

Horst Korn und Kathrin Bockmühl (Hrsg.)  
**Treffpunkt Biologische Vielfalt XV**

Interdisziplinärer Forschungsaustausch  
im Rahmen des Übereinkommens über  
die biologische Vielfalt





# **Treffpunkt Biologische Vielfalt XV**

**Aktuelle Forschung im Rahmen des Übereinkommens  
über die biologische Vielfalt, vorgestellt auf einer  
wissenschaftlichen Expertentagung an der  
Internationalen Naturschutzakademie Insel Vilm  
vom 24. - 28. August 2015**

**Herausgegeben von  
Horst Korn  
Kathrin Bockmühl**



**Titelbild:** oben links: Fluss-Canon in Ostanatolien (Türkei), Region Tunceli (C. Hellmann); oben Mitte: Caatinga Trockenregion, Nordost-Brasilien, Opuntie (*Opuntia spec.*) (C. Schulz); oben rechts: Parque Nacional Chingaza, Kolumbien, Ausschnitt aus der Sub-Paramo mit Zwergsträuchern (C. Börtitz); Mitte links: Wayanad, Kerala, South India, Village mapping mit Frauen der Paniya (indigene Bevölkerungsgruppe) (L. Betz); Mitte rechts: Lake Langano, Äthiopien, Jungen am Strand (P. Borchardt); unten links: Etosha National Park, Namibia, Elefanten und Giraffen (S. Watanabe); unten rechts: Rumänien, Äskulapnatter (*Zamenis longissimus*) (K. Kürbis)

**Gestaltung:** Annette Pahl

**Adresse der Herausgeberin und des Herausgebers:**

Dr. habil. Horst Korn                    Bundesamt für Naturschutz  
M.Sc. Kathrin Bockmühl                Fachgebiet II 5.1 „Biologische Vielfalt“  
  Außenstelle Insel Vilm  
  18581 Putbus  
  E-Mail: horst.korn@bfn.de  
  kathrin.bockmuehl@bfn.de

**Fachbetreuung im BfN:**

M.Sc. Kathrin Bockmühl

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ ([www.dnl-online.de](http://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](http://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 978-3-89624-172-6

Bonn - Bad Godesberg 2016

# Inhaltsverzeichnis

Vorwort.....	7
KATRIN REUTER, MALTE TIMPTE, KATRIN VOHLAND	
Mobilisierung und Sichtbarmachung der deutschen Biodiversitätsforschung an der Schnittstelle zu internationaler Biodiversitätspolitik.....	9
<b>Biodiversität in der Agrarlandschaft</b>	
STEFAN MEYER	
Naturschutz in der Agrarlandschaft – Status quo und Schutzstrategien zur Förderung der Phytodiversität auf Ackerflächen .....	17
MARIE MAJAURA	
Effektivität von Agrarumweltprogrammen zum Schutz der biologischen Vielfalt unter dem Einfluss des Klimawandels .....	23
CHRISTOPH GAYER	
Vergleichender Einfluss der Landschaftsstruktur und landwirtschaftlicher Nutzung auf die Diversität von Vögeln und Kleinsäugetern .....	31
LYDIA BETZ, TEJA TSCHARNTKE	
Intensivierung von Reisanbau in Bezug auf Agrarbioidiversität und sozial-ökologische Prozesse in Südindien.....	37
<b>Biodiversität und Bildung</b>	
CHRISTINE BÖRTITZ, SIMON CLAUSEN, CARSTEN HOBOHM	
Unterrichtsmaterial zum Thema Erhaltung der Biodiversität – Brauchen wir das? – Und wenn ja: Wo und Wie? .....	43
ALEXANDER BÜSSING, CLAUDIA MICHAILIDIS, SUSANNE MENZEL	
Die Rolle von Lehreremotionen in der Bildung für Nachhaltige Entwicklung (BNE) unter besonderer Berücksichtigung von Biodiversitätsaspekten .....	49
MARCO LUTZ	
Voice for Biodiv- Jugendliche vermitteln Jugendlichen Biodiversität .....	57
<b>Biodiversität und Wälder</b>	
CORINNA EBELING, THORSTE GAERTIG	
Natürliche Regeneration von Bodenverdichtungen im Wald .....	61
CHRISTIAN SCHULZ, ROBERT KOCH, ARNE CIERJACKS, BIRGIT KLEINSCHMIT	
Landbedeckungs- und Landschaftsdiversitätsveränderungen in den Caatinga Trocken-wäldern (2001-2012) – Landschaftsmuster-analysen mit MODIS Land Cover Produkten .....	67
STEFAN KAUFMANN	
Managed vs. unmanaged beech forests – The importance of Slovakian primeval beech forests in the western Carpathian Mountains for species diversity and red listed vascular plants, bryophytes and lichens in contrast to managed forests .....	75

JULIANE SCHULTZE	
Naturschutzfachliche Bewertung der Flächen mit natürlicher Waldentwicklung in Deutschland .....	81
<b>Ökosystemare Dienstleistungen</b>	
KLARA JOHANNA WINKLER	
Governance von trade-offs zwischen Ökosystemleistungen im deutschen Küstenraum .....	87
ANDREA FRÜH-MÜLLER	
Multifunktionale Landschaften: Ökosystemleistungen in Kulturlandschaften.....	95
ANJA-KAROLINA ROVERS	
Ansätze zur Integration des Eigenwertes von Natur in das Ökosystemdienstleistungskonzept - Habitatbäume als Indikator für die Ästhetik von Waldgebieten– am Beispiel mitteldeutscher Buchenwälder.....	103
<b>Zugang und Vorteilsausgleich bei der Nutzung biologischer Ressourcen</b>	
SHIGEO WATANABE	
Die Auswirkungen von Biotrade am Beispiel von Marula-Öl aus Namibia - eine institutionelle Analyse .....	111
<b>Biodiversität im Konfliktfeld von Schutz und Nutzung</b>	
PETER M. BORCHARDT	
Arboneth: Das Arboretum-Netzwerk-Äthiopien Biodiversitätsmanagement und Schutz von Baumarten im Abessinischen Hochland.....	119
FRANZISKA HARICH, ANNA TREYDTE	
Asiatische Elefanten und andere Wildtiere im Konfliktfeld zwischen Biodiversitätsschutz und der Ausbreitung landwirtschaftlicher Nutzflächen in Südostasien .....	127
<b>In-situ Schutz/Taxonomie</b>	
JOSCHA BENINDE, AXEL HOCHKIRCH, MICHAEL VEITH, ALEXANDER PROELß	
Artenschutz, genetische Diversität und die Mauereidechse in Deutschland.....	133
JOHANNA CHEMNITZ	
Über Arterkennung hinaus: Ernährungszustand, Alter, Körpergröße und Parasitenbefall beeinflussen die Kommunikation durch „long-range“ Sexualpheromone beim Totengräber <i>Nicrophorus vespilloides</i> .....	139
KIOWA ALRAUNE SCHULZE, GERT ROSENTHAL, ALEXANDER PERINGER	
Langfristige Simulation von Wisent-Vegetation-Klima Interaktionen im Lebensraum-Mosaik des Wildnisgebietes „Döberitzer Heide“ .....	147
KONRAD KÜRBIS	
Lebensraumanalyse des Springfrosches ( <i>Rana dalmatina</i> ) im Gebiet des Biosphärenreservates Karstlandschaft Südharz und in angrenzenden Gebieten.....	155
ANGELA PANNEK	
Nischencharakteristika von Pflanzenarten - Indikatoren für Seltenheit & mögliche Hilfe für Wiedereinbürgerungen.....	159

## **Biodiversität und Monitoring/ Indikatoren**

SEBASTIAN BRACKHANE, PETER PECHACEK

Community-based Monitoring (CBM) in Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (CBD): Das Leistenkrokodil (*Crocodylus porosus*) in Timor – Leste als Fallbeispiel ..... 167

## **Ex-situ Schutz/genetische Diversität**

STEFANIE ESCHENBRENNER, BIRGIT GEMEINHOLZER, VOLKER WISSEMAN

Morphologische, zytologische und populationsgenetische Untersuchungen zu Vorkommen und Status von Drosera-Arten in Schleswig-Holstein..... 175

CHRISTINA M. MÜLLER, VOLKER WISSEMAN, PETER KRÖNING, BIRGIT GEMEINHOLZER

Kann genetische Diversität in Botanischen Gärten ex-situ bewahrt werden?..... 185

## **Biodiversität in Binnengewässern / invasive Arten**

CAROLA WINKELMANN, CLAUDIA HELLMANN, DIRK HÜBNER, MADLEN GERKE, MANFRED FETTHAUER, JÖRG SCHNEIDER

Nahrungsnetzsteuerung zur Verbesserung der ökologischen Gewässergüte ..... 193

CLAUDIA HELLMANN, SUSANNE WORISCHKA, FRANZ SCHÖLL, JOCHEN BECKER, CAROLA WINKELMANN

Der invasive Höckerflohkrebs *Dikerogammarus villosus* - eine Gefahr für die Lebensgemeinschaft unserer Flüsse?..... 199

## **Biodiversität und Städte**

GEVA PEERENBOOM

Wildtiermanagement in der Stadt. Oder: Welche Biodiversität wollen wir eigentlich? ..... 207

MARAJA RIECHERS, JAN BARKMANN, TEJA TSCHARNTKE

Bewertung kultureller Ökosystemleistungen in Berlin ..... 213

## **Biodiversität und Ethik**

BENJAMIN SCHWARZ

Warum Artenschutz? – Biodiversitätsschutz aus der Perspektive einer theologischen Ethik auf naturwissenschaftlicher, schöpfungstheologischer und sozialetischer Grundlegung mit Blick auf Handlungsperspektiven..... 221



## Vorwort

Auf der zwölften Vertragsstaatenkonferenz (*Conference of the Parties, COP-12*) der Biodiversitätskonvention (*Convention on Biological Diversity, CBD*), die im Oktober 2014 im südkoreanischen Pyeongchang stattfand, wurde der vierte internationale Bericht zur globalen Lage der biologischen Vielfalt (*Global Biodiversity Outlook 4, GBO4*) veröffentlicht. Anhand dieses Berichtes wurde eine Halbzeitbilanz bezüglich der Umsetzung des „Strategischen Planes für die Biodiversität 2011-2020“ der CBD und der dazugehörigen Aichi-Ziele gezogen. Dabei kam man zu dem Ergebnis, dass in einigen Bereichen beim Biodiversitätsschutz auf globaler Ebene gute Fortschritte gemacht wurden, wie etwa bei der Ausweisung von Schutzgebieten, dass jedoch in vielen anderen Bereichen das Engagement deutlich verstärkt werden muss.

Neben den Fortschritten, die im Rahmen der CBD gemacht werden, fand seit 2012 parallel dazu eine ergänzende Entwicklung in Bezug auf die globale Notwendigkeit für nachhaltiges Handeln und Wirtschaften statt: Die Erarbeitung der Ziele nachhaltiger Entwicklung (*Sustainable Development Goals, SDGs*). Sie wurden im September 2015, ein knappes Jahr nach der CBD COP-12, auf dem UN-Gipfel für nachhaltige Entwicklung (*UN Sustainable Development Summit*) in New York verabschiedet. Die SDGs sind politische Zielsetzungen der Vereinten Nationen, die der Sicherung einer nachhaltigen Entwicklung auf ökonomischer, sozialer sowie ökologischer Ebene dienen sollen. Sie wurden als Fortführung der Millenniums-Entwicklungsziele (*Millennium Development Goals, MDGs*) entworfen und traten am 1. Januar 2016 mit einer Laufzeit von 15 Jahren (bis 2030) in Kraft. Im Unterschied zu den MDGs, deren Schwerpunkt auf Entwicklungsländern lag, gelten die SDGs für alle UN-Staaten.

Die Ziele der CBD sind bei der Erarbeitung der SDGs eingeflossen, was sich darin äußert, dass sich einige der SDGs direkt, einige indirekt auf den Schutz und die nachhaltige Nutzung biologischer Vielfalt im terrestrischen und aquatischen Bereich beziehen. Sowohl die zwanzig Aichi-Ziele der CBD als auch die siebzehn SDGs beruhen auf dem Nachhaltigkeitsgedanken und sind damit als komplementäre Zielsysteme zu verstehen. Dabei ist eine Zusammenarbeit zwischen CBD und SDGs (auf verschiedenen Ebenen von lokal bis global) zielführend, da man bei der Umsetzung der SDGs von Erfolgen und bewältigten Herausforderungen bei der Umsetzung der Aichi-Ziele profitieren kann. CBD und SDGs können einander sehr gut ergänzen, und ein zielgerichtetes, gemeinsames Handeln auf politischer und wissenschaftlicher Ebene kann dazu beitragen, die Umsetzung sowohl der Aichi-Ziele als auch der SDGs zu optimieren und Prozesse zu beschleunigen, die bisher noch zu langsam ablaufen. Um eine derartige Zusammenarbeit zu gewährleisten ist verstärkt transdisziplinäre Wissenschaft notwendig.

Um möglichst viele unterschiedliche wissenschaftliche Bereiche in der akademischen Forschungslandschaft für inter- und transdisziplinäre Forschung zu motivieren, führte das Bundesamt für Naturschutz (BfN) auch 2015 wieder ein interdisziplinäres Treffen von Nachwuchswissenschaftlerinnen und -wissenschaftlern zu Themenbereichen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt durch. Entsprechend enthält der vorliegende Tagungsband aktuellste Biodiversitätsforschung aus den unterschiedlichsten Perspektiven der Natur-, Geistes- und Sozialwissenschaften. Seit nunmehr fünfzehn Jahren führt das BfN die Tagungsreihe „Treffpunkt Biologische Vielfalt“ durch. Während in der Vergangenheit die einzelnen Forschungsrichtungen oft noch klar voneinander abzugrenzen waren, wurde

in diesem Jahr zum ersten Mal deutlich, dass zahlreiche Forschungsprojekte bereits von Anfang an inter- und teilweise auch transdisziplinär angelegt sind. Beispielsweise wurden soziologische Fragestellungen mit ökologischen und wirtschaftlichen Fragestellungen verknüpft. Die Komplexität der Biodiversität ist wissenschaftlich erkannt und wird dementsprechend verstärkt mit inter- und transdisziplinären Fragestellungen erforscht. Gerade dieser Ansatz von jungen, aufstrebenden Wissenschaftlerinnen und -wissenschaftlern birgt ein enormes Potential für eine gelingende Kooperation bei der Umsetzung der CBD und der SDGs.

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

Ich bin überzeugt, dass eine solche Forschung und eine entsprechend motivierte Wissenschaft wichtige Bausteine sind, um bis zum Jahr 2020 die Erfüllung der internationalen Zielvorgaben im Biodiversitätsschutz und einer global nachhaltigen Entwicklung bis zum Jahr 2030 weiter voranzubringen.

Prof. Dr. Beate Jessel

Präsidentin des Bundesamtes für Naturschutz

# Mobilisierung und Sichtbarmachung der deutschen Biodiversitätsforschung an der Schnittstelle zu internationaler Biodiversitätspolitik

KATRIN REUTER, MALTE TIMPTE, KATRIN VOHLAND

*Schlagwörter: Biodiversitätsforschung, Herausforderungen an die Biodiversitätsforschung, Forschungsatlas zur Biodiversitätsforschung in Deutschland, Wissenschaft-Politik-Schnittstellen*

Spätestens seit der UN Konferenz über Umwelt und Entwicklung im Jahr 1992, auf welcher auch die CBD beschlossen wurde, ist „Biodiversität“ als Begriff und das Problem des Rückgangs an Biodiversität ins öffentliche Bewusstsein gelangt. Damit einher gingen verstärkte Anstrengungen, Biodiversität zu erfassen und zu erforschen. Biodiversitätsforschung befindet sich seitdem in einem steten Wandel und steht auf unterschiedlichen Ebenen verschiedenen Herausforderungen gegenüber. Das Netzwerk-Forum zur Biodiversitäts-Forschung Deutschland (NeFo) (<http://biodiversity.de/>) fungiert seit 2009 als Wissenschaft-Politik-Schnittstelle zwischen der deutschen Biodiversitätsforschungscommunity und nationalen und internationalen wissenschaftsbasierten politischen Prozessen, die Biodiversität betreffen. Als durch das Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung (BMBF) gefördertes Projekt gehört es zu den Aufgaben von NeFo, die deutsche Biodiversitätsforschung international stärker bekannt zu machen und zu vernetzen sowie den Austausch zwischen Wissenschaft, Politik und anderen InteressensvertreterInnen zu fördern. Außerdem unterstützt NeFo die fachübergreifende Kommunikation von Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern, stellt die gesellschaftliche Relevanz von Biodiversitätsforschung heraus und will eine differenzierte Übersicht über die deutsche Biodiversitätsforschungslandschaft und ihre Themen geben. Im Folgenden werden schlaglichtartig wichtige Entwicklungen und Prozesse in Bezug auf Biodiversitätsforschung und Herausforderungen an die Biodiversitätsforschung in Zukunft dargestellt. Darüber hinaus wird der neue (Prototyp des) Forschungsatlas zur Biodiversitätsforschung in Deutschland vorgestellt. Der Forschungsatlas gibt eine kartographische Übersicht über die Biodiversitätsforschung und ihre Akteurinnen und Akteure in Deutschland und soll die Selbstorganisation und Vernetzung der Biodiversitätsforschungscommunity in Deutschland weiter stärken.

## Entwicklungen und Prozesse

### a) Biodiversitätsforschung ist etabliert

Biodiversitätsforschung hat sich während der letzten 15 Jahre in verschiedene Richtungen und auf verschiedenen Ebenen weiterentwickelt (vgl. BERGHOLZ et al. 2012). Ein Fazit, welches aus diesen Entwicklungen und beim Betrachten der deutschen Forschungslandschaft gezogen werden kann, ist, dass sich Biodiversitätsforschung mittlerweile als Marke etabliert hat. Während der letzten Jahre sind große Biodiversitätsforschungszentren entstanden, wie beispielsweise das Biodiversität und Klima Forschungszentrum (BiK-F) (2008) in Frankfurt am Main und das German Centre for integrative Biodiversity Research (iDiv) (2012) in Halle, Jena und Leipzig. Weiterhin sind mit BION (Biodiversität in Bonn) und Bio Frankfurt e.V. lokale Netzwerke entstanden, welche die verschiedenen Akteurinnen und Akteure aus dem

Biodiversitätsbereich in der jeweiligen Region vernetzen. Darüber hinaus gibt es zahlreiche europäische und internationale Netzwerke und Forschungsprojekte, in denen Biodiversitätsforschende aus Deutschland mitarbeiten, beispielhaft genannt seien hier der Aufbau des Global Biodiversity Observation Network (GEO BON) und des europäischen Gegenstücks (EU BON) oder ALTER-Net (A Long Term Biodiversity, Ecosystem and Awareness Research Network). Biodiversitätsforschung ist damit kein Randthema mehr, sondern fester Bestandteil der deutschen Forschungslandschaft.

#### b) IPBES legitimiert Biodiversitätsforschung

Auf der Ebene internationaler politischer Prozesse stellt die Gründung der Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) im Jahr 2012 einen Meilenstein der politischen Bemühungen zum Schutz der Biodiversität dar. Ziel von IPBES ist es, bestehendes Wissen zu Biodiversität und Ökosystem(dienst)leistungen zusammenzuführen und dabei verschiedene Perspektiven einzubeziehen, was auch indigenes und traditionelles Wissen einschließt. Weiterhin sollen Wissenslücken aufgedeckt, Forschungskapazitäten ausgebaut und politische Handlungsmöglichkeiten aufgezeigt werden. Derzeit sind 124 Staaten Mitglied von IPBES. IPBES hat ein ambitioniertes Arbeitsprogramm beschlossen, welches unter anderem verschiedene regionale und thematische Übersichtsstudien (Assessments) beinhaltet. Gleichzeitig bietet IPBES verschiedene Beteiligungsmöglichkeiten für Wissensträgerinnen und Wissensträger wie beispielsweise die Nominierung als Autorin oder Autor von Studien, die Beteiligung als ReviewerIn für die verschiedenen IPBES-Entwurf-dokumente, das zur Verfügung stellen von Ergebnissen im Catalogue of Assessments oder zukünftig auf dem Online-Portal BES-net wie auch die Mitarbeit im Stakeholder Engagement Netzwerk und die Teilnahme an den Stakeholder Days, welche vor den IPBES-Versammlungen stattfinden (vgl. MÜLLER et al. 2014: 14f.). Mit der Etablierung und dem Arbeitsprogramm von IPBES legitimiert IPBES auch Biodiversitätsforschung noch einmal neu, ist die Plattform doch auf die Expertise und die Zuarbeit der WissensträgerInnen in aller Welt angewiesen. Darüber hinaus wird durch IPBES deutlich, dass Biodiversitätsforschung politikrelevant ist und Ergebnisse aus der Biodiversitätsforschung für die Politik verständlich aufbereitet werden müssen.

#### c) Biodiversitätsforschung muss ihre offenen Ränder adressieren und gleichzeitig ihren Kern weiterdenken

Parallel zu den genannten Prozessen wird jedoch auch deutlich, dass Biodiversitätsforschung ihre offenen Ränder adressieren muss. Im Rahmen der Global Change Forschung, wie sie beispielsweise von Future Earth als integrativem und globalem Forschungsprogramm betrieben wird, wird Biodiversität zunehmend nicht mehr als eigenständiges Thema, sondern im Zusammenhang mit globalen Themen wie Landnutzungsänderungen oder Urbanisierung behandelt. Durch die Integration von Biodiversität in die Themen der Global Change Forschung wird zudem deutlich, dass sich das Methodenspektrum der Biodiversitätsforschung um inter- und transdisziplinäre Methoden auch im Hinblick auf geistes- und sozialwissenschaftliche Methoden erweitert und erweitern muss. Gleichzeitig muss Biodiversitätsforschung jedoch ihren Kern bewahren und weiterdenken. Das bedeutet, dass auch die klassischen Methoden und Disziplinen der Biodiversitätsforschung, wie sie beispielsweise in der Taxonomie angewandt werden, nicht aus dem Blick verloren werden dürfen, um Biodiversität umfassend zu erforschen und damit die Grundlage für ihren Schutz und ihre nachhaltige Nutzung liefern zu können.

## Herausforderungen

Während der letzten 15 Jahre wurden enorme technologische Fortschritte im Hinblick auf die Sammlung, Speicherung und Verarbeitung von Daten erzielt. Diese technologischen Entwicklungen bieten ein breites Spektrum an Chancen und Möglichkeiten für Biodiversitätsforschung, stehen jedoch auch noch einer Reihe von Schwierigkeiten gegenüber, die es zu lösen gilt. Neben technischen Aspekten steht Biodiversitätsforschung auch vor konzeptionellen Herausforderungen. Im Folgenden werden einige der Herausforderungen, die für die Biodiversitätsforschung der Zukunft relevant sind, schlaglichtartig skizziert.

### 1. Es gibt nicht die Biodiversitätsforschung

In verschiedenen Subdisziplinen und für verschiedene Fragestellungen, die Biodiversität betreffen, sind unterschiedliche zeitliche Skalen und verschiedene Gradienten relevant. So können Fragestellungen und Untersuchungen beispielsweise die Ebenen von Genen, Populationen oder Ökosystemen betreffen oder es kann nach verschiedenen Varietäten oder funktionellen Gruppen gefragt werden. Darüber hinaus spielen unterschiedliche zeitliche und räumliche Skalen eine Rolle; Untersuchungen und Fragestellungen können sich auf relativ kurze Zeiträume und relativ kleine Gebiete beziehen, sie können aber auch größere zeitliche und räumliche Zusammenhänge und Verteilungen in den Blick nehmen (vgl. HOTES/WOLTERS 2010: 16). Für Schlussfolgerungen und möglicherweise Handlungsempfehlungen besteht eine der Herausforderungen darin, verschiedene Skalen miteinander zu vergleichen und, wenn möglich, zu integrieren. Wichtig ist dabei immer, nicht zu vergessen, dass Biodiversität lokal ist und Forschungsergebnisse somit zeitlich und räumlich begrenzt sind. Entsprechend sind Ergebnisse aufgrund der Komplexität von Ökosystemen, evolutionären Prozessen und verschiedener anderer Faktoren häufig nur eingeschränkt übertragbar.

Darüber hinaus ist Biodiversitätsforschung durch eine große Methodenvielfalt gekennzeichnet. Sie reicht von klassisch evolutionärer und ökologischer Forschung bis hin zu sozialwissenschaftlichen und transdisziplinären Methoden. Desweiteren gibt es theoretische Forschung, die eher auf Grundlagenwissen abstellt und praktische Forschung mit einer starken Anwendungsorientierung. So wie es die Biodiversitätsforschung nicht gibt, gibt es auch nicht die Methode, die für Biodiversitätsforschung typisch ist.

### 2. Qualität von Daten, Datenstandards und Integration von Daten

Im Hinblick auf Daten existieren auf verschiedenen Ebenen Herausforderungen. Eine wichtige Frage auf der methodischen Ebene ist beispielsweise die Frage nach der Integration von Daten, welche unterschiedliche Skalen betreffen. Das gilt sowohl zeitlich und räumlich als auch im Hinblick auf die untersuchten Gegenstände. Zudem gibt es zeitliche, räumliche und taxonomische Lücken in bestehenden Datensätzen, die geschlossen werden müssen. Bevor diese Lücken gefüllt werden können, müssen sie zunächst einmal als Lücken identifiziert werden, wozu wiederum bestehende Datensätze ausgewertet und die Ergebnisse interpretiert werden müssen. Im Zusammenhang mit der Frage nach der Sammlung und Erhebung von Daten stellen sich Fragen nach Datenstandards, um einerseits die Qualität der Daten und andererseits deren mögliche Vergleichbarkeit zu sichern, aber auch Fragen nach der langfristigen Sicherung von Daten, wenn diese beispielsweise im Rahmen zeitlich befristeter Forschungsprojekte erhoben wurden. Weiterhin bestehen erhebliche Bedarfe hinsichtlich der Verbesserung von Schnittstellen, die DatenanbieterInnen und DatennutzerInnen zusammenbringen und im Hinblick auf die Frage, wie Daten leicht bereitgestellt und leicht genutzt werden können. Auf der rechtlichen Ebene tauchen in Bezug auf Forschungsdaten häufig Unsicherheiten auf, was überhaupt (wann) veröffentlicht werden darf und was (bis wann)

nicht. Daneben steht auch immer die Frage der Urheberschaft im Raum. ForscherInnen, die ihre Daten öffentlich zur Verfügung stellen, sollten in den Auswertungen Dritter auch entsprechend gewürdigt werden.

### 3. Integration (und Abgrenzung) von anderen Konzepten

Auf der konzeptionellen Ebene tauchen Fragen auf, welche die Integration bzw. die Abgrenzung von anderen Themen betreffen. Nach wie vor ungeklärt ist beispielsweise das Verhältnis der Konzepte „Biodiversität“ und „Ökosystem(dienst)leistungen“ zueinander (vgl. MACE et al. 2012 und JAX/HEINK 2015). Stellt Biodiversität Ökosystem(dienst)-leistungen bereit oder ist Biodiversität selbst eine Ökosystem(dienst)leistung? Diese Frage kann in praktischer Hinsicht bedeutsam sein, wenn es darum geht, ob beispielsweise bestimmte Arten oder Populationen oder aber bestimmte Ökosystemfunktionen geschützt werden sollen. Andere Konzepte, deren Verhältnis zu Biodiversität auf der konzeptuellen Ebene geklärt werden muss sind beispielsweise nature-based solutions oder Grüne Infrastruktur; beides Konzepte, die seitens der EU gerade gefördert werden und in engem Zusammenhang mit Biodiversität stehen. Ein Spezialfeld, welches jedoch ebenfalls in den Bereich der Biodiversitätsforschung fällt, betrifft Agrobiodiversität. Biodiversität hat einen wichtigen Bezug zu Ernährung, weshalb es insbesondere im Hinblick auf soziale und ökologische Nachhaltigkeit darum geht, die (häufig angenommene) Dichotomie zwischen Naturschutz und Landwirtschaft zu überwinden. Ein weiteres und vor dem Hintergrund zunehmender Urbanisierung wichtiger werdendes Feld betrifft urbane Biodiversität. Fragen in diesem Feld betreffen beispielsweise die Frage, inwiefern sich die Biodiversität von Städten und urbanen Räumen von der Biodiversität außerhalb dieser Gebiete unterscheidet und inwiefern Städte und urbane Räume zum Schutz von Biodiversität beitragen können. Auf der Ebene der Forschung gibt es hier Berührungspunkte und Überschneidungen zu den Disziplinen Geographie und Landschaftsplanung.

### 4. Methoden

Da es nicht die Biodiversitätsforschung und entsprechend auch nicht die Methode der Biodiversitätsforschung gibt, ist das Methodenspektrum der Biodiversitätsforschung recht breit. Einerseits gibt es hier die klassischen Methoden der verschiedenen biologischen Disziplinen, darüber hinaus wird das Methodenspektrum jedoch zunehmend inter- und transdisziplinärer. Während interdisziplinäre Forschung auf die Zusammenarbeit zwischen verschiedenen wissenschaftlichen Disziplinen und die Integration verschiedener wissenschaftlicher Methoden zielt, zielt Transdisziplinarität darauf, auch das Wissen nicht-wissenschaftlicher Akteurinnen und Akteure und Praxispartner in die Konzeption und Umsetzung des Forschungsprojektes einzubeziehen (JAHN et al 2012). Transdisziplinarität hat also per se einen starken Anwendungsbezug, der vor dem Hintergrund globaler Umweltprobleme immer wichtiger wird. Hier gilt es einerseits, das Methodenspektrum zu erweitern und auch Offenheit und Akzeptanz bei Forscherinnen und Forscher für inter- und transdisziplinäre Methoden zu schaffen. Andererseits dürfen jedoch auch die klassischen einzelwissenschaftlichen Methoden beispielsweise der taxonomischen Forschung nicht vernachlässigt werden, um Biodiversitätsforschung in ihrer ganzen Breite betreiben zu können.

### 5. Politisch: Realisierung des IPBES-Arbeitsprogrammes – Beteiligung und Mobilisierung der Biodiversitätsforschungscommunity

IPBES hat ein ambitioniertes Arbeitsprogramm beschlossen. Als Wissenschaft-Politik-Schnittstelle ist IPBES auf die Zuarbeit der Biodiversitätsforschung in ihrer gesamten Breite angewiesen. Über die unterschiedlichen Beteiligungsmöglichkeiten haben Biodiversitätsforschende die Möglichkeit, die Politikrelevanz ihrer Forschung herauszustellen und ihre For-

schungsergebnisse in Politikprozesse einzutragen. Innerhalb der Biodiversitätsforschungscommunity muss der Bekanntheitsgrad von IPBES weiter erhöht werden und Forschende müssen motiviert werden, sich aktiv am IPBES-Prozess und der Realisierung des Arbeitsprogrammes, insbesondere der Erstellung und dem Review der Überblicksstudien (Assessments) zu beteiligen. Die internationale Reichweite der IPBES Studien sowie die Mitarbeit an Politikempfehlungen sollte hier hervorgehoben werden. Jedoch Bedarf es auch weiterer Unterstützung für die Forschenden, die sich aktiv in IPBES-Produkte einbringen.

## Forschungsatlas zur Biodiversitätsforschung in Deutschland

Die Biodiversitätsforschungslandschaft in Deutschland ist mit ihren vielen Einrichtungen, unterschiedlichen Netzwerken und vielfältigen AkteurInnen sehr divers (vgl. BERGHOLZ et al. 2012). Dies macht sowohl den Zugang zu Wissen als auch die Antwort auf die Frage, welche Forschungsaktivitäten es zu welchen Themen in Deutschland gibt, schwierig. Um dieses Problem zu adressieren wurde im Jahr 2013 im Rahmen einer AG zur Biodiversitätsforschung innerhalb der Allianz der Wissenschaftsorganisationen die Idee eines Forschungsatlas zur Biodiversitätsforschung in Deutschland entwickelt. Die Allianz ist ein Zusammenschluss der großen Wissenschafts- und Forschungsorganisationen Deutschlands. Im Jahr 2014 hat NeFo die konkreten Entwicklungen übernommen und arbeitet seitdem an der Erstellung des Atlas, für den bereits ein Prototyp verfügbar ist. Mit dem Relaunch der NeFo-Webseite, welcher für Ende 2015/Anfang 2016 geplant ist, wird der Atlas in die Seite eingebunden werden.

Ziel des Atlas' ist es, einen kartographischen Überblick über die Biodiversitätsforschung in Deutschland mit der bereits bestehenden NeFo Datenbank der ForschungsakteurInnen zu verknüpfen und somit die Forschungslandschaft sichtbar zu machen. Über diverse Suchfunktionen kann nach Einrichtungen und nach Expertise zu bestimmten Themen und Forschungsaktivitäten gesucht werden. Neben Karteneinbindung und Filterfunktion ist ein weiterer Vorteil der angedachten Struktur bei NeFo die Qualitätssicherung, da nur geprüfte Einträge im Atlas verzeichnet werden und eine regelmäßige Überprüfung des Datenbestandes stattfindet.

Der Mehrwert eines solchen Atlas für die Forschungscommunity besteht darin, dass die eigene Forschung nicht nur innerhalb der Community sichtbar wird. Der Atlas zeigt, wer in einer Stadt, einem Bundesland oder deutschlandweit zu den gleichen oder ähnlichen Themen forscht und wie verschiedene Einrichtungen vernetzt sind. Atlas und Suche werden zweisprachig dargestellt und bieten somit die Möglichkeit für einfache Anfragen aus dem Ausland. Zudem werden Institutionen und AkteurInnen auch nach politischen Fragestellungen verschlagwortet, beispielsweise nach den Arbeitsthemen von CBD und IPBES. Der Mehrwert für Angehörige von Behörden, NGOs und die interessierte Öffentlichkeit besteht in einem



Abb. 1: Atlas zur Biodiversitätsforschung in Deutschland

leichten und übersichtlichen Zugang zu Forschung und Forschungsergebnissen sowie einer übersichtlichen Darstellung und dem leichten Finden von Expertise und AnsprechpartnerInnen. Auf der NeFo-Webseite biodiversity.de gibt es bereits die Möglichkeit, dass Forschende ein eigenes Profil anlegen und so ihre Arbeit vorstellen, sich vernetzen und gegenüber der Politik zu Wort kommen.

## Dank

Die AutorInnen danken den ReferentInnen und Teilnehmenden des NeFo-Symposiums „Biodiversitätsforschung – Quo vadis“, welches im Mai 2015 in Berlin stattfand, für ihren Input und ihre Diskussionsbeiträge. Ziel des Symposiums war es, die Herausforderungen für die deutsche Biodiversitätsforschung angesichts des fortschreitenden Verlustes an biologischer Vielfalt sowie einer veränderten Forschungs(förderungs)landschaft zu diskutieren. Die Anregungen des Symposiums und die Anregungen in Bezug auf die Umsetzung des Forschungsatlas gehen die weitere NeFo-Arbeit ein.

## Literatur und weitere Informationen

BERGHOLZ, K.; LOHMANN, D.; VOHLAND, K.; JELTSCH, F. (2012): Biodiversitätsforschung in Deutschland – Synthesestudie. - Netzwerk-Forum zur Biodiversitätsforschung.  
[http://www.biodiversity.de/images/stories/Downloads/nefo\\_synthese\\_final-2012.pdf](http://www.biodiversity.de/images/stories/Downloads/nefo_synthese_final-2012.pdf)

DEUTSCHES KOMITEE FÜR NACHHALTIGKEITSFORSCHUNG (DKN) in Future Earth:  
<http://www.dkn-future-earth.org/>

Future Earth: <http://www.icsu.org/future-earth>

WOLTERS, V.; HOTES, S. (2010): Biodiversitätsforschung - eine Wissenschaft und ihre Anwendung. - In: HOTES, S.; WOLTERS, V. (Hrsg.): Fokus Biodiversität - wie Biodiversität in der Kulturlandschaft erhalten und nachhaltig genutzt werden kann. – München (oekom): 16-28.

Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES): [www.ipbes.net](http://www.ipbes.net)

JAHN, T.; BERGMANN, M.; KEIL, F. (2012): Transdisciplinarity: Between mainstreaming and marginalization. - *Ecological Economics* 79: 1-10.

JAX, K.; HEINK, U. (2015): Searching for the place of biodiversity in the ecosystem services discourse. - *Biological Conservation* 191: 198-205.

MACE, G.; NORRIS, K.; FITTER, A.H. (2012): Biodiversity and ecosystem services: a multi-layered relationship. - *Trends in Ecology and Evolution* 27/1: 19-26.

MÜLLER, V.; MARQUARDT, E.; HEUBACH, K. u.a. (2014): IPBES – Die globale Schnittstelle zwischen Wissenschaft und Politik und ihre 3. Vollversammlung: Eine Einführung. - [http://www.biodiversity.de/images/stories/Downloads/IPBES/IPBES-Wegweiser\\_Nov\\_2014.pdf](http://www.biodiversity.de/images/stories/Downloads/IPBES/IPBES-Wegweiser_Nov_2014.pdf) [pdf].

Netzwerk-Forum zur Biodiversitätsforschung Deutschland: [www.biodiversity.de](http://www.biodiversity.de)

REUTER, K.; VOHLAND, K.; TIMPTE, M. u.a. (2015): Biodiversitätsforschung – Quo vadis? Bericht zum Symposium vom 19.-20. Mai 2015 in Berlin. - Netzwerk-Forum zur Biodiversitätsforschung.  
[http://www.biodiversity.de/images/stories/Veranstaltungen/Symposium\\_Quo\\_vadis/Bericht\\_Symposium-Biodiv.forschung\\_Quo\\_vadis\\_Mai\\_2015.pdf](http://www.biodiversity.de/images/stories/Veranstaltungen/Symposium_Quo_vadis/Bericht_Symposium-Biodiv.forschung_Quo_vadis_Mai_2015.pdf) [pdf].

*Dr. Katrin Reuter  
Netzwerk-Forum zur Biodiversitätsforschung Deutschland (NeFo)  
Museum für Naturkunde Berlin  
Abteilung Wissenschaft in der Gesellschaft  
Invalidenstraße 43  
10115 Berlin  
✉ [Katrin.Reuter@mfn-berlin.de](mailto:Katrin.Reuter@mfn-berlin.de)*



# Naturschutz in der Agrarlandschaft – Status quo und Schutzstrategien zur Förderung der Phytodiversität auf Ackerflächen

STEFAN MEYER

*Schlagwörter: Ackerwildkräuter, Agrarökosystem, Agrobiodiversität, Artenrückgang, Kulturlandschaft*

## Einführung

Mehr als die Hälfte der Landesfläche Deutschlands (ca. 16,7 Mio. ha) wird aktuell landwirtschaftlich genutzt. Dabei nimmt das Ackerland mit fast 12 Mio. ha die größte Fläche ein. In der Kulturlandschaft Mitteleuropas zählen Äcker zu den Ökosystemen, die am stärksten durch den Menschen geprägt und vom qualitativen und quantitativen Artenverlust betroffen sind (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010, MEYER et al. 2014). Dabei war das Ackerland über viele Jahrtausende durchaus reich an Pflanzen und Tieren, welche die angebauten Kulturarten begleiteten. Erst nach dem Zweiten Weltkrieg ist es mit dem raschen Fortschritt der pflanzenbaulichen und agrartechnischen Forschung gelungen, der ertragsmindernden Konkurrenz durch Wildkräuter und Wildgräser auf den Äckern „Herr zu werden“, zunächst vor allem durch mechanische Unkrautbekämpfung, später durch (fast) flächendeckende Herbizid-Behandlungen (LEUSCHNER et al. 2014). Der Siegeszug gegen das „Unkraut“ wird eindrucksvoll sichtbar im dokumentierten Rückgang der Ackerwildkrautdeckung von etwa 40 % in den 1950/60er Jahren auf heute weniger als 4 %; dies zeigen vegetationskundliche Wiederholungsaufnahmen in fast 400 mittel- und norddeutschen Äckern nach 50 bis 60 Jahren (MEYER et al. 2013a). Den dramatischen Artenschwund belegen die mittleren Artenzahlen pro Aufnahme­fläche, die um mehr als 70 seit Mitte des 20. Jahrhunderts zurückgingen. Im Inneren intensiv bewirtschafteter Äcker kommen heute oft nur noch ein halbes Dutzend, teils herbizidresistente „Allerweltpflanzen“ mit geringer Lebensraumspezialisierung vor (MEYER et al. 2013a, 2014). So ist die ehemals reiche und farbenfrohe Begleitflora der Getreide- und Hackfruchtäcker aus unserer heutigen Kulturlandschaft im Zuge der Produktionssteigerung weitgehend verschwunden. Die Feststellung „Unkraut vergeht nicht“ trifft für viele Ackerwildkräuter heute leider nicht mehr zu. Vor allem die Arten der Leinäcker (vgl. Tab. 1) haben sich sprichwörtlich „vom Acker gemacht“.

Diesen fortschreitenden Biodiversitätsverlust haben Vegetationskundler schon vor Jahrzehnten beklagt und erste Initiativen ergriffen, um die bedrohte Artenvielfalt der Ackerbegleitflora zumindest kleinflächig auf museal bewirtschafteten Äckern für die Nachwelt zu erhalten (eine detaillierte Zusammenstellung findet sich in MEYER et al. 2013b). Heute wird immer stärker deutlich, dass wir nicht nur in ästhetischer Hinsicht einen herben Verlust erlitten haben, sondern die zunehmende Lebensfeindlichkeit des Ökosystems Acker auch wichtige Ökosystemfunktionen beeinträchtigt, darunter die Bestäubung von Kultur- und Wildpflanzen durch Insekten, die Komplexität von Nahrungsnetzen, die biologische Schädlingsregulierung, den Erhalt der Bodenfunktionen und die Bereitstellung von unbelastetem Grundwasser. Bei allen Erfolgen auf der Produktionsseite muss man nüchtern feststellen, dass die Gemeinkosten der industriellen Landwirtschaft sehr hoch sind und den kommenden Generationen in unverantwortlicher Weise aufgebürdet werden. Auch der „Feldzug gegen die Ackerunkräuter“ ist über das Ziel hinausgeschossen. Staatliche Ackerrandstreifenprogramme und Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes konnten regional durchaus Wesentliches zum Erhalt der Acker-

wildkrautflora beitragen; dauerhafte Erfolge blieben jedoch häufig wegen oft fehlender Kontinuität in der Förderung aus (MEYER et al. 2010). Aufgrund des hohen Flächenanteils kommt dem Ackerbau jedoch eine zentrale Rolle bei der Erhaltung und Entwicklung unserer Kulturlandschaft und damit der biotischen Diversität in der Landschaft zu.

## Gefährdung der Ackerwildkrautflora

Die Auswertung zahlreicher Roter Listen ergibt übereinstimmend, dass die Pflanzensippen der Äcker, Gärten und Weinberg und ihre Pflanzengesellschaften zu den am stärksten gefährdeten Arten und Biotopen gehören (KORNECK et al. 1998). Je nachdem, wie viele Arten zur Ackerwildkrautflora gezählt werden, sind in der letzten Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen (KORNECK et al. 1996) mindestens ein Viertel der Ackerwildkräuter bundesweit gefährdet oder bereits ausgestorben bzw. verschollen. Nach der Auswertung von neueren Roten Listen der einzelnen Bundesländer sind mehr als die Hälfte der Ackerwildkräuter in mindestens einem Bundesland gefährdet, womit diese Pflanzengruppe den größten Anteil an gefährdeten Arten in Deutschland hat. Für den globalen Erhalt von 25 Arten hat Deutschland eine große oder sehr große Verantwortung (Tab. 1); darunter sind z. B. die vom Aussterben bedrohte Dicke Trespe (*Bromus grossus*) (Abb. 1) bzw. das Acker-Leinkraut (*Linaria arvensis*) (Abb. 2) und der verschollene Lein-Lolch (*Lolium remotum*).

