenen Indikatoren ergibt und der Einfluss einzelner Indikatoren verwischt wird (FRAZIER, THOMPSON, AND DEZZANI 2014). Daraus ergibt sich die Notwendigkeit einer räumlich höher aufgelösten Vulnerabilitätsanalyse, die sich in dieser Arbeit am Ökosystembegriff orientieren muss. Ökosysteme sind jedoch keineswegs homogen auf einer Skala einzuordnen, denn sie werden schon seit Beginn des Übereinkommens zum Schutz der biologischen Vielfalt 1992 als dynamische Komplexe aus Pflanzen-, Tier- und Mikroorganismengemeinschaften in Wechselwirkung mit der unbelebten Umwelt bezeichnet, die als funktionelle Einheiten auftreten. Eine Orientierung an den klassischen Studien zur biologischen Vielfalt würde den Bezug zu Arten nahe legen, seien es nun Schlüssel-, -Schirm- oder Flaggschiffarten. Doch für eine systemische Betrachtung greift diese Sichtweise zu kurz. Deshalb sollen Artengemeinschaften als Ganzes, in diesem Falle Biotope, für Vulnerabilitätsanalysen in Bezug auf das Ökosystem als repräsentative Datengrundlage getestet werden. Zur Definition der kleinsten Bewertungseinheit sollen die Biotoptypenkartierungen geprüft werden. Einzelbiotop können im Laufe des Bewertungsprozesses zu entscheidungsrelevanten Skalen der Raumplanung und Landnutzung aggregiert werden. Dazu sollen beispielhaft Biotop ausgewählt und im Feld untersucht werden, die spezifischen Störungen (z. B. Artenverlust, Bodendegradation) unterliegen bzw. unterlagen. Zusammenhänge zwischen Störung und Regeneration von Biotoptypen sollen aus einschlägigen Studien (z. B. VOS et al. 2013) zusammengetragen und abgeleitet werden. Im Vergleich mit einer Kontrollgruppe an ungestörten oder regenerierten Biotopen soll überprüft werden, ob die Klassifizierung der Biotop genügend sensitiv bzgl. zugrunde liegender ökosystemarer Prozesse ist, die für eine Analyse der Vulnerabilität des Ökosystems entscheidend sind.

Für die Analyse der Vulnerabilität gegenüber Biodiversitätsverlust sollen die Indikatoren die drei Ebenen der Biodiversität abdecken:

- Vielfalt der Arten → dokumentierter Artenverlust, Seltenheitswert der Arten, Arteigenschaften (Endemie, Mobilität, u. a.)
- Vielfalt der Lebensräume → Habitatanalyse und Bewertung der Habitatqualität
- Genetische Vielfalt → Fragmentierungsgrad, Isolationsgrad bestimmter Habitate

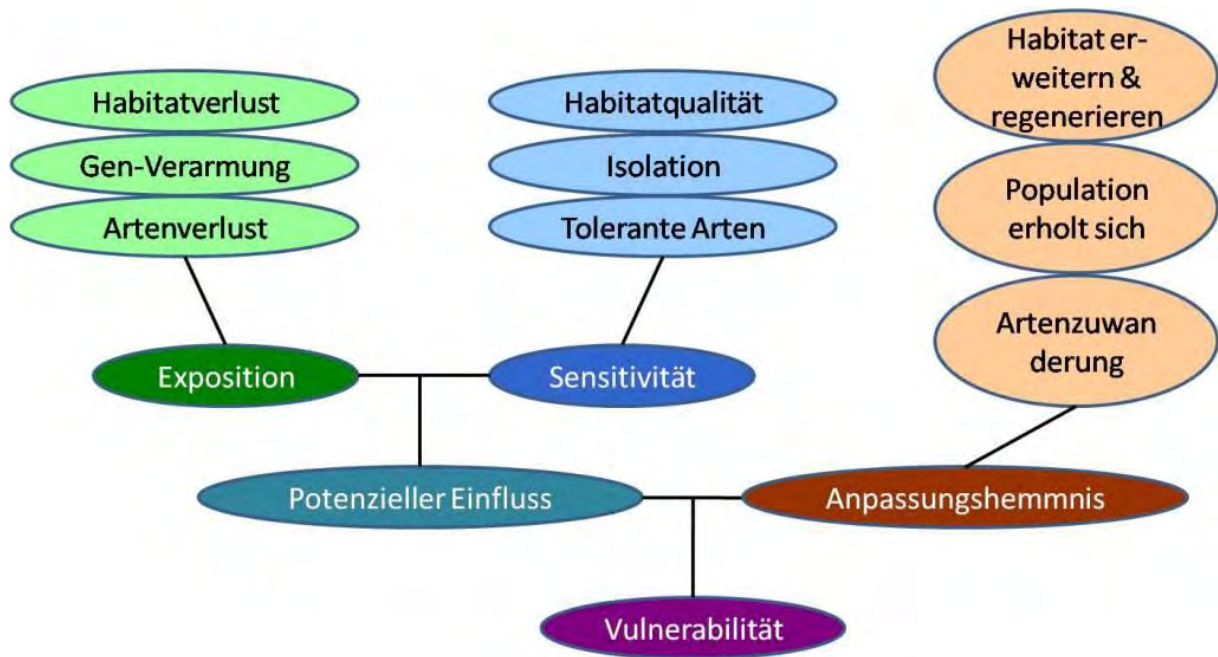


Abb. 1: Schema zur Berechnung der Vulnerabilität gegenüber Biodiversitätsverlusten auf Basis von Geodaten (eigene Darstellung).

Abbildung 1 stellt schematisch die Vorgehensweise in einem Geoinformationssystem dar. Dabei sind bestimmte Datensätze explizit den Elementen der Vulnerabilität zugeordnet (Farbenzuordnung). Die Datensätze zu den jeweiligen Elementen der Biodiversität (s. o.) sind dabei zunächst gleichberechtigt vertreten, das heißt die gleiche Anzahl an Indikatoren liegt vor. Hiervon dürfte nur abgewichen werden, wenn Nachweise für die unterschiedlich große Bedeutung der genetischen Vielfalt, der Artenvielfalt und der Vielfalt der Lebensräume vorlägen oder sichergestellt würde, dass ein einseitiges Übergewicht an Indikatoren in der Berechnung ausgeglichen würde. Die Bewertungen sollen nur nach gering-mittel-hoch („G“, „M“, „H“, siehe Abbildung 2) grob abgestuft werden, um keine ungerechtfertigte Genauigkeit zu suggerieren. Die Verrechnung der einzelnen Funktionselemente soll über eine Matrix erfolgen, in der zunächst Bewertungen der Exposition und Sensitivität zum potenziellen Einfluss zusammengeführt werden (siehe Abb. 2). Dieser wird in einer weiteren, funktionsgleichen Matrix mit der Bewertung der Anpassungshemmnisse verrechnet. Im Ergebnis soll jedem Biotop ein eindeutiger Wert (z. B. „hochvulnerabel“) zugeordnet werden, der kartographisch dargestellt werden kann.