Tab. 1: Auswahl von Ackerwildkräutern, für deren Erhalt Deutschland eine große oder sehr große Verantwortung zum Erhalt besitzt (aus MEYER & LEUSCHNER 2015)

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Rote Liste Deutschland
Arten der sauren Sandäcker		
Südlicher Ackerfrauenmantel	<i>Aphanes australis</i>	stark gefährdet
Gelber Holzzahn	<i>Galeopsis segetum</i>	nicht gefährdet
Acker-Leinkraut	<i>Linaria arvensis</i>	vom Aussterben bedroht
Klebrige Miere	<i>Minuartia viscosa</i>	vom Aussterben bedroht
Arten der basischen Kalk- und Lehmäcker		
Warziges Knorpelkraut	<i>Polycnemum verrucosum</i>	ausgestorben oder verschollen
Glanzloser Ehrenpreis	<i>Veronica opaca</i>	stark gefährdet
Arten der Leinäcker		
Gezählter Leindotter	<i>Camelina alyssum</i>	ausgestorben oder verschollen
Flachs-Seide	<i>Cuscuta epilinum</i>	ausgestorben oder verschollen
Lein-Lolch	<i>Lolium remotum</i>	ausgestorben oder verschollen
Taumel-Lolch	<i>Lolium temulentum</i>	ausgestorben oder verschollen
Lein-Ampferknöterich	<i>Persicaria lapathifolia</i> subsp. <i>leptoclada</i>	Daten mangelhaft
Flachs-Leimkraut	<i>Silene linicola</i>	ausgestorben oder verschollen
Arten krumenfeuchter Äcker und Nassstellen		
Niederliegender Krähenfuß	<i>Coronopus squamatus</i>	gefährdet
Hirschsprung	<i>Corrigiola litoralis</i>	gefährdet
Kugelfrüchtige Binse	<i>Juncus sphaerocarpus</i>	stark gefährdet
Sand-Binse	<i>Juncus tenageia</i>	stark gefährdet
Zwerg-Lein	<i>Radiola linoides</i>	stark gefährdet
Getreidemiere	<i>Spergularia segetalis</i>	ausgestorben oder verschollen
Arten der Brachen		
Gelbliches Filzkraut	<i>Filago lutescens</i>	stark gefährdet
Geflecktes Sandröschen	<i>Tuberaria guttata</i>	vom Aussterben bedroht
Sonstige Arten		
Dicke Trespe	<i>Bromus grossus</i>	vom Aussterben bedroht
Kurzährige Trespe	<i>Bromus brachystachys</i>	ausgestorben oder verschollen
Kleinfrüchtiges Kletten-Labkraut	<i>Galium spurium</i> subsp. <i>spurium</i>	Daten mangelhaft
Früher Ehrenpreis	<i>Veronica praecox</i>	nicht gefährdet



Abb. 1 (links): Die Dicke Trespe (*Bromus grossus*) ist auf Vorkommen in Wintergetreidefeldern beschränkt. (Foto: Sven Wehke)

Abb. 2 (rechts): Das Acker-Leinkraut (*Linaria arvensis*) ist in Deutschland aktuell nur noch von Äckern in Bayern und Hessen bekannt. (Foto: Hans Seitz)

### **Neue Schutzstrategien für Ackerwildkräuter**

Neben den bekannten Schutzinstrumenten im Ackerwildkrautschutz (Ackerrandstreifen, Einrichtung von Schaugärten bzw. Feldflorareservaten, vgl. MEYER et al. 2013b) wurde im Jahre 2007 mit dem Aufbau eines bundesweiten Netzwerkes von Schutzäckern für gefährdete Ackerwildkräuter („100 Äcker für die Vielfalt“) begonnen (MEYER & LEUSCHNER 2015). Ziel ist der langfristige Erhalt von gut ausgeprägten Beständen der naturschutzfachlich wichtigsten Ackerwildkrautgesellschaften und besonders gefährdeter Arten in vitalen Populationen in allen agrarischen Großräumen Deutschlands. Damit soll erreicht werden, dass (1) zumindest einige Restpopulationen zum Zwecke der Bewahrung der genetischen Vielfalt unter in situ-Bedingungen auf Schutzäckern erhalten bleiben, (2) diese als autochthone Spenderpopulationen zur Wiederbesiedlung zukünftig zu schaffender Ökologischer Vorrangflächen (ÖVF) in der Agrarlandschaft bereit stehen, und (3) für Umweltbildung und Wissenschaft noch genügend Beispiele artenreicher Ackerlebensräume vorhanden sind.

Basierend auf einer Analyse der floristisch wertvollsten Äcker in Deutschland konnten bis dato 112 Schutzackerkomplexe mit einer Gesamtfläche von rund 478 ha durch vertragliche Vereinbarungen langfristig gesichert werden. Die Schutzäcker verteilen sich auf alle Flächenstaaten Deutschlands und umfassen ein breites Standortspektrum mit teilweise vom Aussterben bedrohten Ackerwildkräutern (MEYER & LEUSCHNER 2015). Außer der Sicherung von wichtigen Restpopulationen der Ackerwildkrautflora wurden im Rahmen des „100 Äcker“-Projektes nationale und internationale Initiativen zum Agrobiodiversitätsschutz unterstützt und die Problematik der Artenverluste in der Kulturlandschaft wieder stärker in den Blick der Öffentlichkeit gerückt.

### **Zukunftsperspektiven des Agrobiodiversitätsschutzes**

Das „100 Äcker“-Projekt hat im Agrobiodiversitätsschutz neue Wege eingeschlagen. Das eingerichtete bundesweite Schutzgebietsnetz für Ackerwildkräuter mit langfristiger vertraglicher Sicherung stellt ein Element des segregativen Biodiversitätsschutzes in der Agrarland-

schaft dar; es ergänzt integrative Schutzansätze, wie sie z. B. im Rahmen des Ökologischen Landbaus umgesetzt werden. Das bisher Erreichte kann nur ein erster Schritt in Richtung einer nachhaltiger genutzten, artenreicheren Kulturlandschaft sein. Zahlreiche weitere naturschutzfachlich wertvolle Äcker und auch manche Ackerwildkrautgesellschaft sind bisher im Schutzgebietsnetz (noch) nicht vertreten; mindestens 200 bis 300 geeignete Ackerflächen ließen sich mittelfristig in das vorhandene Netz integrieren. Naturschutzkreise fordern die Ausweisung von mindestens 1.000 Schutzäckern (BUND NATURSCHUTZ IN BAYERN E.V. 2015) in Deutschland.

Die zukünftige Betreuung des im „100 Äcker“-Projekt aufgebauten Netzwerkes und dessen Erweiterung erfordern Fachkräfte mit biologischem und landwirtschaftlichem Detailwissen und guter Vernetzung, die von einer durch den Bund einzurichtenden Koordinationsstelle für den Biodiversitätsschutz im Ackerland aus agieren sollten. Auf lokaler Ebene sind diese Fachkräfte (z. B. bei Landschaftspflegeverbänden) bereits vorhanden. Dennoch sind weitere Personalkapazitäten, auch zur Schulung und Qualifizierung regional wirkender Organisationen, erforderlich.

Die Verstetigung und Weiterentwicklung eines nationalen Schutzgebietsnetzes wäre ein wichtiger Meilenstein auf dem Weg zur Umsetzung der Nationalen Biodiversitätsstrategie (BMU 2007), nach der die Bundesregierung bis 2020 eine deutliche Erhöhung der Biodiversität in den Agrarökosystemen erreichen will. Das Schutzäckernetz kann dabei als ein Element einer umfassenden Strategie zur Erhöhung der Agrobiodiversität betrachtet werden.

Übergeordnetes Ziel muss jedoch eine nachhaltige Landwirtschaft sein, in der auch zukünftige Generationen Agrarökosysteme mit intakten Ökosystemfunktionen vorfinden und nutzen können. Die folgenden Eckpunkte sollten Teil einer Vision für einen flächendeckenden Biodiversitätsschutz im deutschen Ackerland sein (MEYER & LEUSCHNER 2015).

- Erhebliche regionale Unterschiede in der naturräumlichen Ausstattung, Bodengüte und in den sozialen und ökonomischen Strukturen der landwirtschaftlichen Betriebe in Deutschland erfordern regionalspezifische Ansätze für den Biodiversitätsschutz.
- Aus dem Spektrum der in Frage kommenden biodiversitätsfördernden Maßnahmen (z. B. Greening-Maßnahmen der 1. Säule der GAP, Agrarumweltmaßnahmen der 2. Säule, spezifische Länderprogramme, Unterstützung eines biodiversitätsfördernden Ökolandbaus, über die Eingriffs-Ausgleichsregelung finanzierte Maßnahmen u. a.) sollte jeweils ein spezifisches Paket von biodiversitätsfördernden Maßnahmen für das Ackerland zusammengestellt werden.
- Die Auswahl der Maßnahmen sollte von agrarökologisch und landwirtschaftlich geschulten Fachkräften (z. B. Biodiversitätsberatern) begleitet werden, um alle Schutzgüter (verschiedene Organismengruppen, Schutz abiotischer Ökosystemfunktionen) zu adressieren.
- Unverzichtbar sind eine gründliche Planung der Strategie zur Förderung der Agrobiodiversität, fortlaufende fachkundige Begleitung der Umsetzung vor allem von „dunkelgrünen“ Maßnahmen (= Maßnahmen zur effektiven Förderung der Biodiversität in der Landwirtschaft) durch biologisch und agronomisch geschultes Personal und anschließende Erfolgskontrolle.

Bei der Aufstellung von flächendeckenden Konzepten für biodiversitätsfördernde Maßnahmen sollte nach landwirtschaftlichem Ertragspotenzial differenziert vorgegangen werden. Es empfiehlt sich eine Unterscheidung zumindest folgender Ackerlandkategorien:

- Im konventionell bewirtschafteten Ackerland auf reicheren Böden muss es das Ziel sein, in den Umsetzungsbestimmungen zur Einrichtung von Ökologischen Vorrangflächen (ÖVF) auf 5 % (prospektiv 7 % oder mehr) des Ackerlandes auch extensiv bewirtschaftete Ackerränder anrechnen zu können, dagegen wenig effektive Maßnahmen auszuschließen, um zumindest ein Mindestmaß an extensiv genutzter Ackerfläche zu erreichen.
- Im konventionell bewirtschafteten Ackerland auf ärmeren Böden sollten möglichst große Teile der flachgründigen, vernässten oder erosionsgefährdeten Ackerbereiche in Programme mit extensiver (herbizidfreier) Beackerung oder Schon-/Brachestreifen integriert werden, da sie ohnehin wenig produktiv sind.
- In Ackerbauregionen mit bestehendem Schutzstatus (Natura 2000-Flächen, Biosphärenreservate) sollte das mittelfristige Ziel sein, den Ackerbau weitgehend auf Integrative Ackernutzungskonzepte mit biodiversitätsfördernden Elementen auszurichten. Hierfür erscheinen finanzielle Anreize über Agrarumweltmittel der 2. Säule der GAP sinnvoll.
- Für das schon heute ökologisch bewirtschaftete Ackerland sollten finanzielle Anreize vorgesehen werden, um an geeigneten Ackerstandorten auf einen weniger intensiven, biodiversitätsfördernden Ackerbau (z. B. verringerte Saatkichte) umzustellen bzw. spezielle Maßnahmen für bestimmte Zielarten durchführen zu können (z. B. später Stoppelumbruch für Spätblüher).
- Der Ökologische Landbau auf ackerbaulichen Grenzertragsstandorten mit besonders hohem Potenzial für die Agrobiodiversität sollte eine zusätzliche Förderung erhalten.

Diese Strategie erscheint geeignet, einen tragfähigen Kompromiss zwischen den Produktionszielen der Landwirtschaft und dem in der Nationalen Biodiversitätsstrategie der Bundesregierung (BMU 2007) festgeschriebenen Ziel der Erhöhung der Agrobiodiversität auf großer Fläche zu erreichen. Wie Berechnungen des Instituts für Agrarökologie und Biodiversität in Mannheim und Ko-Autoren (2012) zeigen, dürften die möglichen Produktionseinbußen zur Erreichung dieser Ziele minimal sein. Das gilt auch, weil „dunkelgrüne“ biodiversitätsfördernde Maßnahmen fast ausschließlich auf wenig produktiven Ackerflächen stattfinden und zudem eine Kompensation geleistet wird. Es besteht deshalb ein dringender Bedarf an Demonstrationsprojekten, in denen in transparenter Weise die Wirksamkeit von Maßnahmen der Biodiversitätsförderung unter den Bedingungen eines rentablen Ackerbaus erprobt und verdeutlicht wird.

## **Danksagung**

Dank gebührt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) für die Förderung des Projektes „100 Äcker für die Vielfalt“ sowie allen Projektmitarbeitern und Kooperationspartnern, ohne deren Unterstützung das Schutzackernetzwerk nicht hätte erfolgreich umgesetzt werden können.

## Literatur

- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. - Berlin (Silber Druck oHG)
- BUND NATURSCHUTZ IN BAYERN E.V. (2015): Vielfalt statt Monotonie: Ackerwildkräuter brauchen mehr Lebensraum. - Pressemitteilung 054-15/LFG vom 06.07.2015
- ELLENBERG, H. & LEUSCHNER, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. - 6. Aufl. - Stuttgart (Ulmer)
- INSTITUT FÜR AGRARÖKOLOGIE UND BIODIVERSITÄT (IFAB), ZALF UND HOCHSCHULE FÜR FORSTWISSENSCHAFTEN ROTTENBURG (2012): Gemeinsame Agrarpolitik ab 2014: Perspektiven für mehr Biodiversitäts- und Umweltleistungen der Landwirtschaft? – Mannheim (IFAB)
- KORNECK, D.; SCHNITTLER, M.; KLINGENSTEIN, F.; LUDWIG, G.; TAKLA, M.; BOHN, U. & MAY, R. (1998): Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – (Schr.reihe Veg.kd. 29): 299-444
- KORNECK, D.; SCHNITTLER, M. & VOLLMER, I. (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. – (Schr.reihe Veg.kd. 28): 21-187
- LEUSCHNER, C.; KRAUSE, B.; MEYER, S. & BARTELS, M. (2014): Strukturwandel im Acker- und Grünland Niedersachsens und Schleswig-Holsteins seit 1950. - Nat. Landsch. 89 (9/10): 386-391
- MEYER, S. & LEUSCHNER, C. (Hrsg.) (2015): 100 Äcker für die Vielfalt - Initiativen zur Förderung der Ackerwildkrautflora in Deutschland. - Göttingen (Universitätsverlag)
- MEYER, S.; WESCHE, K.; KRAUSE, B.; BRÜTTING, C.; HENSEN, I. & LEUSCHNER, C. (2014) Diversitätsverluste und floristischer Wandel im Ackerland seit 1950. - Nat. Landsch. 89 (9/10): 392-398
- MEYER, S.; WESCHE, K.; KRAUSE, B. & LEUSCHNER, C. (2013a): Dramatic losses of specialist arable plants in Central Germany since the 1950s/60s - a cross-regional analysis. - Divers. Distrib. 19 (9): 1175-1187
- MEYER, S.; HILBIG, W.; STEFFEN, K. & SCHUCH, S. unter Mitarbeit von ILLIG, H.; LEUSCHNER, C.; RODI, D. & VAN ELSSEN, T. (2013b): Ackerwildkrautschutz. Eine Bibliographie. – (BfN-Skripten 351)
- MEYER, S.; WESCHE, K.; METZNER, J.; VAN ELSSEN, T. & LEUSCHNER, C. (2010): Are current agri-environment schemes suitable for long-term conservation of arable plants? - A short review of different conservation strategies from Germany and brief remarks on the new project '100 fields for diversity'. - Asp. Appl. Biol. 100: 287-294

*Dr. Stefan Meyer*  
*Georg-August-Universität Göttingen*  
*Albrecht-von-Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften*  
*Abt. Ökologie und Ökosystemforschung*  
*Untere Karspüle 2*  
*37073 Göttingen*  
✉ *smeyer@gwdg.de*

# Effektivität von Agrarumweltprogrammen zum Schutz der biologischen Vielfalt unter dem Einfluss des Klimawandels

MARIE MAJAURA

*Schlagwörter: Braunkehlchen, ökologische Modellierung, Vegetationsperiode, Eiablage, Sachsen*

## Einführung

Agrarumweltprogramme stellen ein wichtiges umweltpolitisches Instrument zum Schutz und Erhalt der Biodiversität auf landwirtschaftlich genutzten Flächen dar (EKROOS et al. 2014; KLEIJN et al. 2011). Agrarumweltprogramme können dazu beitragen, mehrere Ziele aus dem strategischen Plan des Übereinkommens über die biologische Vielfalt zu erreichen. Zu diesen Zielen gehören z. B. die Bekämpfung der Ursachen des Rückgangs der biologischen Vielfalt oder die Verringerung der auf die biologische Vielfalt einwirkenden unmittelbaren Belastungen (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2010).

Agrarumweltprogramme wurden ursprünglich eingeführt, um den negativen Einfluss der Landwirtschaft auf die Umwelt und die Biodiversität zu mindern (EUROPEAN COMMISSION 2014). In Zukunft wird neben der Landwirtschaft auch der Klimawandel als ein weiterer menschlich verursachter Stressfaktor die biologische Vielfalt stark belasten (WALTHER et al. 2002). Es wurde bereits festgestellt, dass sich bei vielen Vogelarten bestimmte Ereignisse wie die Wanderung oder die Brut in der Vergangenheit verfrüht haben. Simulationen zufolge werden bis 2080 drei von vier Vogelarten als Reaktion auf den Klimawandel eher brüten (CRICK 2004).

Agrarumweltprogramme können dazu beitragen, die Folgen des Klimawandels abzuschwächen (DONALD et al. 2002; WÄTZOLD 2014; WHITTINGHAM 2011). Es gibt bisher jedoch noch keine Untersuchungen darüber, ob und inwiefern sich die Effektivität von heute eingesetzten Agrarumweltprogrammen und -maßnahmen in Zukunft durch den Klimawandel ändern wird. Hier soll das zugrundeliegende Forschungsvorhaben einen Beitrag leisten.

Am Beispiel des Landes Sachsen wird untersucht, ob und wie sich die Effektivität von einzelnen Agrarumweltmaßnahmen zum Schutz des Braunkehlchens *Saxicola rubetra* durch den Klimawandel bis zur Mitte des Jahrhunderts ändern wird. Für die Untersuchung wird ein ökologisches Modell (JOHST et al. 2015) genutzt, welches die ökologische Wirkung von Agrarumweltmaßnahmen auf bedrohte Arten abschätzen kann. Dieses Modell wird in einzelnen ökologischen Parametern so angepasst, dass der Einfluss des Klimawandels in Sachsen widerspiegelt wird. Bei den anzupassenden Parametern handelt es sich zum einen um den Brutzeitpunkt des Braunkehlchens und zum anderen um den Beginn der Vegetationsperiode. Anschließend wird die Effektivität der einzelnen Maßnahmen für den Schutz des Braunkehlchens unter heutigen sowie unter zukünftigen klimatischen Bedingungen in Sachsen im Jahr 2050 simuliert und verglichen.

## Material

**Klimawandelszenario** Daten zur klimatischen Entwicklung in Sachsen bis zur Mitte des Jahrhunderts wurden vom Sächsischen Klimawandelinformationsportal Raklida bezogen,

welches GIS-Daten für die Entwicklung verschiedener Klimaparameter im Verlauf verschiedener Zeitperioden und unter verschiedenen Emissionsszenarien und Klimamodellen bereitstellt (SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE 2015). Für die Analyse wurden GIS-Rasterdaten mit den durchschnittlichen Temperaturen in den Monaten März, April und Mai in der Periode 2040-2060 genutzt. Die Wahl der Monate März bis Mai erklärt sich dadurch, dass im Fokus der Untersuchung die durch den Klimawandel hervorgerufene Veränderung des Brutzeitpunktes des Braunkehlchens stand und eine Brut naturgemäß im Frühjahr stattfindet. Wichtig für die Untersuchung war daher die Veränderung der mittleren Frühjahrstemperaturen bis zur Mitte des Jahrhunderts. Nach Verarbeitung der Rasterdaten ergab sich unter dem genutzten Szenario eine Erhöhung der mittleren Frühjahrstemperaturen um 2.69°C bis zur Mitte des Jahrhunderts. Dieser Wert wurde als Basiswert für die Anpassung der ökologischen Parameter im ökologischen Modell eingesetzt.

**Ökologisches Modell** Für die Untersuchung wurde das ökologische Modell von Johst et al. (2015) genutzt, welches in relevanten Parametern so angepasst wurde, dass der Einfluss des Klimawandels in Sachsen wiedergespiegelt wird. Aus Platzgründen soll hier nur ein kurzer Überblick über das ökologische Modell und die relevanten Parameter gegeben werden. Für eine detailliertere Beschreibung des ökologischen Modells wird auf Johst et al. (2015) verwiesen.

Das ökologische Modell bestimmt quantitativ die Wirkung von Landnutzungsmaßnahmen auf gefährdete Arten. Der ökologische Wert einer Landnutzungsmaßnahme wird hierbei durch ihren positiven oder negativen Einfluss auf den Reproduktionserfolg einer Art bestimmt. Jede Landnutzungsmaßnahme beeinflusst eine Art sowohl auf einer zeitlichen als auch auf einer räumlichen Ebene. Das bedeutet, dass die ökologische Wirkung einer Maßnahme für eine Art sowohl davon abhängt, wo im Raum die Maßnahme durchgeführt wird als auch davon, wann im Verlauf eines Jahres die Maßnahme stattfindet.

Die räumliche Dimension wird im Modell durch die Aufteilung des Landes Sachsen in sogenannte Pixel wiedergespiegelt, wobei jeder Pixel eine Größe von 250 m x 250 m hat. Die zeitliche Dimension wird im Modell durch eine Aufteilung des Jahres in Monatsviertel (abgekürzt als MV) dargestellt, wobei ein Monat aus 4 MV und ein MV aus 7,5 Tagen besteht. Ein Jahr besteht damit immer aus 48 MV, wobei das MV 1 der ersten Januarwoche entspricht und das MV 48 der letzten Dezemberwoche.

Der ökologische Wert einer Landnutzungsmaßnahme wird im ökologischen Modell durch den Faktor Habitatqualität angegeben. Die Habitatqualität eines Pixels beschreibt, wie eine Landnutzungsmaßnahme, welche in einem bestimmten MV in diesem Pixel durchgeführt wird, den reproduktiven Erfolg einer Art in diesem Pixel beeinflusst. Die Habitatqualität kann Werte zwischen 0 und 1 annehmen. Ein Wert von 1 bedeutet, dass eine Landnutzungsmaßnahme in einem Pixel zu einem maximalen reproduktiven Erfolg einer Art in diesem Pixel geführt hat, dass also alle Nachkommen dieser Art überlebt haben.

Die Habitatqualität kann durch bestimmte Faktoren verändert werden. Faktoren, die die Habitatqualität unabhängig vom Zeitpunkt der Eiablage der Vogelarten verändern sind z. B. das Vorhandensein von strukturellen Elementen, die Bodenfeuchte oder die Bedrohung durch natürliche Feinde. Faktoren, die die Habitatqualität abhängig vom Zeitpunkt der Eiablage der Vogelarten verändern sind z. B. der Zeitpunkt einer Grünlandmaßnahme oder die Vegetationshöhe.

Für die vorliegende Analyse sind zwei Parameter relevant, welche durch den Klimawandel beeinflusst werden und daher im Modell an den Klimawandel angepasst werden müssen: der

„Zeitpunkt der Eiablage“ des Braunkehlchens und der „Beginn der Vegetationsperiode“. Der Parameter „Zeitpunkt der Eiablage“ beschreibt die Wahrscheinlichkeit, dass die Eiablage einer Art in einem bestimmten MV stattfindet. Wenn der Zeitpunkt einer Landnutzungsmaßnahme in einem bestimmten Pixel mit der Eiablage einer Art kollidiert, wird die Habitatqualität dieses Pixels für die Art reduziert. Der Zeitpunkt der Landnutzungsmaßnahme hat dann also einen negativen Einfluss auf den reproduktiven Erfolg dieser Art.

Der Parameter „Beginn der Vegetationsperiode“ beeinflusst ebenfalls die Habitatqualität eines Pixels für eine Art und bestimmt, wie hoch die Vegetation zu einem bestimmten Zeitpunkt in einem Pixel ist. Die Vegetationshöhe wiederum ist wichtig für brütende Vögel, da sie die Verfügbarkeit von Nahrung beeinflusst und Versteckmöglichkeiten für Gelege bietet. Eine Landnutzungsmaßnahme reduziert die Vegetationshöhe und kann daher auch die Habitatqualität eines Pixels für eine Art reduzieren.

**Agrarumweltmaßnahmen** Der für Landwirte wirtschaftlich optimale Zeitpunkt der Mahd findet zurzeit im MV 15 statt, also etwa Mitte Mai. Aus Sicht des Naturschutzes ist dieser Zeitpunkt jedoch ungünstig, da sich hier viele Vogelarten in der Brut befinden. Sollen Vogelarten geschützt werden, muss der wirtschaftlich optimale Zeitpunkt der Mahd so verschoben werden, dass brütende Arten nicht gestört werden. Drei dieser zeitlich verschobenen Mahdtermine (Mahd im MV 19, 23 bzw. 27) sollen hinsichtlich ihrer ökologischen Wirkung auf das Braunkehlchen unter heutigen und zukünftigen klimatischen Bedingungen untersucht werden. Alle untersuchten Mahdtermine sind Bestandteil eines aktuell in Sachsen eingesetzten Agrarumweltprogramms.

## **Methode**

**Brutzeitpunkt des Braunkehlchens unter Klimawandel** Um den Parameter „Zeitpunkt der Eiablage“ des Braunkehlchens an den Klimawandel anzupassen, muss ermittelt werden, ob und wie sich der Brutzeitpunkt des Braunkehlchens zukünftig durch den Klimawandel ändern wird. Zu diesem Zweck wurde eine Literaturrecherche nach Studien durchgeführt, die klimabedingte Änderungen des Brut- oder Migrationsbeginns des Braunkehlchens untersucht haben. Hier wurde davon ausgegangen, dass ein verfrühter Beginn des Frühjahrszuges automatisch zu einem verfrühten Eintreffen im Brutgebiet und auch zu einem verfrühten Einsetzen der Brut führt.

Auf Basis der Studienergebnisse wurde dann ein Basiswert berechnet, der angibt, um wie viele Tage sich der Brutbeginn der Art pro einem Grad Erhöhung der Frühjahrstemperatur im Untersuchungsgebiet verfrüht. Für das Braunkehlchen liegt dieser Basiswert bei einem 7,35 Tage früheren Brutbeginn pro einem Grad Erhöhung der durchschnittlichen Frühjahrstemperatur (modifiziert nach ZALAKEVICIUS et al. 2006). Erhöht sich also die durchschnittliche Frühjahrstemperatur in Sachsen bis Mitte des Jahrhunderts um 2,69°C wird sich der Brutbeginn des Braunkehlchens um 19,77 Tage oder 3 MV verfrühen. Unter heutigen klimatischen Bedingungen brütet das Braunkehlchen in Sachsen zwischen den MV 17 und 22 mit der höchsten Brutwahrscheinlichkeit im MV 19 und 20 (Abb. 1). Bis zur Mitte des Jahrhunderts wird sich demzufolge die Brutperiode des Braunkehlchens auf das MV 14 bis 19 verschieben (Abb. 1).

Um die Verschiebung der Brutperiode des Braunkehlchens unter dem Einfluss des Klimawandels zu berechnen, hätten als Basis für die Extrapolation auch ornithologische Zeitreihen über die Frühjahrsankunft oder den Brutbeginn der Art verwendet werden können. Die Ver-

ffügbarkeit solcher Daten ist jedoch sehr gering, weshalb sich diese Methode nicht angeboten hat.

Brutperiode Monat MV ff	März				April				Mai				Juni				Juli			
	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
heutiges Klima									5	15	35	35	5	5						
Klima ca. 2050					5	15	35	35	5	5				X						

Abb. 1: Brutperiode des Braunkehlchens *Saxicola rubetra* in Sachsen unter heutigen klimatischen Bedingungen und unter den klimatischen Bedingungen Mitte des Jahrhunderts. Die Zahlen geben die Wahrscheinlichkeit der Brut im entsprechenden MV an. Der Zeitpunkt der Ersatzbrut ist mit einem Kreuz markiert. Quelle: eigene Darstellung.

**Beginn der Vegetationsperiode unter Klimawandel** Um den Parameter „Beginn der Vegetationsperiode“ an den Klimawandel anzupassen, wurden Simulationen des Regionalen Klimaatlas Deutschland genutzt (MEINKE et al. 2010). Hier wird davon ausgegangen, dass sich der Beginn der Vegetationsperiode in Sachsen bis Mitte des Jahrhunderts um 16 Tage verfrühen wird bei einem gleichzeitigen Anstieg der mittleren Frühjahrstemperaturen um 1°C. Dieser Wert wird als Basiswert genutzt und extrapoliert. Für Sachsen ergibt sich demnach bis Mitte des Jahrhunderts bei einer Erhöhung der durchschnittlichen Frühjahrstemperaturen um 2.69°C eine Verfrüherung des Vegetationsbeginns von 43 Tagen oder 6 MV.

Unter heutigen klimatischen Bedingungen ist der Beginn der Vegetationsperiode im ökologischen Modell auf das MV 15 für Pixel unter 500 m über Normalnull und auf das MV 17 für Pixel über 500 m über Normalnull festgelegt. Bei einer Erhöhung der durchschnittlichen Frühjahrstemperaturen um 2.69°C wird sich demzufolge der Beginn der Vegetationsperiode auf das MV 9 für Pixel unter 500 m über Normalnull und auf das MV 11 für Pixel über 500 m über Normalnull verschieben.

**Simulation** Das ökologische Modell wird in der Software DSS Ecopay (MEWES et al. 2015) implementiert und genutzt, um die Effektivität der einzelnen Grünlandmaßnahmen für den Schutz des Braunkehlchens unter heutigen und zukünftigen klimatischen Bedingungen zu simulieren. Für die Simulation der Effektivität der Grünlandmaßnahmen unter zukünftigen klimatischen Bedingungen werden dabei die Ergebnisse der Parametrisierung genutzt, d. h. für den Beginn der Vegetationsperiode werden das MV 9 für Pixel unter 500 m über Normalnull und das MV 11 für Pixel über 500 m über Normalnull genutzt und die Brut des Braunkehlchens wird auf die MV 14 bis 19 verschoben.

Die Effektivität einer Grünlandmaßnahme ist gleichzusetzen mit dem durchschnittlichen ökologischen Nutzen, den eine Maßnahme für eine Art erbringt. Dies bedeutet, dass jede Maßnahme einzeln hinsichtlich ihres ökologischen Effektes auf das Braunkehlchen betrachtet wird, die Maßnahmen also nicht in Konkurrenz zueinander stehen. Bei der Simulation wurde eine minimale Habitatqualität von 0,3 vorausgesetzt, die eine Maßnahme mindestens auf einem Pixel erzeugen muss. Unterschreitet eine Maßnahme diese Mindesthabitatqualität auf einem Pixel, so kann die Maßnahme nicht auf diesem Pixel durchgeführt werden.

## Ergebnisse

Abb. 2a zeigt die durchschnittliche ökologische Wirkung dreier zu unterschiedlichen Zeitpunkten durchgeführter Mahdmaßnahmen auf das Braunkehlchen unter heutigen klimatischen Bedingungen. Die ökologische Wirkung der Mahdmaßnahmen ist hierbei quantitativ als die mittlere Habitatqualität, die eine jede Maßnahme für das Braunkehlchen erzielen wür-

de, dargestellt. Die eingezeichneten Standardabweichungen entsprechen den maximalen bzw. minimalen Habitatqualitäten, die die jeweilige Mahdmaßnahme für das Braunkehlchen zum angegebenen Zeitpunkt erreichen würde.

Abb. 2a weist ein charakteristisches Muster für Maßnahmen auf, die unter heutigen klimatischen Bedingungen und dem damit verbundenen Brutverhalten des Braunkehlchens durchgeführt werden. Die mittlere Habitatqualität ist am geringsten bei der am frühesten im Jahr durchgeführten Maßnahme, steigt im Zeitverlauf an und erreicht im MV 27 ihr Maximum. Hintergrund ist, dass sich das Braunkehlchen zum Zeitpunkt der ersten Mahd im MV 19 noch in der Brut befindet. Maßnahmen, die zu diesem Zeitpunkt durchgeführt werden, können also u. U. zur Zerstörung von Nestern oder der Tötung von Jungtieren führen. Aus diesem Grund ist die mittlere Habitatqualität, die durch eine Mahd im MV 19 für das Braunkehlchen erreicht wird, auch vergleichsweise gering.

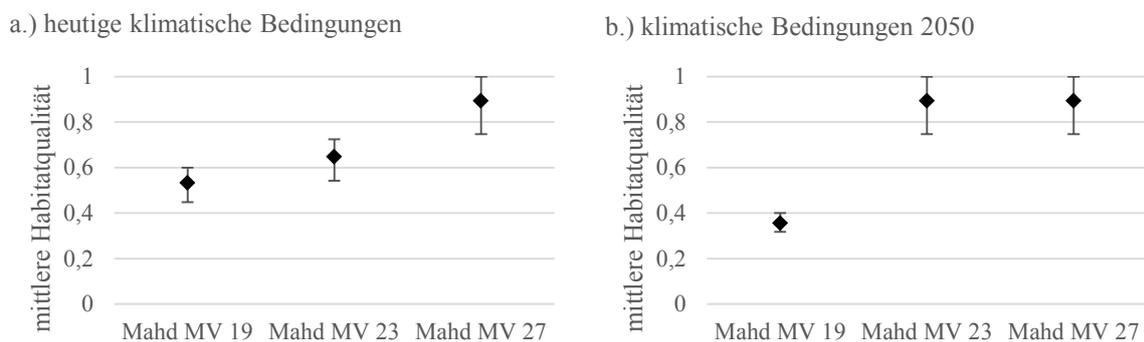


Abb. 2a, b: Verschiedene Mahdtermine und deren ökologische Wirkung auf das Braunkehlchen *Saxicola rubetra* unter heutigen und zukünftigen klimatischen Bedingungen. Quelle: eigene Darstellung.

Ab dem MV 23 endet die Brutperiode des Braunkehlchens. Maßnahmen, die ab diesem Zeitpunkt durchgeführt werden, erreichen eine zunehmend höhere Habitatqualität. Nichtsdestotrotz ist die Habitatqualität bei einer Mahd im MV 23 nicht maximal. Dies liegt daran, dass im ökologischen Modell nach einer gesamten und einer kritischen Reproduktionsphase unterschieden wird. Die kritische Reproduktionsphase umfasst die Zeit der Brut sowie die Zeit, in der Jungtiere immobil sind. Die gesamte Reproduktionsphase umfasst die kritische Reproduktionsphase und die Zeit, in der Jungtiere mobil sind, sich aber immer noch im Habitat aufhalten. Für das Braunkehlchen umfasst die kritische Reproduktionsphase 3 MV und die gesamte Reproduktionsphase 4 MV.

Brutpaare, die erst im letzten MV der in Abb. 1 dargestellten Brutperiode brüten, befinden sich im MV 23 in der kritischen Reproduktionsphase und können daher immer noch von einer Maßnahme beeinträchtigt werden. Im MV 27 ist die Brutperiode des Braunkehlchens beendet und es befinden sich auch keine Paare mehr in der kritischen oder gesamten Reproduktionsphase. Maßnahmen, die in diesem MV durchgeführt werden, erreichen daher unter heutigen klimatischen Bedingungen die höchste durchschnittliche Habitatqualität. Eine Habitatqualität von 1 wird jedoch auch für späte Maßnahmen im MV 27 nicht erreicht, da einzelne Paare möglicherweise eine Ersatzbrut im MV 25 durchgeführt haben und sich demnach im MV 27 in der kritischen Reproduktionsphase befinden würden.

Abb. 2b zeigt die durchschnittliche ökologische Wirkung der drei Mahdtermine auf das Braunkehlchen unter zukünftigen klimatischen Bedingungen in Sachsen. Ähnlich wie unter heutigen klimatischen Bedingungen erzeugt auch hier die erste Mahd im MV 19 eine vergleichsweise geringe durchschnittliche Habitatqualität. Dies ist damit zu begründen, dass

unter zukünftigen klimatischen Bedingungen die Brutperiode des Braunkehlchens zwar im MV 19 fast beendet ist, sich ein Großteil der Brutpaare aber zu diesem Zeitpunkt noch in der kritischen Reproduktionsphase befindet. Auffällig ist, dass die durchschnittliche erzeugte Habitatqualität der Mahd im MV 19 unter zukünftigen klimatischen Bedingungen sogar geringer ist als unter heutigen klimatischen Bedingungen, obwohl sich die Brutperiode des Braunkehlchens verfrüht hat. Dies kann damit erklärt werden, dass unter heutigen klimatischen Bedingungen etwa 55 % der Brutpaare von einer Mahd im MV 19 beeinträchtigt würden, unter zukünftigen klimatischen Bedingungen jedoch fast 100 % der Brutpaare.

Im Unterschied zur durchschnittlichen Habitatqualität unter heutigen klimatischen Bedingungen nimmt jedoch unter zukünftigen klimatischen Bedingungen die durchschnittliche Habitatqualität für Maßnahmen im MV 23 deutlich zu. Ebenso wie für Maßnahmen im MV 27 gilt hier, dass alle Brutpaare des Braunkehlchens zu diesen Zeitpunkten die Brut bereits abgeschlossen haben und daher von diesen Maßnahmen nicht beeinträchtigt werden. Von einer Maßnahme im MV 23 sind lediglich solche Paare betroffen, die eine Ersatzbrut im MV 22 durchgeführt haben.

## **Diskussion und Schlussfolgerung**

In der vorliegenden Arbeit wurde am Beispiel des Staates Sachsen untersucht, ob und inwiefern der Klimawandel in Zukunft einen Einfluss auf die ökologische Wirkung von Grünlandmaßnahmen hat, welche zum Schutz des Braunkehlchens zur Zeit in Sachsen eingesetzt werden. Es konnte gezeigt werden, dass sich durch den Klimawandel und die damit verbundene Verschiebung der Brutperiode des Braunkehlchens die ökologische Wirkung der Grünlandmaßnahmen in Abhängigkeit vom Zeitpunkt ihrer Durchführung ändert. Maßnahmen, die im Mai durchgeführt werden, haben unter zukünftigen klimatischen Bedingungen aufgrund des ebenfalls verfrühten Brutbeginns des Braunkehlchens eine geringere ökologische Wirkung als unter heutigen klimatischen Bedingungen. Das Gegenteil gilt für Maßnahmen, die im Juni durchgeführt werden: dadurch, dass unter zukünftigen klimatischen Bedingungen das Braunkehlchen bereits seine Brut abgeschlossen hat, sind diese Maßnahmen sehr viel effektiver als unter heutigen klimatischen Bedingungen.

Die Limitationen dieser Studie liegen in der Vorgehensweise bei der Ableitung des veränderten Brutverhaltens des Braunkehlchens sowie des Beginns der Vegetationsperiode. Eine Extrapolation kann den komplexen Vorgängen, die bei Vögeln zur Induktion der Brut führen, nur schwer gerecht werden. Nichtsdestotrotz stellt diese Untersuchung einen ersten Schritt dar, ein größeres Verständnis über die Wirkung von Agrarumweltprogrammen unter dem Einfluss des Klimawandels zu erlangen.

## **Literatur**

- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2010): Strategischer Plan 2011 - 2020 für den Erhalt der Biodiversität. Struktur des strategischen Plans. - Online verfügbar unter [https://www.bfn.de/0304\\_2010\\_ziel.html#c107982](https://www.bfn.de/0304_2010_ziel.html#c107982), zuletzt geprüft am 17.07.2015.
- CRICK, H.Q. (2004): The impact of climate change on birds. - *International Journal of Avian Science* 146: 48–56.
- DONALD, P.F.; EVANS, A.D.; MUIRHEAD, L.B.; BUCKINGHAM, D.L.; KIRBY, W.B.; SCHMITT, S.I. (2002): Survival rates, causes of failure and productivity of Skylark *Alauda arvensis* nests on lowland farmland. - *International Journal of Avian Science* 144 (4): 652–664.

- EKROOS, J.; OLSSON, O.; RUNDLÖF, M.; WÄTZOLD, F.; SMITH, H.G. (2014): Optimizing agri-environment schemes for biodiversity, ecosystem services or both? - *Biological Conservation* 172: 65–71.
- EUROPEAN COMMISSION (2014): Agri-environment measures. - Online verfügbar unter [http://ec.europa.eu/agriculture/envir/measures/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/agriculture/envir/measures/index_en.htm), zuletzt geprüft am 13.01.2015.
- JOHST, K.; DRECHSLER, M.; MEWES, M.; STURM, A.; WÄTZOLD, F. (2015): A novel modeling approach to evaluate the ecological effects of timing and location of grassland conservation measures. - *Biological Conservation* 182: 44–52.
- KLEIJN, D.; RUNDLÖF, M.; SCHEPER, J.; SMITH, H.G.; TSCHARNTKE, T. (2011): Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? - *Trends in ecology & evolution* 26 (9): 474–481.
- MEINKE, I.; GERSTNER, E.-M.; VON STORCH, H.; MARX, A.; SCHIPPER, H.; KOTTMEIER, C. et al. (2010): Regionaler Klimaatlas Deutschland der Helmholtz-Gemeinschaft informiert im Internet über möglichen künftigen Klimawandel. - *DMG Mitteilungen* (2): 5–7. Online verfügbar unter [http://www.dmg-ev.de/gesellschaft/publikationen/pdf/dmg-mitteilungen/2010\\_2.pdf](http://www.dmg-ev.de/gesellschaft/publikationen/pdf/dmg-mitteilungen/2010_2.pdf).
- MEWES, M.; STURM, A.; JOHST, K.; DRECHSLER, M.; WÄTZOLD, F. (2015): Ecopay. Version 1.0. - Online verfügbar unter <http://www.inf.fu-berlin.de/DSS-Ecopay/software.html>.
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (2015): RakiDa. - Online verfügbar unter [http://141.30.160.224/RaKliDa\\_WebServlet/](http://141.30.160.224/RaKliDa_WebServlet/), zuletzt geprüft am 05.08.2015.
- THOMAS, C. D.; CAMERON, A.; GREEN, R.E.; BAKKENES, M.; BEAUMONT, L.J.; COLLINGHAM, Y.C. et al. (2004): Extinction risk from climate change. - *Nature* 427 (6970): 145–148.
- WÄTZOLD, F. (2014): Climate Change Adaptation and Biodiversity Conservation: An Economic Perspective. - In: ALBRECHT, E., SCHMIDT, M., MIßLER-BEHR, M., SPYRA S. (Hrsg.): Implementing Adaptation Strategies by Legal, Economic and Planning Instruments on Climate Change, Vol. 4. - Heidelberg (Springer): 187-195.
- WALTHER, G.R.; POST, E.; CONVEY, P.; MENZEL, A.; PARMESAN, C.; BEEBEE, T.J. et al. (2002): Ecological responses to recent climate change. - *Nature* 416 (6879): 389–395.
- WHITTINGHAM, M.J. (2011): The future of agri-environment schemes: biodiversity gains and ecosystem service delivery? - *Journal of Applied Ecology* 48 (3): 509–513.
- ZALAKEVICIUS, M.; BARTKEVICIENE, G.; RAUDONIKIS, L.; JANULAITIS, J. (2006): Spring arrival response to climate change in birds: a case study from Eastern Europe. - *Journal of Ornithology* 147 (2): 326–343.

*Marie Majaura*  
*Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg*  
*Lehrstuhl für Volkswirtschaftslehre, insbesondere Umweltökonomie*  
*Postfach 101344*  
*03013 Cottbus*  
 ✉ [marie.majaura@b-tu.de](mailto:marie.majaura@b-tu.de)



# Vergleichender Einfluss der Landschaftsstruktur und landwirtschaftlicher Nutzung auf die Diversität von Vögeln und Kleinsäugetern

CHRISTOPH GAYER

*Schlagwörter: Landschaftsstruktur, Ökologische Landwirtschaft, Weizenfelder, Agrarvögel, Kleinsäugeter*

## Einleitung

Die UN Konvention zum Schutz der Biologischen Vielfalt (CBD) hatte sich zum Ziel gesetzt, den weltweiten Verlust der Biodiversität bis 2010 zu stoppen. Dieses Ziel wurde deutlich verfehlt, da das Artensterben seit Beginn der CBD Anfang der 90er Jahre kontinuierlich angehalten und seither sogar beträchtlich angestiegen ist (HARROP & PRITCHARD, 2011). Da weltweit etwa 40 % der globalen Landfläche (ASNER et al., 2004) landwirtschaftlich genutzt werden und solche Kulturlandschaften eine Vielzahl von Arten beherbergen (RIFFEL et al., 2009), kann die CBD ohne eine starke Berücksichtigung der Biodiversität der Agrarlandschaft ihre selbst gesteckten Ziele unmöglich erreichen. Hinzu kommt, dass die Konvention neben dem Schutz auch die nachhaltige Nutzung der Biodiversität zum Ziel hat. Dies macht es zwingend erforderlich die Auswirkungen der Landnutzung auf die Biodiversität zu kennen. Daher haben die Vertragsstaaten der CBD bei der Formulierung der 20 neu gesteckten Ziele bis 2020, die sogenannten Aichi Targets, auch die Agrarlandschaft in ihre Zielsetzung integriert (Aichi Target sieben: "By 2020 areas under agriculture [...] are managed [...] ensuring conservation of biodiversity").

Auf europäischer sowie der nationalen Ebene in Deutschland wird seit Anfang der 1990er Jahre versucht, die Biodiversität der Agrarlandschaft mittels Agrarumweltmaßnahmen zu fördern zuletzt (Stand 2012) mit jährlich 6,7 Mio. Euro Fördermittel allein in Deutschland (BFN, 2014). Dennoch zeigt der Indikatorenbericht zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt auf, dass der Status der Agrarbiologischen Vielfalt sich weiter verschlechtert und sich vom für 2015 gesetzten Zielwert weit entfernt hat (56 % Zielerreichungsgrad; BFN, 2014). Gerade bei den Agrarvögeln zeigt sich seit Jahrzehnten ein deutlicher Einbruch der Bestände über ganz Europa hinweg, als Folge der Intensivierung der Landwirtschaft (DONALD et al., 2001). Etwa 60 % der Rote Liste Vogelarten (weltweit) sind direkt durch landwirtschaftliche Intensivierung betroffen (NORRIS, 2008), welche sicherlich zum geschätzten europäischen Bestandsverlust von 421 Mio. Vogelindividuen über die letzten 30 Jahre erheblich beigetragen hat (INGER et al., 2015). Da sich die Intensivierung sowohl auf lokaler Ebene (z. B. erhöhter Dünger und chemischer Pestizid Einsatz) als auch auf Landschaftsebene (z. B. größere Felder, geringerer Anteil halbnatürlicher Habitats wie Feldgehölze) zeigt, bedarf es eines detaillierten Verständnisses, wie sowohl lokale als auch Landschaftsfaktoren die Biodiversität in Agrarlandschaften beeinflussen.

In zahlreichen Studien konnte bereits gezeigt werden, dass sich sowohl lokale Extensivierungsmaßnahmen wie die ökologische Landwirtschaft (z. B. BENGTSOON et al., 2005), als auch eine erhöhte Landschaftsheterogenität (BENTON et al., 2003) positiv auf die Biodiversität auswirken können. Allerdings konnte auch gezeigt werden, dass die Effektivität von Agrarumweltmaßnahmen vom Landschaftskontext abhängt (z. B. BATÁRY et al., 2011; TSCHARNT-

KE et al., 2005). Während Agrarumweltmaßnahmen innerhalb komplexer Landschaften wenig effektiv sind, zeigt sich ein erheblich positiver Einfluss für die Biodiversität bei geringer Landschaftsstruktur (BATÁRY et al., 2011; TSCHARNTKE et al., 2005). Bisher jedoch gibt es überwiegend Studien zum Einfluss der Landschaftskomposition (Anzahl und Menge von Bodenbedeckungstypen) während der Effekt von unterschiedlicher Landschaftskonfiguration (räumliche Anordnung von Bodenbedeckungstypen) kaum erforscht ist. Wenig bekannt ist beispielsweise wie sich der Einfluss der Feldgröße auf Landschaftsebene auf die Biodiversität auswirkt, obwohl sich diese vergleichsweise einfach verändern ließe durch das Aufsplitten größerer Schläge in kleinere Einheiten. Die im Vergleich zu anderen Maßnahmen gute Umsetzbarkeit macht diese Fragestellung aus Sicht des Naturschutzes besonders interessant.

Historisch entstandene Unterschiede in der Agrarpolitik zwischen der ehemaligen DDR in Ostdeutschland (Osten) und der BRD in Westdeutschland (Westen) eröffnen die Möglichkeit den Einfluss von kleinräumiger Agrarlandschaft im Westen und großräumiger Agrarlandschaft im Osten in unmittelbarer räumlicher Nachbarschaft zu vergleichen. Daher war es das Ziel dieser Forschungsarbeit gleichzeitig den Effekt der lokalen Landnutzung (ökologische vs. konventionelle Landwirtschaft) sowie der Landschaftskonfiguration (kleinräumige vs. großräumige Agrarlandschaft) auf die Abundanz und den Artenreichtum von Vögeln und Kleinsäugetern zu untersuchen. Beide Artengruppen sind wichtige Komponenten des Agrarökosystems (Beute und Konsument) und wertvolle Ökosystemdienstleister als Samenprädatoren und Samenausbreiter sowie als Konsumenten von pflanzlichen wie tierischen Schädlingen.

## Methoden

Paarweise wurden jeweils ökologisch und konventionell bewirtschaftete Winterweizenfelder in einer kleinräumigen Agrarlandschaft in Südniedersachsen (Westen) und einer großräumigen Agrarlandschaft in Nordwest Thüringen (Osten) beidseitig der früheren innerdeutschen Grenze untersucht. Neun solcher Paare befanden sich im Westen und weitere neun Paare im Osten des Untersuchungsgebietes. Insgesamt wurden somit 36 Felder beprobt. Die Größe der untersuchten Felder war im Osten mit etwa 20 ha (Tab. 1) erheblich größer als die Feldgröße im Westen mit im Mittel ca. 3 ha (Tab. 1).

Tab. 1: Mittlere Größe ( $\pm$  Standardfehler) der unterschiedlich bewirtschafteten Winterweizenfelder (n=36) im Westen und Osten des Untersuchungsgebiets.

	FELDGRÖÖE WESTEN [HA]	FELDGRÖÖE OSTEN [HA]
<b>Konventionell</b>	3.4 $\pm$ 0.4	21.7 $\pm$ 2.5
<b>Ökologisch</b>	3.1 $\pm$ 0.6	22.4 $\pm$ 4.3

Die Avifauna wurde mittels Punkt-Stopp Zählung am Feldrand und Zentrum des Feldes durchgeführt. Es wurde jeweils parallel von zwei Personen am Feldrand und Zentrum erfasst. Es wurden alle Vögel gezählt welche akustisch und visuell eindeutig identifiziert werden konnten, nur überfliegende Vögel wurden nicht gezählt. Pro Erfassungsrunde wurde in einem Aufnahmeradius von 50 m für 5 min erfasst. Insgesamt wurden zwei Aufnahmerunden zwischen Ende April und Mitte Mai 2014 in vierzehntägigen Abstand durchgeführt. Aus beiden Aufnahmerunden wurde pro Art nur diejenige mit der häufigsten Individuen Zahl für die weitere Analyse verwendet. Die Feldlerche (*Alauda arvensis*) wurde auf Grund ihrer Häufigkeit separat analysiert.

Für die Erfassung der Kleinsäuger wurden Lebendfänge mittels Ugglan Lebendfallen (240 x 60 x 90 mm) innerhalb von drei konsekutiven Nächten pro Feld zwischen Mitte Mai und Mitte Juli 2014 durchgeführt. Es wurden 2 Feldpaare (konventionell-ökologisch) pro Woche beprobt und jeweils zwischen Osten und Westen gewechselt, um zeitliche Veränderungen der Population während der neun Untersuchungswochen als systematischen Fehler auszuschließen. Pro Feld wurden drei parallele Transekte (Feldrand, 15 m innerhalb des Feldes und Feldzentrum) mit jeweils 14 Lebendfallen beprobt (n=42). Die Fallen wurden vor jeder Fangnacht mit gekörnten Haferflocken als Lockmittel bestückt. Gefangen Tiere wurden gewogen und mit einem Fellschnitt markiert, um Doppelzählungen auszuschließen.

Zur statistischen Auswertung wurden linear mixed-effect models (lme) mit Hilfe der Software R Version 3.1.1 (R CORE TEAM, 2014) berechnet und dabei das verschachtelte (nested) Studiendesign berücksichtigt.

## Ergebnisse

Es wurden insgesamt 51 Vogelarten erfasst, wobei die Feldlerche mit ca. 34 % aller Individuen klar dominierte. Sowohl die Vogelhäufigkeit (ohne Feldlerche) als auch der Artenreichtum unterschied sich nicht in signifikanter Weise zwischen den Regionen oder den Bewirtschaftungsformen (Abb. 1). Allerdings zeigte sich am Feldrand eine höhere Abundanz und Artenvielfalt wie im Zentrum des Feldes (Abb. 1). Ausnahme bilden dabei die ökologischen Felder im Westen, da bei diesen Feldern keine Abnahme der Artenvielfalt und der Abundanz der Vögel auftrat (Abb. 1).

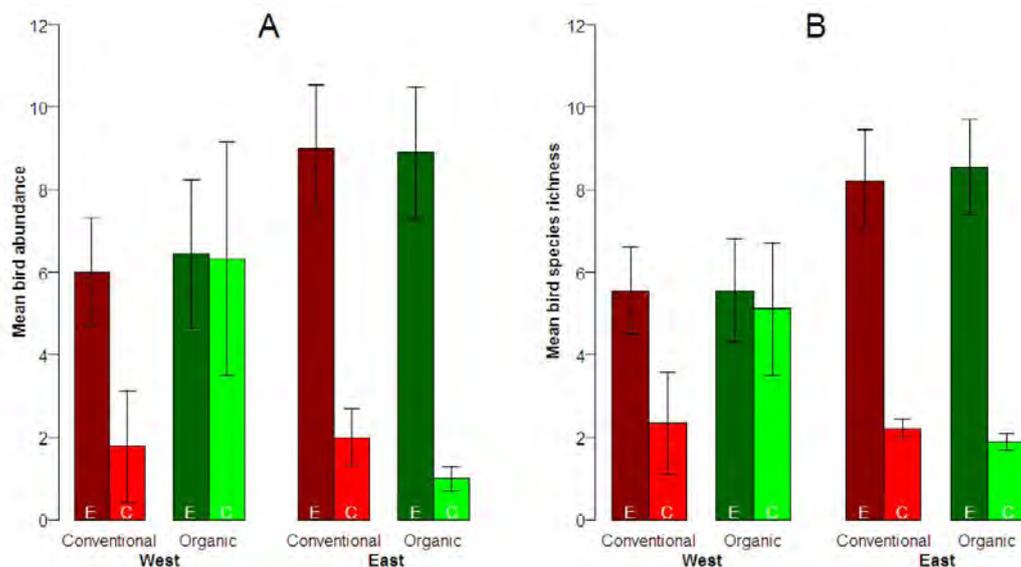


Abb. 1: Mittlere Vogelabundanz ohne die Feldlerche (A) und Artenreichtum (B) am Feldrand (E) und Feldzentrum (C) von konventionell (rot) und ökologisch (grün) bewirtschafteten Winterweizenfeldern in West-(West) und Ostdeutschland (East) (Mittelwert  $\pm$  Standardfehler). (Bitte nicht zitieren)

Für die Feldlerche als typischen Agrarvogel Art zeigte sich dagegen ein anderes Muster. Diese Art war im Osten signifikant häufiger als im Westen und auch im Feldzentrum häufiger wie am Feldrand (Abb. 2 A). Außerdem ergab sich eine signifikant positive Korrelation mit dem Anteil an Offenland im Umkreis von 500 m um das Untersuchungsfeld (Abb. 2 B).

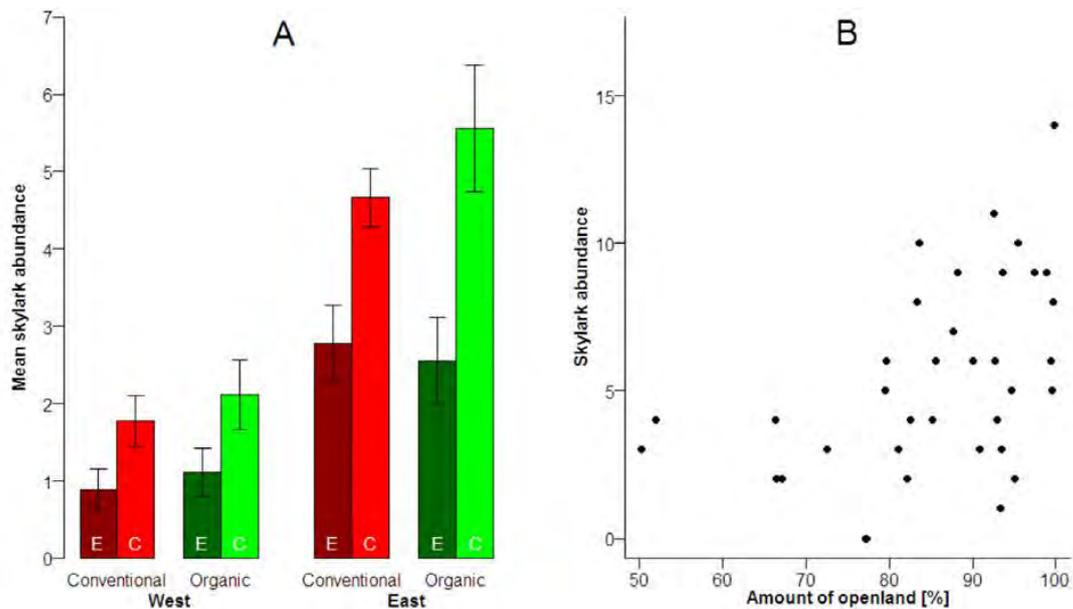


Abb. 2: Mittlere Feldlerchenhäufigkeit (A) am Feldrand (E) und Zentrum (C) von konventionell (rot) und ökologisch (grün) bewirtschafteten Winterweizen Feldern in Ost- (East) und Westdeutschland (West). Korrelation der Feldlerchenhäufigkeit pro Untersuchungsfeld und dem Offenlandanteil im Umkreis von 500 m (B). (Bitte nicht zitieren)

Bei den Kleinsäugetieren fanden sich keine signifikanten Unterschiede bezüglich der Gesamt-abundanz. Weder die untersuchten Landschafts- noch Bewirtschaftungsunterschiede zeigten hier signifikanten Einfluss (Abb. 3 A). Allerdings war der Artenreichtum am Feldrand höher wie im Zentrum (Abb. 3 B). Für die Häufigkeit einzelner Arten ergaben sich teils große Unterschiede. So war beispielsweise die Brandmaus (*Apodemus agrarius*) im Westen häufiger wie im Osten während die Spitzmäuse (*Sorex araneus*, und *Crocidura leucodon*) am Feldrand häufiger waren wie im Zentrum und sich für die Waldmaus (*Apodemus sylvaticus*) keine signifikanten Effekte zeigten. Wie bereits für die Avifauna zeigte sich auch für den Artenreichtum der Kleinsäugetiere eine Ausnahme bei den ökologisch bewirtschafteten Feldern im Westen. Nur auf solchen Flächen sank der Artenreichtum des Feldzentrums nicht ab im Vergleich zum Feldrand (Abb. 3 B).

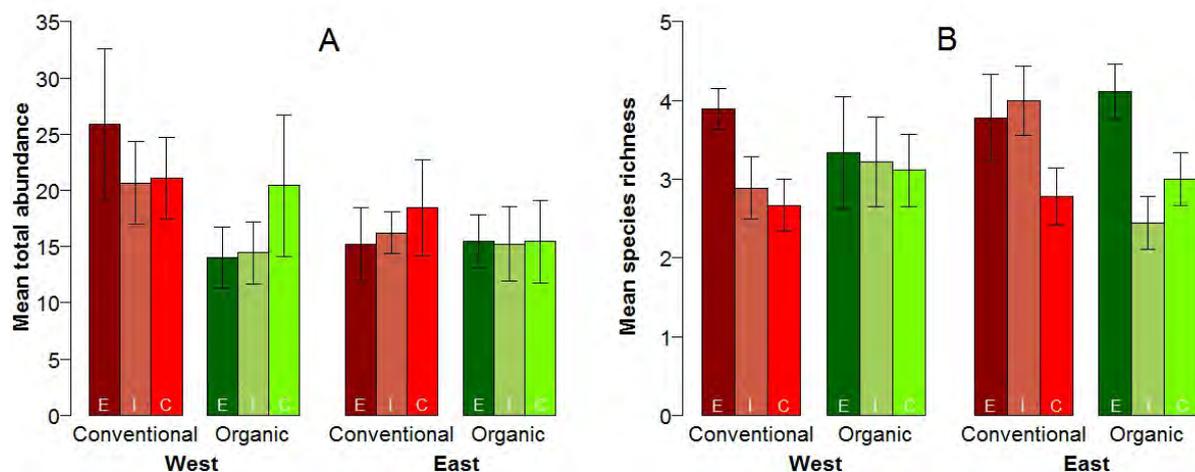


Abb. 3: Mittlere Kleinsäugetier Abundanz (A) und Artenreichtum (B) am Feldrand (E) und Feldzentrum (C) von konventionell (rot) und ökologisch (grün) bewirtschafteten Winterweizenfeldern in West- (West) und Ostdeutschland (East) (Mittelwert  $\pm$  Standardfehler). (Bitte nicht zitieren)

## Fazit

In Weizenfeldern der kleinräumigen Agrarlandschaft, welche zusätzlich ökologisch bewirtschaftet wurden, zeigte sich eine erhöhte Artenvielfalt der Vögel und Kleinsäuger im Feldzentrum. Folglich hatte nur das Zusammenwirken von Landschaftseffekten (Kleinräumigkeit) mit lokaler Nutzung (ökologische Bewirtschaftung) positive Effekte auf die Artenvielfalt von Vögeln und Kleinsäugetieren. Alleinige Effekte der Landschaft oder der Bewirtschaftung waren dagegen nicht von entscheidender Bedeutung für den Artenreichtum. Allerdings gab es auch artspezifische Unterschiede wie die Feldlerche welche eine deutliche Präferenz für Offenland zeigte und daher großräumige Agrarlandschaften bevorzugte unabhängig von der Bewirtschaftungsform.

Viele Vögel und Kleinsäuger finden in halbnatürlichen Habitaten am Feldrand wie etwa Feldgehölzen bessere Habitatbedingungen als im Feldzentrum (z. B. Freibrüter finden nur dort Nistmöglichkeiten). Das Feldzentrum wird von solchen Arten dann vor allem als Nahrungshabitat genutzt. Das Feldzentrum als Nahrungshabitat scheint dann besonders bedeutend, wenn die Distanz zwischen Feldrand und Zentrum kurz ist (kleinräumige Landschaft) und gleichzeitig das Nahrungsangebot hoch ist (ökologische Landwirtschaft).

## Mögliche Folgerung für Biodiversitätsschutz

In der Agrarlandschaft könnte durch eine Reduktion der Feldgrößen in Kombination mit einer ökologischen Bewirtschaftung dazu beigetragen werden, die Artenvielfalt zu fördern. Wenn Biodiversitätsschutzmaßnahmen geplant und durchgeführt werden, sollte sowohl der lokale wie auch regionale Kontext der Landschaft berücksichtigt werden und daran angepasst sein. Daher sollten auch die Agrarumweltmaßnahmen bei der Förderung von einzelnen landwirtschaftlichen Betrieben den landschaftlichen Kontext stärker berücksichtigen. Eine differenzierte Förderung von spezifischen Offenlandarten wie etwa der Feldlerche und genereller Förderung der Artenvielfalt scheint darüber hinaus auch sinnvoll.

## Danksagung

Ich danke besonders Peter Batary und Teja Tschardt von der Uni Göttingen für die Konzeption und Betreuung dieser Forschungsarbeit. Außerdem danke ich Kornelia Kurucz für die Unterstützung bei der Erfassung der Vögel und Kleinsäuger und Christina Fischer für ihre hilfreichen Anregungen zur Verbesserung der Forschungsarbeit.

## Literatur

- ASNER, G.P., ELMORE, A.J., OLANDER, L.P., MARTIN, R.E., HARRIS, A.T. (2004): Grazing Systems, Ecosystem Responses, and Global Change. - *Annu. Rev. Environ. Resour.* 29: 261–299. doi:10.1146/annurev.energy.29.062403.102142
- BATÁRY, P., BÁLDI, A., KLEIJN, D., TSCHARNTKE, T., (2011): Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. - *Proc. Biol. Sci.* 278, 1894–1902. doi:10.1098/rspb.2010.1923
- BENGTSSON, J., AHNSTRÖM, J., WEIBULL, A.-C. (2005): The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. - *J. Appl. Ecol.* 42: 261–269. doi:10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x
- BENTON, T.G., VICKERY, J.A., WILSON, J.D. (2003): Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? - *Trends Ecol. Evol.* 18: 182–188. doi:10.1016/S0169-5347(03)00011-9

- BFN/BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2014): Indikatorenbericht 2014 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt-Stand. - Internet:  
[http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten\\_BMU/Download\\_PDF/Naturschutz/indikatorenbericht\\_2014\\_biolog\\_vielfalt\\_bf.pdf](http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Naturschutz/indikatorenbericht_2014_biolog_vielfalt_bf.pdf), abgerufen am 19.08.2015.
- DONALD, P.F., GREEN, R.E., HEATH, M.F. (2001): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. - Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci. 268: 25–29. doi:10.1098/rspb.2000.1325
- HARROP, S.R., PRITCHARD, D.J. (2011): A hard instrument goes soft: The implications of the Convention on Biological Diversity's current trajectory. - Glob. Environ. Change, Special Issue on The Politics and Policy of Carbon Capture and Storage 21: 474–480. doi:10.1016/j.gloenvcha.2011.01.014
- INGER, R., GREGORY, R., DUFFY, J.P., STOTT, I., VOŘÍŠEK, P., GASTON, K.J. (2015): Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. - Ecol. Lett. 18: 28–36. doi:10.1111/ele.12387
- NORRIS, K. (2008): Agriculture and biodiversity conservation: opportunity knocks. - Conserv. Lett. 1: 2–11.
- R CORE TEAM (2014): R: A language and environment for statistical computing. - Vienna (R Foundation for Statistical Computing)
- RIFFEL, M., DIETZEN, C., KÜNST, C., DAY, P., SCHIANSKY, J. (2009): Agriculture and biodiversity. - Bruss. ELO.
- TSCHARNTKE, T., KLEIN, A.M., KRUESS, A., STEFFAN-DEWENTER, I., THIES, C. (2005): Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. - Ecol. Lett. 8: 857–874. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x

*Christoph Gayer*  
*Hochschule für Wirtschaft und Umwelt Nürtingen-Geislingen*  
*Fakultät für Landschafts-, Umwelt- und Stadtplanung*  
*Schelmenwasen 4-8*  
*72622 Nürtingen*  
 ✉ [christoph.gayer@hfwu.de](mailto:christoph.gayer@hfwu.de)

# Die Intensivierung im Reisanbau verändert Agrarbiodiversität und sozial-ökologische Prozesse in Südindien

LYDIA BETZ, TEJA TSCHARNTKE

*Schlagwörter: Reisökosystem, Prädatoren, Schädlinge, sozial-ökologischer Wandel, Landnutzungswandel, indigene Bevölkerung*

## Einleitung

Die vorliegende Studie befasst sich mit dem Reisanbau in Wayanad, Kerala, Südindien. Überall auf der Welt sind Landschaften der agrarischen Intensivierung ausgesetzt, um den steigenden Ressourcenbedarf der wachsenden Bevölkerung zu decken. Diese Intensivierung ist auf zwei Ebenen zu beobachten:

(1) Auf Landschaftsebene durch die Beschneidung natürlicher und naturnaher Habitate um Platz für sich ausweitende Agrarflächen zu schaffen, durch das Anlegen von Monokulturen sowie durch einen Wechsel der Feldfrüchte (MATSON 1997; TILMAN et al. 2001; Laurance 2010; HORGAN & CRISOL 2013).

(2) Auf lokaler Ebene beinhaltet landwirtschaftliche Intensivierung die Veränderung der Anbaumethoden wie beispielsweise den erhöhten Einsatz von Agrarchemikalien, die Einführung schweren Geräts und den Anbau von Hohertragsorten (SETTLE et al. 1996; PANDEY et al. 2010; HORGAN & CRISOL 2013).

Der Rückgang von Agrarbiodiversität und den mit ihre verbundenen Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen ist eine Konsequenz (ALTIERI 1999; BIANCHI et al. 2006; LU et al. 2014). Aber ein verändertes landwirtschaftliches System beeinflusst auch das sozial-ökologische System. Diese Transformationen wirken sich auch auf Kleinbauern und Eigenbedarfslandwirtschaft in den Tropen aus.

Reisanbau hat in Wayanad eine sehr lange Tradition und ist stark mit Kultur und Religion der Bevölkerung verbunden, vor allem im Falle der indigenen Bevölkerungsgruppen. Allerdings wurde beziehungsweise wird der traditionelle Reisanbau graduell intensiviert, hauptsächlich durch die Einführung chemischer Düngemittel und Insektizide, Landmaschinen und Hohertragsorten. Aufgrund der Kommerzialisierung der Landwirtschaft wird Reisland umgewandelt, um cash crops wie beispielsweise Bananen, Ingwer, Cassava oder Arekaplanten anzubauen. Des Weiteren werden immer mehr Flächen naturnaher Habitate wie strukturreiche Hausgärten zu vereinfachten Plantagen modifiziert (GEORGE & KRISHNAPRASAD 2006; SANTHOSHKUMAR & ICHIKAWA 2010; KUMAR et al. 2010).

Die vorliegende Studie beschäftigt sich sowohl mit einer ökologischen sowie einer sozial-ökologischen Fragestellungen:

1. Wie wirken sich Landschaftsstrukturen und landwirtschaftliche Anbaumethoden auf Wildkräuter-, Schädlings- und Prädatorengemeinschaften in Reisfeldern aus?
2. Wie beeinflusst Landnutzungswandel die sozial-ökologische Transformationsprozesse und landwirtschaftlichen Praktiken verschiedener indigener Gruppen?



Abb. 1: Agrarlandschaft in Wayanad.

## Methoden

Für die ökologische Studie wurden 18 Reisfelder ausgewählt. Die Bauern bewirtschafteten die Felder entweder intensiv oder wenig intensiviert. In die Analyse flossen die drei wichtigsten Bewirtschaftungsmaßnahmen ein, nämlich: die Menge der ausgebrachten Düngemittel, Verwendung von Insektiziden und Unkrautjäten. Die Reisfelder grenzten entweder an Hausgärten oder Bananenmonokulturen. Proben wurden in drei Transekten gesammelt: (1) am Rand der Feldes, nahe des angrenzenden Habitats, (2) in der Mitte des Feldes und (3) auf dem Damm des Feldes, um mögliche Randeffekte berücksichtigen zu können. Darüber hinaus wurden die Landschaftskomponenten innerhalb eines 500 m Radius um jedes Feld kartiert. Die Auswertung der Daten erfolgte mittels eines hypothesenbasierten Strukturgleichungsmodells.

Die sozial-ökologische Studie fokussierte auf die drei größten indigenen Gruppen in Wayanad: die landbesitzenden Landwirte Kuruma und Kurichya, sowie die landwirtschaftlichen Arbeiter Paniya, ohne eigenen Landbesitz. Für die Datenerhebung verwendeten wir drei methodische Werkzeuge, nämlich key informant Interviews, villige maps and seasonal calendar, und Fokusgruppendifkussionen. Zentral für diese Studie war die Entwicklung eines sozial-ökologischen Netzes, welches ein Brückenkonzept darstellt, das Erkenntnisse aus Sozial- und Naturwissenschaften integriert. Diese Methode ist ein nützliches Werkzeug um die verschiedenen Agrarsysteme in Wayanad zu illustrieren und zu vergleichen.

## Ergebnisse

In der ökologischen Studie analysierten wir die Reaktion von Wildkräutern, Schädlingen und Prädatoren in Reisfeldern auf landwirtschaftliche Intensivierung auf lokaler und Landschaftsebene. Wildkräuter, Zikaden und Spinnen wurden in den 18 oben beschriebenen Feldern gesammelt. Die Ergebnisse zeigten, dass an Reisfelder angrenzende Bananenmonokulturen Wildkräuter und Zikaden fördern. Weiterhin war die Zikadenabundanz positiv von der Dichte von grasartigen Wildkräutern beeinflusst, jedoch negativ von der Wildkrautdiversität. Gräser können eine alternative Nahrungsquelle für die Zikaden sein und, da sie mit als erste Unkräuter nach dem Bestellen der Felder diese besiedeln, die Populationen schädlicher Zika-

den begünstigen (KHAN et al. 1991; BAMBARADENIYA et al. 2004). Spinnen hingegen profitieren von der Wildkrautdiversität. Jedoch war die Beuteverfügbarkeit der wichtigste bestimmende Faktor der Spinnenpopulation; je höher die Zikadenabundanz desto höher die Spinnendabundanz und -diversität (MARC et al. 1999). Erhöhter Eintrag von Dünger hatte einen indirekten positiven Einfluss durch erhöhte Beuteabundanz und Wildkrautdiversität auf Spinnen. Spinnendiversität und -abundanz nahm mit größerer Entfernung vom Feldrand ab, was darauf hin deutet, dass die Besiedlung des Feldes vom angrenzenden Habitat beeinflusst ist (BAMBARADENIYA et al. 2004; BIANCHI et al. 2006). Die Resultate dieser Studie deuten darauf hin, dass der Reisanbau in Wayanad die Identität des angrenzenden Habitats sowie die der Wildkräuter (Gräser vs. krautige Pflanzen) berücksichtigen sollte, aber auch die Menge eingebrachten Düngers, um ein ausgeglichenes Agrarsystem zu erhalten.

Die sozial-ökologische Studie untersuchte in einer Fallstudie die multiple Bedeutung sozial-ökologischer Transformationsprozesse (BETZ et al. 2014). Für diese qualitative Studie fokussierten wir uns auf die drei größten indigenen Bevölkerungsgruppen und ihre Landwirtschaftssysteme in Wayanad. Die sozial-ökologischen Netze der drei Gemeinden zeigten, dass Landnutzungswandel und Intensivierung ein unterschiedliches Ausmaß sozial-ökologischen Wandels unter den drei indigenen Gruppen verursachen. Weiterhin werden die Gruppen von verschiedenen Faktoren beeinflusst. Beispielsweise ist die Familienstruktur der Kurichya bislang weitestgehend unbeeinflusst, während die Kuruma zunehmend nach höherer Bildung und formalen Beschäftigungen streben und die Existenzgrundlage der Paniya negativ von Abholzung betroffen ist. Diese Unterschiede sollte auch bei der Entwicklung von Programmen zur Verbesserung der Lebensumstände indigener Gruppen berücksichtigt werden.

## **Schlussfolgerung**

Zusammenfassend argumentieren wir, dass die Agrarbiodiversität in Reisanbausystemen in Wayanad hauptsächlich durch bottom-up Effekte bestimmt sind: erhöhtes Nahrungsangebot führt zu höheren Individuenzahlen in höheren trophischen Ebenen. Überdies fördern Monokulturen wie beispielsweise Bananenfelder, die Populationen von Reisschädlingen und Wildkräutern. Intensivierung auf lokaler Ebene hat nur einen geringen Effekt, was möglicherweise daraufhin deutet, dass die Intensivierung des Reisanbaus in Wayanad noch keine desaströsen Ausmaße erreicht hat. Weiterhin beeinflusst Landnutzungswandel und landwirtschaftliche Intensivierung nicht nur das ökologische System sondern bestimmt auch sozial-ökologische Transformationsprozesse indigener Bevölkerungsgruppen.

Dies weist auf die Wichtigkeit hin, ein Agrarsystem von verschiedenen disziplinären Blickwinkeln zu betrachten um auch die Zusammenhänge zwischen ökologischen und sozialen zu verstehen und so eine Nachhaltige Landnutzung zu ermöglichen.

## **Danksagung**

Wir danken 15 Bauernfamilien sowie drei Adivasi Gemeinden in Wayanad für ihre Offenheit und Zusammenarbeit. Dank an Parameswaran Prajeesh, Isabelle Kunze, T.R. Suma und Martina Padmanabhan für die produktive Zusammenarbeit sowie an Claudia Normann für Hilfe bei der statistischen Auswertung. Diese Studie war Teil der BioDIVA Nachwuchsforschungsgruppe, gefördert durch FONA - Forschung für nachhaltige Entwicklung, des BMBF.

## Literatur

- ALTIERI, M.A. (1999): The ecological role of biodiversity in agroecosystems. - *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74: 19–31.
- BAMBARADENIYA, C., EDIRISINGHE, J.P., DESILVA, D.N., C V S GUNATILLEKE, RANAWANA, K.B. & WIJEKOON, S. (2004). Biodiversity associated with an irrigated rice agro-ecosystem in Sri Lanka. - *Biodiversity and Conservation*, 13.
- BETZ, L., KUNZE, I., PRAJEESH, P., SUMA, T. R., & PADMANABHAN, M. (2014). The social-ecological web: a bridging concept for transdisciplinary research. - *Current Science* 107: 572-579.
- BIANCHI, F., BOOIJ, C. & TSCHARNTKE, T. (2006): Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. - *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society*, 273: 1715–1727.
- GEORGE, J. & KRISHNAPRASAD, P. (2006): Agrarian Distress and Farmers' Suicide in the Tribal District of Wayanad. - *Social Scientist*, 34: 70–85.
- HORGAN, F.G. & CRISOL, E. (2013): Hybrid rice and insect herbivores in Asia. - *Entomol Exp Appl*, 148, 1–19.
- KHAN, M.A., HIBINO, H., AGUIERO, V.M. & DAQUIOAG, R.D. (1991): Rice and Weed Hosts of Rice Trungro-Associated Viruses and Leafhopper Vectors. - *Plant Disease*, 75: 926–930.
- KUMAR, N.A., GOPI, G. & PRAJEESH, P. (2010): Genetic erosion and degradation of ecosystem services of wetland rice fields: a case study from Western Ghats, India. - In: LOCKIE, S. & CARPENTER, D. (ed.): *Agriculture, Biodiversity and Markets*. – London (Earthscan): 137–153.
- LAURANCE, W.F. (2010). Habitat destruction: death by a thousand cuts. In: SODHI, N.S. & EHRLICH, P.R. (ed.): *Conservation biology for all*. – Oxford (Oxford University Press): 73–87.
- LU, Z., ZHU, P., GURR, G.M., ZHENG, X., CHEN, G. & HEONG, K.L. (2014): Rice Pest Management by Ecological Engineering: A Pioneering Attempt in China. - In: HEONG, K.L., CHENG, J. & ESCALADA, M.M (ed.): *Rice Planthoppers: Ecology, Management, Socio Economics and Policy*. - Springer Netherlands: 163–180.
- MARC, P., CANARD, A. & YSNEL, F. (1999): Spiders (*Araneae*) useful for pest limitation and bioindication. - *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74: 229–273.
- MATSON, P.A. (1997): Agricultural Intensification and Ecosystem Properties. - *Science*, 277: 504–509.
- PANDEY, S., BYERLEE, D., DAWE, D., DOBERMANN, A., MOHANTY, S., ROZELLE, S. & HARDY, B. (eds.) (2010): *Rice in the Global Economy: Strategic Research and Policy Issues for Food Security*. – Manila (International Rice Research Institute)
- SANTHOSHKUMAR, A. & ICHIKAWA, K. (2010): Homegardens: Sustainable land use systems in Wayanad, Kerala, India. - In: BÉLAIR C., ICHIKAWA K., WONG B.Y. L. & MULONGOY K.J. (ed.): *Sustainable use of biological diversity in socio-ecological production landscapes: Background to the 'Satoyama Initiative for the benefit of biodiversity and human well-being'*. – Montreal (Secretariat of the Convention on Biological Diversity): 125–128.
- SETTLE, W.H., ARIAWAN, H., ASTUTI, E.T., CAHYANA, W., HAKIM, A.L. & HINDAYANA, D. et al. (1996): Managing tropical rice pests through conservation of generalist natural enemies and alternative prey. - *Ecology*, 77: 1975–1988.

TILMAN, D., FARGIONE, J., WOLFF, B., D'ANTONIO, C., DOBSON, A. & HOWARTH, R. et al. (2001):  
Forecasting agriculturally driven global environmental change. - Science, 292: 281–284.

*Lydia Betz*  
*Agrarökologie*  
*Universität Göttingen*  
*Grisebachstr. 6*  
*37077 Göttingen*  
✉ *lydiabetz@gmx.de*



# **Unterrichtsmaterial zum Thema Erhaltung der Biodiversität – Brauchen wir das? – Und wenn ja: Wo und Wie?**

CHRISTINE BÖRTITZ, SIMON CLAUSEN, CARSTEN HOBOHM

*Keywords: Erhaltung der Biodiversität, Lehrplan, Unterrichtsmaterial*

## **Einleitung**

Der Bildungsauftrag zur Erhaltung der Biodiversität hat durch die CBD (1992) immens an Bedeutung gewonnen. „Die Vertragsparteien a) fördern und begünstigen das Bewusstsein für die Bedeutung der Erhaltung der biologischen Vielfalt und die dafür notwendigen Maßnahmen sowie die Verbreitung dieser Thematik durch die Medien und ihre Einbeziehung in Bildungsprogramme; [...]“ (CBD 1992, Artikel 13).

Die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS) greift diesen Bildungsauftrag auf und spezifiziert ihn für Deutschland. Um die Bedeutung der Biologischen Vielfalt im Bewusstsein und im Handeln der Menschen zu verankern, soll u.a. das Thema Erhaltung der Biodiversität in Bildungsprogramme übernommen und „[...] Unterrichtsmaterialien [...] zur verbesserten Berücksichtigung des Themas `Biologische Vielfalt` im Unterricht [...]“ (BMU 2007, S. 88) herausgegeben werden.

## **Erhaltung der Biodiversität im Lehrplan**

Dieser Bildungsauftrag wird in den deutschen Lehrplänen unterschiedlich umgesetzt. Um dies zu verdeutlichen, überprüften die Autoren stichprobenartig die Lehrpläne der Bundesländer auf die Häufigkeit des Auftretens der Begriffe Arterhaltung, Biodiversität und Erhaltung der Biodiversität (z. B. MSB 2014, MK 2015, SMK 2004/2007/2009/2011).

Dabei kam heraus, dass diese Begriffe in den meisten Lehrplänen der Bundesländer nicht vorkommen. Es ist daher anzunehmen, dass Schülerinnen und Schüler in verschiedenen Bundesländern und Schultypen zu einem Abschluss ihrer Schullaufbahn gelangen können, ohne das Problemfeld Erhaltung der Biodiversität jemals thematisiert zu haben.

Dies liegt möglicherweise auch daran, dass die Erhaltung der Biodiversität immer auch eine ethische Dimension hat und damit eine Zwitterstellung zwischen der Biologie auf der einen Seite und gesellschaftswissenschaftlichen Aspekten - Philosophie, Ökonomie, Politik - auf der anderen Seite einnimmt. Das Thema lässt sich den klassischen Teildisziplinen der Biologie, der Evolutionskunde, der Ökologie oder anderen, daher auch nicht eindeutig zuordnen.

Wie auch immer man dies deuten mag, der Bildungsauftrag der CBD oder der Nationalen Strategie wurde bislang nicht ausreichend umgesetzt.

## **Kenntnisse von Biodiversität und deren Quellen**

Die Begriffe Biodiversität und Erhaltung der Biodiversität tauchen in den Lehrplänen nur selten auf. Dies bedeutet aber nicht, dass das Thema nicht auf anderen Wegen, beispielsweise über die Medien, thematisiert würde.

Das Thema Biodiversität ist wenigstens ansatzmäßig im Bewusstsein der Bürger angekommen. Jedoch variieren die Kenntnisse über deren Bedeutung. 76 % der Bevölkerung kennen

den Begriff Biodiversität, aber nur 40 % wissen um seine Bedeutung. 20 % gaben an, den Begriff noch nie gehört zu haben (BMUB/BfN 2014, S. 68). Diese Ergebnisse deuten auf erhebliche Wissenslücken in der Bekanntheit des Themas hin. Und das, obwohl „im Jahr 2015 [...] für mindestens 75 % der Bevölkerung die Erhaltung der biologischen Vielfalt zu den prioritären gesellschaftlichen Aufgaben“ (BMU 2007, S. 60) zählen soll. Dies zeigt sich auch in den Kenntnissen von Lehrkräften an den Schulen. Lehrkräfte haben eine hauptsächlich artenbezogene Sichtweise auf Biodiversität, sie sind sich der globalen Dimension von Biodiversität bewusst, aber unsicher über das Ausmaß ihrer Bedrohung (FIEBELKORN, MENZEL 2013). Angehenden Lehrkräften ist der Begriff Biodiversität bekannt, nicht jedoch seine Komplexität. Trotz unzureichenden Wissens sehen sie sich dazu verpflichtet, das Thema zukünftig zu unterrichten (FIEBELKORN, MENZEL 2010). Diese Unsicherheit spiegelt sich im schlechten Kenntnisstand von Schülern wider. Keiner der befragten Schüler kannte vor dem Beginn der Studie den Begriff Biodiversität (MENZEL, BÖGEHOLZ 2006).

Diese Studien zum Kenntnisstand der Biodiversität untersuchten das Verständnis von Biodiversität anhand konkreter, wissenschaftlicher Begriffsbestimmungen und Konzepte. So entsteht der Eindruck, dass die Öffentlichkeit nur wenig über Biodiversität weiß (BUIJS et al. 2008). Nicht berücksichtigt wurden in diesen Studien die individuellen Assoziationen zur Biodiversität, die auf den persönlichen Erfahrungen und Kenntnissen der Befragten beruhen, oder zu anderen Begriffen wie Naturschutz. Diese Vorstellungen sind oft reichhaltiger und umfassender, als eine reine Begriffsdefinition je sein kann (BUIJS et al. 2008).

Schule und Medien (EUROBAROMETER 2007, LINDEMANN-MATTHIES, BOSE 2008, NOVACEK 2008), Nachrichten und Dokumentationen im Fernsehen, Internet, Zeitungen und Magazine (EUROBAROMETER 2007) prägen die Kenntnisse, Vorstellungen und Assoziationen der Menschen über Biodiversität.

Die Medien präsentieren das Biodiversitätskonzept häufig nur mit einer vereinfachten, einseitigen und verzerrten Sicht auf die Natur. Sie beschränken sich hauptsächlich auf beeindruckende Landschaften, Ökosysteme und/oder Tiere (LINDEMANN-MATTHIES, BOSE 2008, NOVACEK 2008). Daraus resultiert, dass Menschen hauptsächlich die Gefährdung exotischer Ökosysteme kennen. Die wenigsten wissen, dass auch die lokale Biodiversität gefährdet ist (HUNTER, BREHM 2003). Des Weiteren konzentriert sich die Berichterstattung auf ein paar wenige, anrührende, meist exotische Arten (BALLOUARD et al. 2011), da diese einfacher das Interesse der Öffentlichkeit wecken (GENOVART et al. 2013). Es entsteht das Risiko, dass exotische Arten bekannter sind als lokale Arten (GENOVART et al. 2013). Dies zeigt sich darin, dass sich die Kenntnisse von Kindern auf ein paar wenige, exotische Arten, hauptsächlich Säugetiere, beschränken und die lokalen Arten kaum bekannt sind (BALLOUARD et al. 2011; GENOVART et al. 2013).

Schule ist allerdings nicht die wichtigste Quelle für Biodiversitätskenntnisse. Nur 5 % der Befragten gaben überhaupt Schule oder Universität als Quelle an (EUROBAROMETER 2007). Lindemann-Matthies und Bose (2008) vermuten die Ursache dafür darin, dass in den letzten Jahren die Wissenschaft der Biologie, und damit auch das Schulfach, immer mehr von Physiologie, Molekularbiologie und Genetik dominiert wird. Aus diesem Grund haben immer weniger Lehrpersonen Erfahrungen in der Feldarbeit, mit Ökologie und Biodiversität (LINDEMANN-MATTHIES, BOSE 2008).

Der Bildungsauftrag zum Thema Erhaltung der Biodiversität ist bislang vollkommen unzureichend erfüllt. Novacek (2008) meint, dass Bildung eine wichtige Strategie sei, um Kenntnisse über das Thema Biodiversität zu verbreiten. Damit diese Bildung aus den Schulen

kommen kann, werden quantitativ mehr und qualitativ gute Unterrichtsmaterialien zur Erhaltung der Biodiversität benötigt.

## **Projekt TMEUF**

TMEUF, „Teaching Material Europa University Flensburg“, ist ein gemeinsames Projekt der Abteilung Ökologie und Umweltbildung an der Europa-Universität Flensburg und der Pontificia Universidad Javeriana in Bogotá/Kolumbien. TMEUF verfolgt das Ziel, den Bekanntheitsgrad des Themas Erhaltung der Biodiversität zu vergrößern und damit den Bildungsauftrag der Biodiversitätskonvention und der NBS zu unterstützen. Dazu stellt das Projekt auf einer Homepage kostenfrei Unterrichtsmaterialien zur Erhaltung der Biodiversität für alle Klassenstufen und Schularten zur Verfügung. Um eine möglichst große und internationale Nutzergruppe zu erreichen, bietet die Homepage Informationen und Unterrichtsmaterialien sowohl in deutscher als auch in englischer Sprache an.