Potenzieller Einfluss		Sensitivität		
		G	M	H
Exposition	G	G	G	M
	M	G	M	H
	H	M	H	H

Abb. 2: Matrix zur Berechnung des potenziellen Einflusses aus den Bewertungen für Exposition und Sensitivität (verändert nach Mamauag et al. 2013)

In ähnlicher Weise soll auch für den Bereich Bodendegradation vorgegangen werden. Dafür wird sich an den etablierten soil threats (Bodengefährdungen)¹ für die Exposition orientiert, was dann die Datennotwendigkeit für Sensitivität und Anpassungshemmnisse vorgibt. Ähnlich wie in Abb. 1 wird ein GIS-basiertes Schema entwickelt, worin die Datenzugehörigkeit sichtbar werden und die Indikatoren für die regelbasierte Bewertung anknüpfen sollen.

¹ Dazu zählen i. d. R. Erosion, Verringerung organischen Materials, Verdichtung, Biodiversitätsverlust, Versalzung, Kontaminierung und Versiegelung.

Literatur

- ALTIERI, M.A. (1999): The ecological role of biodiversity in agroecosystems. - *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74 (1-3):19-31. doi: 10.1016/S0167-8809(99)00028-6.
- ARREGUIN-SANCHEZ, F. & T.M. RUIZ-BARREIRO (2014): Approaching a functional measure of vulnerability in marine ecosystems. - *Ecological Indicators* 45:130-138. doi: 10.1016/j.ecolind.2014.04.009.
- BLATT, J.B., ELLNER, L. STRIXNER, S. KREFT, V. LUTHARDT & P. L. IBISCH (2010): Index-basierte Erfassung der Klimawandel-Vulnerabilität von Wald- und Forstökosystemen im Nationalpark Unteres Odertal. - In: *Biodiversität und Klima – Vernetzung der Akteure in Deutschland VII.* - Bonn (BfN)
- BRAND, F.S. & K. JAX (2007): Focusing the meaning (s) of resilience: resilience as a descriptive concept and a boundary object. - *Ecology and Society* 12 (1).
- BROOKS, N. (2003): Vulnerability, risk and adaptation: A conceptual framework. - Tyndall Centre for Climate Change Research Working Paper 38:1-16.
- BÜRKNER, H.-J. (2010): Vulnerabilität und Resilienz - Forschungsstand und sozialwissenschaftliche Untersuchungsperspektiven. - IRS Working Paper 43 (Leibniz-Institut für Regionalentwicklung und Strukturplanung, Erkner).
- D'AMATO, A.W., J. B. BRADFORD, S. FRAVER & B.J. PALIK (2013): Effects of thinning on drought vulnerability and climate response in north temperate forest ecosystems. - *Ecological Applications* 23 (8):1735-1742. doi: 10.1890/13-0677.1.
- FRAZIER, T.G., THOMPSON, C. M. & DEZZANI, R.J. (2014): A framework for the development of the SERV model: A Spatially Explicit Resilience-Vulnerability model. - *Applied Geography* 51 (0):158-172. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.04.004>.
- FÜSSEL, H.-M. (2007): Vulnerability: A generally applicable conceptual framework for climate change research. - *Global Environmental Change* 17 (2):155-167. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.05.002>.
- IPCC (2007a): Assessing key vulnerabilities and the risk from climate change. - In: PARRY, M.L., CANZIANI, O.F, PALUTIKOF, J.P., VAN DER LINDEN, P.J. & C.E. HANSON (eds.): *Climate Change 2007: impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* - Cambridge (University Press): 779-810
- IPCC (2007b): Appendix I Glossary. - In: In: PARRY, M.L., CANZIANI, O.F, PALUTIKOF, J.P., VAN DER LINDEN, P.J. & C.E. HANSON (eds.): *Climate Change 2007: impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* - Cambridge (University Press): 869-883.
- IPCC (2014): Emergent Risks and Key Vulnerabilities. - In: C.B. Field, V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea and L.L. (eds.): *WhiteClimate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Working Group II Contribution to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, edited by.* United Kingdom and New York: Cambridge University Press.
- KAUFMANN, S. & S. BLUM (2013): Vulnerabilität und Resilienz: Zum Wandern von Ideen in der Umwelt- und Sicherheitsdiskussion. - In: *Unberechenbare Umwelt.* - Berlin (Springer): 91-120.
- MAMAUAG, S.S., P. M. ALINO, R.J. MARTINEZ, R.N. MUALLIL, M.V. DOCTOR, E.C. DIZON, R.C. GERONIMO, F.M. PANGA & R.B. CABRAL (2013): A framework for vulnerability assessment of coastal fisheries ecosystems to climate change-Tool for understanding resilience of fisheries (VA-TURF). *Fisheries Research* 147:381-393. doi: 10.1016/j.fishres.2013.07.007.

TURNER II, B.L., R.E. KASPERSON, P.A. MATSON, J.J. MCCARTHY, R.W. CORELL, L. CHRISTENSEN, N. ECKLEY, J.X. KASPERSON, A. LUERS, M.L. MARTELLO, C. POLSKY, A. PULSIPHER & A. SCHILLER (2003): A framework for vulnerability analysis in sustainability science. - Proceedings of the National Academy of Sciences 100 (14):8074-8079. doi: 10.1073/pnas.1231335100.

UNISDR (2004): Living with Risk. A Global Review of Disaster Reduction Initiatives. Geneva (United Nations Office for Disaster Risk Reduction).

VOS, C., I. BOUWMA, P. VERDONSCHOT, W. GEERTSEMA & M. VAN RIEL (2013):. Guidelines on Climate Change and Natura 2000 Supplement: Managing climate change for the Natura 2000 network. - Alterra & Eurosite.

Peter Weißhuhn
Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V.
Direktorat, Forschungsgruppe Impact Assessment
Eberswalder Str. 84
15374 Müncheberg
email: weissshuhn@zalf.de

Auswirkungen multipler anthropogener Stressoren auf die genetische Diversität von Arten der Gattungen *Deleatidium* (Insecta: Ephemeroptera) und *Potamopyrgus* (Gastropoda: Tateidae)

JAN MACHER

Schlagwörter: Fließgewässer, Anthropogene Stressoren, Landwirtschaft, Genetik

1 Einleitung

Fließgewässer gehören zu den wertvollsten Ökosystemen, da sie Trinkwasser bereitstellen und zu den Hotspots der Biodiversität zählen (DUDGEON et al., 2006, STRAYER et al., 2010). Seit jeher werden Fließgewässer durch den Menschen genutzt und verändert. Im Zuge der Urbanisierung und dem weltweit anhaltenden Trend zur Technisierung der Landwirtschaft haben diese Veränderungen jedoch eine neue Intensität erreicht, die die Gewässergüte und alle Aspekte der Biodiversität negativ beeinflussen. Dies ist insbesondere deshalb problematisch, weil nur intakte Ökosysteme dauerhaft die ökosystemaren Dienstleistungen erbringen können, auf welche die Menschheit angewiesen ist (VÖRÖSMARTY et al., 2010).