Der Aufbau orientiert sich an der Homepage der Europa-Universität Flensburg sowie an einer leichten Auffindbarkeit des Unterrichtsmaterials. Es entstand ein selbsterklärendes Schema, dessen Aufbau sich an einem zielorientierten, hierarchischen Denken orientiert. Jedem Unterrichtsmaterial sind drei Merkmale zugewiesen: Zielgruppe/Lernende; Fächer/Themen; Unterrichtsmaterial. Jedes Merkmal setzt sich aus drei Kategorien zusammen: Zielgruppe/Lernende aus Primarstufe, Sekundarstufe und Hochschule; Fächer/Themen aus Ökosysteme/Habitate, bedrohte Arten und praktische Maßnahmen; Unterrichtsmaterial aus Informationen/Geschichten, Übungen und Projekte. Um an die Unterrichtsmaterialien zu gelangen, ist für jedes Merkmal je eine Kategorie auszuwählen. Nach erfolgter Auswahl, z. B. Primarstufe – Bedrohte Arten – Übungen, werden alle vorhandenen Materialien angezeigt. Wählt man ein Material aus, findet man auf der jeweiligen Materialseite eine Kurzzusammenfassung des Materialinhalts sowie das komplette Unterrichtsmaterial.

Die Homepage wird ab Ende des Jahres 2015 unter der URL <http://www.uni-flensburg.de/tmeuf> erreichbar sein.

## **Qualitätsbestimmung vorhandener Unterrichtsmaterialien**

Eine weitere unterstützende Maßnahme für die Umsetzung des Bildungsauftrags ist, die Qualität vorhandener Unterrichtsmaterialien zur Erhaltung der Biodiversität einzuschätzen und Empfehlungen auszusprechen.

Es soll die These überprüft werden, ob die Qualität des kostenfrei verfügbaren Unterrichtsmaterials zum Thema Erhaltung der Biodiversität im Internet ausreichend ist, um den Bildungsauftrag zur Erhaltung der Biodiversität zu fördern. Zur Überprüfung dieser These wird ein Bewertungsraster entwickelt, das die Qualität von Unterrichtsmaterialien zur Erhaltung der Biodiversität bewertet.

Da für alle Arten von Unterrichtsmaterial ähnliche Qualitätsmerkmale gelten, wird bei der Erstellung der Bewertungskriterien auf bestehende Bewertungsraster und Beurteilungskriterien anderer Fachrichtungen zurückgegriffen (vgl. FUNK 2004, REVIS 2005, VERBRAUCHER-ZENTRALE BUNDESVERBAND E.V. 2014). Diese werden an die Belange des Faches Biologie angepasst. Die Bearbeiter beschränken sich auf Merkmale, die großen Einfluss auf die Qualität des Materials haben. Bewertet werden die Stärken und Mängel der Unterrichtsmaterialien hinsichtlich Methodik und Didaktik, fachlichem Inhalt und formaler Gestaltung.

Schwerpunkt bei der Bewertung der Methodik und Didaktik sind klar erkennbare Lernziele, auf die Zielgruppe abgestimmte Aufgaben sowie vielseitige und differenzierte Arbeitsaufträge. Im Abschnitt 'fachlicher Inhalt' liegt der Fokus auf einer sachlich richtigen Darstellung der Inhalte, einer logischen Struktur sowie der Widerspruchsfreiheit des Materials. Eine gute formale Gestaltung erleichtert das Verständnis des Unterrichtsstoffes. In der Bewertung kommt es daher auf eine gute inhaltliche Strukturierung und Gliederung, eine ansprechende und zielgruppengerechte grafische Gestaltung sowie sprachliche Korrektheit an.

Die Bewertung der einzelnen Kriterien erfolgt über eine Likert-Skala. Ergänzend werden Ausschlusskriterien formuliert, die angeben, ab wann ein Material nicht mehr für die Verwendung im Unterricht geeignet ist. Dazu zählt, dass das Unterrichtsmaterial nichts mit der Erhaltung der Biodiversität zu tun hat, erhebliche fachliche Mängel aufweist oder die Inhalte politisch nicht korrekt und diskriminierend dargestellt werden.

## **Ausblick**

Die Homepage wird voraussichtlich Ende des Jahres online gehen. Es sollen Rückschlüsse auf die Nutzung der Homepage gezogen werden. Der Kriterienkatalog wird auf die im Internet kostenfrei verfügbaren sowie die von Studierenden im Rahmen des Projektes TMEUF erstellten Unterrichtsmaterialien zur Erhaltung der Biodiversität angewendet werden. Anschließend werden Empfehlungen ausgesprochen. Mit ersten Ergebnissen ist zum Jahresende 2015 zu rechnen.

## **Literaturverzeichnis**

- BALLOUARD, J.-M., BRISCHOUX, F., BONNET, X. (2011): Children Prioritize Virtual Exotic Biodiversity over Local Biodiversity. - PLOS ONE 6 (8): e23152.  
doi:10.1371/journal.pone.0023152
- BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hrsg.) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. - 3. Aufl. - 2011: Berlin
- BMUB/BFN – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, BAU UND REAKTORSICHERHEIT, BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (2014): Naturbewusstsein 2013: Bevölkerungsumfrage zu Natur und biologischer Vielfalt. - Berlin
- BUIJS, A., FISCHER, A., RINK, D., YOUNG, J. C. (2008): Looking beyond superficial knowledge gaps: Understanding public representations of biodiversity. - International Journal of Biodiversity Science and Management 4: 65-80
- CBD (1992): Übereinkommen über die biologische Vielfalt (engl.: Convention on Biological Diversity CBD). Übersetzung BMU 1992.  
[http://www.dgvr.de/fileadmin/user\\_upload/DOKUMENTE/UN-Dokumente\\_zB\\_Resolutionen/UEbereinkommen\\_ueber\\_biologische\\_Vielfalt.pdf](http://www.dgvr.de/fileadmin/user_upload/DOKUMENTE/UN-Dokumente_zB_Resolutionen/UEbereinkommen_ueber_biologische_Vielfalt.pdf) (Zugriff 16.08.2015)
- EUROBAROMETER (2007): Attitudes of Europeans towards the issue of biodiversity 2007: Analytical report. Flash Eurobarometer 219. - The Gallup Organisation
- FIEBELKORN, F., MENZEL, S. (2010): Biodiversität unterrichten: Die Perspektive angehender Biologie-Lehrer – Ein interkultureller Vergleich. - In: Feit, U., Korn, H. (Hrsg.) (2010): Treffpunkt Biologische Vielfalt IX. Interdisziplinärer Forschungsaustausch im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. - Bonn (BfN) (BfN-Skripten 265): 167-173

- FIEBELKORN, F., MENZEL, S. (2013): Student Teachers' Understanding of the Terminology, Distribution, and Loss of Biodiversity: Perspectives from a Biodiversity Hotspot and an Industrialized Country. - *Research in Science Education* 43: 1593-1615
- FUNK, H. (2004): Qualitätsmerkmale von Lehrwerken prüfen – ein Verfahrensvorschlag. - *Babylonia* 3: 41-47
- GENOVART, M., TAVECCHIA, G., ENSEÑAT, J. J., LAIOLO P. (2013): Holding up a mirror to the society: Children recognize exotic species much more than local ones. - *Biological Conservation* 159: 484-489
- HUNTER, L. M., BREHM, J. (2003): Qualitative Insight Into Public Knowledge of, and Concern With, Biodiversity. - *Human Ecology* 31 (2): 309-320
- LINDEMANN-MATTHIES, P., BOSE, E. (2008): How Many Species Are There? Public Understanding and Awareness of Biodiversity in Switzerland. - *Human Ecology* 36: 731-742
- MENZEL, M., BÖGEHOLZ, S. (2006): Vorstellungen und Argumentationsstrukturen von Schüler(inne)n der elften Jahrgangsstufe zur Biodiversität, deren Gefährdung und Erhaltung. - *Zeitschrift für Didaktik der Naturwissenschaften* 12: 199-217.
- MSB - MINISTERIUM FÜR SCHULE UND BERUFSBILDUNG DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (Hrsg.) (2014): Fachanforderungen Naturwissenschaften – Allgemein bildende Schulen Sekundarstufe I. – Kiel (Ministerium für Schule und Berufsbildung des Landes Schleswig-Holstein)
- MK - NIEDERSÄCHSISCHES KULTUSMINISTERIUM (Hrsg.) (2015): Kerncurriculum für die Realschule Schuljahrgänge 5 – 10 Naturwissenschaften. – Hannover (Niedersächsisches Kultusministerium)
- NOVACEK, M.J. (2008): Engaging the public in biodiversity issues. - *PNAS* 105 (1): 11571-11578
- REVIS (2005): REVIS Modellprojekt. Reform der Ernährungs- und Verbraucherbildung in Schulen. - Schlussbericht für das Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, Paderborn. [http://www.evb-online.de/evb\\_revis\\_schlussbericht.php](http://www.evb-online.de/evb_revis_schlussbericht.php) (Zugriff 16.08.2015)
- SMK - SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR KULTUS (Hrsg.) (2004/2007/2009/2011): Lehrplan Gymnasium – Biologie. – Dresden (Sächsisches Staatsministerium für Kultus)
- VERBRAUCHERZENTRALE BUNDESVERBAND E.V. (2014): Materialkompass. Kriterien zur Bewertung von Unterrichtsmaterialien in der Verbraucherbildung. - Verbraucherzentrale Bundesverband e.V. <http://www.verbraucherbildung.de/bewertungskriterien.html> (Zugriff 16.08.2015).

*Christine Börtitz & Dr. Simon Clausen & Prof. Dr. Carsten Hobohm*  
*Europa-Universität Flensburg*  
*Abteilung Ökologie*  
*Auf dem Campus 1*  
*24943 Flensburg*  
 ✉ [christine.boertitz@uni-flensburg.de](mailto:christine.boertitz@uni-flensburg.de)  
 ✉ [simon.clausen@uni-flensburg.de](mailto:simon.clausen@uni-flensburg.de)  
 ✉ [hobohm@uni-flensburg.de](mailto:hobohm@uni-flensburg.de)



# Die Rolle von Lehreremotionen in der Bildung für Nachhaltige Entwicklung (BNE) unter besonderer Berücksichtigung von Biodiversitätsaspekten

ALEXANDER BÜSSING, CLAUDIA MICHAILIDIS, SUSANNE MENZEL

*Schlagwörter: Emotionen, Lehreremotionen, Schulpsychologie, Lehrerbildung, Bildung für Nachhaltige Entwicklung (BNE)*

## 1 Einleitung

Die Convention on Biological Diversity (CBD) stellt Bildung als zentrales Mittel zum Schutz der biologischen Vielfalt heraus (UNITED NATIONS, 1992). Die nationale Strategie zur biologischen Vielfalt wird diesem Anspruch entsprechend mit der Zuweisung eines eigenen Aktionsfeldes Bildung und Information gerecht (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2007). Eine konkrete Maßnahme in diesem Aktionsfeld stellt die „Intensivierung der Fortbildung von Lehrenden im Hinblick auf biologische Vielfalt“ dar (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2007).

Für die geforderte Verstärkung der Kompetenzen von Lehrenden ist das Verständnis von Einflussfaktoren auf den Unterricht zentral. Als ein wichtiger Faktor des alltäglichen Handelns haben sich dabei Emotionen herausgestellt (DAMASIO, 2008). Daher wird ihnen auch in der schulpsychologischen Forschung immer mehr Aufmerksamkeit geschenkt (PEKRUN & LINNENBRINK-GARCIA, 2014). Dies betrifft in besonderem Maße die Lehreremotionen (KELLER, FRENZEL, GOETZ, PEKRUN, & HENSLEY, 2014; SUTTON & WHEATLEY, 2003).

Die große Bedeutung von Emotionen wurde auch im Kontext nachhaltiger Entwicklung nachgewiesen (KALS & MAES, 2002; LITTLEDYKE, 2008; OJALA, 2013). So geht eine engere emotionale Bindung an die Natur mit einer größeren Umweltschutzbereitschaft einher (HINDS & SPARKS, 2008; MÜLLER, KALS, & PANSA, 2009). Zudem gibt es einen bestätigten Effekt von situationalen Emotionen wie Interesse, Well-Being und Langeweile auf die Umweltschutzbereitschaften von Schülerinnen und Schülern (FRÖHLICH, SELLMANN, & BOGNER, 2013). Des Weiteren konnte eine Verbindung von Emotionen zu Werten festgestellt werden (NELISSEN, DIJKER, & VRIES, 2007), wodurch weitere Auswirkungen von Emotionen auf Umweltschutzbereitschaften entstehen (MENZEL & BÖGEHOLZ, 2010; STERN, 2000). Gleichzeitig wird diesen affektiven Aspekten in der umweltpsychologischen Forschung jedoch bislang ungenügend Aufmerksamkeit in der Forschung geschenkt (OJALA, 2013; POOLEY & O’CONNOR, 2000).

Während zu einigen konkreten Inhalten der Bildung für Nachhaltige Entwicklung (BNE) bereits Kenntnisse über Lehreremotionen und deren Einflüsse bestehen (bspw. LOMBARDI & SINATRA, 2013 zum Thema Klimawandel), ist dies in Bezug auf Biodiversität nicht der Fall. Daher wurden in der hier vorgestellten Studie die Emotionen erfasst, über die Lehrerinnen und Lehrer sowohl gegenüber dem Thema Biodiversität im Kanon biologischer Themenfelder, als auch in Bezug auf das Unterrichten dieses Themas verfügen.

## 2 Theoretischer Hintergrund

Emotionen können als eine Kombination von physiologischen sowie psychologischen Komponenten betrachtet werden. Angelehnt an die Appraisal-Theorie findet dabei ausgehend von einem Ereignis eine Bewertung („Appraisal“) dieses Ereignisses statt (SHUMAN & SCHERER, 2014). Diese Bewertung wirkt sich dann auf die physiologische Aktivität, die Aktionstendenz sowie den motorischen Ausdruck aus; Faktoren, die sich wiederum ebenfalls untereinander beeinflussen können. Im Rahmen der Appraisal-Theorie kann die Summe dieser Vorgänge als das psychologische Konzept Emotion bezeichnet werden. Menschen können über diese empfundenen Emotionen berichten.

Emotionen können sich auf eine konkrete Situation („state emotions“) oder auf eine generelle Neigung („trait emotions“) beziehen (FRÖHLICH et al., 2013; SHUMAN & SCHERER, 2014). Aufgrund des Designs dieser Studie beziehen sich alle dargestellten Emotionen auf die generellen Neigungen (also trait emotions), da keine Emotionen in konkreten Unterrichtssituationen abgefragt wurden.

## 3 Forschungsfragen

Die Kenntnis der Effekte von Lehreremotionen führen zu der Frage, welche Auswirkungen diese im Kontext von Biodiversität für eine Bildung für Nachhaltige Entwicklung (BNE) besitzen. Um den bisher beschriebenen Forschungsdesiderata nachzugehen wurden folgende Forschungsfragen formuliert:

**Forschungsfrage 1:** Welche Emotionen berichten Lehrerinnen und Lehrer aus ihrem Biologieunterricht?

**Forschungsfrage 2:** Welche Emotionen berichten Lehrerinnen und Lehrer gegenüber dem Thema Biodiversität?

**Forschungsfrage 3:** Welche Auswirkungen entstehen aus den selbstberichteten Emotionen von Lehrerinnen und Lehrern für den Unterricht in Kontexten nachhaltiger Entwicklung und der Biodiversität?

## 4 Methode

In der vorliegenden Studie handelt es sich um einen qualitativen explorativen Ansatz. Eine qualitative Forschungsarbeit ermöglicht das Aufdecken detaillierter Argumentationsstrukturen, was mit quantitativen Methoden nur begrenzt möglich wäre (SMITH-SEBASTO, 2000). Im Rahmen der präsentierten Studie wurden daher fünf semi-strukturierte qualitative Interviews durchgeführt. Die Interviews erstreckten sich dabei über eine Länge zwischen 49 und 76 Minuten. Die untersuchte Stichprobe setzt sich aus Lehrerinnen und Lehrern zusammen, die alle an Gymnasien im Bundesland Niedersachsen unterrichten (vgl. Tab. 1). Die ausgewählte Gelegenheitsstichprobe wurde dabei nach dem Kriterium Berufserfahrung (viel/wenig) geschichtet (ROBINSON, 2014).

Tab. 1: Übersicht über die Stichprobe. Die Namen wurden aufgrund der Wahrung der Anonymität der Befragten geändert.

Name	Angegebene Berufserfahrung	Zweifach
Herr Müller	10 Jahre	Deutsch
Frau Krüger	6 Jahre	Chemie
Frau Petersen	9 Jahre	Religion
Frau Meyer	16 Jahre	Deutsch
Herr Sonnenberg	40 Jahre	Erdkunde & Politik

Inhaltlich umfasste der aufgestellte Interviewleitfaden dabei drei große Themengebiete: Den Beginn stellte ein allgemeiner Probandenteil dar, in dem verschiedene biografische Parameter erfragt wurden. Diesem folgte ein Teil mit allgemeinen Emotionen im Biologieunterricht, um die Erkenntnisse des letzten, speziellen Emotionsteil in Bezug setzen zu können. In diesem abschließenden speziellen Emotionsteil wurden sowohl themenspezifische Emotionen gegenüber der Biodiversität, als auch generell der Bildung für Nachhaltige Entwicklung erfasst.

Für die Auswertung wurden die zuvor auf Tonbandgeräten aufgenommenen Interviews transkribiert und anschließend redigiert (GROPENGBER, 2008). Die Codierung der Interviews wurde mittels der Software MAXQDA 11 nach der qualitativen Inhaltsanalyse nach Mayring (2015) durchgeführt. Das Codesystem wurde dabei hauptsächlich deduktiv vom Geneva Emotion Wheel abgeleitet (SHUMAN & SCHERER, 2014). Dieses stellt die Bandbreite der möglichen menschlichen Emotionen in Bezug auf die beiden Dimensionen Valenz (gut/schlecht) bzw. Kontrolle (viel/wenig) dar (SCHERER, SHUMAN, FONTAINE, & SORIANO, 2013). An geeigneten Stellen wurde das Codesystem induktiv erweitert (MAYRING, 2015).

## 5 Ergebnisse

### 5.1 Allgemeine Emotionen im Unterricht

Im Rahmen der Interviews wurden positive Emotionen in Bezug auf den Biologieunterricht genannt, wie beispielsweise Freude, Interesse oder Sympathie:

*„[Spontan würde ich als häufige Unterrichtsemotionen berichten die] Freude, [...] denn ich finde mein Fach spannend und [...] jedes Mal, wenn ich mich vorbereite, finde ich irgendwelche neuen Dinge, die mir neue Zusammenhänge erschließen, woran ich Freude habe.“ – Frau Krüger*

*„[...] [Aber] ich freu mich [zum Beispiel oder empfinde Stolz] [...] wenn ich wahrnehme, dass Schüler allgemein über sich hinaus wachsen. Wenn zum Beispiel jemand der sonst wenig sagt, sich plötzlich reinhängt und sich meldet. [...]“ – Frau Petersen*

In Bezug auf negative Emotionen werden Enttäuschung, Ärger aber auch Langeweile genannt:

*„Die es noch nicht gelernt haben sich [...] in eine Gemeinschaft einzufügen. Ich sage mal ganz verkürzt, dauernd stören. Und die sind jetzt in der Klasse fünf, [...] Dass die einfach nur ruhig sind und nicht so viel dazwischen quatschen.“ – Herr Sonnenberg*

*„Weil da die Rollen schon so verfestigt sind, dass klar ist, wenn der den Kommentar macht, muss ich mindestens lachen oder den gleichen Kommentar machen und das auch wieder positiv verstärken und dann geht das vier-, fünfmal durch die Klasse. [...] Darüber bin ich wütend [und auch frustriert].“ – Herr Müller*

Die befragten Lehrerinnen und Lehrer berichten also sowohl positive als auch negative Emotionen aus ihrem Unterricht, die zum einen mit fachlichen, zum anderen mit sozialen Ursprüngen erklärt werden.

## **5.2 Emotionen gegenüber dem Thema Biodiversität**

Die Lehrerinnen und Lehrer verstanden den Begriff Biodiversität vor allem als Synonym zu Artenvielfalt:

*„[...] Ja, [ich kenne den Begriff der] Biodiversität [und es] heißt übersetzt Artenvielfalt [...].“ – Frau Petersen*

Biodiversität wurde als ein für die Schule zentrales Thema herausgestellt, gleichzeitig jedoch die ungenügende Anerkennung angemerkt:

*„Weil ich [...] einfach denke, dass es ein sehr, sehr wichtiges Thema ist, was aber in anderen Kreisen [...] nicht bewusst ist [...].“ – Frau Krüger*

In Bezug auf die Emotionen gegenüber der Thematik Biodiversität wurden Worte wie Faszination, Begeisterung, Bewunderung und Ehrfurcht genannt:

*„[...] [Emotional empfinde ich gegenüber der Biodiversität] [...] Bewunderung [...] und [es ist etwas,] was ich für erhaltenswert halte und schützenswert und förderungswürdig [...].“ – Herr Müller*

*„[Meine] Emotionen gegenüber Biodiversität [sind] Ehrfurcht [...].“ – Frau Krüger*

## **5.3 Bezug auf den Unterricht**

Auf die Frage, wie die positiven Emotionen gegenüber der Biodiversität in den Unterricht getragen werden könnten, berichteten die Lehrerinnen und Lehrer gewisse Probleme:

*„Ja, [...] [die Durchführung hat] auch gerade nicht so doll geklappt. Also da [...] hinkt das etwas [...] hinter der Bewunderung hinterher. Das war eher Alltag.“ – Herr Müller*

Die benannten Probleme wurden dabei auf das Zeitproblem zurückgeführt, im Unterricht alles umsetzen zu müssen, was in curricularen Vorgaben gefordert wird:

*„Das Problem ist ja eher [...] wie ist insgesamt die Curriculumsumfülle. Was muss man alles inhaltlich schaffen? Und da ist halt Biodiversität ein Baustein in einem riesen Heer von Bausteinen. Und das hat halt nicht so den Rahmen.“ – Frau Petersen*

Auf die Frage, welche Effekte es von Lehreremotionen auf den Unterricht gibt, antworteten die Lehrerinnen und Lehrer zustimmend, dass Schüler die Emotionen von Lehrenden wahrnehmen würden, und den Unterricht beeinflussen:

*„Ja, [meine Schüler nehmen meine Emotionen wahr].“ – Frau Krüger*

Nachgefragt, ob diese Effekte auch gezielt eingesetzt wurden, wurden differenziertere Antworten gegeben:

*„Also, ich setzte es gezielt ein, um bei Schülern Emotionen auszulösen, versuche ich zumindest. [...] Aber jetzt bei mir würde ich eher sagen, [...] nein, ich setzte Emotionen nicht gezielt ein, sondern versuche die so weit zu dämpfen, um den Schülern eben den Raum zu lassen. Denn wenn ich mit meinen Emotionen da den Klassenraum überschwemme, haben die Schüler keinen Platz mehr und ich denke, die Klassenräume sind in erster Linie für Schüler da und ihre Emotionen und Probleme und so weiter.“ – Frau Krüger*

## 6 Diskussion

Um gelingenden Unterricht zu beschreiben ist es zunächst einmal wichtig, die allgemeinen, nicht themenspezifischen Unterrichtsemotionen zu beschreiben, um die darauffolgenden Emotionen zum Thema Biodiversität einordnen zu können. Wie in den Ergebnissen dargestellt wurde, berichteten die befragten Lehrerinnen und Lehrer in Bezug auf ihren allgemeinen Unterricht gemischte Emotionen, was mit Erkenntnissen aus der Literatur übereinstimmt (MEVARECH & MASKIT, 2015). Die Emotionen werden dabei zum einen auf fachliche, zum anderen auf soziale Gründe zurückgeführt. In Bezug auf die soziale Komponente des Unterrichts wird in Übereinstimmung mit der Literatur deutlich, dass immer dann negative Emotionen hervorgerufen werden, wenn das in der jeweiligen Situation wahrgenommene Schülerverhalten nicht mit den erwünschten Vorstellungen der Lehrerinnen und Lehrer übereinstimmt (FRENZEL, 2014). Als Beispiel hierfür können Unterrichtsstörungen genannt werden, bei denen das gewünschte Schülerverhalten (Ruhe und Aufmerksamkeit) nicht mit dem wahrgenommenen Schülerverhalten (Störung und Unaufmerksamkeit) übereinstimmt. Dies wurde in der vorliegenden Studie bestätigt.

In Bezug auf das Thema Biodiversität berichteten die befragten Lehrerinnen und Lehrer vor allem positive Emotionen. Auffällig war dabei jedoch das teilweise verkürzte Verständnis des Begriffes Biodiversität. Die Lehrerinnen und Lehrer verstanden dabei den Begriff Biodiversität als reine Artenvielfalt, was der wissenschaftlichen Definition des Konzeptes nicht entspricht. Fiebelkorn und Menzel (2013) kamen zu einem vergleichbaren Ergebnis, was die Wichtigkeit von Fortbildungsmöglichkeiten für Lehrerinnen und Lehrer zu Biodiversitätsthemen unterstreicht (FIEBELKORN & MENZEL, 2013). Interessant wäre hierbei auch die Frage, ob die empfundenen Emotionen in einem Zusammenhang mit dem Wissen über das Phänomen Biodiversität stehen. Letzteres konnte in Bezug auf den Klimawandel schon bestätigt werden (LOMBARDI & SINATRA, 2013). Diese Frage sollte in weiteren Forschungsansätzen geklärt werden.

Auf das Unterrichten biodiversitätsbezogener Themen bezogen kann von einer grundlegenden Aufgeschlossenheit der befragten Lehrenden gesprochen werden, die sowohl gegenüber dem generellen Konzept, als auch dem Unterrichten besteht. Gleichzeitig kritisierten die Lehrerinnen und Lehrern jedoch die ungenügende Abdeckung des Themas in curricularen Vorgaben, die sich bei einem Blick in die Bildungsstandards bestätigt: Von den sieben Bildungsstandards des Kompetenzbereiches Bewertung beziehen sich nur zwei explizit auf nachhaltige Entwicklung, während Biodiversität bzw. biologische Vielfalt keine Erwähnung findet (KMK, 2005).

Selbstberichte können einem starken Bias unterliegen (KELLER et al., 2014; PEKRUN & BÜHNER, 2014), daher kann gerade in der Interviewsituation die von den befragten Lehrerinnen und Lehrern empfundene soziale Erwünschtheit für eine Verzerrung der Ergebnisse gesorgt haben. Um diesen Zusammenhang näher zu beleuchten wäre eine Erweiterung des Methodenspektrums sehr interessant, wobei sich für die Erforschung des Problems der sozialen Erwünschtheit vor allem die Einbeziehung von Fremdeinschätzungen beziehungsweise objektiveren Daten empfehlen würde (BELLOCCHI, 2015). Durch eine quantitative Erweiterung der Daten wäre zudem eine Triangulierung der bisherigen qualitativen Erkenntnisse mit den zu erhebenden quantitativen Daten möglich, was gerade beim vielschichten Untersuchungsgegenstand Emotionen sehr vielversprechend erscheint (JOHNSON & ONWUEGBUZIE, 2004; TRAFIMOW, 2014).

Lehrerinnen und Lehrer besitzen also gegenüber der Biodiversität generell positive Emotionen, sehen sich jedoch im Schulalltag mit gewissen Problemen bei der Umsetzung konfron-

tiert. Abgesehen von den berichteten Einschränkungen kann von einem interessanten Ergebnis gesprochen werden, das weitere spannende Erkenntnisse über die Auswirkungen von Emotionen auf den Biologieunterricht in Kontexten nachhaltiger Entwicklung erwarten lässt.

## 7 Literatur

- BELLOCCHI, A. (2015): Methods for Sociological Inquiry on Emotion in Educational Settings. - *Emotion Review*, 7: 151–156.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. - Berlin.
- DAMASIO, A. (2008): *Descartes' error: Emotion, reason and the human brain*. - New York (Random House).
- FIEBELKORN, F., & MENZEL, S. (2013): Student Teachers' Understanding of the Terminology, Distribution, and Loss of Biodiversity: Perspectives from a Biodiversity Hotspot and an Industrialized Country. - *Research in Science Education*, 43: 1593–1615.
- FRENZEL, A.C. (2014): Teacher emotions. - In: R. PEKRUN & L. LINNENBRINK-GARCIA (Hrsg.): *International handbook of emotions in education*. - New York and London (Routledge): 494-519.
- FRÖHLICH, G., SELLMANN, D., & BOGNER, F.X. (2013): The influence of situational emotions on the intention for sustainable consumer behaviour in a student-centred intervention. - *Environmental Education Research*, 19: 747–764.
- GROPENGEIßER, H. (2008): Qualitative Inhaltsanalyse in der fachdidaktischen Lehr-Lernforschung. - In: P. MAYRING & M. GLÄSER-ZIKUDA (Hrsg.): *Beltz Pädagogik. Die Praxis der Qualitativen Inhaltsanalyse*. - Weinheim (Beltz): 172-189
- HINDS, J., & SPARKS, P. (2008): Engaging with the natural environment: The role of affective connection and identity. - *Journal of Environmental Psychology*, 28: 109–120.
- JOHNSON, R.B., & ONWUEGBUZIE, A.J. (2004): Mixed methods research: A research paradigm whose time has come. - *Educational researcher*, 33: 14–26.
- KALS, E., & MAES, J. (2002): Sustainable Development and Emotions. - In: P. SCHMUCK & W.P. SCHULTZ (Hrsg.): *Psychology of Sustainable Development*. - Dordrecht (Kluwer Academic Publishers): 97-122.
- Keller, M. M., Frenzel, A. C., Goetz, T., Pekrun, R., & Hensley, L. (2014): Exploring teacher emotions: A literature review and an experience sampling study. - In: Paul W. Richardson . (Hrsg.): *Teacher motivation : theory and practice* (69–82). New York [u.a.] (Routledge).
- KMK (2005): *Bildungsstandards im Fach Biologie für den Mittleren Schulabschluss*. - Berlin (Luchterhand).
- LITTLEDYKE, M. (2008): Science education for environmental awareness: approaches to integrating cognitive and affective domains. - *Environmental Education Research*, 14: 1–17.
- LOMBARDI, D., & SINATRA, G.M. (2013): Emotions about Teaching about Human-Induced Climate Change. - *International Journal of Science Education*, 35: 167–191.
- MAYRING, P. (2015): *Qualitative Inhaltsanalyse: Grundlagen und Techniken*. - 12. Aufl. - Weinheim/Basel (Beltz).

- MENZEL, S. & BÖGEHOLZ, S. (2010): Values, beliefs and norms that foster Chilean and German pupils' commitment to protect biodiversity. - *International Journal of Environmental and Science Education*, 5: 31–49.
- MEVARECH, Z.R. & MASKIT, D. (2015): The teaching experience and the emotions it evokes. - *Social Psychology of Education*, 18: 241-253.
- MÜLLER, M.M., KALS, E. & PANSA, R. (2009): Adolescents' emotional affinity toward nature: A cross-societal study. - *Journal of Developmental Processes*, 4: 59–69.
- NELISSEN, R.M., DIJKER, A.J., & VRIES, N.K. DE (2007): Emotions and goals: Assessing relations between values and emotions. - *Cognition and Emotion*, 21: 902–911.
- OJALA, M. (2013): Emotional Awareness: On the Importance of Including Emotional Aspects in Education for Sustainable Development (ESD). - *Journal of Education for Sustainable Development*, 7: 167–182.
- PEKRUN, R. & BÜHNER, M. (2014): Self-report measures of academic emotions. - In: R. PEKRUN & L. LINNENBRINK-GARCIA (Hrsg.): *International handbook of emotions in education*. - New York (Routledge): 561-579.
- PEKRUN, R. & LINNENBRINK-GARCIA, L. (Hrsg.) (2014): *International handbook of emotions in education*. - New York (Routledge).
- POOLEY, J.A. & O'CONNOR, M. (2000): Environmental education and attitudes - emotions and beliefs are what is needed. - *Environment and Behavior*, 32: 711–723.
- ROBINSON, O.C. (2014): Sampling in interview-based qualitative research: A theoretical and practical guide. - *Qualitative Research in Psychology*, 11: 25–41.
- SCHERER, K., SHUMAN, V., FONTAINE, J. & SORIANO, C. (2013): The GRID meets the Wheel: Assessing emotional feeling via self-report. - In: J.R. FONTAINE, K.R. SCHERER & C. SORIANO (Hrsg.): *Components of emotional meaning: A sourcebook*. - Oxford (Oxford University Press): 281-298.
- SHUMAN, V. & SCHERER, K.R. (2014): Concepts and Structures of Emotions. - In: R. PEKRUN & L. LINNENBRINK-GARCIA (Hrsg.): *International handbook of emotions in education*. New York and London (Routledge): 13-35.
- SMITH-SEBASTO, N.J. (2000): Potential guidelines for conducting and reporting environmental education research: Qualitative methods of inquiry. - *Environmental Education Research*, 6: 9–26.
- STERN, P.C. (2000): Toward a Coherent Theory of Environmentally Significant Behavior. - *Journal of Social Issues*, 56: 407–424.
- SUTTON, R.E., & WHEATLEY, K.F. (2003): Teachers' emotions and teaching: A review of the literature and directions for future research. - *Educational Psychology Review*, 15: 327–358.
- TRAFIMOW, D. (2014): Considering Quantitative and Qualitative Issues Together. - *Qualitative Research in Psychology*, 11: 15–24.
- UNITED NATIONS (1992): *Convention on Biological Diversity*. Retrieved from <https://www.cbd.int/convention/text/>

*Alexander Büssing  
Universität Osnabrück  
Fachbereich 05: Biologie/Chemie  
AG Biologiedidaktik  
Barbarastraße 11  
49076 Osnabrück  
✉ [alexander.buessing@bioloige.uni-osnabrueck.de](mailto:alexander.buessing@bioloige.uni-osnabrueck.de)*

# Voice for Biodiv – Jugendliche vermitteln Jugendlichen Biodiversität

MARCO LUTZ

*Schlagwörter: Biodiversität, Jugendpartizipation, Aichi Targets, Kommunikation*

## Einleitung

Trotz aller Bemühungen von NGO's und Politik sinkt die biologische Vielfalt. Um dem entgegenzuwirken, werden auf allen politischen Ebenen Ziele beschlossen, die in bestimmten Zeiträumen erreicht werden sollen. Die Convention on Biological Diversity (CBD) hat 2010 in Nagoya die Aichi Targets vereinbart. Diese Ziele sind Teil des strategischen Plans für die Dekade 2010 bis 2020 und die zwanzig konkreten Ziele gliedern sich in fünf „Strategic Goals“. „Strategic Goal A“ fordert, dass die Ursachen für Biodiversitätsverlust durch entsprechende Ausrichtung der Aktivitäten von Regierungen und Gesellschaft zu diesem Thema angegangen werden. Das hier eingeordnete Aichi Target 1 fordert, dass die Bevölkerung bis 2020 den Wert von Biodiversität und mögliche Schritte kennt, um diese zu schützen. Dazu passend hat bereits 2007 die Bundesregierung in ihrer Biodiversitätsstrategie das Ziel beschlossen, dass bis 2015 75 % der Bundesbürger den Schutz der Biodiversität als wichtiges gesellschaftliches Ziel anerkennen.

Weltweit steigt die Zahl derer, die den Wert von Biodiversität kennen. Zwar sind Daten aus nur wenigen Ländern vorhanden, in diesen steigt aber sowohl die Zahl derer die den Begriff Biodiversität kennen als auch die Anzahl der Personen, die den Begriff korrekt definieren können, wird aber unter den gesetzten Erwartungen zurückbleiben. Die Naturbewusstseinsstudie des Bundesamts für Naturschutz (2013) zeigt entsprechend auf, dass in Deutschland im Jahr 2013 nur 44 % der Bevölkerung den Begriff Biodiversität definieren können.

Andererseits fährt die heutige Generation lieber im Luxusauto zur Arbeit, anstatt öffentliche Verkehrsmittel oder Fahrgemeinschaften zu nutzen und kauft lieber günstige Lebensmittel als Biolebensmittel oder solche, die in der eigenen Region hergestellt wurden.

## Quellen

Dabei ist die heute junge Generation die, die in einigen Jahren über die Geschicke der Welt entscheidet. Die „Entscheider von morgen“ müssen also vom Wert des Biodiversitätsschutz überzeugt werden. Der Frage, wie in zehn Jahren 75 % der Jugendlichen unter 27 Jahren den Begriff Biodiversität kennen und definieren können, hat sich das Projekt „Voice for Biodiv“ der Naturschutzjugend (NAJU) im NABU angenommen.

## Projektteil 1

Zu Beginn des vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) finanzierten Projekts waren engagierte Jugendliche dazu aufgefordert, sich für die Teilnahme am Projekt zu bewerben. Die sechs Jugendlichen sind Mitglieder in unterschiedlichen Jugendverbänden und haben durch ein auf Englisch verfasstes Motivationsschreiben in der Bewerbung ihre Englischkenntnisse bewiesen, die für die mit dem Projekt verbundene Teilnahme an der CBD COP 12 in Pyeongchang (Südkorea) nötig war. Auf die Teilnahme an der Konferenz wurden die Jugendlichen auf zwei

Seminaren vorbereitet. Hierbei hatten sie Unterstützung von erfahrenen Mitarbeitern mehrerer Nichtregierungsorganisationen (NROs) und des BfN, die ihr Wissen und ihre Erfahrungen von internationalen Verhandlungen gern weitergaben. Schwerpunkte der Vorbereitung waren Strukturen der UN, Abläufe und Strukturen der UN-Organen wie der CBD und die inhaltliche Vorbereitung auf verschiedene Verhandlungsthemen. Zwei Mitglieder der Jugenddelegation waren bereits vorher auf einer CBD COP und konnten während der Konferenz ihre Erfahrungen weitergeben. So konnte neben dem Lernprozess, die Abläufe auf der Konferenz zu verstehen, auch ein Fokus auf Vernetzung und inhaltliche Arbeit gelegt werden. Die Jugendlichen traten als Teil des Global Youth Biodiversity Network (GYBN) auf. Gemeinsam konnte man sich mit dem Exekutivsekretär der CBD, aber auch beispielsweise mit Vertreter\*innen der Bundesregierung und Mitgliedern mehrerer NGOs treffen. Konsens verschiedenster Treffen war, dass Jugendbeteiligung auch auf internationaler Ebene weiter vorangebracht werden muss. Des Weiteren wurde eine Kampagne durchgeführt, mit welcher man mit Delegierten ins Gespräch kam und darauf aufmerksam machte, dass es auf der Konferenz nicht nur um die Interessen von Staaten, sondern auch um die Interessen vieler Spezies geht. Auch konnten während der Verhandlungen Redebeiträge zu verschiedenen Themen gegeben werden.

Wir haben uns die Frage gestellt, ob man die Jugenddelegation als eine Art Elite ansehen muss, da sechs Jugendliche ausgewählt werden, um auf eine UN-Konferenz zu fahren. Um diesen Eindruck zu vermeiden, haben wir unsere Arbeit durch Presseartikel in unseren Heimatzeitungen, wie auch durch verschiedene Blogs möglichst transparent gestaltet. Außerdem haben wir Mitarbeit an Redebeiträgen online an Hand von Onlinepads ermöglicht.

## **Projektteil 2**

Nach der Konferenz wurde geplant, wie und auf welcher Art von Veranstaltungen die Erfahrungen von der Konferenz wie auch das Thema Biodiversität an eine breite Öffentlichkeit, insbesondere an Jugendliche, in ganz Deutschland weitergegeben werden sollten. Man entschied sich dafür, während einer „Deutschlandtour“ einerseits die Mitglieder der eigenen Verbände auf deren jeweiligen Großveranstaltungen wie Zeltlagern in Workshops zu informieren, es wurden aber auch Vorträge in verbandsübergreifenden Gremien wie den Landesjugendringen gehalten. Ein weiteres wichtiges Ziel war es, Jugendliche zu erreichen, denen das Thema Biodiversität bislang nicht vertraut war. Hier sollten z. B. Sportverbände, aber auch kirchliche Jugendverbände und Pfadfinder erreicht werden. So war eine der besuchten Großveranstaltungen der evangelische Kirchentag, wo das Projekt Voice for Biodiv mit einem interaktiven Infostand und einer Vortragsveranstaltung vertreten war.

Kritisch muss man sehen, dass wir Schwierigkeiten hatten, Jugendliche ohne Vorwissen zu erreichen. Es war nicht schwierig, Veranstaltungen bei Verbänden oder Gruppen durchzuführen, welche schon einen Bezug zur Natur haben. Mit wenigen Ausnahmen kamen wir aber nicht an Sport- und andere Verbände heran, die den Bezug zur Natur nicht oder nur in geringem Maße haben. Dies mag teilweise an mangelndem Interesse liegen, manchmal gab es aber auch organisatorische Schwierigkeiten, welche die Durchführung einer Veranstaltung verhinderten.

### **Projektteil 3**

Parallel zur „Deutschlandtour“ wurde in Zusammenarbeit mit einer Medienagentur die Social Media Kampagne „They do it for you“ entwickelt, welche das Ziel hatte, Jugendlichen online und in ihrer eigenen Sprache das Thema Biodiversität näher zu bringen. In einem Workshop wurde erarbeitet, dass die Kampagne das Thema „Liebesleben der Tiere“ haben sollte. In Zusammenarbeit mit einem professionellen Youtuber wurde hierzu ein Drehbuch erarbeitet, welches der Youtuber in ein ca. 5 Minuten langes Video umsetzte. Außerdem entstanden sogenannte „Memes“, Bilder die einen informativen und witzigen oder auch irritierenden Fakt zum Liebesleben der Tiere enthielten. Diese Memes wurden im Kampagnenzeitraum zwischen dem internationalen (22. Mai) und nationalen (13. Juni) Tag der Biodiversität auf den Social Media Kanälen der NAJU und ihrer Projektpartner gepostet (veröffentlicht). Video und Memes wiesen auf eine Kampagnenhomepage ([theydoitforyou.tumblr.com](http://theydoitforyou.tumblr.com)) hin, welche Hintergründe zur Biologischen Vielfalt vermittelt.

Kritisch hinterfragt wurde, ob das Thema „Sex“ der richtige Ansatz für einen Jugendverband ist, um ein Thema zu vermitteln. Wir sehen dieses Thema als so präsent unter Jugendlichen an, dass wir uns entschieden haben, dieses als Ansatzpunkt zu nutzen. Jugendliche haben täglich in irgendeiner Weise Kontakt mit dem Thema Sex, ob durch Reklame oder in der Schule. Dies auf Tiere zu beziehen, bringt den Bezug zur Natur. Durch die witzige Gestaltung des Themas, z. B. durch Meerschweinchen, die im Video über Tiersex sprechen, wird aus meiner Sicht das Thema weiter entschärft.

### **Auswertung der Kampagne**

Das YouTube-Video hatte im Projektzeitraum ca. 66.000 Klicks. Vergleichsweise wenige 1.500 Besuche wurden auf der Kampagnenhomepage im selben Zeitraum verzeichnet. Dies ist einerseits auf die Länge des Videos zurückzuführen. Erst am Ende des fünfminütigen Films folgt der Hinweis auf die Projekthomepage. Hier ist sicherlich die Aufmerksamkeit weniger hoch als am Anfang des Videos, weshalb weniger Nutzer die Homepage sehen. Zweite Schlussfolgerung ist, dass Videos zwar gut ankommen, jedoch die eigentliche Botschaft einer Kampagne direkter vermittelt werden sollte.

Zum jetzigen Zeitpunkt bleiben viele Folgen des Projekts noch offen. Die Zahl der erreichten Jugendlichen ohne Vorwissen ist an Hand der Veranstaltungen der Deutschlandtour vielleicht abzuschätzen, die Nutzerstatistiken zu Video, Memos und Homepage führen aber nur Gesamtzahlen auf, was es schwierig macht, abzuschätzen, wieviel Erfolg die Kampagne hatte.

Ein mögliches zukünftiges Engagement von erreichten Jugendlichen im Rahmen des Projekts wäre sehr wünschenswert, kann aber erst während der Bewerbungsphase für die neue Jugenddelegation eingeschätzt werden.

### **Fazit**

Im Rahmen der CBD COP wurde uns von verschiedenen Seiten vermittelt, wie wichtig Jugendpartizipation auch auf internationaler Ebene ist. Bewusstsein für die Wichtigkeit von Jugendpartizipation zu erweitern, war eines der Ziele unserer Jugenddelegation für die Konferenz. Während der Deutschlandtour kamen wir auf verschiedensten Veranstaltungen mit interessierten und begeisterungsfähigen Jugendlichen in Kontakt und ich bin mir sicher, dass zumindest bei einigen Bewusstsein für die Wichtigkeit Biologischer Vielfalt geweckt wurde, obwohl es sich als sehr schwierig erwiesen hat, Jugendliche ohne Vorwissen zu erreichen.

Die Kampagne „They do it for you“ war für alle Beteiligten im Projekt die erste intensive Begegnung mit der professionellen Social Media Arbeit, so dass das erreichte sich sehen lassen kann, auch wenn in diesem Bereich das Ergebnis nicht den Erwartungen entsprochen hat.

Das Projekt „Voice for Biodiv“ ist aus meiner Sicht ein Schritt in die richtige Richtung, allerdings muss auch von politischer Seite wie auch in der schulischen und außerschulischen Bildung mehr getan werden, um das Bewusstsein für die Wichtigkeit der Biologischen Vielfalt zu stärken.

## **Danksagung**

Das Projekt wird vom Bundesamt für Naturschutz finanziert. Ein besonderer Dank gilt hier Herrn Dr. Horst Korn, der sich während unserer Vorbereitungsseminare, aber auch auf der CBD COP viel Zeit für uns genommen hat und uns, wann immer möglich, mit Rat und Tat zur Seite stand.

Außerdem möchte ich mich bei Eva Ressel, Saskia Kempf und Katrin Kirchner bedanken, die das Projekt von hauptamtlicher Seite begleiten und organisieren, Seminare organisieren und sicherlich auch mal an uns verzweifeln.

Ein besonderer Dank geht auch an meine Mitstreiter aus der Jugenddelegation. Ohne Alex, Anaïs, Anne, Helene und Svana wäre das vergangene Jahr nicht zu dem geworden, was es wurde.

## **Literatur**

SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2014): Global Biodiversity Outlook 4. - Montréal, 155 S.

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. - Berlin, 178 S.

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2010): Decision Adopted By The Conference Of The Parties To The Convention On Biological Diversity At Its Tenth Meeting X/2. The Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets. -

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, BAU UND REAKTORSICHERHEIT (2013): Naturbewusstsein 2013: Bevölkerungsumfrage zu Natur und Biologischer Vielfalt. - 89 S..

SCHULZE, S. (2009) : Einige Beobachtungen zum Pendlerverhalten in Deutschland. - HWWI Policy Paper, No. 1-19.

*Lutz, Marco*  
*TU München*  
*Department für Ökologie und Ökosystemmanagement*  
*Lehrstuhl für terrestrische Ökologie*  
*Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2*  
*85354 Freising*  
*✉ marco.lutz@tum.de*

# Natürliche Regeneration von Bodenverdichtung im Wald

CORINNA EBELING & THORSTEN GAERTIG

*Schlagwörter: Bodenverdichtung, Forstwirtschaft, Regeneration, Rückegassen*

## Einleitung

Böden sind eine wertvolle Ressource. Im Wald wird auf Ihnen der nachwachsende Rohstoff Holz produziert, wobei der Einsatz von Forstmaschinen dabei einer rationellen Waldbewirtschaftung dient. Das Befahren der Waldböden führt jedoch zu Bodenschäden, v. a. auf den Rückegassen, den jeweiligen Befahrungslinien. Es wird geschätzt, dass Rückegassen ca. 10-20 % der Waldfläche ausmachen, das sind 3-6 % der Gesamtfläche Deutschlands. Durch Bodenverdichtung kommt es zu Strukturstörungen, die sowohl die physikalischen als auch chemischen und ökologischen Eigenschaften des Bodens negativ beeinflussen (GREACEN & SANDS, 1980; PAGE-DUMROESE et al., 2006). Diese Strukturstörungen können weiterhin zu einer verringerten Feinwurzeldichte und somit einem Vitalitätsverlust der Bäume führen (EP-PINGER et al., 2002; GAERTIG et al., 2002).

Die natürliche Regeneration wird vor allem durch bodenbiologische Prozesse geprägt. Die Wiederherstellung des Porensystems in einem verdichteten Boden wird maßgeblich durch die Aktivität von grabenden Bodentieren, v. a. Regenwürmern bestimmt (BEYLICH et al., 2010). Auch das Einwachsen und Verrotten von Pflanzenwurzeln ist von großer Bedeutung (BOTTINELLI et al., 2014). Neben den bodenbiologischen Prozessen können auch physikalische Vorgänge, wie zum Beispiel das Quellen und Schrumpfen tonhaltiger Böden, zur Regeneration beitragen. Zusätzlich wird die Porenstabilität durch organische Stoffe, Aluminium- und Eisenoxiden oder Calcium gefördert (GAERTIG & HILDEBRAND, 2003).

In Abhängigkeit von den jeweiligen Standortseigenschaften findet man ein unterschiedliches Regenerationspotential vor: Es wird angenommen, dass sich Böden mit einem hohen pH-Wert und somit hoher biologischer Aktivität vergleichsweise schnell regenerieren. Tonhaltige Böden regenerieren in der Regel schneller als Böden mit einem geringen Tongehalt. Die Verdichtungsempfindlichkeit ist abhängig von der Bodentextur<sup>1</sup>. Grobkörnige Böden wie Sand werden dabei als verdichtungsunempfindlicher eingestuft als fein- und mittelkörnige Böden (GREACEN & SANDS, 1980).

Die Regenerationsdauer verdichteter Waldböden wird in der Literatur sehr unterschiedlich angegeben. Croke et al. (2001) konnten nach fünf Jahren keine Regeneration eines sandigen Bodens feststellen, aber Page-Dumroese et al. (2006) berichten eine vollständige Regeneration eines sandigen Bodens nach gleicher Zeitdauer. Auf einem lehmigen Standort waren nach 10 Jahren noch Strukturstörungen nachweisbar (RAB, 2004) und von Wilpert & Schäffer (2006) stellten nach 24 Jahren eine leichte Regeneration eines schluffigen Lehmbodens fest.

Ziel der hier vorgestellten Untersuchung ist es, dass Regenerationspotential drei verschiedener Standorte (Terra fusca über Muschelkalk, saure Braunerde auf Buntsandstein, Podsol

---

<sup>1</sup> Unter Bodentextur versteht man die Verteilung der Korngrößen in einem Boden. Der Boden kann aus drei verschiedenen Korngrößen und Gemischen daraus bestehen: Sand, Schluff und Ton

aus verlehmtten Sanden) in Niedersachsen 10 bis 40 Jahre nach der letzten Befahrung zu untersuchen. Wir nehmen dabei an, dass der tonreiche Standort durch die Befahrung stark geschädigt ist, aber auch ein hohes Regenerationspotential besitzt und sich schneller regeneriert als der saure, schluffreiche Standort. Auf dem sandigen Standort erwarten wir einen geringen Einfluss der Befahrung, aber auch ein geringes Regenerationspotential.

## Material und Methoden

In einer unechten Zeitreihe wurden Rückegassen in Buchenaltbeständen mit unterschiedlichen Standorteigenschaften in den Regionen Göttingen, Solling und Heide untersucht (Tab. 1), die seit 5-10, 15-20, 25-30 und 35-45 Jahren nicht mehr befahren wurden. Die Untersuchungsflächen in der Altersklasse 5-10 Jahre liegen im Wirtschaftswald. Die übrigen Untersuchungsflächen sind Naturwaldreservate, die zu einem bestimmten Zeitpunkt aus der Nutzung genommen wurden. Der Zeitpunkt der letzten Befahrung konnte präzise bestimmt werden.

Tab. 2: Standortseigenschaften in den drei Untersuchungsregionen

Region	Göttingen				Solling				Heide		
Flächenbezeichnung	G10	G20	G30	G40	S10	S20	S30	S40	H10	H30	H40
Alter der Rückegasse	8	18	24	34	7	19	24	41	7	28	42
Geologisches Ausgangssubstrat	Muschelkalk				Buntsandstein mit Lössauflage				Pleistozäne verlehmtte Sande		
Bodentyp	Terra fusca				Braunerde				Podsol		
Bodenart	Schwach schluffiger Ton				Schluffiger Lehm				Schwach schluffiger Sand		
pH-Wert	6,0 – 7,4				3,7 – 4,8				3,9 – 4,7		

Der CO<sub>2</sub>-Gehalt der Bodenluft beträgt in einem gut strukturierten Bodens 0,2 – 0,6 % (GAERTIG 2001). Durch die Wurzelatmung und Aktivität von Bodenorganismen ist der CO<sub>2</sub>-Gehalt der Bodenluft deutlich höher als in der Atmosphäre (0,04 %). Eine Befahrung des Bodens mit einhergehender Bodenverdichtung bedeutet eine Abnahme des Porenvolumens und Zunahme der Porendiskontinuität. Besonders Sekundärporen sind betroffen, die wichtig für den Gashaushalt sind: Als Folge der Bodenverdichtung ist der CO<sub>2</sub>-Austausch der Bodenluft mit der Atmosphäre gehemmt und verdichtete Böden weisen höhere CO<sub>2</sub>-Konzentrationen auf als ungestörte Bereiche. Böden mit CO<sub>2</sub>-Gehalten über 0,6 % befinden sich in einer Belüftungssituation mit eingeschränkter CO<sub>2</sub>-Entsorgung (GAERTIG 2001). In dieser Studie wurden die CO<sub>2</sub>-Konzentrationen in 5 cm Bodentiefe auf den Rückegassen mit einem tragbaren CO<sub>2</sub>-Messgerät erfasst (KUHNKE & GAERTIG 2012). Die Messungen wurden entlang von vier Transekten quer über die Rückegasse durchgeführt, die die Bereiche Fahrspur, Mittelstreifen, Seitenstreifen und als Referenz einen ungestörten Bereich abdecken.

Der relative scheinbare Gasdiffusionskoeffizient  $D_s/D_0$  gibt an, inwieweit die Gasdiffusion durch den Boden im Verhältnis zur Atmosphäre reduziert ist (GLINSKI & STEPNIOWSKS, 1985). Ein relativer scheinbarer Gasdiffusionskoeffizient von 0,1 bedeutet, dass der Gasfluss durch den Boden 10 % des Flusses innerhalb der Atmosphäre beträgt. In dieser Studie wurden ungestörte Stechzylinderproben in 0-5 cm Bodentiefe entlang eines Transektes quer über die Rückegasse und an zwei Bodenprofilen entnommen. Der Gasdiffusionskoeffizient wurde

mithilfe der Kammermethode mit Krypton als Testgas ermittelt (KÜHNE et al., 2012). Die Bodenproben wiesen dabei ein Wasserpotential von 160 hPa auf.

## Ergebnisse

Abb. 1 zeigt die CO<sub>2</sub>-Konzentrationen der Bodenluft auf den unterschiedlich alten Rückegassen beispielhaft für die Region Göttingen. Im ungestörten Referenzbereich im Bestand beträgt der CO<sub>2</sub>-Gehalt auf allen Untersuchungsflächen 0,2 %. Das entspricht den Werten eines gut durchlüfteten Bodens. Die Fläche G10 zeigt signifikante Unterschiede zwischen der Referenz und der Fahrspur. Mit zunehmendem zeitlichem Abstand zur letzten Befahrung werden die CO<sub>2</sub>-Gehalte geringer. Der Gasdiffusionskoeffizient zeigt die Restrukturierung des verdichteten Bodens im Göttinger Wald auf ähnliche Weise an: Auf der Fläche G10 sind signifikante Unterschiede in der Gasdiffusivität auf der Fahrspur (arithmetische Mittel: 0,04) und im ungestörten Bereich (arithmetische Mittel: 0,06) zu finden. Auf den Flächen G20 und G30 sind keine signifikanten Unterschiede feststellbar.

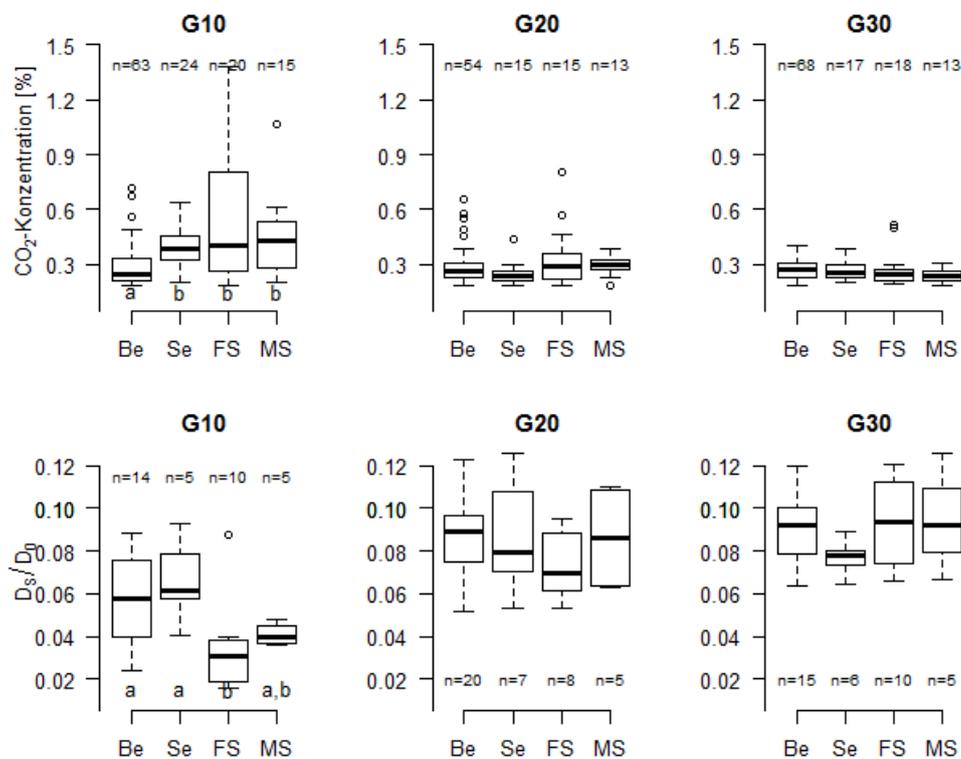


Abb. 1: CO<sub>2</sub>-Konzentration in der Bodenluft in 5 cm Tiefe und Gasdiffusionskoeffizient in der Untersuchungsregion Göttingen (Be: Bestand, Se: Seitenstreifen, FS: Fahrspur, Se: Seitenstreifen). Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede ( $p < 0.05$ ).

In der Untersuchungsregion Solling konnten keine signifikanten Unterschiede in der Gasdiffusivität auf den unterschiedlich alten Rückegassen nachgewiesen werden. Zehn Jahre nach der letzten Befahrung ist die CO<sub>2</sub>-Konzentration auf der Fahrspur (arithmetische Mittel: 1,2 %) signifikant höher als im unbefahrenen Bestand (arithmetische Mittel: 0,4 %). Auf den anderen Flächen können keine signifikanten Unterschiede gezeigt werden.

Die Fahrspuren in der Untersuchungsregion Heide unterscheiden sich nach 10 und 30 Jahren signifikant in der CO<sub>2</sub>-Konzentration von der Referenz. Der CO<sub>2</sub>-Gehalt beträgt jeweils 0,5 % im unbefahrenen Bereich, aber 1,2 %, bzw. 1,0 % auf den Fahrspuren (Abb. 1). Der

Gasdiffusionskoeffizient ist 30 und 40 Jahre nach der letzten Befahrung signifikant geringer auf der Fahrspur als im Referenzboden. Zehn Jahre nach Befahrung können jedoch keine Unterschiede gezeigt werden.

## **Diskussion und Schlussfolgerungen**

Wir konnten eine Regeneration innerhalb von 10-20 Jahren auf biologisch sehr aktiven und tonhaltigen Standorten nachweisen. Wir nehmen an, dass diese schnelle Regeneration v. a. auf die Aktivität von Regenwürmern und auf das Quellen und Schrumpfen des tonhaltigen Bodens zurückzuführen ist. Vierzig Jahre nach der letzten forstlichen Nutzung wiesen Rückegassen auf den sandigen Standorten noch starke Strukturstörungen auf, obwohl sie generell als befahrungsunempfindlich gelten und sogar eine flächige Befahrung des Bestandes als eine Möglichkeit der Bewirtschaftung gesehen wird (BRAIS & CAMIRÉ 1998). Der geringe pH-Wert und die ungünstige Humusform schränken die Aktivität von Regenwürmern auf diesen Standorten ein (SOMMER et al., 2002). Der Tongehalt beträgt 1-3 % und ist für eine physikalische Restrukturierung des Bodens nicht von Bedeutung. Entgegen unseren Erwartungen konnten wir auf den schluffhaltigen Standorten kaum Unterschiede in der Bodenverdichtung und keinen gerichteten Regenerationsverlauf feststellen, was jedoch nicht bedeutet, dass diese Standorte keine Bodenstrukturschäden aufweisen. Es ist möglich, dass bereits eine hohe Vorverdichtung durch vormals flächiges Befahren vorliegt, so dass der Boden nicht weiter verdichtet werden kann. Darüberhinaus weist der Boden eine hohe Aluminiumsättigung von 84 % auf, die stabilisierend auf die Bodenstruktur wirken kann (AMPOORTER et al., 2010; GAERTIG & HILDEBRAND, 2003).

Diese Forschungsergebnisse zeigen, dass eine flächige Befahrung in der Forstwirtschaft aus Bodenschutzgründen unterlassen werden muss. Das Regenerationspotential verdichteter Waldböden ist stark von den Bodeneigenschaften abhängig. Ton- und basenreiche Standorte können innerhalb von 20 Jahren regenerieren, aber auf anderen Standorten ist nach 40 Jahren die Regeneration noch nicht abgeschlossen.

Artikel 10 des Übereinkommens über die biologische Vielfalt fordert eine Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt. In der Resolution VII/12 über Nachhaltige Nutzung wird betont, Langzeitschäden, wie sie in diesem Falle durch forstliche Bewirtschaftung entstehen können, zu vermeiden. Weitere Relevanz erlangen die Forschungsergebnisse vor dem Hintergrund der FSC-Zertifizierung. Viele Forstbetriebe streben zurzeit eine FSC-Zertifizierung an, die statt des üblichen Rückegassenabstands von 20 m doppelt so große Abstände zwischen den Rückegassen vorsieht. Dies führt in der Praxis dazu, dass jede zweite Rückegasse aufgegeben werden muss. Dieser Forschungsschwerpunkt liefert hierbei wichtige Erkenntnisse über die grundsätzliche Dauer von Bodenschäden im Wald.

Dieser Forschungsschwerpunkt ist eingebettet in das Projekt RÜWOLA (Rückegassen als Feinerschließungssysteme im Wald – Optimierung durch natürliche Regeneration und technische Maßnahmen unter Berücksichtigung der Belange von Naturschutz und Landschaftsplanung), das an der Hochschule für angewandte Wissenschaft und Kunst Hildesheim/Holzminde/Göttingen und der Hochschule Osnabrück durchgeführt wird. Das Projekt hat zum Ziel, praktische und planerische Maßnahmen zu entwickeln, mit denen die Bodenfunktionen auf forstlichen Rückegassen nachhaltig gesichert werden können. Weitere Informationen: <https://www.al.hs-osnabrueck.de/ruewola.html>

## Literaturverzeichnis

- AMPOORTER, E., VAN NEVEL, L., VOS, B. DE, HERMY, M., VERHEYEN, K. (2010): Assessing the effects of initial soil characteristics, machine mass and traffic intensity on forest soil compaction. - *For. Ecol. Manage.* 260 (10): 1664–1676.
- BEYLICH, A., OBERHOLZER, H.-R., SCHRADER, S., HÖPER, H., WILKE, B.-M. (2010): Evaluation of soil compaction effects on soil biota and soil biological processes in soils. - *Soil Till. Res.* 109 (2): 133–143.
- BOTTINELLI, N., HALLAIRE, V., GOUTAL, N., BONNAUD, P., RANGER, J. (2014): Impact of heavy traffic on soil macroporosity of two silty forest soils: Initial effect and short-term recovery. - *Geoderma* 217-218: 10–17.
- BRAIS, S., CAMIRÉ, C. (1998): Soil compaction induced by careful logging in the claybelt region of north-western Quebec (Canada). - *Can. J. For. Res.* 78 (1): 197–206, DOI: 10.4141/S97-032.
- CROKE, J., HAIRSINE, P., FOGARTY, P. (2001): Soil recovery from track construction and harvesting changes in surface infiltration, erosion and delivery rates with time. - *For. Ecol. Manage.* 143 (1-3): 3–12.
- EPPINGER M, SCHACK-KIRCHNER H, HILDEBRAND EE (2002): Rückegassen als Wurzelraum. Feinwurzelersfassung in einem Buchenbestand. - *AFZ-DerWald* 10: 489–491.
- GAERTIG, T. (2001): Bodengashaushalt, Feinwurzeln und Vitalität von Eichen. - *Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen* 40.
- GAERTIG, T., SCHACK-KIRCHNER, H., HILDEBRAND, E.E., VON WILPERT, K. (2002): The impact of soil aeration on oak decline in south-western Germany. - *For. Ecol. Manage.* 159 (1-2): 15–25.
- GAERTIG, T., HILDEBRAND, E.E. (2003): Der Einfluss der Bodenversauerung auf die Bodenstruktur der Wälder. - *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* 174 (2-3): 44–49.
- GLINSKI, J., STEPNIIEWSKS, W. (1985): *Soil aeration and its role for plants.* - CRC Press, Boca Raton.
- GREACEN, E.L., SANDS, R. (1980): Compaction of Forest Soils: A review. *Aust. - J. Soil Res.* 18 (2): 163–189.
- KÜHNE, A., SCHACK-KIRCHNER, H., HILDEBRAND, E.E. (2012): Gas diffusivity in soils compared to ideal iso-tropic porous media. - *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 175 (1): 34–45, DOI: 10.1002/jpln.201000438.
- KUHNKE, F., GAERTIG, T., 2012. Vorrichtung zur Analyse kleinvolumiger Bodengasproben. Deutsches Patentamt 10 2012 008584.
- PAGE-DUMROESE, D.S., JURGENSEN, M.F., TIARKS, A.E., PONDER, F., SANCHEZ, F.G., FLEMING, R.L., KRANABETTER, J.M., POWERS, R.F., STONE, D.M., ELIOFF, J.D., SCOTT, D.A. (2006): Soil physical property changes at the North American long-term soil productivity study sites: 1 and 5 years after compaction. - *Can. J. For. Res.* 36 (3).
- RAB, M. (2004): Recovery of soil physical properties from compaction and soil profile disturbance caused by logging of native forest in Victorian Central Highlands, Australia. - *For. Ecol. Manage.* 191 (1-3).
- SOMMER, M., EHRMANN, O., FRIEDEL, J.K., MARTIN, K., VOLLMER, T., TURIAN, G. (2002): Böden als Lebensraum für Organismen: Regenwürmer, Gehäuseschnecken und Bodenmikroorganismen in Wäldern Baden-Württembergs. – Hohenheim (Universität Hohenheim) (Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, 63)

VON WILPERT, K., SCHÄFFER, J. (2006): Ecological effects of soil compaction and initial recovery dynamics: a preliminary study. - Eur. J. Forest Res. 125 (2): 129-138.

*Corinna Ebeling*  
*HAWK Hildesheim/Holzminden/Göttingen*  
*Büsgenweg 1a*  
*37077 Göttingen*  
✉ *Corinna.ebeling1@hawk-hhg.de*

*Thorsten Gaertig*  
*HAWK Hildesheim/Holzminden/Göttingen*  
*Büsgenweg 1a*  
*37077 Göttingen*  
✉ *Thorsten.gaertig@hawk-hhg.de*

# Landbedeckungs- und Landschaftsdiversitätsveränderungen in den Caatinga Trockenwäldern (2001-2012) – Landschaftsmusteranalysen mit MODIS Land Cover Produkten

CHRISTIAN SCHULZ, ROBERT KOCH, ARNE CIERJACKS, BIRGIT KLEINSCHMIT

*Schlagwörter: Landnutzung, Landschaftsmetriken, MCD12Q1, Tropische Trockenwälder, Landwandel, Landdegradation, Desertifikation, Zeitreihen*

## Kontext

Der Verlust von Waldressourcen ist eine wesentliche Gefahr für die Biodiversität als Grundlage für Ökosystemdienstleistungen und das menschliche Wohlergehen (UN 1992, MEA 2005, TEEB 2010, SEKRETARIAT DER CBD 2014). Im Vergleich zu tropischen Regenwäldern, ist der Einfluss von Landnutzung auf Trockenwälder bislang wenig untersucht (z. B. BRANNSTROM et al. 2008; PENNINGTON et al. 2009; ALBUQUERQUE et al. 2012). Im speziellen Fall der Caatinga Trockenwälder sind Landnutzungsveränderungen und deren Auswirkungen auf die Biodiversität oft noch unklar. Das Untersuchungsgebiet im semiariden Nordosten deckt mit ca. 850.000 km<sup>2</sup> ein Zehntel Brasiliens ab (IBGE 2015). Aufgrund der weiten Ausdehnung der Caatinga Trockenwälder (ARBOREAL CAATINGA, SANTOS et al. 2012), wird die phytogeographische Domäne häufig als Caatinga Biom bezeichnet. Das Gebiet ist gekennzeichnet durch saisonal-trockene Tropenwälder und Dornsträucher, in denen über 2.000 Arten von Gefäßpflanzen, Fische, Reptilien, Amphibien, Vögel und Säugetiere vorkommen (LEAL et al. 2005; ALBUQUERQUE et al. 2012).

Extreme klimatischen Bedingungen und der menschlicher Nutzungsdruck sind Haupteinflussfaktoren für die Evolution und heutige Komposition der Landschaft (SANTOS et al. 2014; LEAL et al. 2005; OLIVEIRA et al. 1999). Das Wohlergehen von ca. 27 Millionen Einwohnern (SANTOS et al. 2014) hängt vor allem in Zeiten von unregelmäßig wiederkehrenden Dürreperioden stark von den naturräumlichen Bedingungen ab (LEAL et al. 2005; BARBOSA et al. 2006). Die Landnutzung ist neben den traditionellen Nutzungsformen wie Jagd, Medizin und Pflanzenentnahme vor allem geprägt durch Brandrodung für die Viehwirtschaft und Feuerholzentnahme, was zu großflächiger Entwaldung führt (SAMPAIO 1995; PEREIRA et al. 2003; ALBUQUERQUE et al. 2012). Mitte der 1990er Jahre war die natürliche Vegetation nahezu vollständig abgerodet oder abgebrannt (SAMPAIO 1995). Zeitreihenuntersuchungen auf Basis von fernerkundlichen Daten belegen für die beiden letzten Jahrzehnte zum einen weitere Verluste und zum anderen (Wieder-)Anstiege von Vegetation im Untersuchungsgebiet (REDO et al. 2012; CLARK et al. 2012; AIDE et al. 2013; ERASMI et al. 2014; BEUCHLE et al. 2015). Aufgrund unterschiedlicher Qualitätsaspekte und Zielstellungen ist ein direkter Vergleich der Ergebnisse jedoch schwer möglich. Zudem fehlt es sowohl an quantitativen als auch an räumlich-expliciten Analysen der Bezüge zwischen den vorherrschenden Mustern und zugrunde liegenden Prozessen.

Trotz wachsender Anzahl von regionalen Biodiversitätsstudien im Caatinga Biom (ALBUQUERQUE et al. 2012; LEAL et al. 2005; SANTOS et al. 2014) fehlt es an Analysen zu Landschaftsveränderungen und Landschaftsdiversität. Die Studie schließt diese Wissenslücke für den Zeitraum 2001-2012 auf Basis der folgenden Fragestellungen: 1.) Wie sind aktuelle Landschaftsveränderungen verteilt? 2.) In welchem Ausmaß wandeln sich Landschaftsdiver-

sität und -fragmentierung? 3.) Welche Regionen sind durch Landdegradation und Desertifikation besonders gefährdet?

## **Methode und Daten**

Für die Studie wird der quantitativ-deskriptive Ansatz einer Landschaftsmusteranalyse gewählt, welche auf der Berechnung von sog. Landschaftsmetriken basiert (LAUSCH et al. 2014; MCGARIGAL & MARKS 1995; UUEMAA et al. 2013). Die aus Rasterdaten gewonnenen Informationen helfen räumliche Wirkbeziehungen zwischen Mustern und Prozessen von Landschaftssystemen (pattern-process relationships, s. TURNER 1989) zu identifizieren und zu definieren. Auf Basis von Satellitendaten der Landsat-Missionen, wurde diese Methode bereits für verschiedene Trockengebiete angewandt. Für die Caatinga wurde sie jedoch nur auf lokaler Ebene durchgeführt, was auf einen Mangel an flächendeckenden Landnutzungsdaten zurückzuführen ist. Aus diesem Grund greifen wir auf das globale Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) Land Cover Produkt (MCD12Q1, FRIEDL et al. 2010) zurück, welches in einem jährlichen Abstand für zwölf Jahre flächendeckend zur Verfügung steht. Trotz einer geringen räumlichen Auflösung von 500x500 m pro Rasterzelle, ermöglicht es räumliche als auch multi-temporale Analysen für große Gebiete.

Die etablierte und frei verfügbare Software FRAGSTATS (MCGARIGAL & MARKS 1995) bietet eine breite Basis an Untersuchungsmöglichkeiten von pre-klassifizierten, räumlichen Daten. So existieren in der aktuellen Version v.4.2 insgesamt 239 Landschaftsmetriken auf den vier Untersuchungsebenen Landschaft, Klasse, Patch und Zelle. Aufgrund der großen Anzahl an Indikatoren entsteht das Problem einer transparenten Auswahl. Zum einen erschweren redundante und multi-dimensionale Informationen eine mögliche Interpretation der Metriken (z. B. RIITERS et al. 1995; UUEMAA et al. 2013; MCGARIGAL et al. 2012). Zum anderen sollten Qualitätsaspekte wie Zweck und Kontext, Robustheit, Validität und die Sensibilität gegenüber der Datenqualität in die Auswahl einbezogen werden (z. B. WU et al. 2002; UUEMAA et al. 2009). Für den Auswahlprozess wird der multivariate Ansatz von Riitters et al. (1995) gewählt, der einer breiten Anwendung in der Landschaftsanalyse dient. Darauf basierend erfolgt der Auswahlprozess in vier Schritten: (1) Berechnung von 46 Landschaftsmetriken; (2) Korrelationsanalyse der Ergebnisse; (3) Bildung von Gruppen und Auswahl von Schlüsselfaktoren und (4) Hauptkomponentenanalyse. Für unseren Zweck wurden dem Parameterset weitere Metriken von anderen Untersuchungsebenen hinzugefügt. Die ausgewählten Metriken werden in den Ergebnissen näher beschrieben (vgl. MCGARIGAL et al. 2012, LAUSCH et al. 2014).

## **Ergebnisse**

### **Landnutzung und Landbedeckung**

Auf Basis der absoluten Fläche der Klassen (CA, Total class area) werden Veränderungen in der Landnutzung und Landbedeckung gemessen. Im Jahr 2012 sind die umfangreichsten Klassen: Savannen (656.000 km<sup>2</sup>, 77,6 %), Gehölzreiche Savannen (58.000 km<sup>2</sup>, 6,9 %), Agrarland und Natürliche Vegetation Mosaik (37.000 km<sup>2</sup>, 4,4 %) und Grünland (35.000 km<sup>2</sup>, 4,2 %). Sonstige Klassen nehmen 6,9 % ein, darunter Urbane und bebaute Flächen (0,2 %) und Wasser (0,4 %). Zwischen 2001 und 2012 steigt die Klasse Savannen um 110.000 km<sup>2</sup> an, was einem Anteil von +13 % des Untersuchungsgebietes entspricht. Andere Vegetationsklassen wie Grünland, Geschlossenes Buschland und Agrarland und Natürliche Vegetation Mosaik weisen jeweils Abnahmen von -5,8 % bis -2,1 % auf. Die Anteile anderer Hauptklassen wie Gehölzreiche Savannen, Agrarland und Offenes Buschland bleiben trotz jährli-

cher Schwankungen mehr oder weniger gleich. Vor allem die Klassen Wasser und Urbane und bebaute Flächen weisen sehr geringe Veränderungen auf.

Die Landnutzungskarten (Abb. 1) zeigen die Verteilung der Klassen in der Landschaft: (1) Savannen kommen hauptsächlich im Flachland vor und werden in Hochregionen von Gehölzreiche Savannen abgelöst. (2) Agrarland kommt vor allem in der Nähe zu Wasserflächen, Küsten und in Bergregionen vor. Der räumliche Bezug zu Siedlungsräumen ist eher schwach ausgeprägt. (3) Mit Ausnahme von zwei großen Städten im zentralen Flusstal des São Francisco Flusses, sind die Siedlungsflächen locker auf die klimatisch begünstigten Küsten- und Bergregionen verteilt. (4) Die weniger gehölzreichen Vegetationsklassen Buschland und Grünland kommen häufig im zentralen Flusstal vor, mit starken Übergängen von Grünland zu Buschland. Anhand der fünf größten natürlichen Vegetationsklassen wurden Vegetationsveränderungen zwischen 2001 und 2012 berechnet. Mit Zunahmen an gehölzreicher Vegetation von 133.000 km<sup>2</sup> (15,8 % des Untersuchungsgebietes) und Abnahmen von 77.000 km<sup>2</sup> (9,1 %) sind weitreichende Vegetationsveränderungen sichtbar. Zu- und Abnahmen sind oft räumlich verknüpft. Sie treten sowohl im zentralen Flusstal auf als auch in Bergregionen im Süden und Osten des Gebietes auf.

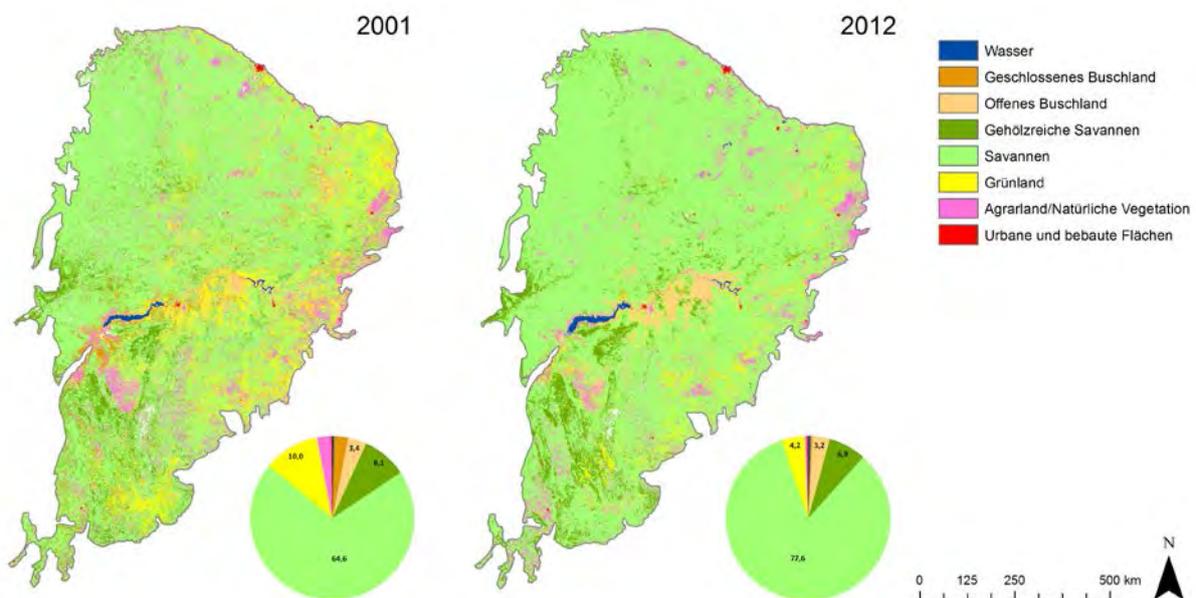


Abb. 1: Landnutzung und Landbedeckung. Karten sind vereinfachte Darstellung auf Basis von acht Hauptklassen (Kartengrundlage: MCD12Q1, FRIEDL et al. 2010), Diagramme zeigen prozentuale Veränderungen der Klassen

### Landschaftsfragmentierung und Landschaftsdiversität

Die Landschaftsfragmentierung wird über die mittlere Patchgröße auf Landschaftsebene (AREA\_MN, mean patch size) und die absolute Patchgröße auf Patchebene (AREA, patch area) dargestellt (Abb. 2). Mit steigender Patchgröße nimmt die Kleinteiligkeit der Landschaft ab und somit die Fragmentierung zu. Auf der Landschaftsebene zeigt sich eine deutliche Zunahme der AREA\_MN Werte von 235 ha in 2001 auf 377 ha in 2012, mit einem zwischenzeitlichen Höchstwert von 386 ha in 2007. Auf Patchebene wird die räumliche Verteilung der Veränderungen eindeutig. Räume mit starker Fragmentierung (AREA <10.000 ha) sind sowohl im zentralen Flusstal des São Francisco und in Umgebung von künstlichen Wasserflächen als auch in Bergregionen zu finden. Räume mit schwacher Fragmentierung (AREA

>50.000) sind im Flachland zu finden in denen vorrangig Wälder (Klasse: Savannen) vorkommen. Im Vergleich der beiden Jahre sind die Veränderungen im nördlichen Flachland eher schwach ausgeprägt und fallen in den Bergregionen sowohl positiv als auch negativ aus.

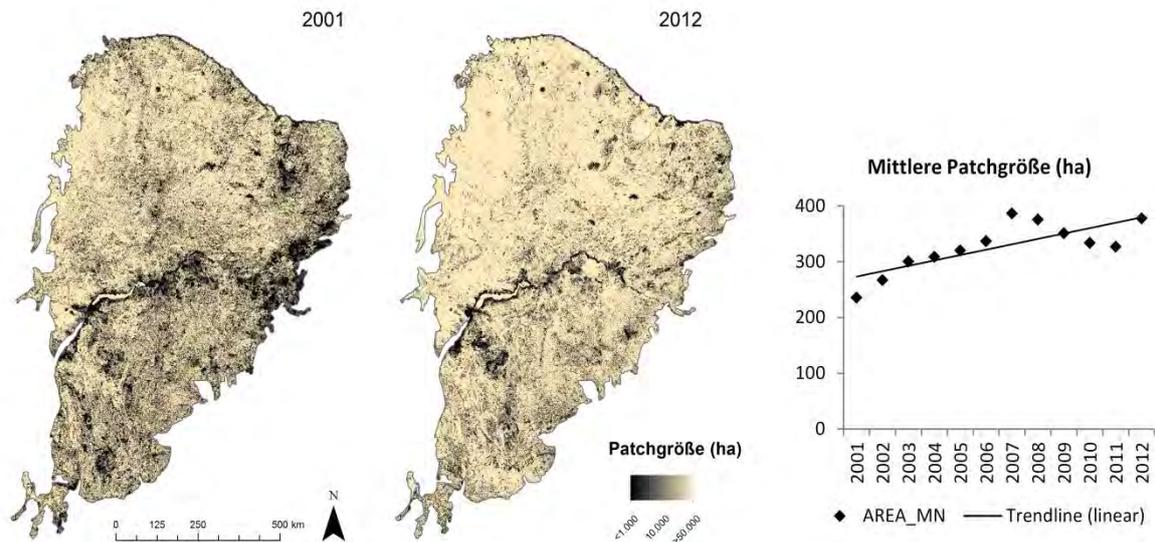


Abb. 2: Landschaftsfragmentierung auf Patchebene. Karten links abgeleitet von der Absolute Patchgröße (AREA). Diagramm rechts zeigt zeitlichen Veränderungen des Indikators Mittlere Patchgröße (AREA\_MN) auf Landschaftsebene im Untersuchungszeitraum

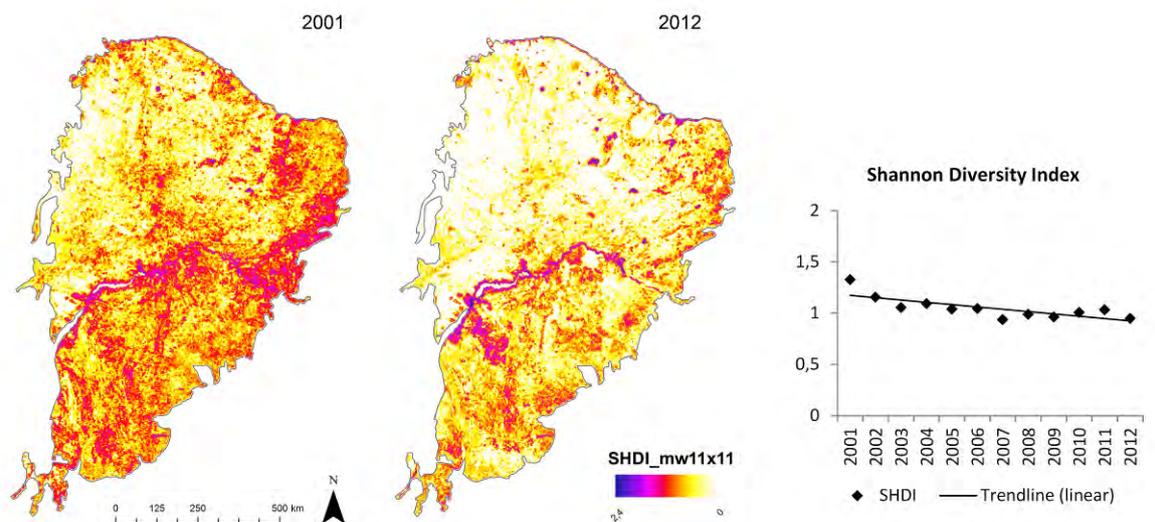


Abb. 3: Landschaftsdiversität auf Zellebene. Karten links abgeleitet von Shannon Diversity Index, 11x11 Pixel Moving Window (SHDI\_mw11x11). Diagramm rechts zeigt die zeitlichen Veränderungen des Indikators auf Landschaftsebene (SHDI) im Untersuchungszeitraum

Die Landschaftsdiversität wird anhand des Shannon Diversitäts Indexes gemessen (Abb. 3). Dieser basiert auf der Anzahl der vorkommenden Landklassen und deren relativer Verteilung in einer Landschaft (MCGARIGAL et al. 2012). Die Landschaftsdiversität steigt somit mit der Anzahl der Klassen und Gleichverteilung der Klassen an. Der Index wurde auf der Landschaftsebene (SHDI) und auf der Zellebene (SHDI\_mw11x11) berechnet. Letzterer basiert auf einer Moving Window-Analyse der einzelnen Zellen im Verhältnis zu den umliegenden 11x11 Zellen. Auf der Landschaftsebene nimmt der SHDI von 1,3 in 2001 auf 0,9 in 2007 ab.

Nach einem kurzen positiven Trend folgt ein zweiter Tiefstand von 0,9 in 2012. Auf Zellebene werden räumliche Unterschiede aufgedeckt. Regionen mit hohen Werten (SHDI\_mw11x11 >1,5) liegen sowohl im São Francisco Flusstal, an Küsten und um Wasserflächen als auch in den nördlichen und südlichen Bergregionen. Geringe Werte (SHDI\_mw11x11 <1) finden sich in Tiefregionen. Im Verhältnis zwischen 2001 und 2012, wird eine generelle Abnahme der Landschaftsdiversität festgestellt. Jedoch finden sich kleinräumig auch stabile oder ansteigende Werte. Diese liegen häufig in der Nähe von Stauseen und höheren Bergregionen.

## **Diskussion**

Die Ergebnisse belegen komplexe und starke Landnutzungsveränderungen in den Caatinga Trockenwäldern, die sich nachweislich auf die Landschaftsfragmentierung und -diversität auswirken. Vor allem der wachsende Anteil der Klasse Savannen bzw. der Verlust an anderen Vegetationsklassen haben einen großen Einfluss auf die Landschaftsdiversität und -fragmentierung. Lokale Landnutzungsveränderungen wie die Schaffung von Stauseen und großmaßstäblichen Agrarflächen wirken sich deutlich auf die patch- und zell-basierte Metriken aus. Folgende Beziehungen zwischen Landschaftsmustern und Prozessen werden aufgeschlüsselt:

- Die umfangreichen Vegetationsveränderungen werden mit sozio-ökonomischen Verschiebungen von lokaler, extensiver zu großflächiger, intensiver Landwirtschaft begründet. Aber auch jährliche und regionale Niederschlagsvariationen sowie Klimaveränderungen können zusätzliche Treiber der Vegetationsveränderungen sein.
- Aufgrund der geringen räumlichen Verbindung von urbanen Räumen zu den Agrarproduktionsflächen und Wasserreservoirs im Landesinneren, wird eine Dezentralisierung der Landwirtschaft und Energieproduktion angenommen.
- Des Weiteren ist der schwach ausgebildete Prozess der Urbanisierung auf die klimatisch begünstigten Berg- und Küstenregionen begrenzt.
- Das Vorkommen von gering bewaldeten Vegetationsklassen (Busch- und Grünland) im São Francisco Flusstal deutet auf einen Korridor mit besonders hohem Risiko für Degradation und Desertifikation. Jedoch erscheinen durch vornehmlichen Zuwachs an gehölzreicher Vegetation entgegengesetzte Prozesse zu verlaufen.