2 Bewertung der Fließgewässergüte

Um die Prozesse zu verstehen, die zur Beeinträchtigung und Zerstörung intakter Ökosysteme und dem Verlust ihrer Biodiversität führen, haben in den letzten zwei Jahrzehnten mehrere Staaten Programme zur Überwachung der Fließgewässer initiiert (s. z. B. KALLIS et al., 2001). In der Regel basiert ein maßgeblicher Teil der Bewertung der Fließgewässergüte auf einer Analyse des sogenannten Makrozoobenthos, der im Gewässer lebenden tierischen Invertebraten (ROSENBERG et al., 1993). Anhand der so gewonnenen Daten werden die Effekte einzelner und multipler anthropogener Stressoren auf die Fließgewässer-Ökosysteme analysiert (STENDERA et al., 2012). Ein grundlegendes Problem der Analyse des Makrozoobenthos ist jedoch, dass zahlreiche Invertebraten selbst für ausgewiesene Experten nur sehr schwierig auf Artniveau zu bestimmen sind (COOK et al. 2008), weshalb aus praktischen Gründen oftmals nur auf dem Level von Familien oder Gattungen gearbeitet wird. Zahlreiche Arten werden zudem falsch bestimmt, was die Ergebnisse der Studien unter Umständen stark verfälscht (HAASE et al., 2006). Da selbst nah miteinander verwandte Arten sehr unterschiedliche ökologische Ansprüche ausweisen können (RESH 1976, VAN DAMME et al., 2008), ist die korrekte Identifizierung von Arten von enormer Bedeutung. Zudem ist bekannt, dass in Fließgewässern zahlreiche kryptische Arten existieren, die morphologisch nicht bestimmbar sind (s. z. B. LIU et al., 2003; HUGHES et al., 2008), aber unterschiedliche ökologische Nischen besetzen (WELLBORN et al., 2007, OBERTEGGER et al., 2013). Da zahlreiche Vorhaben zur Renaturierung von Fließgewässern auf den Ergebnissen der Makrozoobenthos-Beprobung fußen, ist auch zur Vermeidung falscher Investitionen eine genaue Identifizierung der untersuchten Arten wichtig (LENAT et al., 2001).

3 Potenzial genetischer Methoden für die Fließgewässerbewertung

Bislang beinhalten die Protokolle zur Erhebung und Bewertung der Gewässergüte keine genetischen Erfassungen der Artenzahl sowie der innerartlichen genetischen Diversität, wodurch einer der wichtigsten Aspekte der Biodiversität nicht berücksichtigt wird. Um die Auswirkungen multipler Stressoren auf die Ökosysteme umfassend zu verstehen, müssen jedoch alle Aspekte der Biodiversität (von Genen bis zu den Ökosystemen) erfasst werden. Genetische Methoden können helfen, das zentrale Problem der korrekten Identifizierung von Arten zu lösen, wodurch die Genauigkeit von Fließgewässerbewertungen gesteigert werden kann (SWEENEY et al., 2011, JACKSON et al., 2014). Zudem können genetische Daten Auskunft über die genetische Diversität von Arten, ihre effektive Populationsgröße, die Anfälligkeit

gegenüber bestimmten Stressoren und ihr Anpassungspotenzial geben. Für Tiere ist die Sequenzierung eines Fragments des sogenannten “Barcoding-Gens”, der mitochondrialen Cytochrom C Oxidase Subunit 1 (COI), ein etabliertes Verfahren zur Identifizierung von Arten (HEBERT et al., 2003) und wird von mehreren internationalen Projekten genutzt, um Datenbanken zu erstellen (RATNASINGHAM et al., 2007). In den letzten Jahren haben einige Studien das Potenzial von COI-Sequenzierungen für Fließgewässerbewertungen (HAJIBABAEI et al., 2011, THOMSEN et al., 2012) und Schutzprogramme (SIVARAMAKRISHNAN et al., 2014) gezeigt. Diese Pionierstudien konnten belegen, dass die Identifizierung des Makrozoobenthos mittels COI-Barcoding die Erfassung der Biodiversität und somit die Fließgewässerbewertungen verbessert und die klassisch morphologischen Methoden an Genauigkeit übertrifft (PILGRIM et al., 2011, STEIN et al., 2014, JACKSON et al., 2014).

4 Projektvorhaben

Für das im Rahmen der interdisziplinäre Nachwuchswissenschaftlertagung zur Biodiversitätsforschung vorgestellten Vorhaben wurden 43 Bäche in der intensiv landwirtschaftlich genutzten Region Southland im Süden Neuseelands beprobt. Die Landwirtschaft in dieser Region hat sich in den letzten zwei Jahrzehnten von einer extensiven Beweidung durch Schafe hin zu einer Haltung von Rindern, Milchkühen und Rotwild in hohen Bestandsdichten gewandelt (DREWRY et al., 2000). Die Folge sind zunehmende Probleme durch Erosion sowie die Eutrophierung der Böden und Gewässer durch den erhöhten Nährstoffeintrag (MONAGHAN et al., 2007) von den Viehweiden. Sowohl das durch die Erosion in die Gewässer eingetragene Feinsediment als auch Nährstoffe sind als wichtige Stressoren bekannt und haben negative Auswirkungen auf die Artengemeinschaften in Fließgewässern (WAGENHOFF et al., 2011). Es wird erwartet, dass diese landwirtschaftlichen Stressoren in Zukunft zusätzlich an Bedeutung gewinnen werden, da die Landwirtschaft weiterhin intensiviert wird und weitere anthropogene Stressoren wie der Klimawandel hinzukommen (PIGGOTT et al., 2012). Die 43 beprobten Bäche im Southland decken einen Gradienten von naturnah bis hin zu stark degradiert ab und erlauben so Rückschlüsse auf die Effekte der beiden wichtigen Stressoren Feinsediment und Nährstoffeintrag auf die Biodiversität.