## **Fazit**

Das Forschungsdesign unterstützt die Überwachung von Landschaftsdiversität als wichtigen Baustein des ökosystemaren Ansatzes der CBD. Die Verknüpfung von Landschaftsstrukturanalysen mit multi-temporalen Ansätzen ermöglicht die Ermittlung von räumlichen Mustern auf jährlicher Basis. Zudem erlauben Indikatoren von der Landschaftsebene bis hin zur Zellebene die Landschaftsforschung auf mehreren Skalen.

Für das große Verbreitungsgebiet von Caatinga Trockenwäldern eignet sich das MODIS Land Cover Produkt, indem es flächendeckende und pre-klassifizierte Landnutzungsdaten zur Verfügung stellt. Aufgrund der geringen räumlichen Auflösung der Ausgangsdaten und des kurzen Zeitraumes von zwölf Jahren stößt die Analyse jedoch auch auf Grenzen. So sind Langzeitprozesse wie Landdegradation und Desertifikation sowie kleinräumige Muster schwer zu identifizieren. Trotz Abweichungen des globalen Klassifikationsschlüssels, sind Vegetationsveränderungen auf Basis der hohen thematischen Auflösung identifizierbar. Die Ergebnisse lassen aufgrund lokaler (Wieder-)Anstiege positive Veränderungen in den

Trockenwäldern erahnen. Jedoch ist weitere Forschung zu Landnutzungsveränderungen, ihrer Ursachen und Effekten auf die Biodiversität nötig, um nachhaltige Entscheidungen treffen zu können.

## Literaturverzeichnis

- ALBUQUERQUE, U.P., LIMA ARAÚJO, E., EL-DEIR, A.C., LIMA, A.L., SOUTO, A., BEZERRA, B.M., FERRAZ, E.M., FREIRE, E.M., SAMPAIO, E.V., LAS-CASAS, F.M., MOURA, G.J., PEREIRA, G.A., MELO, J.G., RAMOS, M.A., RODAL, M.J., SCHIEL, N., LYRA-NEVES, R.M., ALVES, R.R., AZEVEDO-JÚNIOR, S.M., TELINO JÚNIOR, W.R., SEVERI, W. (2012): Caatinga Revisited: Ecology and Conservation of an Important Seasonal Dry Forest (Review Article). - *The Scientific World Journal* 2012. doi:10.1100/2012/205182
- AIDE, T.M., CLARK, M.L., GRAU, H.R., LÓPEZ-CARR, D., LEVY, M.A., REDO, D., BONILLA-MOHENO, M., RINER, G., ANDRADE-NÚÑEZ, M.J., MUÑIZ, M. (2013): Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). - *Biotropica* 45(2): 262–271. doi:10.1111/j.1744-7429.2012.00908.x
- BARBOSA, H.A., HUETE, A.R., BAETHGEN, W.E. (2006): A 20-year study of NDVI variability over the Northeast Region of Brazil. - *J Arid Environ* 67: 288–307. doi:10.1016/j.jaridenv.2006.02.022
- BEUCHLE, R., GRECCHI, R.C., SHIMABUKURO, Y.E., SELIGER, R., EVA, H.D., SANO, E., ACHARD, F. (2015): Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. - *Appl Geogr* 58:116–127. doi:10.1016/j.apgeog.2015.01.017
- CLARK, M.L., AIDE, T.M., RINER, G. (2012): Land change for all municipalities in Latin America and the Caribbean assessed from 250-m MODIS imagery (2001–2010). *Remote Sens Environ* 126:84–103. doi:10.1016/j.rse.2012.08.013
- ERASMI S, SCHUCKNECHT A, BARBOSA MP, MATSCHULLAT J (2014) Vegetation Greenness in Northeastern Brazil and Its Relation to ENSO Warm Events. - *Remote Sens* 6: 3041–3058. doi:10.3390/rs6043041
- FRIEDL, M.A., SULLA-MENASHE, D., TAN, B., SCHNEIDER, A., RAMANKUTTY, N., SIBLEY, A., HUANG, X. (2010): MODIS Collection 5 global land cover: Algorithm refinements and characterization of new datasets, 2001-2012, Collection 5.1 IGBP Land Cover. - Boston (University, Boston)
- HIJMANS, R.J., CAMERON, S.E., PARRA, J.L., JONES, P.G., JARVIS, A. (2005): Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. - *Int J Climatol* 25: 1965–1978. doi:10.1002/joc.1276
- IBGE (2015): Geoscientific catalog of the Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. - [http://www.ibge.gov.br/english/geociencias/default\\_prod.shtm#REC\\_NAT](http://www.ibge.gov.br/english/geociencias/default_prod.shtm#REC_NAT), Accessed 24 June 2015
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT BOARD (2005): Ecosystems and human well-being: current state and trends. – Washington (Island Press)
- MCGARIGAL, K., MARKS, B. (1995): Fragstats - Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. Version 2.0. - Forest Science Department, Oregon State University, Corvallis
- MCGARIGAL, K., CUSHMAN, S.A., ENE, E. (2012): FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst <http://www.umass.edu/landeco/index.html>

- LAUSCH, A., BLASCHKE, T., HAASE, D., HERZOG, F., SYRBE, R.U., TISCHENDORF, L., WALZ, U. (2014): Understanding and quantifying landscape structure – A review on relevant process characteristics, data models and landscape metrics. - *Ecol Model* 295: 31–41. doi:10.1016/j.ecolmodel.2014.08.018
- LEAL, I.R., SILVA, J.M., TABARELLI, M., LACHER, T.E. Jr (2005): Changing the Course of Biodiversity Conservation in the Caatinga of Northeastern Brazil. - *Conserv Biol* 19(3): 701–706. doi:10.1111/j.1523-1739.2005.00703.x
- OLIVEIRA, P.E., BARRETO, A.M., SUGUIO, K. (1999): Late Pleistocene/Holocene climatic and vegetational history of the Brazilian caatinga: the fossil dunes of the middle São Francisco River. - *Palaeogeogr Palaeocl* 152: 319–337. doi:10.1016/S0031-0182(99)00061-9
- PENNINGTON, R.T., LAVIN, M., OLIVEIRA-FILHO, A. (2009): Woody Plant Diversity, Evolution, and Ecology in the Tropics: Perspectives from Seasonally Dry Tropical Forests. - *Annu Rev Ecol Evol S* 40: 437–457. doi:10.1146/annurev.ecolsys.110308.120327
- PEREIRA, I.M., ANDRADE, L.A., SAMPAIO, E.V., BARBOSA, M.R. (2003): Use-History Effects on Structure and Flora of Caatinga. - *Biotropica* 35(2): 154–165. doi:10.1111/j.1744-7429.2003.tb00275.x
- RAO, V.B., HADA, K., HERDIES, D.L. (1995): On the severe drought of 1993 in north-east Brazil. - *Int J Climatol* 15: 697–704. doi:10.1002/joc.3370150608
- REDO, D.J., AIDE, T.M., CLARK, L.M. (2012): Vegetation change in Brazil's dryland ecoregions and the relationship to crop production and environmental factors: Cerrado, Caatinga and Mato Grosso, 2001–2009. - *J Land Use Science* 8(2): 123–153. doi:10.1080/1747423X.2012.667448
- RIITTERS, K.H., O'NEILL, R.V., HUNSAKER, C.T., WICKHAM, J.D., YANKEE, D.H., TIMMINS, S.P., JONES, K.B., JACKSON, B.L. (1995): A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. - *Landscape Ecol* 10(1): 23–39. doi:10.1007/BF00158551
- SANTOS, R.S., OLIVEIRA-FILHO, A.T., EISENLOHR, P.V., QUEIROZ, L.P., CARDOSO, D.B., RODAL, M.J. (2012): Identity and relationships of the Arboreal Caatinga among other floristic units of seasonally dry tropical forests (SDTFs) of north-eastern and Central Brazil. - *Ecol Evol* 2(2): 409–28. doi:10.1002/ece3.91
- SANTOS, M.G., OLIVEIRA, M.T., FIGUEIREDO, K.V., FALCÃO, H.M., ARRUDA, E.C., ALMEIDA-CORTEZ, J., SAMPAIO, E.V., OMETTO, J.P., MENEZES, R.S., OLIVEIRA, A.F., POMPELLI, M.F., ANTONINO, A.C. (2014): Caatinga, the Brazilian dry tropical forest: can it tolerate climate changes? - *Theor Exp Plant Physiol* 26(1): 83–99. doi:10.1007/s40626-014-0008-0
- SAMPAIO, E. (1995): Overview of the Brazilian caatinga. - In: BULLOCK, S.H., MOONEY, H.A., MEDINA, E. (ed): *Seasonally dry tropical forests*. – London (Cambridge University Press): 35–63
- SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2014): *Global Biodiversity Outlook 4*. – Montreal (ICAO)
- TEEB (2010): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*. – Malta (Progress Press)
- TURNER, M.G. (1989): Landscape Ecology: Effect of Pattern on Process. - *Annu Rev Ecol Evol S* 20: 191–197. doi:10.1146/annurev.es.20.110189.001131
- UNITED NATIONS (1992): *Convention on Biological Diversity*. United Nations Conference on Environment and Development, 5 June 1992

UUEMAA, E., ANTROP, M., ROOSAARE, J., MARJA, R., MANDER, Ü. (2009): Landscape Metrics and Indices: An Overview of Their Use in Landscape Research. - *Living Rev Landscape Res* 3(1). doi:10.12942/lrlr-2009-1

UUEMAA, E., MANDER, Ü., MARJA, R. (2013): Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: A review. *Ecol Indic* 28 (2013): 100–106.  
doi:10.1016/j.ecolind.2012.07.018

WU, J., SHEN, W., SUN, W., TUELLER, P.T. (2002): Empirical patterns of the effects of changing scale on landscape metrics. - *Landscape Ecol* 17: 761–782.  
doi:10.1023/A:1022995922992

*Christian Schulz*

*Althansweg 6*

*12685 Berlin*

✉ *chrischu@mailbox.tu-berlin.de*

# Managed vs. Unmanaged forests – The importance of Slovakian primeval beech forests in the western Carpathian Mountains for species diversity and red listed vascular plants, bryophytes and lichens in contrast to managed forests

STEFAN KAUFMANN

*Schlagwörter: Carpathian Mountains, Virgin Beech forests, Biodiversity, Endangered Species*

## Einleitung

Der Urwald ist das letzte Glied einer tausendjährigen Waldentwicklung. Während dieses Zeitraumes hat sich der Wald in seinen Komponenten und in den Charaktermerkmalen der Struktur den günstigen und ungünstigen Einflüssen eines bestimmten Gebietes dermaßen angepasst, dass man sich praktisch kein stabileres Ökosystem vorstellen kann, als das, welches der Urwald darstellt (KORPEL 1995). Urwälder sind in Europa sehr selten geworden (KNAPP 2011), was auf zunehmende Bewirtschaftungsmaßnahmen zurückzuführen ist. Dies führte dazu, dass weniger als 1 % der Wälder Europas noch in ihrem Urzustand sind (PAILLET et al. 2009). Jedoch blieben wegen des schwierigen Zutritts auf vertikal stark differenzierten Gebirgen und der verspäteten Besiedelung in slowakischen Wäldern ein erheblicher Teil dieser alten Wälder erhalten (KORPEL 1995).

*Fagus sylvatica* (Rotbuche) ist eine der Hauptbaumarten europäischer Wälder. Die Fläche von mit Buchen dominierten Wäldern wird auf ca. 14-15 Mha geschätzt (BRUNET et al. 2010). Im Laufe dieses Jahrhunderts nahm der Flächenanteil der Buche stetig ab, da sie durch Fichte und Tanne ersetzt und außerdem Wälder in Ackerland überführt wurden (DIEKMANN et al. 1999).

Die Karpaten in Europa werden auch als Biodiversitätshotspots bezeichnet (VOLOŠČUK 2013). Die Urbuchenwälder der Westkarpaten spielen hinsichtlich des Artenschutzes eine große Rolle (DYMYTROVA 2014), weshalb diese auch unter strengen Schutz gestellt wurden. Der Fortbestand dieser Wälder ist von größter Bedeutung, da sie einzigartige Bedingungen bieten, ökologische Vorgänge zu verstehen und zu untersuchen, in denen kein menschlicher Einfluss stattgefunden hat (KNAPP 2011). Außerdem werden Urwälder auch durch das Auftreten gefährdeter Tier- und Pflanzenarten charakterisiert, was auf die Habitatvielfalt und die Kontinuität des Bestandes zurückzuführen ist.

Auf lokaler Ebene wird behauptet, dass nicht bewirtschaftete Wälder im Allgemeinen mehr Arten beinhalten als Wirtschaftswälder, jedoch trifft dies nicht auf alle Organismengruppen zu (PAILLET et al. 2009). Die meisten Buchenwaldgebiete dienen der Holzproduktion, was weitreichende Effekte auf die Waldstruktur und die Biodiversität hat (BRUNET et al. 2010).

Die vorliegende Studie soll Ansätze liefern und aufzeigen, wie wichtig der Erhalt und Schutz ursprünglicher Wälder für die Biodiversität ist. Außerdem soll bewiesen werden, dass die Zahl der Flechten, Moose und Gefäßpflanzen in Urwäldern deutlich höher ist als in Wirtschaftswäldern. Um dies zu verdeutlichen wurden drei slowakische Buchenurwälder mit Wirtschaftswäldern hinsichtlich ihrer Artenvielfalt und der Anzahl gefährdeter Arten verglichen.

## Material und Methoden

Zwischen August 2013 und Juni 2015 wurden in drei slowakischen Buchenurwäldern (West Karpaten) Untersuchungen bezüglich der Diversität von Flechten, Moosen und Gefäßpflanzen im Vergleich zu bewirtschafteten Wäldern (80-100 Jahre) durchgeführt. Jeweils 40 Flächen (500 m<sup>2</sup>) wurden in den drei Urwaldgebieten, Havešová (171 ha) (Abb. 3), Kyjov (53 ha) (Abb. 2) und Stučicá (659 ha) (Abb. 1) eingerichtet, wohingegen in den Vergleichsflächen jeweils zehn Punkte ausgewiesen wurden. Innerhalb der Probekreise wurden Vegetationsaufnahmen der Bodenvegetation sowie der Epiphyten auf lebenden Bäumen und Totholzobjekten (stehend/liegend) durchgeführt. Die Deckung wurde geschätzt und in 5 %-Klassen eingeteilt für jene, die  $\geq 10\%$  der Aufnahme­fläche bedeckten. Arten mit  $< 10\%$  Deckung wurden hingegen in 1 % Klassen zusammengefasst. Taxa mit einer Deckung  $< 1\%$  wurden in 0,1 % (ein Individuum) und 0,5 % (mehr als ein Individuum) Klassen eingeteilt.

Bei allen Bäumen wurde der Durchmesser auf Brusthöhe (DBH auf 1,30 m) bestimmt. In Summe wurden 150 Flächen mit insgesamt 1853 Bäumen (lebend/tot) in den Ur- und Wirtschaftswäldern untersucht, wobei nur Bäume ab einem DBH  $\geq 15$  cm beprobt wurden.



Abb. 1: Stučicá

Abb. 2: Kyjov

Abb. 3: Havešová

## Ergebnisse

Tab. 1: Übersicht der Moos- und Flechtendiversität der einzelnen Untersuchungsgebiete

Urwälder	Nr. Moose	Nr. Flechten	$\Sigma$ der Epiphyten
Kyjov	52	38	<b>90</b>
Havešová	61	61	<b>122</b>
Stučicá	75	55	<b>130</b>
$\Sigma$ der Arten	83	88	<b>171</b>

Der Vergleich der Artenzahlen für Moose zwischen den Ur- und Wirtschaftswäldern zeigt eine um etwa 50 % geringere Vielfalt der Vergleichsbestände. Dieser Unterschied wird bei der Flechtendiversität noch deutlicher ( $\sim 60\%$ ). Im Gegensatz dazu unterscheidet sich die Gefäßpflanzenvielfalt der Buchenurwälder nur geringfügig von den Wirtschaftswäldern. Auffällig ist jedoch, dass in allen Urwäldern die Zahl der Pflanzenarten höher ausfällt als in den Wirtschaftswäldern. Die Zahl gefährdeter Flechten und Moose ist auch hier in den Urwäldern

höher als in den Wirtschaftswäldern. Während die Zahlen bedrohter Bryophyten sich nicht wesentlich unterscheiden, so wurden in den Wirtschaftswäldern 60 % weniger bedrohte Flechtenarten nachgewiesen. In der Gruppe der Gefäßpflanzen konnten weder in den Urwäldern noch in den Vergleichsbeständen bedrohte Arten gefunden werden.

Tab. 2: Übersicht der Moos- und Flechtendiversität in den bewirtschafteten Wäldern.

Wirtschaftswälder	Nr. Moose	Nr. Flechten	Σ der Epiphyten
Kyjov	31	17	48
Havešová	35	25	60
Stužická	31	14	45
Σ der Arten	49	33	82

## Schlussfolgerungen

Der Vergleich der Epiphytendiversität zwischen Ur- und Wirtschaftswäldern zeigt einen geringeren Artenreichtum in bewirtschafteten Buchenwäldern. Studien zeigen, dass hauptsächlich Bäume älter als ca. 180 Jahre die nötigen Mikrohabitate aufweisen, um den Epiphytenreichtum in europäischen Buchenwäldern zu gewährleisten (FRITZ et al. 2006). Auch Brunet et al. (2010) führt eine hohe Epiphyten Diversität auf ein hohes Alter der Bäume zurück. Die physischen und chemischen Eigenschaften der Borke verändern sich mit zunehmendem Alter und Größe der Bäume (FRIEDEL et al. 2006). Speziell die Zahl bedrohter Flechten steigt enorm, wenn Bäume 180 Jahre überschreiten. Das Vorkommen bedrohter Moose scheint jedoch nicht so sehr vom Alter der Bäume abzuhängen (FRITZ et al. 2008). Viele Pionierarten, die auf glatter Rinde junger Bäume wachsen bleiben mit zunehmendem Alter bestehen, was bedeutet, dass sich mit steigendem Alter immer mehr Arten ansiedeln (BRUNET et al. 2010). Während der Aufnahmen konnte beobachtet werden, dass vor allem jene Bäume reichlich von Epiphyten bewachsen wurden, die eine raue oder rissige Borke aufwiesen.

Ein weiterer Grund für die höhere Diversität in den Buchenurwäldern ist, dass reichlich liegendes Totholz in fortgeschrittenem Zerfallsstadium vorliegt. In Wirtschaftswäldern ist deutlich weniger vorhanden, was das Fehlen epixyler (= ausschließlich auf gut zersetztem Totholz vorkommende Arten) Moose wie *Nowellia curvifolia* erklärt. Neben dem nötigen Substrat ist auch ein entsprechendes Mikroklima wichtig (ÓDOR & VAN HEES 2004). Speziell Lebermoose reagieren sensibler auf eine Abnahme der Luftfeuchtigkeit als manche Laubmoose und Flechten (ÓDOR & STANDOVAR 2001). An Stellen mit trockenerem Mikroklima können große liegende Totholzobjekte feuchte Bedingungen für jene Moose zur Verfügung stellen (ÓDOR & VAN HEES 2004).

Auffallend ist auch, dass die Diversität der Krautschicht in den Urwäldern höher (wenn auch nur geringfügig) ist, als in den Wirtschaftswäldern. Auch Burrascano et al. (2008) stellten fest, dass die Vielfalt der Krautschicht in nicht bewirtschafteten Buchenwäldern höher ist, als in Wirtschaftswäldern, was auf eine größere Heterogenität des Lebensraumes zurückzuführen ist. Charakteristisch für alte Wälder sind kleine artenreiche Flecken. In Wirtschaftswäldern tritt die Krautschicht zwar oft großflächiger, jedoch dominiert von nur einer Pflanzenart

auf (BRUNET et al. 2010). Diese Tatsache könnte einerseits auf unterschiedliche Lichtverhältnisse in Ur- und Wirtschaftswäldern zurückgeführt werden. Andererseits könnten auch der pH-Wert des Bodens und das Auftreten weiterer Baumarten eine wichtige Rolle spielen (BRUNET et al. 2010).

Abschließend kann man sagen, dass Flechten, Moose und Gefäßpflanzen einen enormen Beitrag zur Phytodiversität alter Wälder leisten. Im Gegensatz dazu dienen diese als Refugium für bedrohte Pflanzenarten, weshalb der Schutz dieser Wälder das primäre Ziel sein sollte, um dem Verlust der Artenvielfalt entgegenzuwirken. Die Ergebnisse sollen nicht nur wichtige Erkenntnisse für die waldökologische Grundlagenforschung liefern, sondern auch zur Umsetzung der Convention on Biological Diversity (CBD) in der Slowakei und in Deutschland im Bereich der Buchenurwälder praktisch anwendbar sein. Die Ergebnisse, die auf eine Reduktion der biologischen Vielfalt durch Bewirtschaftungsmaßnahmen in Buchenwäldern deuten, sollen dazu beitragen die Wichtigkeit von Waldschutzgebieten zu verdeutlichen.

## Danksagung

Diese Studie wurde durch die Förderung der Stemmler Stiftung im Stifterverband der deutschen Wissenschaft ermöglicht. Besonderer Dank gilt auch unserem Kooperationspartner, der Technischen Universität Zvolen (Slowakei), sowie der Poloniny Nationalparkverwaltung für die Genehmigung in diesen wunderbaren und einzigartigen Wäldern Untersuchungen durchführen zu dürfen und unseren Beitrag zur Urwaldforschung zu leisten.

## Literatur

- BRUNET, J., FRITZ, Ö. & RICHNAU, G. (2010): Biodiversity in European beech forests – a review with recommendations for sustainable forest management. - *Ecological Bulletins* 53: 77-94
- BURRASCANO, S., LOMBARDI, F. & MARCHETTI, M. (2008): Old growth forest structure and deadwood: Are they indicators of plant species composition? A case study from central Italy. - *Plant Biosystems* 142: 313-323
- DIEKMANN, M., EILERTSEN, O., FREMSTAD, E., LAWESSON, J.E. & AUDE, E. (1999): Beech forest communities in the Nordic countries – a multivariate analysis. – *Plant Ecology* 140: 203-220
- DYMYTROVA, L., NADYEINA, O., HOBI, M.L. & SCHEIDEGGER, C. (2014). Topographic and forest-stand variables determining epiphytic lichen diversity in the primeval beech forests in the Ukrainian Carpathians. – *Biodivers. Conserv* 23: 1367-1394
- FRIEDEL, A., OHEIMB, G., DENGLER, J. & HÄRDTLER, W. (2006): Species diversity and species composition of epiphytic bryophytes and lichens – a comparison of managed and unmanaged beech forests in NE Germany. – *Feddes Repertorium* 117: 172-185
- FRITZ, Ö., GUSTAFSSON, L. & LARSSON, K. (2006): Does forest continuity matter in conservation? – A study of epiphytic lichens and bryophytes in beech forests of southern Sweden. – *Biological Conservation* 141: 655-668
- FRITZ, Ö., NIKLASSON, M. & CHURSKI, M. (2008): Tree age is a key factor for the conservation of epiphytic lichens and bryophytes in beech forests. - *Applied Vegetation Science* 12: 93-106
- KNAPP, H.D. (2011): European beech forests and their biogeographical position. - In: KNAPP, H.D. & FICHTNER, A. (eds): *Beech Forests. Joint Natural Heritage of Europe*: Bonn (Bundesamt für Naturschutz). (Skripten 297): 9-14

- KORPEL, S. (1955). Die Urwälder der Westkarpaten. – Stuttgart (Fischer)
- NASCIMBENE, J., MARINI, L. & NIMIS, P.L. (2007): Influence of forest management on epiphytic lichens in a temperate beech forest of northern Italy. – *Forest Ecology and Management* 247: 43-47
- ÓDOR, P. & STANDOVAR, T. (2001): Richness of bryophyte vegetation in near-natural and managed beech stands: the effects of management-induced differences in dead wood. - *Ecological Bulletins* 49: 219-229
- ÓDOR, P. & VAN HEES, A.F. (2004): Preferences of deadwood inhabiting bryophytes for decaystage, log size and habitat types in Hungarian beech forests. – *J. Bryol.* 26: 79-95
- PAILLET, Y., BERGES, L., HJÄLTEN, J., ÓDOR, P., AVON, C., BERNHARDT-RÖMERMANN, M., BIJLSMA, R.-J., BRUYN, L., FUHR, M., GRANDIN, U., KANKA, R., LUNDIN, L., LUQUE, S., MARGURA, T., MATESANZ, S., MESZAROS, I., SEBASTIA, M.-T., SCHMIDT, W., STANDOVAR, T., TOTHMERESZ, B., UOTILA, A., VALLADARES, F., VELLAK, K. & VIRTANEN, A.R. (2009): Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: Meta-analyses of Species richness in Europe. – *Conservation Biology* 24 (1): 101-112
- VOLOŠČUK, I. (2013). From Research of the Carpathian Beech Virgin Forests to the World heritage. – 5. Symposium for research in protected areas. Conference Volume

*Stefan Kaufmann*  
*Universität Göttingen*  
*Albrecht-von-Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften*  
*Abteilung für Ökologie und Ökosystemforschung*  
*Untere Karspüle 2*  
*37073 Göttingen*  
✉ *skaufma3@gwdg.de*



# Naturschutzfachliche Bewertung der Flächen mit natürlicher Waldentwicklung in Deutschland

JULIANE SCHULTZE

*Schlagwörter: Biodiversität in Wäldern, Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt (NBS), Prozessschutz, naturschutzfachliche Bewertung, Kriterien und Indikatoren*

## Einleitung

Für einen erfolgreichen Schutz der biologischen Vielfalt stellen Prozessschutzwälder einen wichtigen Baustein dar (NORTON 1999, LINDENMAYER & FRANKLIN 2002). Es wird davon ausgegangen, dass sich hier eine natürliche, standortgemäße Biodiversität einstellen kann (WINTER 2005). Da die Entwicklung dieser Biodiversität Raum und Zeit braucht (z. B. für die Entwicklung von Alt- und Totholzstrukturen oder einer natürlichen Lückendynamik), sind gerade Prozessschutzwälder geeignet, um durch das Zulassen natürlicher Prozesse Strukturen entstehen zu lassen, die im Wirtschaftswald nicht oder nur eingeschränkt zu finden sind (BÜTLER & SCHLAEPFER 2004, PAILLET et al. 2010). So tragen insbesondere Primärwälder einen wichtigen Beitrag zum Biodiversitätsschutz bei (PETERKEN 1977, HUNTER 1999, SPIES & TURNER 1999). Diese sind in Mitteleuropa jedoch kaum noch zu finden (PARVIAINEN 2005, FOREST EUROPE, UNECE & FAO 2012). Um diese Art des Biodiversitätsschutzes dennoch zu ermöglichen, setzte sich die Bundesregierung in der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS) das Ziel, bis 2020 5 % der Waldfläche (bzw. 10 % der Fläche der öffentlichen Wälder) einer natürlichen Entwicklung zu überlassen (BMU 2007).

Innerhalb des vom BfN vergebenen Forschungs- und Entwicklungsvorhabens „Natürliche Waldentwicklung (5 %) als Ziel der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt“ (NWE5) wurde eine Flächenbilanz sowie eine naturschutzfachliche Bewertung der jeweiligen Flächen und des gesamten Schutzgebietssystems erarbeitet (SPELLMANN et al. in prep.). Als Mindestanforderung für die Aufnahme in die Bilanz müssen diese Wälder dauerhaft und verbindlich gesichert sein, sodass sie sich langfristig eigendynamisch entwickeln können. Forstwirtschaftliche Eingriffe sowie naturschutzfachliche Pflegemaßnahmen sind dabei ausgeschlossen. Eine Mindestgröße von 0,3 ha wurde festgelegt, um diese Wälder kartographisch verorten zu können (SPELLMANN et al. in prep.).

Zum Stichjahr 2013 wurde für Deutschland 213.145 ha ermittelt, auf denen eine natürliche Waldentwicklung stattfinden kann und die den oben genannten Mindestanforderungen erfüllen. Dies entspricht einem Anteil von 1,9 % an der Gesamtwaldfläche Deutschlands. Bis zum Jahr 2020, in dem die angestrebten 5 % erreicht werden sollen, werden voraussichtlich 2,3 % (257.060 ha) der Waldfläche erreicht. Nach 2020 werden ca. 330.900 ha (3,0 %) Waldfläche dauerhaft einer natürlichen Waldentwicklung überlassen sein (ENGEL et al. in prep.).

Eine Evaluierung, ob das Ziel, Biodiversität durch die natürliche Waldentwicklung zu ermöglichen, auch qualitativ erreicht wurde, muss über eine rein quantitative Analyse hinausgehen. So war das Ziel dieser Studie, ein naturschutzfachlich fundiertes Konzept zu entwickeln, um auf nationaler Ebene den Beitrag der Prozessschutzwälder in Deutschland zum Biodiversitätsschutz zu bewerten. Welche naturschutzfachlichen Kriterien mit entsprechenden Indika-

toren besonders für diese Evaluierung geeignet sind, sollte ermittelt sowie eine Definition von geeigneten naturschutzfachlichen Zielen formuliert und evaluiert werden.

## Methode

Am Anfang der Studie wurde eine Literaturrecherche durchgeführt, mit dem Fokus auf naturschutzfachliche Bewertung anhand relevanter Kriterien und Indikatoren, die für die Evaluierung von Prozessschutzwäldern geeignet sind. Um die zeitliche, räumliche und funktionale Dimension der Biodiversitätsevaluierung abzudecken, wurde parallel zu dieser Recherche ein Schema für die Auswahl geeigneter Kriterien entwickelt (Abb. 1). Dieses Schema ermöglicht einzelne Schutzgebiete sowie auch das gesamte System der Prozessschutzflächen gleichzeitig in die Bewertung zu integrieren. Für dieses Schema wurden die Kriterien Naturnähe, Repräsentanz, Seltenheit, Gefährdung, Vollständigkeit (Flächengröße), Konnektivität und Habitatkontinuität ausgewählt.

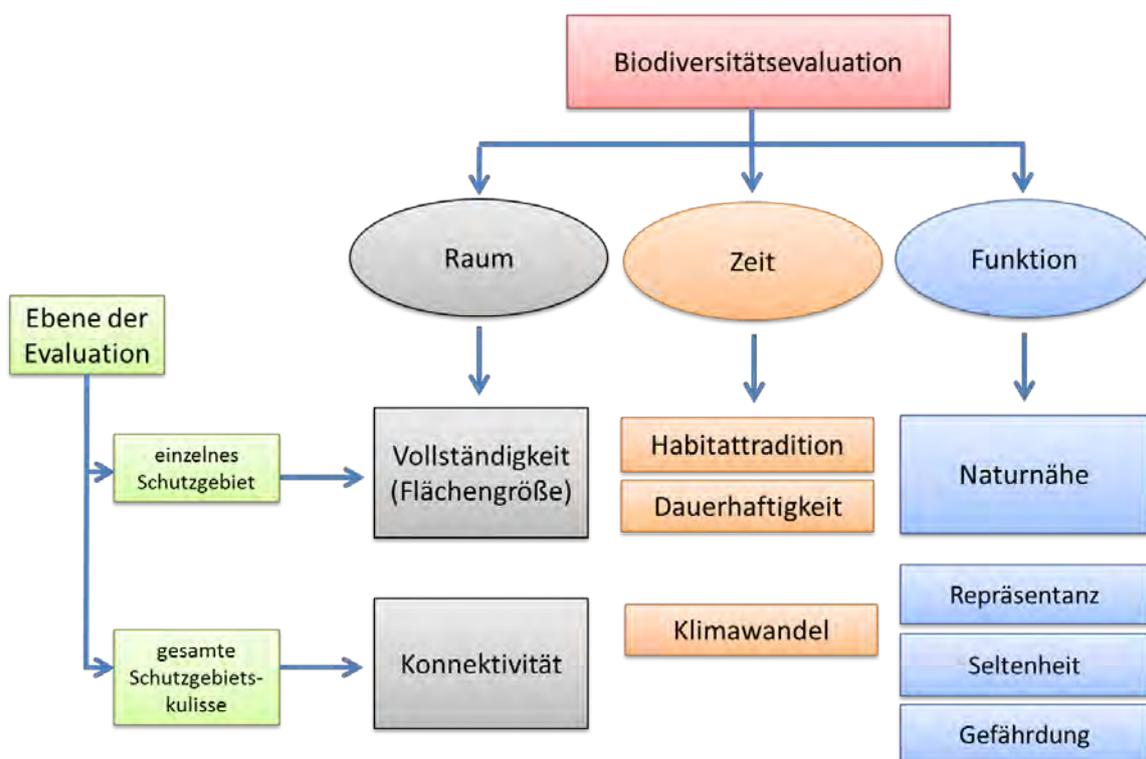


Abb. 1: Konzeptionelles Schema, um den Beitrag der Prozessschutzwälder zur Erhalt der Biodiversität der Wälder zu ermitteln. Die Evaluierung deckt die räumlichen, zeitlichen und funktionellen Aspekte der Biodiversität ab und die Ebene der einzelnen Schutzgebiete sowie des gesamten Schutzgebietssystems werden berücksichtigt (leicht verändert nach Schultze et al. 2014).

Um festzustellen, wie effektiv das derzeitige Prozessschutzflächensystem zum Biodiversitätsschutz tatsächlich beiträgt, wurde als nächster Schritt ein Evaluierungskonzept entwickelt. Dafür wurden, in Abhängigkeit von der aktuellen Datenlage zu den Prozessschutzflächen, messbare Indikatoren je Kriterium identifiziert (Tab. 1). Entsprechend der ökologischen Wertigkeit für den Schutz der Biodiversität, wurde für jeden Indikator eine Werteskala festgelegt (1 = geringe Wertigkeit, 6 = höchste Wertigkeit).

Tab 1: Definition der Kriterien mit den zugehörigen Indikatoren und die Bewertung durch die Werte

Kriterium (Beschreibung)	Indikator	Bewertung anhand der Werteskala
Naturnähe (Ähnlichkeit der aktuellen Bestockung zu der potentiellen natürlichen Bestockung)	Baumartenzusammensetzung	Hohe Übereinstimmung der aktuellen Baumartenzusammensetzung mit der potentiellen Baumartenzusammensetzung weist auf eine hohe Naturnähe hin
Repräsentanz ((vollständiges) Vorkommen der (verschiedenen) natürlichen Ausprägungen (z.B. Habitate, Waldtypen, Ökosysteme) in einem definierten Raum)	pnV Waldtypen (pnV = potentiell natürliche Vegetation)	Über- und Unterrepräsentanz wird als Abweichung von einer proportionalen Repräsentanz bewertet. Je größer die Abweichung, desto geringer der Naturschutzwert der Gesamtkulisse
Seltenheit (geringes Vorkommen in Häufigkeit und Verteilung)	Seltene pnV Waldtypen (bedecken weniger als 1% der pnV Flächen in Deutschland)	Steigende Wertigkeit mit proportional steigendem Vorkommen
Gefährdung (zeigt die Gefahr des Aussterbens einer Art/eines Habitats an)	Gefährdungsstufen der Roten Liste der Waldtypen	Bewertungsschema entsprechend der Rote Liste-> hoher Wert = hohe Gefährdung
Vollständigkeit (umfasst alle Entwicklungsphasen, Prozesse und Funktionen eines Ökosystems)	Flächengröße	Das Potential alle Prozesse und Entwicklungsphasen zu gewährleisten steigt mit zunehmender Flächengröße
Konnektivität (Grad, mit dem Habitats, Populationen und ökologische Prozesse räumlich vernetzt sind)	Proximity Index	Analyse der räumlichen Verteilung der Prozessschutzflächen. Je größer die Flächen einzelne Fläche ist und desto näher sie beieinander liegen, desto höher die Wertigkeit der Gesamtkulisse für den Biodiversitätsschutz
Habitatkontinuität (Zeitspanne während der ein Ökosystem / ein Habitat vorhanden ist)	Historisch alter Wald Alter der Bäume	Je höher das Alter der Bäume, desto höher die Habitatkontinuität. Ist eine Fläche länger als 200 Jahre mit Wald bestockt, weist auf eine hohe Habitatkontinuität hin

Um einen Gesamtwert für das gesamte Prozessschutzsystem zu ermitteln, der über die kriterienweise Auswertung hinausgeht, wurden die Kriterien aggregiert. Für die Aggregation wurde eine Gewichtung der Kriterien von Experten durchgeführt. Die Gewichtung wurde entsprechend der zuvor formulierten Ziele vorgenommen. Folgende vier Ziele wurden formuliert:

- Buchenwälder werden durch natürliche Waldentwicklung in Deutschland geschützt
- Natürlich vorkommende seltene und gefährdete Waldtypen in Deutschland werden durch natürliche Waldentwicklung geschützt.
- Alle natürlich vorkommenden Waldtypen werden in Deutschland durch natürliche Waldentwicklung geschützt.
- 5% der Waldfläche in Deutschland werden einer natürlichen Waldentwicklung überlassen, um die Biodiversität zu schützen (aus BMU 2007, S. 31/32)

In der Wissensdatenbank (knowledgebase) wurden diese Gewichtungen dann zusammen mit der Evaluierungsskala über ein Entscheidungsunterstützungsmodell (EMDS) mit der Datenbank zu den Prozessschutzflächen verknüpft. Somit konnte die Zielerfüllung der vier Ziele

sowie ein Gesamtwert des Schutzgebietssystems zur Erfüllung des Biodiversitätsschutzes abgeleitet werden.

## Ergebnisse

Buchenwälder (*Fagus sylvatica* L.) nehmen in Deutschland als potentielle natürliche Vegetation (Waldtyp der potentiell natürliche Vegetation (= pnV Waldtyp)) die größte Fläche ein und sind der dominante pnV Waldtyp. Die Prozessschutzwälder wurden hauptsächlich auf Buchenstandorten ausgewiesen. Verglichen mit ihrem deutschlandweiten Vorkommen sind die Standorte von 30 der 79 seltenen und meistens gefährdeten pnV Waldtypen überproportional vertreten, jedoch sind auch 25 seltene pnV Waldtypen unterproportional repräsentiert. Insgesamt 16 pnV Waldtypen sind dabei nicht in dem Prozessschutzsystem vertreten. Wie zum Beispiel die Traubeneichen-Hainbuchenwälder, natürliche Kiefernwälder, Moor und Auenwälder. Die Analyse der Verteilung der Größenklassen zeigt, dass viele kleine (0,3 – 5 ha) und wenig große (>1000 ha) Prozessschutzgebiete vorhanden sind. Innerhalb dieser verschiedenen großen Flächen konnte sich Habitatkontinuität schon über 100 Jahre einstellen, wobei die Zeitspanne zum größten Teil unter 200 Jahren liegt. In 24 % der Prozessschutzgebiete war die Baumartenzusammensetzung naturnah oder bedingt naturnah (bei einer Evaluierung mit 3 Baumarten). Allerdings kommen auch stark anthropogen geprägte Wälder auf den Prozessschutzflächen vor. Bei einer Evaluierung mit nur einer Baumart (der Hauptbaumart) betrug der naturnahe Anteil fast 40 %. Das zeigt, dass das Ergebnis der Naturnähebewertung sehr stark von dem Bewertungsansatz abhängt und dass die Daten für eine valide Aussage zu mangelhaft waren. Eine Evaluierung der Konnektivität bestätigt, dass die derzeit 1.9 % der Waldfläche Deutschlands, die als Prozessschutzwälder ausgewiesen sind, weit zerstreut liegen und eine Vernetzung kaum gewährleistet ist.

Die Analyse der in dieser Studie formulierten Ziele ergab, dass die naturschutzfachlichen Ziele zum größten Teil gering oder mittelmäßig erfüllt sind (auf einer Skala von sehr hoch, hoch, mittelmäßig, gering und sehr gering). Ein Gesamtwert für das Prozessschutzsystem zeichnet sich dem entsprechend sehr gering ab.

## Diskussion

Die Definition und die Mindestanforderungen für Flächen mit natürlicher Waldentwicklung (Prozessschutzwäldern) schließen viele Wälder, die derzeit weder forstwirtschaftliche noch naturschutzfachlich genutzt werden aus der Bilanz aus. Zum Beispiel existieren in den einzelnen Bundesländer Alt- und Totholzkonzepte, die natürliche Prozesse auf kleinen Flächen (<0,3 ha) schützen. Oder seit langem nicht bewirtschaftete und ökologisch sehr wertvolle Flächen, die derzeit keiner Schutzkategorie unterliegen (insbesondere im Kleinprivatwald). In beiden Fällen wurden diese Flächen nicht in die Bilanz integriert, da sie schwer zu erfassen und verorten sind oder eine dauerhafte Sicherung nicht gewährleistet ist. Das heißt, dass tatsächlich mehr Prozessschutzwälder existieren, als durch die Bilanz abgebildet wurde.

Für eine valide naturschutzfachliche Bewertung wären detailliertere Informationen notwendig. So konnte die Naturnähe entweder anhand von drei Baumarten für nur 27 % der Flächen mit natürlicher Entwicklung durchgeführt werden, oder für 76 %, bei einer Bewertung mit einer (der Haupt-) Baumart. Beide Ergebnisse sind mit Verzerrungen behaftet und führen zu unterschiedlichen Ergebnissen. Wobei eine Bewertung mit drei Baumarten eine genauere Abbildung der analysierten Flächen darstellt, jedoch nur ein begrenzter Flächenanteil abgedeckt ist.

Auch für die Konnektivität fehlten Daten zu der Analyse der Matrix, die neben der Größe der Einzelfläche und der Distanz zu der nächsten Fläche eine entscheidende Rolle für die Vernetzung darstellt. Des Weiteren müsste eine Analyse der Konnektivität artspezifisch durchgeführt werden, da jede Art unterschiedliche Ansprüche bezüglich Distanz und Beschaffenheit der Matrix stellt.

Die fehlenden Informationen zu der aktuell auf der Fläche wachsenden Waldtypen erlaubten nur eine Analyse der pnV Waldtypen (als Surrogat für die Standortfaktoren). Dies betraf die Kriterien Repräsentanz, Seltenheit und Gefährdung. Welche Waldtypen derzeit wirklich vorhanden sind, und ob sich durch eine natürliche Waldentwicklung die erwarteten pnV Waldtypen einstellen, ist eine Frage der Zeit sowie auch der Ausgangsbedingungen (BÜCKING 1982).

Die Bewertung des Gesamtwertes der Prozessschutzflächen in Deutschland baute auf die Bewertung der einzelnen Kriterien auf und führt somit die benannten Defizite ebenfalls mit sich. Letztendlich ist diese Studie jedoch die erste, die sich dieser Problematik angenommen hat und die Prozessschutzwälder in Deutschland evaluiert und somit auch Lücken in der Verteilung sowie der Informationslage aufzeigen konnte.

## **Fazit**

In Deutschland gab es nie eine systematische Schutzgebietsauswahl und auch eine deutschlandweite Festlegung von Naturschutzziele bezüglich der Prozessschutzgebiete hat bisher aufgrund der föderalen Struktur nicht stattgefunden. In der vorliegenden Studie wurden vier naturschutzfachliche Ziele identifiziert, die wichtig sind, um umfassende Voraussetzungen für den Biodiversitätsschutz durch die Prozessschutzwälder, neben anderen Schutzstrategien zu erlangen. Mit dem hier entwickelten Bewertungskonzept ist es zum ersten Mal möglich, auf nationaler Ebene die Voraussetzung von Wäldern mit natürlicher Entwicklung für den Schutz der biologischen Vielfalt zu evaluieren. Ein Vergleich der verschiedenen Länder in Mitteleuropa, nachdem auch diese dieses Konzept angewandt haben, kann jetzt vorgenommen werden. Darüber hinaus ist auch eine verbesserte Berichterstattung gegenüber der Biodiversitätskonvention (CBD) möglich.