In einem ersten Schritt sollen die Änderungen der Makrozoobenthos-Gemeinschaft der beprobten Gewässer in Abhängigkeit von den Stressoren mittels der klassischen, auf morphologischer Bestimmung der Tiere basierenden Bewertungsmethode erhoben werden. Im Anschluss daran nutzen wir das COI-Barcoding, um die Artenvielfalt von zwei der bedeutendsten neuseeländischen Indikatoren für Fließgewässergüte zu erfassen: Sowohl die Eintagsfliegengattung *Deleatidium* als auch die Wasserdeckelschnecken der Gattung *Potamopyrgus* sind dafür bekannt, mehrere kryptische Arten zu beinhalten, ein verbreitetes Phänomen bei Eintagsfliegen (STÄHLS et al., 2008) und Schnecken (WILKE et al., 2002). In einem weiteren Schritt werden die Effekte der untersuchten Stressoren auf die genetische Diversität innerhalb der Arten mittels COI-Barcoding und Next-Generation-Sequenzierung tausender genetischer Marker ermittelt.

Es wurden folgende Hypothesen aufgestellt:

- 1) Das Vorkommen sensitiver Arten nimmt mit Zunahme der beiden Stressoren “Nährstoffeintrag” und “Feinsediment” im Gewässer ab. Die als verschmutzungstolerant bekannten Arten der Gattung *Potamopyrgus* kommen in stärker belasteten Gewässern hingegen in einer relativ höheren Abundanz vor.
- 2) Die Artendiversität ist am höchsten in weitgehend unbelasteten Gewässern und am geringsten in stark durch Feinsediment und Nährstoffe belasteten Gewässern.
- 3) Die Beta-Diversität ist am höchsten (ähnlichsten) in ähnlich stark belasteten Gewässern, da nur einige wenige Arten mit diesen Bedingungen zurechtkommen. In wenig belasteten Gewässern ist die Beta-Diversität gering (unähnlich).
- 4) Die Gattungen *Deleatidium* und *Potamopyrgus* beinhalten mehrere kryptische Arten, die nicht mit morphologischen, sondern nur mit genetischen Methoden sicher identifizierbar sind.
- 5) Die kryptischen Arten unterscheiden sich hinsichtlich ihrer ökologischen Ansprüche und zeigen unterschiedliche Reaktionen auf die Stressoren Feinsediment und Nährstoffe.
- 6) Stressoren haben den stärksten Einfluss auf die Verteilung intraspezifischer genetischer Diversität.
- 7) Die genetische Diversität nimmt in Arten der Gattung *Deleatidium* mit

zunehmender Belastung eines Gewässers ab, während sie in Arten der Gattung *Potamopyrgus* bis zu einem gewissen Grad der Belastung zunimmt. 8) Genetische Diversität und Alpha- Diversität stehen sowohl in der Gattung *Deleatidium* als auch in der Gattung *Potamopyrgus* in einem positiven Zusammenhang.

Die Studie wurde im Jahr 2014 begonnen und wird zu Beginn des Jahres 2015 abgeschlossen werden.

Literatur

- COOK, B.D., PAGE, T J., & HUGHES, J M. (2008): Importance of cryptic species for identifying 'representative' units of biodiversity for freshwater conservation. - *Biological Conservation*, 141(11): 2821-2831.
- DREWRY, J.J., & PATON, R.J. (2000): Effects of cattle treading and natural amelioration on soil physical properties and pasture under dairy farming in Southland, New Zealand. - *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 43(3): 377-386.
- DUDGEON, D., ARTHINGTON, A. H., GESSNER, M. O., KAWABATA, Z. I., KNOWLER, D. J., LÉVÊQUE, C., & SULLIVAN, C. A. (2006): Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. - *Biological reviews*, 81(2): 163-182.
- HAASE, P., MURRAY-BLIGH, J., LOHSE, S., PAULS, S., SUNDERMANN, A., GUNN, R., & CLARKE, R. (2006): Assessing the impact of errors in sorting and identifying macroinvertebrate samples. In *The Ecological Status of European Rivers: Evaluation and Intercalibration of Assessment Methods*. - Springer Netherlands: 505-521.
- HAJIBABAEI, M., SHOKRALLA, S., ZHOU, X., SINGER, G.A., & BAIRD, D.J. (2011): Environmental barcoding: a next-generation sequencing approach for biomonitoring applications using river benthos. - *PLoS one*, 6(4): e17497.
- HEBERT, P.D., CYWINSKA, A., & BALL, S.L. (2003): Biological identifications through DNA barcodes. - *Proceedings of the Royal Society of London. - Biological Sciences, Series B* 270(1512): 313-321.
- HUGHES, J.M., SCHMIDT, D J., MCLEAN, A., & WHEATLEY, A. (2008): Population genetic structure in stream insects: what have we learned. In *Aquatic Insects: Challenges to Populations*. - *Proceedings of the Royal Entomological Society's 24th Symposium*: 268-288.
- JACKSON, J.K., BATTLE, J.M., WHITE, B.P., PILGRIM, E.M., STEIN, E.D., MILLER, P.E., & SWEENEY, B.W. (2014): Cryptic biodiversity in streams: a comparison of macroinvertebrate communities based on morphological and DNA barcode identifications. - *Freshwater Science*, 33(1), 312-324.
- KALLIS, G., & BUTLER, D. (2001): The EU water framework directive: measures and implications. - *Water policy*, 3(2): 125-142.
- LENAT, D.R., & RESH, V.H. (2001): Taxonomy and stream ecology—the benefits of genus-and species-level identifications. - *Journal of the North American Benthological Society*, 20(2): 287-298.
- LIU, H.P., HERSHLER, R., & CLIFT, K. (2003): Mitochondrial DNA sequences reveal extensive cryptic diversity within a western American springsnail. - *Molecular Ecology*, 12(10): 2771-2782.
- MONAGHAN, R.M., WILCOCK, R.J., SMITH, L.C., TIKKISSETTY, B., THORROLD, B.S., & COSTALL, D. (2007): Linkages between land management activities and water quality in an intensively farmed catchment in southern New Zealand. - *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118(1): 211-222.
- OBERTEGGER, U., FONTANETO, D., & FLAIM, G. (2013): Cryptic diversity of *Synchaeta* spp.(Rotifera, Monogononta) in mountain lakes: relationships with environmental parameters. In *5th Congress Italian Society for Evolutionary Biology* (p. 39).