Das in diesem Projekt entwickelte Bewertungskonzept für Flächen mit natürlicher Waldentwicklung machte es erstmals möglich, eine deutschlandweit vergleichbare Einschätzung über den aktuellen naturschutzfachlichen Wert dieser Wälder zu gewinnen.

Anhand der kriterienweisen Bewertung, in Kombination mit der Evaluierung der naturschutzfachlichen Ziele, werden die Lücken des derzeitigen Prozessschutzsystems sichtbar. Erst auf dieser Grundlage kann eine systematische Erweiterung des Schutzgebietssystems gewährleistet und Biodiversitätsschutz erfolgreicher realisiert werden.

Zusammenfassend bieten die Prozessschutzwälder in Deutschland ein hohes Potenzial, zum Schutz der Biodiversität beizutragen. Die Schutzgebietskulisse sollte durch Einbeziehung vor allem der seltenen und gefährdeten und derzeit nicht in der Kulisse vertretenen Waldtypen erweitert und damit zu einem echten Schutzgebietssystem ausgebaut werden. Für die Verbesserung der Konnektivität müssen kleine Flächen innerhalb der bewirtschafteten Matrix ausgewiesen werden, wie sie durch die Alt- und Totholzkonzepte der Bundesländer bereits umgesetzt sind.

## Literatur

- BUNDESUMWELTMINISTERIUM (BMU) (2007): Strategie zur Biologischen Vielfalt. – Berlin (Bonifatius GmbH): 178 S.
- BÜCKING, W. (1982): Zur Vegetationsentwicklung in Waldschutzgebieten am Beispiel einiger der Bannwälder in Baden-Württemberg, in: MEYER, H (Hrsg.): Urwald-Symposium. - Stuttgart: S. 101-120
- BÜTLER, R. & SCHLAEPFER, R. (2004): Wieviel Totholz braucht der Wald? - Schweizerische Zeitschrift f. Forstwesen 155, 2: 31-37
- ENGEL, F., WILDMANN, S., SPELLMANN, H., REIF, A. & SCHULTZE, J. (in prep.): Bilanzierung von nutzungsfreien Waldflächen. - In: Natürliche Waldentwicklung als Ziel der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. - In prep.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS FAO (2006): Organization of the United Nations, Global Forest Resources Assessment. - URL: <http://www.fao.org/forestry/fra/41256/en/> (last visit: 7.7.2014).
- FOREST EUROPE, UNECE & FAO (2011): State of Europe's forests, 2011: status & trends in sustainable forest management in Europe. – Aas, Norway: 344 S.
- LINDENMAYER, D. B. & FRANKLIN, F. (2002): Conserving Forest Biodiversity. – Washington DC (Islandpress): 351 S.
- NORTON, D.A. (1999): Forest Reserves. - In: HUNTER (ed.) Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems. – Cambridge, England (Cambridge University Press): S. 525–555.
- Peterken, G. F. (1977): Habitat conservation priorities in British and European woodlands. – Biological Conservation 11: 223–236.
- PAILLET, Y., BERGÈS, L., HJÄLTÉN, J., ÓDOR, P., AVON, C., BERNHARDT-RÖRMERMANN, M., BILJLSMA, R.-J., DE BRUYN, L., FUHR, M., GRANDIN, U., et al. (2010): Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe. – Conservation Biology 24: 101–112.
- PARVIAINEN, J. (2005): Virgin and natural forests in the temperate zone for Europe. – For. Snow Landsc. Res. 79: 9–18.
- SCHULTZE, J., GÄRTNER, S., BAUHUS, J., MEYER, P. & REIF, A. (2014): Criteria to evaluate the conservation value of strictly protected forest reserves in Central Europe. – Biodiversity and Conservation 23: 3519–3542.
- SPELLMANN, H., BAUHUS, J., ENGEL, F., GÄRTNER, S., KÜHNE, C., MEYER, P., REIF, A., SCHMIDT, M., SCHULTZE, J., SPÄTH, V., STÜBNER, S. WILDMANN, S. (2015): Natürliche Waldentwicklung als Ziel der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. (in prep.): 269 S.
- SPIES, T.A. & TURNER, M.G. (1999a): Dynamic forest mosaics. In: Hunter, M.L. (Hrsg.): Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems. – Cambridge, England (Cambridge University Press): S. 95–144.
- WINTER, S. (2005): Ermittlung von Struktur-Indikatoren zur Abschätzung des Einflusses forstlicher Bewirtschaftung auf die Biozönosen von Tiefland-Buchenwäldern. Dissertation TU Dresden: 379 S.

*Juliane Schultze*

*Im Brunnacker 5*

*79227 Schallstadt*

✉ *Juliane.Schultze@forst.bwl.de*

✉ *Juliane.Schultze@gmx.de*

# Governance von Trade-offs zwischen Ökosystemleistungen im deutschen Küstenraum

KLARA JOHANNA WINKLER

*Schlagwörter: Ökosystemdienstleistung, ökosystemare Leistung, biologische Vielfalt, Biosphärenreservat, Nationalpark, Nordsee, Wattenmeer, Niedersachsen*

## Einführung

Sowohl auf globaler, europäischer als auch deutscher Ebene herrscht Einigkeit über die große Bedeutung von biologischer Vielfalt nicht nur für die Natur, sondern auch für den Menschen. Eine Reihe von Abkommen und Strategien auf den unterschiedlichen politischen Ebenen unterstreichen die Notwendigkeit, Biodiversität zu erhalten. Wichtige Dokumente sind das internationale Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity, CBD), die europäische Biodiversitätsstrategie bis 2020 oder die deutsche nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Ziel 2 der europäischen Biodiversitätsstrategie sieht vor, dass bis zum Jahr 2020 existierende Ökosysteme und ihre Leistungen erhalten und verbessert werden und mindestens 15 % der Ökosysteme mit einem momentanen verschlechterten Zustand wiederhergestellt werden (EUROPEAN COMMISSION, 2011). Trotz dieser politischen Ziele, Übereinkommen und Strategien ist es in den letzten Jahren nicht gelungen, die Verschlechterung des Zustandes von Ökosystemen, ihren Leistungen und den Rückgang von biologischer Vielfalt zu stoppen. Dem Millennium Ecosystem Assessment (2005) zufolge verschlechtert sich global der Zustand von ca. 60 % der Ökosystemleistungen zunehmend. Im Artenschutzreport wird die „Gefährdungslage der Land- und Süßwasserorganismen sowie der maritimen Organismen in Deutschland [...] als bedenklich“ eingestuft (BfN, 2015, p. 21).

Der „klassische“ Naturschutz zur Erhaltung der biologischen Vielfalt fokussiert sich traditionell auf den Schutz von einzelnen Standorten, Arten oder Schutzgebieten. In diesem Sinne können sowohl die europäische Flora-Fauna-Habitats-Richtlinie (FFH-Richtlinie) und Vogelschutzrichtlinie, als auch das deutsche Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) interpretiert werden. In den Anhängen der FFH-Richtlinie werden zu schützende Lebensräume (Anhang I) und Arten (Anhang II) explizit ausgewiesen. Im Hinblick auf den fortschreitenden Verlust von biologischer Vielfalt scheint der Ansatz des klassischen Naturschutzes allein nicht ausreichend um eine Kehrtwende dieses Trends zu erreichen.

Die Ursachen für die Gefährdung der biologischen Vielfalt in Deutschland entstehen meist durch Landnutzung und -veränderungen. Neben der Land- und Forstwirtschaft stellen Wasserbau, Sport- und Freizeitaktivitäten, Baumaßnahmen und weiteres menschliches Handeln eine Bedrohung dar (GÜNTHER et al., 2005). Aus diesem Grund, vertreten Wissenschaftler/Innen und Entscheidungsträger/Innen zunehmend die Ansicht, dass der Erhalt von Biodiversität und der Nutzen, den Menschen von Ökosystemen erhalten, gemeinsam gedacht werden müssen (CHAPIN, 2015; KARI & KORHONEN-KURKI, 2013). Der Ökosystemleistungs-Ansatz (auch Ökosystemdienstleistungs-Ansatz) verbindet die beiden Aspekte und kann die komplexen Zusammenhänge von sozial-ökologischen Systemen aufzeigen und untersuchen. Manche Wissenschaftler/Innen warnen davor, den Biodiversitätsverlust mit dem Ökosystemleistungs-Ansatz beantworten zu wollen, weil die Perspektive auf Ökosysteme sich von einer ökozentrischen zur einer anthropozentrischen verändert (TURNHOUT et al., 2013). Der Nutzen

des Ökosystems für den Menschen steht im Mittelpunkt des Ansatzes und nicht primär der Erhalt der biologischen Vielfalt als Selbstzweck. Andere Wissenschaftler/Innen zeigen jedoch die Möglichkeiten des Zusammenspiels von Ökosystemleistungs- und Biodiversitätsansatzes auf (JAX & HEINK, 2015), da natürliche biologische Vielfalt und ein hohes Level an Ökosystemleistungen in starker Abhängigkeit von einander sind (HARRISON et al., 2014; JACOBS et al., 2014; MACE et al., 2012).

Nach CICES (Common International Classification of Ecosystem Services), der von der Europäischen Umweltagentur (European Environment Agency, EEA) empfohlenen Klassifizierung von Ökosystemleistungen, unterscheiden sich Ökosystemleistungen in drei Teile: Versorgungsleistungen (provisioning), Regulierungs- und Erhaltungsleistungen (regulation and maintenance) und kulturelle Leistungen (cultural). Diese Teile sind wiederum weiter in Bereiche, Gruppe und schließlich in 48 Ökosystemleistungs-Klassen unterteilt. Ökosystemleistungs-Klassen sind beispielsweise „Kulturpflanzen“ als Versorgungsleistung, „Hochwasserschutz“ als Regulierungs- und Erhaltungsleistung, oder „Ästhetik“ als kulturelle Ökosystemleistung. Die große Anzahl von ökosystemaren Leistungen ermöglicht eine breite, ganzheitliche Betrachtung der von Ökosystemen erbrachten Leistungen und ihrem Nutzen für den Menschen. Damit kann das Ökosystemleistungskonzept als Entscheidungs- und Kommunikationsinstrument eingesetzt werden und als Grundlage für Politik- und Maßnahmenplanung auf verschiedenen Ebenen dienen. Sowohl die CBD, insbesondere die Aichi Targets, als auch die europäische Biodiversitätsstrategie beziehen sich in ihren Texten bereits auf Ökosystemleistungen. Weitere Gesetze, Abkommen und Strategien beziehen sich nicht explizit auf Ökosystemleistungen, können aber im Sinne des Ökosystemleistungsansatzes verstanden werden.

Nach Veröffentlichung des Millennium Ecosystem Assessment (2005) ist die Ökosystemleistungsforschung stark gewachsen. Im Laufe der letzten Jahre wurde die Ökosystemleistungskaskade (Abb. 1) entwickelt, die Zusammenhänge in sozial-ökologischen Systemen aufzeigt. Die Kaskade zeigt die unterschiedlichen Stufen wie Ökosystemleistungen entstehen, genutzt und beeinflusst werden (HAINES-YOUNG & POTSCHEIN, 2010). Ökosystemleistungen sind dabei das verbindende Element zwischen ökologischem (Angebot) und sozialem (Nachfrage) System. Die Weiterentwicklung von Martín-López et al. (2014) betont, dass sowohl die Angebotsseite, als auch die Nachfrageseite ausreichend berücksichtigt werden muss. Der Rückschluss von sozialem zu ökologischem System ist noch weniger untersucht.

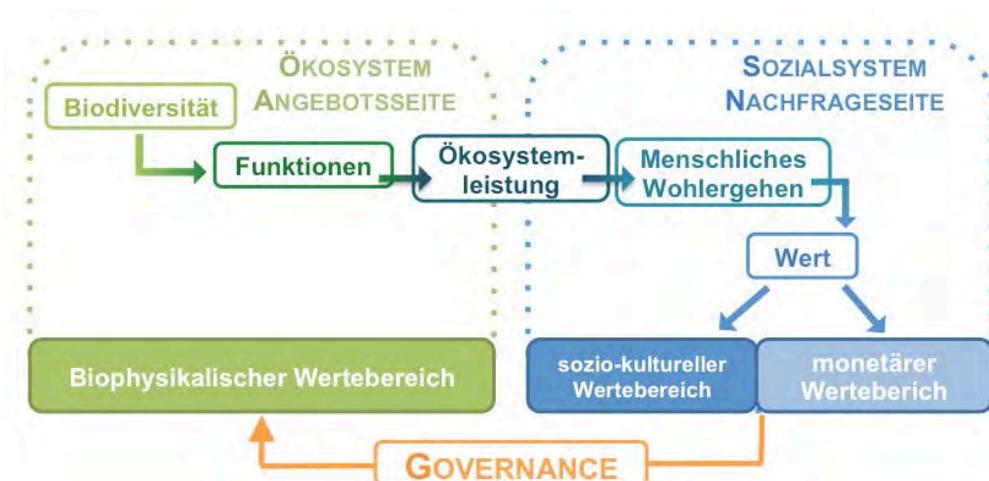


Abb. 1: Ökosystemleistungskaskade (nach POTSCHEIN & HAINES-YOUNG (2010) und MARTÍN-LÓPEZ et al. (2014))

## **Forschungskontext: Niedersächsisches Wattenmeer**

Der Forschungskontext für diese Arbeit ist die niedersächsische Wattenmeerküste. Das Wattenmeer mit seinem durch die Gezeiten stark beeinflussten, einmaligen Ökosystem prägt die Nordseeküste. Landwirtschaftliche Nutzung und Tourismus zeichnen das Gebiet hinter den Deichen nicht nur wirtschaftlich sondern auch kulturell und historisch aus. Die Milchwirtschaft und die zunehmende Erzeugung von regenerativer Energie prägen in hohem Maße das Landschaftsbild. Verschiedene Naturschutz- und Kulturerbe-Titel betonen die Besonderheit der Region: Das niedersächsische Wattenmeer ist ausgezeichnet als Nationalpark (seit 1986), UNESCO-Biosphärenreservat (seit 1993) und ist Teil des UNESCO-Weltnaturerbe Wattenmeer, das sich über das gesamten Wattenmeer in der Nordsee erstreckt (seit 2009).

Während der Titel des Weltnaturerbes ausschließlich zum Erhalt der ausgezeichneten Stätte auffordert, existieren konkrete Bestimmungen für Nationalpark und Biosphärenreservat für das Management der Gebiete. Nach dem deutschen BNatSchG, sollen die Flächen eines Nationalparks zum überwiegenden Teil nur wenig oder gar nicht von menschlichem Handeln beeinflusst werden. Dies hat eine stark eingeschränkte wirtschaftliche Nutzung des Gebietes zur Folge und den Schutz von Arten und Ökosystemen. Die Idee des deutschen Nationalpark-Konzeptes kann dem oben beschriebenen „klassischen“ Naturschutzgedanken zugeordnet werden. Biosphärenreservate werden im Kontext des UNESCO-Programms „Der Mensch und die Biosphäre“ ausgezeichnet. Seit der Sevilla-Strategie aus dem Jahr 1995, ist das Ziel von Biosphärenreservaten der Schutz von Landschaft und Biodiversität und einer zeitgleichen nachhaltigen Entwicklung von menschlichen Gesellschaften innerhalb der gleichen Fläche. Zusammenfassend haben die zwei Schutzgebietstypen unterschiedliche Prioritäten und somit verschiedene Vorgehensweisen im Management der Schutzgebietsfläche zur Konsequenz.

## **Trade-offs in der Ökosystemleistungsforschung**

Ein Trade-off beschreibt eine gegenläufige Abhängigkeit von zwei Faktoren: wird der Faktor mehr, besser oder größer, wird der andere weniger, schlechter oder kleiner. Trade-offs entstehen meist in komplexen Systemen, in denen eine Entscheidung Auswirkungen auf andere Teile des Systems hat. Während Trade-offs meist einen negativen Zusammenhang kennzeichnen, beschreiben die Ideen des Synergieeffekts und der Win-Win-Situation positive Zusammenhänge. Wird bei beispielsweise Entscheidungsträger/Inne/n ein Bewusstsein geschaffen für Trade-offs und Synergien, kann dies dazu beitragen das Entscheidungen möglichst kleine Trade-offs bzw. große Synergien zur Folge haben. Aufgrund der hohen Komplexität von Systemen können Trade-offs und Synergien leicht übersehen und bleiben unbeachtet werden (CASTRO et al., 2014; HOWE et al., 2014). Besonders in sozial-ökologischen Systemen wie sie von der Ökosystemleistungskaskade beschrieben werden, können Beziehungen zwischen Faktoren aufgrund der hohen Komplexität des sozial-ökologischen Systems unbeachtet, übersehen und vergessen werden.

Um einen Überblick über Trade-offs, die in der internationalen Ökosystemleistungsforschung diskutiert werden, zu erhalten, wurde ein Literatur-Review durchgeführt. Eine Suche mit der Literatur-Suchmaschine Scopus nach englischsprachige Artikel in peer reviewten Zeitschriften, die die Begriffe „ecosystem service“ und „trade-off“ in Titel, Abstract, und/ oder Stichwörtern haben, ergab 320 Artikel. Davon besprachen 254 Artikel Ökosystemleistungen und Trade-offs, wohingegen die anderen Artikel nicht relevant waren, da sie die Suchbegriffe in anderen Kontexten benutzten oder keinen Schwerpunkt auf Trade-offs und Ökosystemleistungen hatten. In einem nächsten Schritt, wurden die Abstracts der 254 Artikel gelesen um die

Art der besprochenen Trade-offs und die im Abstract genannten Ökosystemleistungen zu identifizieren.

Insgesamt wurden 16 unterschiedliche Arten von Trade-offs in den Artikeln behandelt. Die 16 Arten von Trade-offs können der Angebots-, der Nachfrageseite oder der Governance (Abb. 2) zugeordnet werden. Die meisten Artikel diskutieren Trade-offs auf Angebotsseite: zwischen einzelnen Ökosystemleistungen, zwischen Bündeln von Ökosystemleistungen (bundles of ecosystem services) oder zwischen verschiedenen Landnutzungsarten. Dieser Fokus macht die Ausrichtung auf das Ökosystem (Angebotsseite) bisheriger wissenschaftlicher Untersuchungen deutlich. Wichtig ist dabei zu betonen, dass Biodiversität meist als Ökosystemleistung angesehen wird und häufig Trade-offs zwischen Biodiversität und Versorgungsleistungen, wie zum Beispiel Kulturpflanzen oder energetischer Biomasse, bzw. zwischen Naturschutz zur Erhaltung biologischer Vielfalt und wirtschaftlich genutzten Flächen, wie Ackerbau oder Forst, thematisiert werden. Trade-offs auf der Nachfrageseite bzw. in der Governance werden zwar seltener untersucht, trotzdem wird eine große Anzahl von verschiedenen Arten von Trade-offs diskutiert: Nutzen und Präferenzen von Einzelnen und Nutzergruppen, gesellschaftliche Ziele, Management-Richtlinien, usw.



Abb. 2: Trade-offs, die in der Ökosystemleistungsforschung behandelt werden. (ÖSL = Ökosystemdienstleistung)

### Trade-offs im niedersächsischen Küstenraum

Die analytische Arbeit zu Trade-offs zeigt, dass Trade-offs auf verschiedenen Ebenen und in unterschiedlichen Bereichen existieren. Dies ist wichtig, wenn der niedersächsische Küstenraum betrachtet wird.

Zunächst stellen das deutsche Nationalparkkonzept und das Biosphärenkonzept zwei Governance-Mechanismen dar, die beide den Schutz der biologischen Vielfalt fördern, sich jedoch in der Herangehensweisen unterscheiden.

Das Nationalparkkonzept hat sein Hauptaugenmerk auf das Ökosystem, das es schützen möchte, und daher klare Präferenzen für die Ökosystemleistung Biodiversität und für eine natürliche Landnutzung bzw. keine menschliche Landnutzung. Trade-offs auf der Nachfra-

geseite werden im Rahmen des Konzeptes weniger beachtet, wobei ein Bekenntnis zur Nutzung der geschützten Ökosysteme für Wissenschaft und naturnahen Tourismus existiert. Dies bedeutet, dass der Nutzen, den Menschen von Ökosystemen erhalten, und die menschliche Wertschätzung für Ökosysteme zumindest zu Teilen anerkannt werden. Interessen von bestimmten Nutzergruppen, wie beispielsweise Landwirten, werden weitgehend ausgespart. Das klare gesellschaftliche und damit auch Managementziel ist der Erhalt von natürlichen Lebensräumen und biologischer Vielfalt mit der bewussten (und teilweise unbewussten) Entscheidung für bestimmte Trade-offs.

Das Biosphärenkonzept betont sowohl die Wichtigkeit der Ökosysteme als auch Aspekte des sozialen Systems. Auf der Ökosystem-Seite wird die Ökosystemleistung Biodiversität als wichtig anerkannt, aber auch anderen Ökosystemleistungen und Landnutzungsarten werden unterstützt. Unterschiedliche Präferenzen für Ökosystemleistungen und Nutzen für verschiedene Akteure werden reflektiert, wobei die klare gesellschaftliche Zielvorgabe eine nachhaltige Entwicklung ist. Um dieses Ziel zu erreichen, können unterschiedliche Landnutzungsarten gewählt werden, je nachdem welche genaue Zielvorgaben für eine bestimmte Fläche bestehen.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass im Rahmen des Nationalparkkonzeptes eine Reihe von Entscheidungen automatisch getroffen werden und mögliche Trade-offs in Kauf genommen werden mit dem Ziel, einen möglichst allumfassenden Schutz der biologischen Vielfalt zu erreichen. Dahingegen bietet das Biosphärenreservatkonzept mehr Raum für Abwägungen und Entscheidungen um Trade-offs gering zu halten und Synergien zu fördern. Auf diese Weise wird weniger Fläche ausschließlich dem reinen Naturschutz gewidmet und ein höherer Anteil der Fläche dem Versuch gewidmet Synergien zu erzeugen: Ökosystemleistungen zu erhalten und gleichzeitig wirtschaftliche Nutzung zu ermöglichen.

## **Ausblick**

In einem nächsten Schritt sollen die Trade-offs zwischen unterschiedlichen wahrgenommenen Nutzen und Präferenzen einzelner Akteure in der niedersächsischen Wattenmeerregion und ihre sowie die gesellschaftlich-politischen Ziele der Region untersucht werden. Bislang wird noch kaum eine Unterscheidung vorgenommen zwischen Akteuren: Nutzer/Inne/n von Ökosystemleistungen beispielsweise Anwohner/Innen oder Touristen, und Versorger von Ökosystemleistungen, zum Beispiel Landwirte, haben unterschiedlichen Verhältnisse zu den jeweiligen Ökosystemen und die Wahrnehmung unterscheidet sich ebenfalls (z. B. MARTÍN-LÓPEZ et al., 2012). Die Differenzierung zwischen den Perspektiven trägt dazu bei, weitere Trade-offs und mögliche Synergien auszumachen.

## **Fazit**

Um ein baldiges Ende des momentanen Trends des Verlustes der Artenvielfalt zu erreichen, sind zwei Aspekte von Bedeutung. Zum einen sollten Ökosysteme in ihrem Zusammenhang als Teil von sozial-ökologischen Systemen gesehen werden. Auf diese Weise können soziale und kulturelle Aspekte, die Menschen und biologische Vielfalt in ihrer Lebenswirklichkeit verbinden, beachtet werden. Dies ist notwendig, da Ökosysteme besonders in industrialisierten Ländern stark vom menschlichen Handeln geprägt sind. Zum anderen können ausschließlich Governance-Prozesse, die eine möglichst große Anzahl an Trade-offs in verschiedenen Bereichen und auf unterschiedlichen Ebenen beachten, gesellschaftlich akzeptierte Ergebnisse liefern, die zum Schutz der biologischen Vielfalt beitragen. Ansonsten werden Aspekte übersehen und Governance-Prozesse haben verzerrte Zielsetzungen.

Um diese zwei Aspekte weiter zu untersuchen, erweist sich das Ökosystemleistungskonzept mit seiner Vielzahl an Ökosystemleistungen und der Ökosystemkaskade als hilfreich. In Länden der Europäischen Union kann Maßnahme 5 der europäischen Biodiversitätsstrategie zur Erfassung der Ökosysteme und ihrer Leistungen beitragen, die Diversität der ökosystemaren Leistungen zu erfassen und Trade-offs und Synergien aufzudecken. Bereits die fünfte Vertragsstaaten-Konferenz der CBD empfahl im Jahr 2000 einen Ökosystem-Ansatz (ecosystem approach) als Strategie für das Management von Naturschutz und Nachhaltigkeit zu wählen. Das Ökosystemleistungskonzept ermöglicht als Kommunikationsinstrument Wissenschaftler/Innen aus verschiedenen Disziplinen und Akteuren aus der Praxis die vielfältigen Aspekte von sozial-ökologischen Systemen zu erfassen, zu bewerten und Entscheidungen zu treffen.

Bezogen auf den deutschen Küstenraum, in dem sich eine Vielzahl von Interessen und Anforderungen unterschiedlicher Akteure überlappen, kann der Ökosystemleistungs-Ansatz helfen, die verschiedenen Interessen aufzuzeigen und einen transparenteren Entscheidungsprozess bei Trade-offs zu ermöglichen. Mit diesem Wissen können Governance-Prozesse verbessert, der Verlust von Artenvielfalt und Ökosystemleistungen aufgehalten und schlussendlich größere Akzeptanz für Maßnahmen zum Schutz der biologischen Vielfalt zu erlangt werden.

## Literatur

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BfN), 2015. Artenschutz-Report 2015. - Bonn.

CASTRO, A.J., VERBURG, P.H., MARTÍN-LÓPEZ, B., GARCIA-LLORENTE, M., CABELLO, J., VAUGHN, C.C., LÓPEZ, E. (2014): Ecosystem service trade-offs from supply to social demand: A landscape-scale spatial analysis. - *Landsc. Urban Plan.* 132: 102–110. doi:10.1016/j.landurbplan.2014.08.009

CHAPIN, F.S. (2015): Ecological Foundations of Landscape Stewardship. - [WWW Document]. URL [http://www.hercules-landscapes.eu/blog.php?ecological\\_foundations\\_of\\_landscape\\_stewardship&id=33](http://www.hercules-landscapes.eu/blog.php?ecological_foundations_of_landscape_stewardship&id=33) (accessed 5.5.15).

EUROPEAN COMMISSION (2011): Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020. - European Commission.

GÜNTHER, A., NIGMANN, U., ACHTZIGER, R., GRUTTKE, H. (2005): Analyse der Gefährdungsr-sachen planungsrelevanter Tiergruppen in Deutschland. - Bonn (BfN) (Naturschutz und Biologische Vielfalt: 21 ).

HAINES-YOUNG, R.H., POTSCHIN, M.B. (2010): The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. - In: RAFFAELLI, D.G., FRID, C.L. (Eds.): *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*. - Cambridge (Cambridge University Press, Cambridge): 110–139.

HARRISON, P.A., BERRY, P.M., SIMPSON, G., HASLETT, J.R., Blicharska, M., BUCUR, M., DUNFORD, R., EGOH, B.N., GARCIA-LLORENTE, M., GEAMĂNĂ, N., GEERTSEMA, W., LOMMELEN, E., MEIRESONNE, L., TURKELBOOM, F. (2014): Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. - *Ecosyst. Serv.* 9: 191–203. doi:10.1016/j.ecoser.2014.05.006

HOWE, C., SUICH, H., VIRA, B., MACE, G.M. (2014): Creating win-wins from trade-offs? Ecosystem services for human well-being: A meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world. - *Glob. Environ. Chang.* 28: 263–275. doi:10.1016/j.gloenvcha.2014.07.005

- JACOBS, S., HAEST, B., DE BIE, T., DELIÈGE, G., SCHNEIDERS, A., TURKELBOOM, F. (2014): Biodiversity and Ecosystem Services. - In: JACOBS, S., DENDONCKER, N., KEUNE, H. (Eds.): Ecosystem Services: Global Issues, Local Practices. - Amstwerdam (Elsevier): 29–40. doi:10.1016/B978-0-12-419964-4.00003-2
- JAX, K., HEINK, U. (2015): Searching for the place of biodiversity in the ecosystem services discourse. - Biol. Conserv. 191: 198–205. doi:10.1016/j.biocon.2015.06.032
- KARI, S., KORHONEN-KURKI, K. (2013): Framing local outcomes of biodiversity conservation through ecosystem services: A case study from Ranomafana. - Madagascar. Ecosyst. Serv. 3: e32–e39. doi:10.1016/j.ecoser.2012.12.003
- MACE, G.M., NORRIS, K., FITTER, A.H. (2012): Biodiversity and ecosystem services: a multi-layered relationship. - Trends Ecol. Evol. 27: 19–26. doi:10.1016/j.tree.2011.08.006
- MARTÍN-LÓPEZ, B., GÓMEZ-BAGGETHUN, E., GARCÍA-LLORENTE, M., MONTES, C. (2014): Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment. - Ecol. Indic. 37: 220–228. doi:10.1016/j.ecolind.2013.03.003
- MARTÍN-LÓPEZ, B., INIESTA-ARANDIA, I., GARCÍA-LLORENTE, M., PALOMO, I., CASADO-ARZUAGA, I., AMO, D.G. DEL, GÓMEZ-BAGGETHUN, E., OTEROS-ROZAS, E., PALACIOS-AGUNDEZ, I., WILLAARTS, B., GONZÁLEZ, J. A, SANTOS-MARTÍN, F., ONAINDIA, M., LÓPEZ-SANTIAGO, C., MONTES, C. (2012): Uncovering ecosystem service bundles through social preferences. - PLoS One 7, e38970. doi:10.1371/journal.pone.0038970
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): Ecosystems and Human Well-being: General Synthesis. - Washington DC.
- TURNHOUT, E., WATERTON, C., NEVES, K., BUIZER, M. (2013): Rethinking biodiversity: From goods and services to “living with.” - Conserv. Lett. 6, 154–161. doi:10.1111/j.1755-263X.2012.00307.x

*Klara J. Winkler*  
*Lehrstuhl für Ökologische Ökonomie*  
*Universität Oldenburg*  
*Ammerländer Heerstraße 114-118*  
*26129 Oldenburg*  
✉ *klara.johanna.winkler@uni-oldenburg.de*



# Multifunktionale Landschaften: Ökosystemleistungen in Kulturlandschaften

ANDREA FRÜH-MÜLLER

*Schlagwörter: Multifunktionale Landschaften, Ökosystemfunktionen, Bündel von Ökosystemleistungen, Interaktionen, Synergien, Landschaftsplanung*

## Einleitung

Die Leistungen von Ökosystemen und Biodiversität bilden in vielfältiger Weise die Grundlage für die Existenz unserer Gesellschaft. Neben Artenreichtum, naturnahen Landschaften, reiner Luft und klarem Wasser sind ebenso natürliche Prozesse wie Klimaregulation, Bodenbildung und die Bestäubung von Nutzpflanzen von fundamentaler Bedeutung für die Menschen. Aufgrund des ständig steigenden Bedarfs an Lebensmitteln, Trinkwasser, Holz, Fasern und Brennstoffen hat der Mensch innerhalb der letzten 50 Jahre die Ökosysteme schneller und stärker verändert als jemals zuvor in der Geschichte der Menschheit (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). Diese Veränderungen haben großen Einfluss auf die Fähigkeit von Ökosystemen, lebenswichtige Leistungen für das menschliche Wohlergehen bereitzustellen. Besonders in Industrieländern sind Kulturlandschaften von gegenläufigen Entwicklungen geprägt. Einerseits fallen Flächen, deren Nutzung zunehmend unwirtschaftlich wird brach und andererseits kommt es auf Gunststandorten zu einer Intensivierung der Flächennutzung. Eine Intensivierung der Landnutzung kann dazu führen, dass die Bereitstellung öffentlicher Güter in Kulturlandschaften (z. B. Regulierungsleistungen von Klima, Hochwasser und Wasserqualität) zugunsten privater Güter (z. B. Versorgungsleistungen wie Nahrungs- und Holzproduktion) leidet (WALDHARDT et al., 2010). Um die Funktionsfähigkeit der Ökosysteme zu erhalten ist es notwendig, mit Hilfe von sinnvollen, räumlich expliziten Bewertungsmethoden Ökosystemleistungen aufzunehmen und mögliche Auswirkungen von Landnutzungsänderungen abschätzen zu können (SEPPELT et al., 2011; HAUCK et al., 2013). Dabei ist entscheidend, dass neben der Bereitstellung der jeweiligen Ökosystemfunktion auch deren Interaktionen, mögliche Synergie- oder Trade-off-Effekte, mit anderen Leistungen berücksichtigt werden (RAUDSEPP-HEARNE et al., 2010; BAGSTAD et al., 2012) um dieses Wissen in lokalen und regionalen Sektorpolitiken zu integrieren (FISHER et al., 2009).

Deutschland hat sich als Vertragsstaat des Übereinkommens über die biologische Vielfalt 1993 (engl. Convention on Biological Diversity, CBD) verpflichtet, die Leistungsfähigkeit der Ökosysteme aufrecht zu erhalten. Von der Bundesregierung wurde dazu die Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt erarbeitet (BMU, 2007), welche explizit den Schutz bzw. die Wiederherstellung der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts auf Dauer sichern will. Um dies zu erreichen, werden zahlreiche institutionelle und organisatorische Instrumente genannt, z. B. Umsetzung der Flora-Fauna-Habitat (FFH) und Vogelschutz-Richtlinie, Anpassung der Agrarumweltmaßnahmen und Cross Compliance Vorgaben innerhalb der Europäischen Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP). Die Effektivität der genannten institutionellen Instrumente zur Verringerung des Biodiversitätsverlustes und zur Stärkung der Leistungsfähigkeit der Ökosysteme sind jedoch umstritten (EKROOS et al., 2014; GALLER et al., 2015).

In dem hier vorgestellten Forschungsvorhaben soll nun eine Grundlage für die Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen in zwei Beispiellandkreisen Wetterau und Vogelsberg in Hessen geschaffen werden. Dabei liegt der Fokus auf der Analyse der räumlichen Verteilung von Ökosystemleistungen und deren Interaktion miteinander. Anschließend wird untersucht, inwieweit institutionelle und organisatorische Instrumente zur Verbesserung der Leistungsfähigkeit der Ökosysteme auf die räumliche Verteilung von Ökosystemleistungen angepasst sind, um deren Effektivität abzuschätzen.

## **Methodik**

Um das Angebot von ausgewählten Ökosystemleistungen und deren Bedarf zu analysieren wurden räumlich explizite Ökosystemfunktionsmodelle in zwei hessischen Beispielregionen angewandt. Als Beispielregionen fungierten die beiden hessischen Landkreise Wetterau und Vogelsberg, die typische Charakteristika mitteleuropäischer Kulturlandschaften zeigen und zugleich gegensätzliche biogeographische und sozio-ökonomische Bedingungen vorweisen. Um die Übertragbarkeit in andere Regionen zu gewährleisten nutzten wir ausschließlich Datensätze, die für gewöhnlich in ähnlichen Regionen zur Verfügung stehen und bereits existierende Bewertungsmethoden von Ökosystemleistungen, die auf die speziellen Bedürfnisse der Projektregion angepasst wurden.

Es wurden die Regulierungsleistungen Kohlenstoffspeicherung und Erosionsretention, die Versorgungsleistungen Wasserbereitstellung, Nutzholzgewinnung und Getreideproduktion und die kulturelle Leistung Erholungspotential der Landschaft aufgenommen. Die Ökosystemleistungen wurden in einer räumlichen Auflösung von 10 x 10 m für das Referenzjahr 2011 mit Hilfe von GIS-Analysen (ArcGIS 10.2.2) und dem Ecosystem-Assessment-Tool InVEST (INTEGRATED VALUATION OF ECOSYSTEM SERVICES AND TRADEOFFS, SHARP et al., 2014) erfasst. Für anschließende räumliche und statistische Analysen wurde die Software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2015) genutzt.

Um die Multifunktionalität der Landschaft zu analysieren, wurden die einzelnen Ökosystemleistungen räumlich verschnitten und „Hotspots“ bzw. „Coldspots“ identifiziert. Anschließend wurde die durchschnittliche Bereitstellung der einzelnen Ökosystemleistung auf Gemeindeebene aggregiert und Wechselwirkungen wie Synergieeffekte analysiert. Es wurden zwei Multifunktionalitätsindikatoren, Total Ecosystem Service Value (TESV, siehe MAES et al., 2012) und Ecosystem Service Diversity (ES-DIVERSITY, SIEHE RAUDSEPP-HEARNE et al., 2010) berechnet. Mit Hilfe einer Clusteranalyse wurden Gemeinden zu Ökosystemleistungs-Gruppen (ÖSL-Cluster) zusammengefasst, die eine ähnliche Zusammensetzung der untersuchten Ökosystemleistung vorweisen.

Abschließend überprüfen wir, ob die Multifunktionalitätsindikatoren, Total Ecosystem Service Value und Ecosystem Service Diversity die räumliche Verteilung von ausgewählten politischen Instrumenten zur Verbesserung der Leistungsfähigkeit der Ökosysteme beschreiben. Es konnten Informationen zu folgenden politischen Instrumenten auf Gemeindeebene ermittelt werden: a) Anteil an geschützten Flächen (Natura 2000 (SPA und FFH), geschützte Biotope, NSG, LSG), b) Anteil biologisch wirtschaftender Betriebe an den gesamten landwirtschaftlichen Betrieben, c) Zahlungen für Agrarumweltmaßnahmen pro landwirtschaftlicher Fläche, d) Summe Direktzahlungen an landwirtschaftlichen Betrieben pro landwirtschaftlicher Fläche. Der Zusammenhang von Multifunktionalitätsindikatoren und der beschriebenen politischen Instrumente wurde mit Hilfe von räumlichen Autoregressionsmodellen analysiert.

## Ergebnisse

Die Bereitstellung der einzelnen Ökosystemleistungen variierte stark regional (siehe dazu Abb. 1) entsprechend ökologischer, geographischer und sozialer Faktoren und zeigte eine ausgeprägte räumliche Autokorrelation (Moran's I > 0.60). Getreideproduktion findet beispielsweise besonders in flachen, fruchtbaren Regionen statt, während die Bereitstellung von Nutzholz besonders in steilen, höheren Lagen zu finden ist. Nur 5 % der Fläche sind von Ökosystemleistungs-Hotspots bedeckt, bei welchen wenigstens vier der untersuchten Leistungen in einer hohen Ausprägung (oberes Quantil) bereitgestellt werden. Diese Flächen decken sich meist mit Waldgebieten oder anderen Gehölzstrukturen. Regionen hingegen, in denen vier oder mehr Ökosystemleistungen nur wenig oder gar nicht bereitgestellt werden (unteres Quartil), sogenannte Coldspots, bedecken rund 18 % der Gesamtfläche und kongruieren mit Ackerland, Siedlungsflächen und anderen versiegelten Flächen.

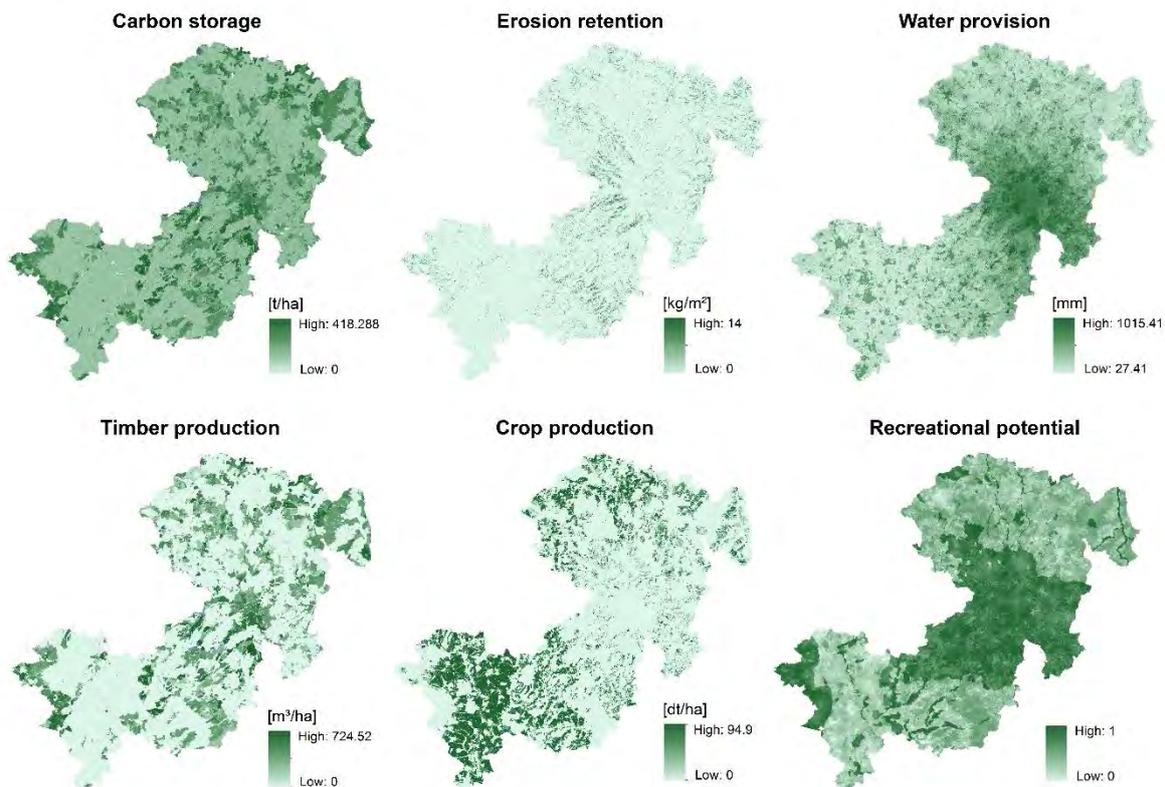


Abb. 1: Räumliche Verteilung der Bereitstellung von Ökosystemleistungen im Untersuchungsgebiet.

Auf Gemeindeebene zeigte sich, dass viele der untersuchten Naturleistungen signifikant korrelieren (Pearson Koeffizient;  $r \geq 0.5$ ). Positive Interaktionen konnten beispielsweise zwischen den regulierenden Leistungen Kohlenstoffspeicherung und Erosionsretention und der Bereitstellung von Nutzholz nachgewiesen werden. Die kulturelle Leistung, Erholungspotential der Landschaft, korrelierte positive mit Regionen mit hoher Wasserbereitstellung. Die Produktion von Getreide hingegen wies negative Interaktionen mit allen anderen untersuchten Ökosystemleistungen auf, was auf mögliche Zielkonflikte hinweist. Die Gesamtkapazität Ökosystemleistungen bereitzustellen, ausgedrückt in dem Indikator Total Ecosystem Service Value, war besonders niedrig in den Gemeinden, welche von intensiver Landwirtschaft geprägt sind und besonders hoch in Gemeinden mit hohen Wald- und Grünlandanteilen. Ein ähnliches Muster zeigt sich in dem Indikator Ecosystem Service Diversity. Hohe Werte wei-

sen auf Regionen hin, die alle Ökosystemleistungen in einem ähnlichen Volumen bereitstellen und somit wenige Trade-offs vorweisen. Besonders niedrige Werte, in den intensiv, landwirtschaftlich geprägten Gemeinden, deuten auf eine sehr einseitige Bereitstellung von Ökosystemleistungen hin, in diesem Fall die Getreideproduktion.

Mit Hilfe der Cluster-Analyse konnten die 44 Gemeinden der beiden Landkreise in insgesamt drei Ökosystemleistungs-Gruppen (Cluster 1: n=14, Cluster 2: n=9, Cluster 3: n=21) unterteilt werden die jeweils ähnliche Bündel an Naturleistungen vorweisen (siehe Abb. 2). Dabei umfasst der erste ÖSL-Cluster Gemeinden des landwirtschaftlichen Zentrums der Region und innerhalb der wichtigen Verkehrsachse in Richtung Frankfurt am Main. Diese Gemeinden stellen fast ausschließlich landwirtschaftliche Produktionsleistungen bereit. Alle anderen Ökosystemleistungen sind in dieser Gruppe auffallend unterrepräsentiert. Der zweite ÖSL-Cluster enthält Gemeinden des Mittelgebirgszuges Vogelsberg mit hohen Wald- und Grünlandanteilen und wenigen Acker- und Siedlungsflächen. Dementsprechend stehen in diesen Gemeinden hohe Anteile an den Naturleistungen Wasser- und Nutzholzbereitstellung und Erosionsretention zur Verfügung. Außerdem stellt die einzigartige Landschaft eine hohe Attraktivität für Erholungssuchende dar. Der letzte, dritte ÖSL-Cluster beinhaltet die meisten Gemeinden und zeigt ein relativ ausgeglichenes Portfolio der untersuchten Ökosystemleistungen.