- PIGGOTT, J.J., LANGE, K., TOWNSEND, C.R., & MATTHAEI, C.D. (2012): Multiple stressors in agricultural streams: a mesocosm study of interactions among raised water temperature, sediment addition and nutrient enrichment. - *PloS one*, 7(11): e49873.
- PILGRIM, E.M., JACKSON, S.A., SWENSON, S., TURCSANYI, I., FRIEDMAN, E., WEIGT, L., & BAGLEY, M.J. (2011): Incorporation of DNA barcoding into a large-scale biomonitoring program: opportunities and pitfalls. - *Journal of the North American Benthological Society*, 30(1): 217-231.
- RATNASINGHAM, S., & HEBERT, P.D. (2007): BOLD: The Barcode of Life Data System (<http://www.barcodinglife.org>). *Molecular ecology notes*, 7(3), 355-364.
- RESH, V.H. (1976): Life histories of coexisting species of Ceraclea caddisflies (*Trichoptera: Leptoceridae*): the operation of independent functional units in a stream ecosystem. - *The Canadian Entomologist*, 108(12): 1303-1318.
- ROSENBERG, D.M., & RESH, V.H. (1993): *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. - Chapman & Hall.
- SIVARAMAKRISHNAN, K.G., JANARTHANAN, S., SELVAKUMAR, C., & ARUMUGAM, M. (2014): Aquatic insect conservation: a molecular genetic approach. - *Conservation Genetics Resources*: 1-7.
- STÅHLS, G., & SAVOLAINEN, E. (2008): MtDNA COI barcodes reveal cryptic diversity in the Baetis vernus group (Ephemeroptera, Baetidae). *Molecular phylogenetics and evolution*, 46(1), 82-87.
- STEIN, E.D., WHITE, B.P., MAZOR, R.D., JACKSON, J.K., BATTLE, J.M., MILLER, P.E., & SWEENEY, B.W. (2014): Does DNA barcoding improve performance of traditional stream bioassessment metrics? - *Freshwater Science*, 33(1): 302-311.
- STENDERA, S., ADRIAN, R., BONADA, N., CAÑEDO-ARGÜELLES, M., HUGUENY, B., JANUSCHKE, K., & HERING, D. (2012): Drivers and stressors of freshwater biodiversity patterns across different ecosystems and scales: a review. - *Hydrobiologia*, 696(1): 1-28.
- STRAYER, D. L., & DUDGEON, D. (2010): Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. - *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1): 344-358.
- SWEENEY, B.W., BATTLE, J.M., JACKSON, J.K., & DAPKEY, T. (2011): Can DNA barcodes of stream macroinvertebrates improve descriptions of community structure and water quality? - *Journal of the North American Benthological Society*, 30(1): 195-216.
- THOMSEN, P.F., KIELGAST, J., IVERSEN, L.L., MØLLER, P.R., RASMUSSEN, M., & WILLERSLEV, E. (2012): Detection of a diverse marine fish fauna using environmental DNA from seawater samples. - *PLoS one*, 7(8): e41732.
- VAN DAMME, P.A., HAMEL, C., AYALA, A., & BERVOETS, L. (2008): Macroinvertebrate community response to acid mine drainage in rivers of the High Andes (Bolivia). - *Environmental Pollution*, 156(3): 1061-1068.
- VÖRÖSMARTY, C.J., MCINTYRE, P.B., GESSNER, M.O., DUDGEON, D., PRUSEVICH, A., GREEN, P., & DAVIES, P.M. (2010): Global threats to human water security and river biodiversity. - *Nature*, 467(7315): 555-561.
- WAGENHOFF, A., TOWNSEND, C.R., PHILLIPS, N., & MATTHAEI, C.D. (2011): Subsidy-stress and multiple-stressor effects along gradients of deposited fine sediment and dissolved nutrients in a regional set of streams and rivers. - *Freshwater Biology*, 56(9): 1916-1936.
- WELLBORN, G. & COTHRAN, R.D. (2007): Niche diversity in crustacean cryptic species: complementarity in spatial distribution and predation risk. - *Oecologia*, 154(1): 175-183.
- WILKE, T. & PFENNINGER, M. (2002): Separating historic events from recurrent processes in cryptic species: phylogeography of mud snails (*Hydrobia* spp.). - *Molecular Ecology*, 11(8): 1439-1451.

Jan Macher
Dept. Animal Ecology, Evolution and Biodiversity
Ruhr Universität Bochum
Universitätsstraße 150
44801 Bochum
email: jan-niklas.macher@rub.de

Genetische Vielfalt - eine vernachlässigte Komponente biologischer Vielfalt

GERNOT SEGELBACHER

Schlagwörter: Aichi Target 13, genetisches Monitoring, Naturschutzgenetik, Biodiversitätsstrategie

Genetische Vielfalt ist eine der drei Hauptkomponenten biologischer Vielfalt. Sie trägt nicht nur zum Erhalt von Arten und der Vielfalt an Lebensräumen bei, sondern ist auch wesentlicher Bestandteil von ökosystemaren Prozessen. Die Bedeutung genetischer Vielfalt ist heute auf vielfältige Weise dokumentiert, da sie zur individuellen Fitness, dem evolutionären Potential einer Art und schließlich zur Funktion und Widerstandsfähigkeit von Ökosystemen wesentlich beiträgt (HUGHES & STACHOWICZ 2004, REUSCH et al. 2005, WHITHAM et al. 2008). Nur wenn eine ausreichend große genetische Vielfalt vorhanden ist, besteht auch die Möglichkeit, dass sich Individuen und Arten an veränderte Umweltbedingungen anpassen können. Ein Verlust genetischer Vielfalt auf der anderen Seite vergrößert die Anfälligkeit von Arten, reduziert deren Fitness und beschleunigt dadurch die Wahrscheinlichkeit ihres Aussterbens (SPIELMAN et al. 2004, FRANKHAM 2005).

Das enorme Potential genetischer Daten ist durch eine Vielzahl von Studien belegt, die gleichzeitig aufzeigen wie wichtig die Implementierung genetischer Vielfalt in der Naturschutzpolitik und Praxis des Artenschutzes sind. Diese Erkenntnis hat auch dazu geführt, dass die Convention on Biological Diversity (CBD) in den formulierten Aichi 2020 Targets genetische Vielfalt explizit als wesentlichen Faktor benannt hat. *Target 13: By 2020, the genetic diversity of cultivated plants and farmed and domesticated animals and of wild relatives, including other socio-economically as well as culturally valuable species, is maintained, and strategies have been developed and implemented for minimizing genetic erosion and safeguarding their genetic diversity* (<https://www.cbd.int/sp/>). Genetische Vielfalt soll also erhalten und ihr Rückgang reduziert werden. Auch wenn einige Länder diese Ziele ausschließlich auf domestizierte Arten anwenden, sind hier explizit nicht nur die freilebenden Verwandten von Haustieren und Kulturpflanzen genannt, sondern alle sozioökonomisch und kulturell wertvollen Arten von Interesse.

Die entsprechenden nationalen Biodiversitätsstrategien zeigen deutlich, dass sich einzelne Länder stark darin unterscheiden wie dieses Ziel der Erhaltung genetischer Vielfalt interpretiert wird. Während „socio-economically important species“ solche Arten sein können, die direkt genutzt werden (wie z. B. Fischbestände) lassen sich auch solche Arten darunter verstehen, die eine wesentliche Grundlage für ökosystemare Dienstleistungen darstellen, die für Menschen besonders relevant sind (z. B. Bodenorganismen, die durch Umbauprozesse die Bodenfruchtbarkeit beeinflussen). Viele bedrohte Arten, insbesondere die sogenannten Flugschiffarten, sind von hohem kulturellem Wert und nehmen eine zentrale Rolle in der Naturschutzpolitik ein. Diese spielen dabei häufig auch für den Ökotourismus eine wichtige ökonomische Rolle. Die Definition des Target 13 sollte also nicht nur für domestizierte Arten angewendet werden, sondern kann auch für viele wildlebende Arten eine entscheidende Rolle spielen. Interessanterweise wird genetische Vielfalt aber häufig noch nicht in diesem Zusammenhang gesehen. So beziehen auch Tittensor et al. (2014). in ihrer kürzlich publizierten Studie zum Zwischenstand auf dem Weg zum Erreichen der 2020 Ziele die genetische Vielfalt primär auf Haustierrassen.

Die Nationale Biodiversitätsstrategie der Bundesrepublik Deutschland in der aktuellen Fassung von 2007 (http://www.bfn.de/0304_biodivstrategie-nationale.html) nennt als Vision für die Zukunft: „In Deutschland sind die wildlebenden Arten (Tiere, Pflanzen, Pilze, Mikroorganismen) in ihrer genetischen Vielfalt und ihrer natürlichen Verteilung vorhanden. Gebietstypische Populationen bleiben in ihrer genetischen Vielfalt erhalten.“ Daraus werden dann folgende Ziele abgeleitet: „Auf Grund der Populationsgrößen, räumlichen Verteilung und Bandbreite der genetisch festgelegten Merkmale sind Überleben, Anpassungsfähigkeit und evolutive Entwicklungsprozesse der wildlebenden Arten in der jeweiligen regionaltypischen Ausprägung gewährleistet. Die natürliche genetische Vielfalt der wildlebenden Populationen ist vor

Beeinträchtigungen durch invasive gebietsfremde Arten und Zuchtformen geschützt. Der Verlust der genetischen Vielfalt ist bis 2010 aufgehalten." Für die Umsetzung wird dabei dann unter anderem folgendes angestrebt: „ 1) Erhaltung einer Vielfalt von regional angepassten Populationen, 2) Vermeidung der Verfälschung der genetischen Vielfalt der wildlebenden Tier- und Pflanzenwelt durch Ansiedlung und Ausbreitung von nicht heimischen Tier- und Pflanzenarten, 3) Sicherstellung des natürlichen genetischen Austauschs wildlebender Arten, 4) Ausbau der Erhaltung sowie verstärkter Anbau und verstärkte Nutzung bedrohter, regionaltypischer Kulturpflanzensorten und Nutztierassen, u. a. durch wirtschaftliche Nutzbarmachung und ggf. Abbau administrativer Hemmnisse.....". Hier werden also nicht nur domestizierte Pflanzen und Tierarten in die Biodiversitätsstrategie einbezogen, sondern es wird dezidiert von wildlebenden Arten gesprochen. Bei der konkreten Benennung der Förderziele und Projekte wird jedoch der Fokus ausschließlich auf Arten und Ökosysteme gelegt, genetische Vielfalt kommt bisher darin nicht vor (siehe auch <http://www.biologischesvielfalt.de/bundesprogramm.html>). Ganz offensichtlich ist das Potential genetischer Daten und ihre Relevanz für die konkrete Umsetzung der nationalen Biodiversitätsstrategie hier noch ungenügend erkannt. Dies deckt sich mit Erfahrungen aus anderen Ländern.

Viele nationale und internationale Organisationen, vor allem im Bereich der Land- und Forstwirtschaft sowie der Fischerei berücksichtigen heute Aspekte genetischer Vielfalt für die Entwicklung ihrer Schutzstrategien. Dies hat bereits dazu geführt, dass heute in vielen Monitoringprogrammen routinemäßig auch die genetische Vielfalt gemessen wird um damit in Wildpopulationen erste Warnzeichen für einen Populationsrückgang und eine genetische Verarmung festzustellen.

Der andauernde technische Fortschritt in der Analyse von genetischem Material ermöglicht es sehr geringe Mengen an Ausgangsmaterial für DNA Untersuchungen zu verwenden. So ist es heute routinemäßig möglich aus Federn, Kot und Haarproben Erbgut zu extrahieren und damit Individuen zu identifizieren. So lassen sich auch heimliche und stark bedrohte Arten ohne große Störungen und in großem Stil erfassen. Museumsmaterial kann ebenfalls als DNA-Quelle verwendet werden und gewinnt zunehmend an Bedeutung (WANDELER et al. 2007). Durch die Analyse von historischem Material lässt sich zum Beispiel die genetische Vielfalt von Populationen über längere Zeitreihen bestimmen und dadurch der Verlust an genetischer Diversität dokumentieren (z. B. SEGELBACHER et al. 2008, SEGELBACHER et al. 2014).

Während sich die Methoden der Genetik rasant weiterentwickeln und heute die Analyse ganzer Genome Routine ist, sind sich viele im Naturschutz tätigen Personen über die Anwendungsmöglichkeiten genetischer Methoden häufig im Unklaren. Genetische Methoden und Daten haben aber in den letzten Jahren unser Verständnis in vielen ökologischen und für den Naturschutz relevanten Fragestellungen wesentlich verbessert. Das Forschungsfeld der Naturschutzgenetik (Conservation Genetics) hat sich mit vielen Fallbeispielen als wichtiges Instrument für eine Reihe von drängenden Fragen im Naturschutz etabliert (SEGELBACHER 2012). Diese sind im Wesentlichen:

1.) Welche Arten oder Populationen benötigen einen besonderen Schutz?

Genetische Methoden können helfen, taxonomische Unsicherheiten zu klären und jene Populationen zu identifizieren, die eines besonderen Schutzes bedürfen. In vielen Ländern gibt es Programme zum Barcoding, die versuchen auch bisher unentdeckte Arten über ihre genetischen Informationen zu charakterisieren. Ein Ansatz besteht zum Beispiel darin mittels eDNA (environmental DNA) ganze Wasser- oder Bodenproben zu analysieren um die darin enthaltenen Organismen zu bestimmen.

2.) Sind Populationen isoliert oder stehen sie miteinander im Austausch?

Um festzustellen ob Populationen einer Art innerhalb der Landschaft isoliert sind oder noch miteinander vernetzt, werden heute routinemäßig genetische Methoden angewendet. Sie stellen eines der effektivsten Werkzeuge dar um die Fragmentierung von Lebensräumen und die Wanderung von Tier und Pflanzenarten abzuschätzen. Damit lässt sich auch hervorragend die Effektivität von Korridoren oder von Bauwerken zur Verbesserung der Konnektivität (z. B. Grünbrücken) evaluieren. Die Wirkungen potentieller Barrieren müssen also nicht mehr durch eine direkte Beobachtung von wandernden Tieren erfolgen,

sondern kann über den genetischen Austausch ermittelt werden. Dazu hat sich ein eigenes Feld der „molecular road ecology“ (BALKENHOL & WAITS 2009) entwickelt. Aber nicht nur menschliche Bauwerke stellen Grenzen da, es können auch Landschaftselemente wie ungeeignete Lebensräume oder Bergrücken und Täler die Wanderungen von Tieren und Pflanzen erschweren. Mit einer Kombination verschiedener Umweltvariablen und genetischer Information lässt sich dann der Effekt solcher Landschaftsvariablen auf die genetische Struktur von Populationen berechnen. Dieses Forschungsfeld wird auch als Landschafts-genetik bezeichnet (MANEL et al. 2003, MANEL & SEGELBACHER 2009) und ermöglicht es, konkrete Managementempfehlungen für Tierarten zu entwickeln (SEGELBACHER et al. 2010). So konnten wir zum Beispiel für das Auerhuhn im Schwarzwald zeigen, dass der Austausch zwischen Nord- und Südschwarzwald nur noch sehr begrenzt stattfindet (SEGELBACHER et al. 2008). Gleichzeitig ermöglichte die Kombination genetischer Daten mit Landschaftsparametern (wie z. B. Waldstruktur, Höhe, Siedlungen, Straßen) eine genaue Vorhersage, wo Wanderungen zwischen den einzelnen verbliebenen Vorkommen stattfinden können. Damit ließen sich planerisch Korridore festlegen (BRAUNISCH et al. 2010), die dann in einem konkreten Aktionsplan für die Art Niederschlag gefunden hat.

3.) Wie groß ist eine Population und wie entwickelt sich diese im Verlauf der Zeit?

In vielen Naturschutzprojekten ist die Anzahl der vorhandenen Tiere eine wichtige und wünschenswerte Information. Insbesondere bei scheuen und schwer erfassbaren Arten können oft nur ungefähre Schätzungen vorgenommen werden. Ähnlich wie bei der Identifizierung von Personen mittels eines genetischen Fingerabdruckes in der Gerichtsmedizin, können dann auch bei vielen Arten einzelne Individuen bestimmt werden. Damit lassen sich z.B. durch Kotproben bei Auerhühnern genaue Bestandszahlen ermitteln (JACOB et al. 2010). Dabei hat sich gezeigt, dass die bisherigen Sichtbeobachtungen durch klassische Balzplatzzählungen eine Unterschätzung der Bestände darstellen und mit genetischen Methoden mehr Individuen nachgewiesen werden können. Heute stellt die Erfassung von Auerhuhnbeständen mittels genetischer Methoden eine Standardroutine in vielen Ländern dar (s. a. RÖSNER et al. 2014).

Auch wenn genetische Aspekte zunehmend in den Fokus von Behörden und Verbänden geraten spielen genetische Daten im Natur- und Artenschutz nach wie vor eine sehr untergeordnete Rolle. Mehrere Umfragen zeigen, dass im praktischen Naturschutz Faktoren genetischer Diversität oder genetische Methoden nach wie vor als wenig wichtig eingeschätzt werden (LAIKRE et al. 2009, BRAUNISCH et al. 2012, HOBAN et al. 2013b, SUTHERLAND et al. 2014). Dies lässt sich möglicherweise auch auf eine Kluft zwischen dem Forschungsfeld der Naturschutzgenetik und dem Zugang von Entscheidungsträgern im Naturschutz zu genetischer Expertise erklären (z. B. HOBAN et al. 2013a, 2013b). Um die Distanz zwischen Entscheidungsträgern, Naturschutzpraktikern und Wissenschaftlern zu überbrücken wurde im Rahmen des EU Projekts ConGRESS (www.congressgenetics.eu) eine Plattform geschaffen, die zahlreiche Informationen zur Verfügung stellt, die die Planung genetischer Studien für bedrohte Arten erleichtern soll. Anhand von zahlreichen Praxisbeispielen werden die Grundprinzipien genetischer Studien erläutert und dargestellt wie Studien einfacher geplant werden können und wie entsprechende Netzwerke und Kooperationen etabliert werden können, indem in ganz Europa Kontakte und die entsprechenden Expertisen gelistet werden. Je nach Hintergrund können sowohl Wissenschaftler, wie auch Entscheidungsträger oder Naturschutzpraktiker feststellen, ob und wann genetische Studien für ihr konkretes Problem anzuwenden sind und wen sie dazu kontaktierten können. Ziel dieser Plattform ist es Entscheidungsträger aus Politik und Naturschutz für die Möglichkeiten genetischer Methoden zu sensibilisieren und das für Managementpläne notwendige Wissen zu vermitteln.

Im internationalen Naturschutz wird die Bedeutung genetischer Informationen nicht nur in den Aichi 2020 Zielen sichtbar. Auch die IUCN (International Union of Nature Conservation) hat die Wichtigkeit des Schutzes genetischer Vielfalt erkannt und es wurde im Sommer 2014 eine eigene Conservation Genetics Specialist Group (CGSG <http://www.cgsg.uni-freiburg.de/>) eingerichtet, die als Ansprechpartner für genetische Fragen im internationalen Naturschutz dient. Es ist zu hoffen, dass sich diese Erkenntnis auch in den nationalen Biodiversitätsstrategien niederschlägt.

Literatur

- BALKENHOL, N. & L. P. WAITS (2009): Molecular road ecology: exploring the potential of genetics for investigating transportation impacts on wildlife. - *Molecular Ecology* 18: 4151-4164.
- BRAUNISCH, V., R. HOME, J. PELLET, & R. ARLETTAZ (2012): Conservation science relevant to action: A research agenda identified and prioritized by practitioners. - *Biological Conservation* 153: 201-210.
- BRAUNISCH, V., G. SEGELBACHER, & A. H. HIRZEL (2010): Modelling functional landscape connectivity from genetic population structure: a new spatially explicit approach. - *Molecular Ecology* 19: 3664-3678.
- FRANKHAM, R. (2005): Genetics and extinction. - *Biological Conservation* 126: 131-140.
- HOBAN, S., J. W. ARNTZEN, G. BERTORELLE, J. BRYJA, M. FERNANDES, K. FRITH, O. GAGGIOTTI, P. GALBUSERA, J. A. GODOY, H. C. HAUFFE, A. RUS HOELZEL, R. A. NICHOLS, S. PÉREZ-ESPONA, C. PRIMMER, I.-R. M. RUSSO, G. SEGELBACHER, H. R. SIEGISMUND, M. SIHVONEN, P. SJÖGREN-GULVE, C. VERNESI, C. VILÀ, & M. W. BRUFORD (2013a): Conservation Genetic Resources for Effective Species Survival (ConGRESS): Bridging the divide between conservation research and practice. - *Journal for Nature Conservation* 21: 433-437.
- HOBAN, S., H. HAUFFE, S. PÉREZ-ESPONA, J. ARNTZEN, G. BERTORELLE, J. BRYJA, K. FRITH, O. GAGGIOTTI, P. GALBUSERA, J. GODOY, A. R. HOELZEL, R. NICHOLS, C. PRIMMER, I.-R. RUSSO, G. SEGELBACHER, H. SIEGISMUND, M. SIHVONEN, C. VERNESI, C. VILÀ, & M. BRUFORD (2013b): Bringing genetic diversity to the forefront of conservation policy and management. - *Conservation Genetics Resources* 5: 593-598.
- HUGHES, A.R. & J.J. STACHOWICZ (2004): Genetic diversity enhances the resistance of a seagrass ecosystem to disturbance. - *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101: 8998-9002.
- JACOB, G., R. DEBRUNNER, F. GUGERLI, B. SCHMID, & K. BOLLMANN (2010): Field surveys of capercaillie (*Tetrao urogallus*) in the Swiss Alps underestimated local abundance of the species as revealed by genetic analyses of non-invasive samples. - *Conservation Genetics* 11: 33-44.
- LAIKRE, L., T. NILSSON, C. R. PRIMMER, N. RYMAN, & F. W. ALLENDORF (2009): Importance of Genetics in the Interpretation of Favourable Conservation Status. - *Conservation Biology* 23: 1378-1381.
- MANEL, S., M. K. SCHWARTZ, G. LUIKART, & P. TABERLET (2003): Landscape genetics: combining landscape ecology and population genetics. - *Trends Ecol Evol* 18: 189-197.
- MANEL, S. & G. SEGELBACHER (2009): Perspectives and challenges in landscape genetics. - *Molecular Ecology* 18: 1821-1822.
- REUSCH, T.B., A. EHLERS, A. HÄMMERLI, & B. WORM (2005): Ecosystem recovery after climatic extremes enhanced by genotypic diversity. - *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102: 2826-2831.
- RÖSNER, S., R. BRANDL, G. SEGELBACHER, T. LORENC, & J. MÜLLER (2014): Noninvasive genetic sampling allows estimation of capercaillie numbers and population structure in the Bohemian Forest. - *European Journal of Wildlife Research* 60: 789-801.
- SEGELBACHER, G. (2012): Molekulare Methoden im Naturschutz. - *Vogelwarte* 50: 9-14.
- SEGELBACHER, G., S. A. CUSHMAN, B. K. EPPERSON, M. J. FORTIN, O. FRANCOIS, O. J. HARDY, R. HOLDEREGGER, P. TABERLET, L. P. WAITS, & S. MANEL. (2010): Applications of landscape genetics in conservation biology: concepts and challenges. - *Conservation Genetics* 11: 375-385.

- SEGELBACHER, G., S. MANEL, & J. TOMIUK (2008): Temporal and spatial analyses disclose consequences of habitat fragmentation on the genetic diversity in capercaillie (*Tetrao urogallus*). - *Molecular Ecology* 17: 2356-2367.
- SEGELBACHER, G., T. STRAND, M. QUINTELA, T. AXELSSON, H. H. JANSMAN, H.-P. KOELEWIJN, & J. HÖGLUND. (2014): Analyses of historical and current populations of black grouse in Central Europe reveal strong effects of genetic drift and loss of genetic diversity. - *Conservation Genetics* 15: 1183-1195.
- SPIELMAN, D., B. W. BROOK, & R. FRANKHAM. (2004): Most species are not driven to extinction before genetic factors impact them. - *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101: 15261-15264.
- SUTHERLAND, W.J., R. AVELING, T.M. BROOKS, M. CLOUT, L.V. DICKS, L. FELLMAN, E. FLEISHMAN, D.W. GIBBONS, B. KEIM, F. LICKORISH, K.A. MONK, D. MORTIMER, L.S. PECK, J. PRETTY, J. ROCKSTROM, J.P. RODRIGUEZ, R.K. SMITH, M.D. SPALDING, F.H. TONNEIJCK, & A.R. WATKINSON. (2014): A horizon scan of global conservation issues for 2014. - *Trends in Ecology & Evolution* 29: 15-22.
- TITTENSOR, D.P., M. WALPOLE, S.L. HILL, D.G. BOYCE, G.L. BRITTEN, N.D. BURGESS, S.H. BUTCHART, P.W. LEADLEY, E.C. REGAN, R. ALKEMADE, R. BAUMUNG, C. BELLARD, L. BOUWMAN, N.J. BOWLES-NEWARK, A.M. CHENERY, W.W. CHEUNG, V. CHRISTENSEN, H.D. COOPER, A.R. CROWTHER, M.J. DIXON, A. GALLI, V. GAVEAU, R.D. GREGORY, N.L. GUTIERREZ, T.L. HIRSCH, R. HÖFT, S.R. JANUCHOWSKI-HARTLEY, M. KARMANN, C.B. KRUG, F.J. LEVERINGTON, J. LOH, R.K. LOJENGA, K. MALSCH, A. MARQUES, D.H. MORGAN, P.J. MUMBY, T. NEWBOLD, K. NOONAN-MOONEY, S.N. PAGAD, B.C. PARKS, H.M. PEREIRA, T. ROBERTSON, C. RONDININI, L. SANTINI, J.P. SCHARLEMANN, S. SCHINDLER, U.R. SUMAILA, L.S. L. TEH, J. VAN KOLCK, P. VISCONTI, & Y. YE. (2014): A mid-term analysis of progress toward international biodiversity targets. *Science* 346: 241-244.
- WANDELER, P., P.E. HOECK, & L.F. KELLER (2007): Back to the future: museum specimens in population genetics. - *Trends in Ecology & Evolution* 22: 634-642.
- WHITHAM, T.G., S.P. DIFAZIO, J.A. SCHWEITZER, S.M. SHUSTER, G.J. ALLAN, J.K. BAILEY, & S.A. WOOLBRIGHT (2008): Extending Genomics to Natural Communities and Ecosystems. - *Science* 320: 492-495.

Gernot Segelbacher
Universität Freiburg
Wildtierökologie & Wildtiermanagement
Tennenbacher Str.4
79106 Freiburg
gernot.segelbacher@wildlife.uni-freiburg.de