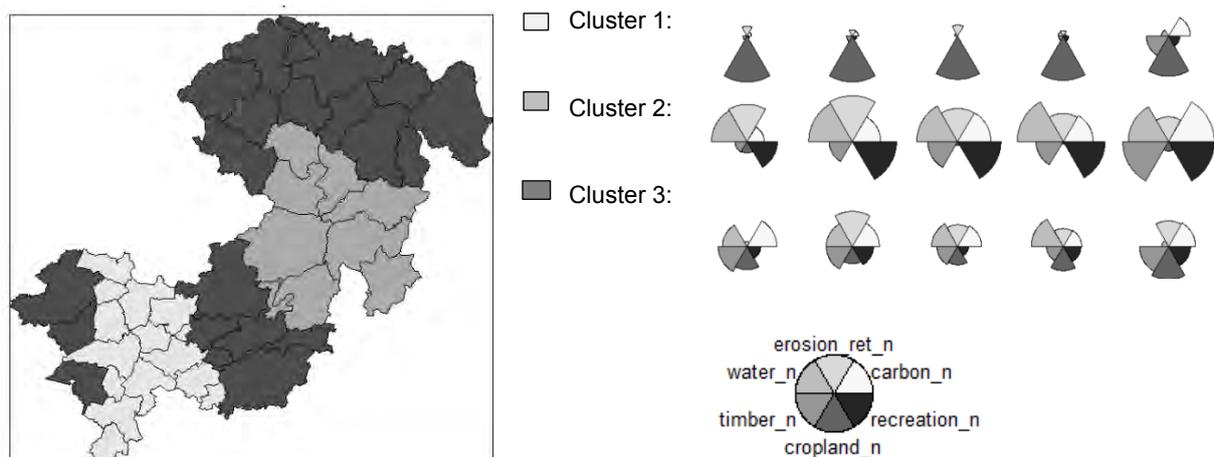


Abb. 2: Ökosystemleistungs-Cluster repräsentieren Gemeinden mit einem ähnlichen Portfolio an Naturleistungen. Sterndiagramme illustrieren die Bereitstellung der jeweiligen Ökosystemleistung durch die Länge der Strahlen. Für diese Abbildung wurden pro Cluster fünf Gemeinden zufällig ausgewählt.

Die räumlichen Autoregressionsmodellen zeigten einen signifikanten Einfluss ( $p > 0.01$ ) der Indikatoren Total Ecosystem Service Value und ÖSL-Cluster auf den Anteil an geschützten Flächen. Auch für den Anteil biologisch wirtschaftender landwirtschaftlicher Betriebe und den Zahlungen für Agrarumweltmaßnahmen pro landwirtschaftlicher Fläche konnte ein signifikanter Einfluss des Indikatoren Total Ecosystem Service Value aufgezeigt werden. Allein das Instrument der Direktzahlungen an landwirtschaftlichen Betrieben pro landwirtschaftlicher Fläche war unabhängig von den Multifunktionalitätsindikatoren.

## Diskussion

Die regionale Verteilung und Interaktion von Ökosystemleistungen in den Kulturlandschaften ist eine wichtige Grundlage um gezielte Maßnahmen zur Verbesserung der Leistungsfähig-

keit der Ökosysteme durchzuführen. Die Ergebnisse der Untersuchung zur Multifunktionalität der Kulturlandschaften Vogelsberg und Wetterau in Hessen zeigten eine sehr unterschiedliche Ausprägung der Regionen hinsichtlich der Bereitstellung der Ökosystemleistungen Kohlenstoffspeicherung, Erosionsretention, Wasserbereitstellung, Nutzholzgewinnung, Getreideproduktion und Erholungspotential der Landschaft.

Dabei zeigte - in Übereinstimmung mit anderen Studien (siehe BENNETT et al., 2009; RAUDSEPP-HEARNE et al., 2010) - die Ökosystemleistung Getreideproduktion starke Zielkonflikte mit der Bereitstellung aller anderer untersuchter Ökosystemfunktionen an, was auf die meist intensive und einseitige Produktionsweise hinweist. Viele der anderen untersuchten Naturleistungen (z. B. Wasserbereitstellung, Kohlenstoffspeicherung und Erosionsretention) zeigten positive Beziehungen auf. Eine Integration dieser Synergieeffekte könnte bei der gezielten Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen zu positiven win-win-Effekten für mehrere Ökosystemleistungen führen. Bei der Umsetzung von Maßnahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinie, wie der Reaktivierung von Auwald, können beispielsweise nicht nur positive Auswirkungen auf die Sedimentretention verzeichnet werden, sondern durch den Anstieg an Biomasse auch eine erhöhte Kohlenstoffspeicherung.

Die bisherigen Untersuchungen zeigen, dass bisherige institutionelle und politische Instrumente zur Verbesserung der Leistungsfähigkeit der Ökosysteme besonders in Regionen umgesetzt werden, die bereits ein relativ ausgeglichenes Portfolio an Ökosystemleistungen aufweisen. So befindet sich beispielsweise ein Großteil der naturschutzfachlich geschützten Flächen in Gemeinden der Cluster 2 und 3, die durch ihre hohe Kapazität an Ökosystemleistungen bestechen. Auch die Agrarumweltmaßnahmen, die laut Europäischer Kommission gezielt zum Schutz von Ökosystemleistungen in Agrarlandschaften beitragen sollen, werden innerhalb der Untersuchungsregion besonders in Regionen umgesetzt, welche eine vergleichsweise geringe landwirtschaftliche Intensität (wegen Einschränkungen durch Topographie oder Bodenfruchtbarkeit) und bereits hohe Werte des Total Ecosystem Service Value aufweisen. Eine gezielte Verortung von Maßnahmen zum Schutz der Funktionalität der Ökosysteme in Regionen mit vergleichsweise unausgeglichener Zusammensetzung von Ökosystemleistungen, zum Beispiel unter Berücksichtigung von Trade-off Regionen, kann dazu beitragen, die Effektivität der Naturschutzmaßnahmen zu steigern.

## **Ausblick**

In Kooperation mit Projektpartnern ist die Integration weiterer Ökosystemleistungen in die bisherigen Analysen geplant. Momentan sind Modelle zur Abschätzung der Bestäubungsleistungen von Wildbienen und des Habitat-Potentials von geschützten Arten in Bearbeitung. Zukünftig ist geplant, neben der Bereitstellung der Ökosystemleistungen auch deren Bedarf und die zeit-räumlichen Leistungsflüsse stärker zu beleuchten um mögliche Diskrepanzen des Verhältnis von Angebot zu Bedarf zu ermitteln.

Innerhalb des Projektes werden darüber hinaus anhand politischer und sozio-ökonomischer Einflussfaktoren Landnutzungs-Szenarien entwickelt, die mögliche zukünftige Landschaftsveränderungen widerspiegeln sollen. Eine Anwendung der beschriebenen räumlich expliziten Ökosystemfunktionsmodelle basierend auf den Szenarien-Ergebnissen kann helfen, Auswirkungen möglicher Entwicklungen auf die Bereitstellung von Ökosystemleistungen im Untersuchungsraum abzuschätzen.

Diese Erkenntnisse sollen helfen, die Leistungen der Ökosysteme in das Umweltmanagement und die Landschaftsplanung zu integrieren und somit negative Auswirkungen von Planungen frühzeitig zu erfassen, zu vermeiden bzw. zu minimieren

## Literatur

- BAGSTAD, K.J., JOHNSON, G.W., VOIGT, B., VILLA, F. (2012): Spatial dynamics of ecosystem service flows: A comprehensive approach to quantifying actual services. - *Ecosystem Services* (4): 117–125.
- BENNETT, E.M., PETERSON, G.D., GORDON, L.J. (2009): Understanding relationships among multiple ecosystem services. - *Ecol. Lett.* 12 (12): 1394–1404.
- BMU (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. - Berlin.
- EKROOS, J., OLSSON, O., RUNDLÖF, M., WÄTZOLD, F., SMITH, H.G. (2014): Optimizing agri-environment schemes for biodiversity, ecosystem services or both? - *Biological Conservation* 172: 65–71.
- FISHER, B., TURNER, R.K., MORLING, P. (2009): Defining and classifying ecosystem services for decision making. - *Ecol Econ* 68 (3): 643–653.
- GALLER, C., HAAREN, C. VON, ALBERT, C. (2015): Optimizing environmental measures for landscape multifunctionality: effectiveness, efficiency and recommendations for agri-environmental programs. - *Journal of Environmental Management* 151: 243–257.
- HAUCK, J., GÖRG, C., VARJOPURO, R., RATAMÄKI, O., JAX, K. (2013): Benefits and limitations of the ecosystem services concept in environmental policy and decision making: Some stakeholder perspectives. - *Environ Sci Policy* 25: 13–21.
- MAES, J., PARACCHINI, M.L., ZULIAN, G., DUNBAR, M.B., ALKEMADE, R. (2012): Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. - *Biological Conservation* 155 (0): 1–12.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends*. - Island Press.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2015): *R. A language and environment for statistical computing, Version 3.2.1*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RAUDSEPP-HEARNE, C., PETERSON, G.D., BENNETT, E.M. (2010): Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. - *P Natl Acad Sci USA* 107 (11): 5242–5247.
- SEPPELT, R., DORMANN, C.F., EPPINK, F.V., LAUTENBACH, S., SCHMIDT, S. (2011): A quantitative review of ecosystem service studies. approaches, shortcomings and the road ahead. - *J. Appl. Ecol.* 48 (3): 630–636.
- SHARP, R., TALLIS, H.T., RICKETTS, T., GUERRY, A.D., WOOD, S.A., CHAPLIN-KRAMER, R., NELSON, E., ENNAANAY, D., WOLNY, S., OLWERO, N., VIGERSTOL, K., PENNINGTON, D., MENDOZA, G., AUKEMA, J., FOSTER, J., FORREST, J., CAMERON, D., ARKEMA, K. (2014): *InVEST. InVEST User's Guide: Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs*. - Stanford (The Natural Capital Project)
- WALDHARDT, R., BACH, M., BORRESCH, R., BREUER, L., DIEKOETTER, T., FREDE, H.-G., GAETH, S., GINZLER, O., GOTTSCHALK, T., JULICH, S., KRUMPHOLZ, M., KUHLMANN, F., OTTE, A., REGER, B., REIHER, W., SCHMITZ, K., SCHMITZ, P.M., SHERIDAN, P., SIMMERING, D., WEIST, C., WOLTERS, V., ZORNER, D. (2010): Evaluating Today's Landscape Multifunctionality and Providing an Alternative Future: A Normative Scenario Approach. - *E&S* 15 (3).

*Andrea Früh-Müller  
Institut für Tierökologie und Spezielle Zoologie  
Justus-Liebig-Universität Gießen  
Heinrich-Buff Ring 26-32  
35392 Gießen  
Tel.:(+49) 641-99-35716  
✉ [andrea.frueh-mueller@bio.uni-giessen.de](mailto:andrea.frueh-mueller@bio.uni-giessen.de)*



# Ansätze zur Integration des Eigenwerts von Natur in das Ökosystemdienstleistungskonzept: Habitatbäume als Indikator für die Ästhetik von Waldgebieten – am Beispiel mitteldeutscher Buchenwälder

ANJA-KAROLINA ROVERS

*Schlagwörter: Kulturelle Ökosystemleistungen, Eigenwert von Natur, Indikatoren für Ökosystemdienstleistungen*

## Einleitung und Forschungsansatz

Die Betrachtung und ökonomische Bewertung der Verknüpfung von Ökosystemdienstleistungen (ÖDL) mit dem menschlichen Wohlergehen stellt ein hochaktuelles Forschungsfeld dar, was von politischer Relevanz ist<sup>1</sup>. Ökologische Ökonomen hinterfragen die monetäre Bewertung der Umwelt und ihrer Leistungen allerdings kritisch (KALLIS et al. 2013). Da das ÖDL-Konzept eine anthropozentrische Sichtweise verfolgt (DE GROOT et al. 2002), kann im Zuge einer Ökonomisierung der Natur unter Anwendung des ÖDL-Ansatzes der intrinsische Wert<sup>2</sup> von Natur und -prozessen verloren gehen (MÜLLER/BURKHARD 2012). Ein Fokus auf rein instrumentelle Werte der Natur kann ebenfalls bedeuten, dass intrinsische Werte ausgeklammert werden (KOSOY/CORBERA 2010). Auch wenn das ÖDL-Konzept den intrinsischen Wert von Natur und ihren Leistungen nicht umfasst, gilt dieser nicht als grundsätzlich inkompatibel mit der ökonomischen Bewertung (DAVIDSON 2013). Einige Autoren plädieren daher für die Aufnahme des intrinsischen Wertes von Natur bzw. Biodiversität als kulturelle ÖDL (bspw. CHAN et al. 2012). In diesem Zusammenhang sprechen sich verschiedene Autoren für eine Einbindung von Philosophie und Ethik bei der Erfassung von kulturellen ÖDL aus (WALLACE 2007; JAX et al. 2013).

Zur Erfassung von ÖDL können Indikatoren dienen. Sie verdeutlichen die Bedeutung der Natur aus gesellschaftlicher Sicht (STAUB et al. 2011) und beschreiben neben materiellen Mengen auch Qualitäten finaler Naturleistungen (STAUB/OTT 2010). Doch vielen ÖDL konnten bis dato erst wenige geeignete Indikatoren zugewiesen werden (LAYKE 2009). Dies ist insbesondere für die kulturellen ÖDL<sup>3</sup> zutreffend (bspw. TYRRELL 2008). Angemerkt wird hierzu, dass Kategorisierung oder Untergruppen kultureller ÖDL oftmals fallspezifisch sind oder regionalen Charakteristiken unterliegen (KANDZIORA et al. 2013). Die Betrachtung ästhetische Leistungen ist in der Forschung aktuell lückenhaft (bspw. MARTÍN-LÓPEZ et al. 2011) und meist auf marktbasierende Instrumente reduziert (PLIENINGER et al. 2013). Ausgeklammert bleibt dabei wiederum der intrinsische Wert (VAN BERKEL/VERBURG 2012). Betont wird überdies, dass für die Erhebung ästhetischer Leistungen die Art der Interaktion zwischen Menschen und dem Ökosystem berücksichtigt werden muss (HEIN et al. 2006). Zur

---

<sup>1</sup> Bspw. CDB, IPBES

<sup>2</sup> Im Englischsprachigen ist stets von „*intrinsic value*“ die Rede, worunter wörtlich übersetzt der *intrinsische Wert* zu verstehen ist. Sinngemäß ist er jedoch mit dem *Eigenwert* im deutschsprachigen Raum gleichzusetzen.

<sup>3</sup> u. a. kulturelle Diversität, spirituelle und religiöse Werte, Erholung und Ökotourismus, ästhetische Werte, Information, Bildung.

Verknüpfung der kulturellen ÖDL – besonders der Ästhetik – mit menschlichem Wohlbefinden liegen bis dato nur wenige Studien vor (HERNÁNDEZ-MORCILLO et al. 2013). Zwar werden die Auswirkungen positiver oder negativer Gefühle auf die Gesundheit als möglicher Indikator im Bereich der kulturellen ÖDL genannt (TYRRELL 2008), jedoch ist eine eventuelle Verbindung zwischen Gefühlen durch ästhetisches Naturerleben und menschlichem Wohlbefinden vor dem Hintergrund der ÖDL noch nicht ausreichend erforscht. Gefordert werden daher alternative Evaluierungsmethoden, die nicht nur biophysikalische oder monetäre, sondern auch soziokulturelle Faktoren vor dem Hintergrund der kulturellen ÖDL behandeln (PLIENINGER et al. 2013). Betont wird dabei die Einbeziehung lokaler Akteure (bspw. HEIN et al. 2006; JAX et al. 2013). Präferenzen aus Befragungen werden hierbei als potentieller Indikator für ästhetische Leistungen erachtet (KANDZIORA et al. 2013).

Dieser Beitrag stellt einen Ansatz zur Schließung der aufgezeigten Forschungslücken dar, indem philosophische Ansätze bei der Aufstellung von Indikatoren für ästhetische Naturleistungen einbezogen werden. Potentielle Indikatoren sollen hierbei dem Anspruch genügen, den Eigenwert von Natur so zu berücksichtigen, dass sowohl anthropozentrische als auch physiozentrische Aspekte einfließen mit dem Ziel, den Eigenwert von Natur in das ÖDL-Konzept fallbeispielhaft zu inkludieren.

## Theoretischer Hintergrund

Die Naturethik als philosophische Disziplin beschäftigt sich seit Ende der 1960er Jahre mit Fragestellungen zum menschlichen Verhalten gegenüber der Natur, genauer gesagt „mit dem ethisch richtigen Umgang der Menschen mit der Natur“ (KREBS 1997:337). Verschiedene physio- und anthropozentrische Argumentationsstrategien werden in einem Sammelwerk von Krebs 1996, 1997 übersichtlich dargestellt und kritisch diskutiert. Diese „Landkarte für die naturethische Argumentationslandschaft“ Krebs (1997:346) beinhaltet neben dem instrumentellen Wert, der auf die menschlichen Grundbedürfnisse abzielt, verschiedene Arten des Eigenwerts (siehe Abb. 1).

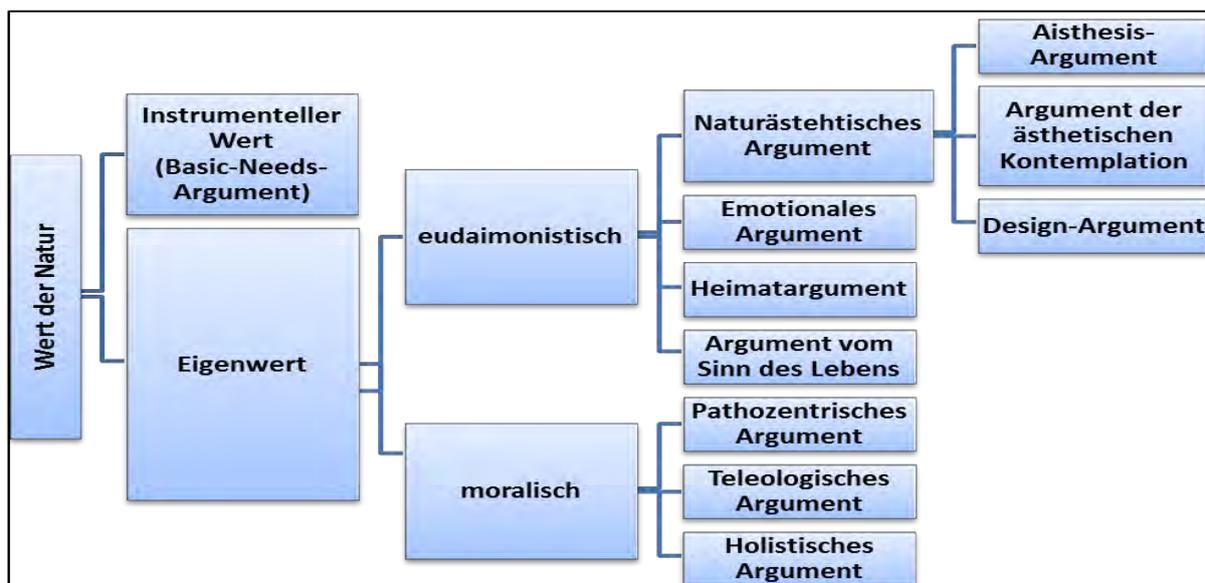


Abb. 1: Wert der Natur nach Krebs 1996, 1997

Inhaltlich gestalten sich die für diese Erhebung wichtigsten Argumente wie im Folgenden ausgeführt (nach KREBS 1996, 1997)<sup>4</sup>:

- *Aisthesis-Argument*: Natur ist Quelle angenehmer körperlicher, seelischer und sinnlicher Empfindungen des Menschen.
- *Argument der ästhetischen Kontemplation*: Natur als etwas, was nicht von Menschenhand geschaffen wurde, weist keine Spuren menschlicher Zwecksetzung auf und stellt insofern eine ästhetische Attraktion dar. In der Natur gilt der Status des Erhabenen. Dabei wird unterschieden in mathematisch erhaben (aufgrund von Größe) und dynamisch erhaben (aufgrund von Kraft).
- *Pathozentrisches Argument*: Der moralische Respekt für das leiblich-emotionale Wohlbefinden soll auf die empfindungsfähige Natur übertragen werden.
- *Teleologisches Argument*: Die belebte Natur besitzt Zweckhaftigkeit (Teleologie). Es wird unterschieden in biozentrisch (Zweckhaftigkeit gilt für alle Lebewesen), individualistisch radikalphysiozentrisch (Ökosysteme und Naturkomponenten können Zweckhaftigkeit aufweisen), holistisch radikalphysiozentrisch (die gesamte Natur kann Zweckhaftigkeit verfolgen).

## Methodische Vorgehensweise

Fallbeispielhaft an Buchenwäldern beleuchtet zunächst ein qualitativer Diskurs die naturethischen Argumente vor dem Hintergrund des ÖDL-Konzepts inhaltlich. Von Februar bis Juni 2013 fanden dazu insgesamt 22 fokussierte Leitfadeninterviews statt, die in einem ersten Teil offene Fragen und in einem zweiten Teil Bildmaterial als erzählgenerierenden Anreiz enthielten. Interviewpartner waren MitarbeiterInnen von National- und Naturparks, Landesforsten sowie Forstämtern, die allesamt Buchenwaldgebiete in Hessen, Niedersachsen und Thüringen betreuen. Um mögliche Indikatoren zur Erfassung ästhetischer Leistungen aufzustellen, folgte eine Inhaltsanalyse des Interviewmaterial u. a. auf geläufige Kriterien zur Kartierung von Waldbiotoptypen<sup>5</sup> (vgl. v. DRACHENFELS 2012) oder weitere Strukturelemente oder Charakteristika des Waldes. Die inhaltsanalytische Auswertung erfolgte deduktiv mittels eines Kategoriensystem (vgl. MAYRING 2003).

## Ergebnisse

Interviewaussagen zu großen, alten Bäumen – potentiellen Habitatbäumen – als bedeutendes Strukturelement des Waldes lassen sich anthropozentrischen und physiozentrischen Argumenten zuordnen. Gemäß Abb. erfolgt nachstehend die Darstellung der Interviewergebnisse.

Dem **Aisthesis-Argument** werden geistige/seelische Empfindungen des Menschen zugeordnet. Geborgenheit im Wald ist dabei als seelische Empfindung bedeutend. Es wird erwähnt, man könne sich unter einzelnen Bäumen „geborgen“ oder „beschützt“ fühlen, vor al-

---

<sup>4</sup> Beim Aisthesis-Argument und beim Argument der ästhetischen Kontemplation handelt es sich um anthropozentrische Argumente, beim pathozentrischen und beim teleologischen Argument um physiozentrische Argumente.

<sup>5</sup> Baumartenzusammensetzung, Altersphasenverteilung/Altholzanteil, Totholz, Habitatbäume, Naturnähe der Standorte, Standörtliche Besonderheiten, Vorkommen seltener/gefährdeter Arten, Historische Waldnutzungsformen, Zerschneidungsgrad und Biotoptypen/FFH-Lebensraumtypen

lem wenn diese groß und alt sind. Das Interesse an Flora und Fauna als geistige Empfindung kommt in Aussagen vor, in denen die Befragten vom gezielten Betrachten von Tieren oder Pflanzen und von ökologischen Zusammenhängen aus fachlicher Perspektive sprechen. Angesprochen werden u. a. Spechthöhlen in Habitatbäumen.

Beim **Argument der ästhetischen Kontemplation** stellt der menschliche Einfluss im Wald einen Unterpunkt dar. Dabei geht es beim Wald um etwas, das „von der Natur hervorgebracht“ und nicht vom Menschen erschaffen ist. Faszinierend wirke v. a. die eigenständige Agierung der Natur, wie sie speziell bei markanten Baumindividuen erkennbar sei. Es ist auch von auffälligen Wuchsformen von Bäumen als ästhetische Attraktion die Rede. Darunter sind Äußerungen zu verstehen, in welchen besonders bizarre, einzigartige und außergewöhnlich große, alte Baumindividuen vorkommen. Betont werden individuelle Ausprägungen wie Astformen, Astlöcher, Auswüchse oder seltene Wuchsformen von Bäumen im Gesamten. Dies geht größtenteils mit Bewunderung und Faszination einher, wie z. B. in folgender Textpassage: *„Das ist eben ein reales bizarres Gewächs, dieser Baum. Da ist einfach wieder die Bewunderung für die Fähigkeit von Bäumen, die unterschiedlichsten phänologischen Erscheinungen auszuprägen. Das ist einfach ein Phänomen, wie das statisch funktioniert, wie hier der Stamm diese überladende Krone trägt und das auch noch bei Wind und Wetter überstehen kann. Das ist schon faszinierend.“* Darüber hinaus werden Bäume als Lebewesen angesprochen, wobei ihnen Bewunderung und Bestaunen entgegen gebracht wird. Dies ist ebenfalls vor allem im Zusammenhang mit markanten oder alten, großen Baumindividuen der Fall. Auch beim Status des Erhabenen, einem weiteren Unterpunkt dieses Arguments, werden Aussagen zur Größe und Kraft von Bäumen getroffen. Sie beziehen sich einerseits auf die Ausmaße, die Bäume annehmen können, andererseits auf die Kräfte, die in Bäumen oder auf Bäume wirken. Letzteres kommt u. a. in folgender Aussage vor: *„Bei diesen auskragenden Ästen fragt man sich immer, was das für Kräfte sein müssen, die die Verbindungen halten.“* Die Größe von Bäumen wird häufig als positiv im Sinne von bewundernswert beschrieben, indem Adjektive wie „majestätisch“, „beeindruckend“, „imposant“ oder „faszinierend“ gebraucht werden. Neben den überwiegend positiven Äußerungen zur Größe von Bäumen sind in einigen Fällen auch negative Anmerkungen zu verzeichnen, denn es können verschiedenartige – durchaus auch negative Emotionen und Gefühle – beim Anblick von großen Bäumen ausgelöst werden, führen die Befragten aus. Diese Gefühle können bedrückenden Charakters sein oder bis hin zur Angst gehen. Außerdem wird die „Ehrfurcht“ angesprochen, welche nicht nur positive Gefühle mit sich bringen kann. So könne sich ein Mensch bspw. als winzig und bedeutungslos im Angesicht eines auffallend großen Baumes vorkommen.

Beim **pathozentrischen Argument** sprechen die Interviewten so gefühlvoll über Bäume, als wären sie Mitmenschen. Zum einen werden Bäume als empfindungsfähige Lebewesen angesprochen, die in ihrem Leben Ereignisse registrieren und „viel erleben“. Damit einher geht der Wunsch, dass die Bäume über ihr Leben berichten können, wie z. B. in dieser Aussage, die beide Aspekte verbindet: *„Bäume werden ja viel älter als Menschen und ich habe damals schon bei dieser dicken Eiche gedacht, ach, liebe Eiche, erzähl mir doch mal, was du alles schon erlebt hast, als Napoleon hier war, als der Bauernkrieg war.“* Die Bäume werden insbesondere dazu aufgefordert, über tragische geschichtliche Ereignisse wie Kriege zu erzählen und sie werden dabei selbst wie aktive Teilnehmer am Kriegsgeschehen betitelt, indem Beschreibungen wie „Veteran“ oder „alter Kamerad“ benutzt werden. Zum anderen erfolgen Vergleiche von Bäumen mit Menschen. Die Bäume lenken die Gedanken des Betrachters dahingehend, ein dem Mensch ähnliches Lebewesen zu sein. Auch dies geschieht unter der Verwendung gefühlvoller Begriffe und kommt bspw. anhand folgender Aussage zum Aus-

druck: „Das ist ein ganz ganz alter Baum, der schon seine Verletzungen zeigt, der Teile verloren hat, gebrochen ist, aber noch lebt. Das erinnert an einen alten Menschen. Das würde ich schon sagen, ist einer, der schon viel erlebt und Narben behalten hat, aber noch in der Sonne steht und sie genießt.“ Auffällig ist dabei einerseits die Erwähnung von Verletzlichkeit, andererseits von Genuss, also von freudigen Ereignissen. Ferner werden Bäume als Geschöpfe betrachtet, denen im Laufe ihres Daseins bzw. Lebens bestimmte Dinge widerfahren, z. B. Stürme, was zu einer individuellen Lebensgeschichte führe. Gehäuft ist von Bäumen als Lebewesen die Rede, die bewundert und bestaunt werden, wie in folgender Aussage: „Auch wenn man solche alten Bäume öfters mal sieht – beeindruckend, ich bleibe jedes Mal stehen. Wenn es ein Einzelexponat ist, wenn da nicht einer neben dem anderen steht, was ja nun selten vorkommt, dann bleibe ich auf jeden Fall stehen.“ Aussagen dieser Art erfolgten vor allem durch Bildanreiz mit auffällig alten und großen Bäumen und anhand der obigen Textpassage wird darüber hinaus deutlich, dass markante Altbäume eine ästhetische Attraktion darstellen. Auch wird Bäumen gegenüber Mitleid ausgesprochen, z. B. im Zuge ihrer schwierigen Standortbedingungen. Ehrfurcht werde aufgrund des Alters oder der Größe von Bäumen empfunden. Auch hierbei erfolgt stets der Verweis, dass Bäume Lebewesen sind, indem Verben wie „leben“ oder „erleben“ gebraucht werden, wie bspw. in dieser Aussage: „Das ist ein Baum, der ist mehrere hundert Jahre alt, sicher 300-400 Jahre, da kriegt man schon ein bisschen Ehrfurcht, wenn man überlegt, dass der schon so lange lebt.“

Im Rahmen des **teleologischen Arguments** wird Habitatbäumen ein Zweck im Sinne eines Lebensraums für viele Tierarten zugesprochen. Erwähnung finden vor allem Astabbrüche, die als Spechthöhlen dienen. Die Bedeutung solcher Bäume für das Ökosystem wird ebenfalls betont mit dem Verweis, dass sie zwar keine Funktion für den Menschen durch Holzernente haben, aber einen Zweck für den Naturschutz erfüllen.

## Diskussion und Schlussfolgerungen

Auch frühere Studien belegen, dass große alte Bäume als ästhetisch attraktiv empfunden werden (vgl. bspw. RIBE 1989, GUNDERSEN/FRIVOLD 2008). Die Ergebnisse dieser Erhebung zeigen überdies, welche Gefühle und Emotionen bei der Konfrontation mit potentiellen Habitatbäumen im Menschen ausgelöst werden. Vor dem Hintergrund, dass Emotionen beim ästhetischen Zugang zur Natur ein bedeutender Grund für die Akzeptanz von Naturschutzzielen sein können (BÜRGER-ARNDT/REEH 2006; PANAGOPOULOS 2009) bedeutet dies eine Vereinbarkeit von Naturschutzmaßnahmen im Wald mit Besucherpräferenzen. Bereits angewandte Naturschutzmaßnahmen in Verbindung mit Habitatbäumen sind bspw. das „Habitatbaumkonzept“ im Zuge des Regierungsprogramms „Langfristige ökologische Waldentwicklung in den niedersächsischen Landesforsten“ (LÖWE) mit dem Ziel von mindestens fünf Habitatbäumen pro Hektar. Darüber hinaus ist das Vorkommen von Habitatbäumen ein geläufiges Kriterium zur Kartierung von Waldbiotoptypen (vgl. v. DRACHENFELS 2012) und daher gut praktisch umsetzbar, was ein wesentliches Merkmal von Indikatoren finaler ÖDL ist (vgl. STAUB/OTT 2010:343). Ferner besteht die Möglichkeit, den Indikator „potentielle Habitatbäume pro Hektar“ mit anderen Daten eines Waldgebiets – auch ökonomischer Art – zu koppeln. Dies könnten die Besucherzahlen von Waldgebieten sein, wie Hein et al. (2006) vorschlagen. Sie nennen zur Erhebung ästhetischer Leistungen die Besucherzahlen in Verbindung mit der Art der Interaktion zwischen Menschen und dem Ökosystem. Letztere ist in der vorliegenden Studie durch die von potentiellen Habitatbäumen ausgelösten Emotionen erfasst. Tyrrell (2008) hält die Auswirkungen von Gefühlen auf die menschliche Gesundheit für einen möglichen Indikator kultureller ÖDL. Diese Studie liefert einen beispielhaften Hinweis, wie durch die Natur ausgelöste Gefühle zur Bereicherung des menschlichen Lebens beitragen,

die genaue gesundheitliche Wirkung kann in diesem Rahmen allerdings nicht geklärt werden. Letztlich ist es durch die Anwendung alternativer Evaluierungsmethoden, die nicht nur biophysikalische oder monetäre, sondern auch soziokulturelle Faktoren vor dem Hintergrund der kulturellen ÖDL behandeln (vgl. PLIENINGER et al. 2013) aber gelungen, mit dem Vorwissen potentieller Habitatbäume einen möglichen Indikator für die Erfassung ästhetischer Leistungen zu identifizieren, der den eingangs gestellten Ansprüchen gerecht wird. Er berücksichtigt anthropozentrische und physiozentrische Eigenwerte der Natur vor dem ÖDL-Konzept und umgeht dadurch eine häufige Ausklammerung des intrinsischen Werts (vgl. VAN BERKEL/VERBURG 2012), wie sie oft bei der Anwendung rein monetärer Ansätze stattfindet. Dieser mögliche Indikator könnte darüber hinaus durch bereits stattfindende Naturschutzmaßnahmen oder vorhandene Kartierungsdaten praktikabel sein.

## Literatur

- BÜRGER-ARNDT, R; REEH, T (2006): Landschaftsästhetik. Theoretische Grundlagen. - In: KONOLD, W.; BÖCKER, R.; HAMPICKE, U.: Handbuch Natur- und Landschaftspflege, 7/06.
- CHAN, K.M.; SATTERFIELD, T; GOLDSTEIN, J (2012): Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. - *Ecological Economics* 74: 8–18. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2011.11.011.
- CHIESURA, A; GROOT, R DE (2003): Critical natural capital: a socio-cultural perspective. - *Identifying Critical Natural Capital* 44 (2–3): 219–231. DOI: 10.1016/S0921-8009(02)00275-6.
- Davidson, M.D. (2013): On the relation between ecosystem services, intrinsic value, existence value and economic valuation. - *Ecological Economics* 95: 171–177. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2013.09.002.
- GROOT, R DE; WILSON, M.A.; BOUMANS, R.M. (2002): A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. - *Ecological Economics* 41 (3): 393–408. DOI: 10.1016/S0921-8009(02)00089-7.
- GUNDERSEN, V.S.; FRIVOLD, L.H. (2008): Public preferences for forest structures: A review of quantitative surveys from Finland, Norway and Sweden. - *Urban Forestry & Urban Greening* 7 (2008): 241-258. DOI: 10.1016/j.ufug.2008.05.001.
- HEIN, L; VAN KOPPEN, K; GROOT, R DE; VAN IERLAND, E.C. (2006): Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services.- *Ecological Economics* 57 (2): 209–228. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2005.04.005.
- HERNÁNDEZ-MORCILLO, M; PLIENINGER, T; BIELING, C (2013): An empirical review of cultural ecosystem service indicators. - *Ecological Indicators* 29: 434–444. DOI: 10.1016/j.ecolind.2013.01.013.
- JAX, K.; BARTON, D.N.; CHAN, K.M.; GROOT, R. DE; DOYLE, U.; ESER, U. et al. (2013): Ecosystem services and ethics. - *Ecological Economics* 93: 260–268. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2013.06.008.
- KALLIS, G.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; ZOGRAFOS, C. (2013): To value or not to value? That is not the question. - *Ecological Economics* 94: 97–105. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2013.07.002.
- KANDZIORA, M.; BURKHARD, B.; MÜLLER, F. (2013): Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators - A theoretical matrix exercise. - *Ecological Indicators* 28: 54-78. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.09.006.

- KOSOY, N.; CORBERA, E. (2010): Payments for ecosystem services as commodity fetishism. - *Ecological Economics* 69 (6): 1228–1236. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2009.11.002.
- KREBS, A. (1996): Philosophische Überlegungen zum Eigenwert der Natur. - In: NUTZINGER, H.G. (Hrsg.): *Naturschutz - Ethik - Ökonomie. Theoretische Begründungen und praktische Konsequenzen.* - Marburg (Ökologie und Wirtschaftsforschung, Band 21): 31-48
- KREBS, A. (1997): *Naturethik. Grundtexte der gegenwärtigen tier- und ökoethischen Diskussion.* - Frankfurt.a.M.
- LAYKE, C. (2009): Measuring Nature`s benefits: a preliminary Roadmap for improving Ecosystem Service Indicators. Online verfügbar unter [http://srv2.lemig.umontreal.ca/donnees/geo2312/A%20toolbox%20\(Double%20click%20on%20BFD.exe%20not%20available%20for%20Mac\)/Resources/CD%20Resources/Monitoring/ES\\_Indicators\\_WRI\\_measuring\\_natures\\_benefits\\_09.pdf](http://srv2.lemig.umontreal.ca/donnees/geo2312/A%20toolbox%20(Double%20click%20on%20BFD.exe%20not%20available%20for%20Mac)/Resources/CD%20Resources/Monitoring/ES_Indicators_WRI_measuring_natures_benefits_09.pdf), zuletzt geprüft am 26.02.2014.
- LAYKE, C.; MAPENDEMBE, A.; BROWN, C.; WALPOLE, M.; WINN, J. (2012): Indicators from the global and sub-global Millennium Ecosystem Assessments: An analysis and next steps. - *Ecological Indicators* 17 (2012): 77-87. DOI:10.1016/j.ecolind.2011.04.025.
- MARTÍN-LÓPEZ, B.; GARCÍA-LLORENTE, M.; PALOMO, I.; MONTES, C. (2011): The conservation against development paradigm in protected areas: Valuation of ecosystem services in the Doñana social-ecological system (southwestern Spain). - *Ecological Economics* 70 (8): 1481–1491. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2011.03.009.
- MAYRING, P. (2003): *Qualitative Inhaltsanalyse. Grundlagen und Techniken.* - 8. Aufl. - Weinheim.
- PANAGOPOULOS, T. (2009): Linking forestry, sustainability and aesthetics. - *Ecological Economics* 68 (10): 2485–2489. DOI:10.1016/j.ecolecon.2009.05.006.
- 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. DOI: 10.1016/j.landusepol.2012.12.013.
- RIBE, R.G. (1989): The aesthetics of forestry: What has empirical preference research taught us? - *Environmental Management* 13 (1): 55–74. DOI: 10.1007/BF01867587.
- STAUB, C.; OTT, W. (2010): Finale Ökosystemleistungen als Wohlfahrtsindikatoren | Final ecosystem services as welfare indicators. - *Swiss Forestry Journal* 161 (9): 341–345. DOI: 10.3188/szf.2010.0341.
- STAUB, C.; OTT, W. et al. (2011): Indikatoren für Ökosystemleistungen: Systematik, Methodik und Umsetzungsempfehlungen für eine wohlfahrtsrelevante Umweltberichterstattung. Online verfügbar unter [http://scholar.google.de/scholar?cluster=17675370834048153569&hl=de&as\\_sdt=2005&scioldt=0,5](http://scholar.google.de/scholar?cluster=17675370834048153569&hl=de&as_sdt=2005&scioldt=0,5), zuletzt geprüft am 07.04.2014.
- TYRRELL, T. (2008): Indicator(s) on the Health & Well-being of Communities Directly Dependent on Local Ecosystems. - Online verfügbar unter <http://www.unep-wcmc.org/medialibrary/2010/09/24/a62ed947/HWLworkshopJun08.pdf>, zuletzt geprüft am 10.04.2014.
- VAN BERKEL, D.B.; VERBURG, P.H. (2012): Spatial quantification and valuation of cultural ecosystem services in an agricultural landscape. - *Ecological Indicators*. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.06.025.

VON DRACHENFALS, O. (2012): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der gesetzlich geschützten Biotop sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie. Stand März 2011. -Naturschutz, Landschaftspf. Niedersachs., Heft A/4:1–326.

WALLACE, K.J. (2007): Classification of ecosystem services: Problems and solutions. - Biological Conservation 139 (3–4): 235–246. DOI: 10.1016/j.biocon.2007.07.015.

*Dr. Anja-Karolina Rovers*  
*Georg-August-Universität Göttingen*  
*Abteilung Umwelt- und Ressourcenökonomik*  
*Platz der Göttinger Sieben 5*  
*37073 Göttingen*  
*✉ arovers@uni-goettingen.de*

# Die Auswirkungen von Biotrade-Verträgen am Beispiel von Marula-Pflanzenöl aus Namibia – eine institutionelle Analyse

SHIGEO WATANABE

*Schlagwörter: Marula, Gender, Biotrade, Institutioneller Wandel sowie Zugang und Vorteilausgleich bei der Nutzung biologischer Ressourcen (ABS)*

## Abkürzungsverzeichnis

ABS	Access to genetic resources and Benefit Sharing (Zugang zu genetischen Ressourcen und gerechter Vorteilausgleich)
CBD	Convention on Biological Diversity (Übereinkommen über die biologische Vielfalt)
CRIAA	Centre for Research, Information, Action in Africa
EWC	Eudafano Women's Cooperative
IoS	Institutions of Sustainability (Institutionen der Nachhaltigkeit)
PTA	Phyto Trade Africa

## Einleitung

Die Nutzung der biologischen Vielfalt und die gerechte Verteilung der daraus resultierenden Gewinne zwischen Entwicklungsländern und Industrieländern stellen einen globalen Konflikt unserer Zeit dar. Auf globalen Märkten werden natürliche Ressourcen für die Produktion von Kosmetika und Medikamenten sowie für die Züchtung von Pflanzen, Nutztieren oder Mikroorganismen gehandelt. Bei diesem Handel über die biologischen Ressourcen – Biotrade – wird der ökonomische Wert oft nicht ausreichend wertgeschätzt. Um (I) die biologische Vielfalt als Ressource zu erhalten und um (II) die nachhaltige Ressourcennutzung und (III) den fairen Zugang zu genetischen Ressourcen zu kontrollieren und zu sichern, haben die Vereinten Nationen im Jahr 1993 das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity, CBD) abgeschlossen (VN, 1993). Um das dritte Ziel des Übereinkommens CBD – den Zugang zu genetischen Ressourcen und einen gerechten Vorteilausgleich (Access to genetic resources and Benefit Sharing, ABS) – zu verwirklichen, wurde im Jahr 2011 eine globale Institution von ABS-Handelsverträgen formuliert (VN, 2011). Mit diesem als Nagoya-Protokoll bezeichneten Abkommen wird das gegenwärtige globale Handelssystem für genetische Ressourcen verändert.

Die Regierung Namibias diskutiert seit Anfang der 1990er Jahren – seit der Unabhängigkeit ihres Landes von Südafrika – über die Einführung bzw. die Umsetzung von Biotrade. Diese Frage ist auch hinsichtlich des Marula-Baums (*Sclerocarya birrea*) von Bedeutung. Der Marula-Baum wächst im Savannenklima, das in Nordzentralnamibia vorherrscht. Die einheimische Bevölkerung dieser Region, beispielsweise der Stamm der Owambo, konsumiert traditionell die Früchte der Marula-Bäume. Dabei sammeln und verarbeiten die Frauen die Früchte der Bäume, die ohne kultiviert zu werden auf privatem Land wachsen, gemeinschaftlich.

Um die Ungleichheit zwischen den Männern und Frauen der Owambo in Bezug auf ihr Einkommen zu reduzieren, hat die Regierung Namibias im Jahr 1996 in Zusammenarbeit mit

der Nichtregierungsorganisation Centre for Research, Information, Action in Africa (CRIAA) die Frauengenossenschaft Eudafano Women's Cooperative (EWC) gegründet. CRIAA, EWC und eine Multistakeholder-Organisation, die das namibische Agrarministerium leitet, haben sich anschließend zur Handelsorganisation Phyto Trade Africa (PTA) zusammengeschlossen. Im Jahr 2006 haben die PTA und die Regierung Namibias einen ABS-Vertrag mit der französischen Bio-Kosmetikfirma Aldivia abgeschlossen. Mit diesem Vertrag wurden zwei Ziele verfolgt. An erster Stelle wurde festgelegt, dass die EWC von ihren Mitgliedern Marula-Samen erwirbt und diese vor Ort mit einer eigenen Technik zu Öl verarbeitet. Dieses Öl, ein Inhaltsstoff für Kosmetika, wird anschließend an Aldivia verkauft. An zweiter Stelle sichert der Vertrag der PTA Miteigentumsrechte an einer neuen Verfeinerungstechnologie von Aldivia zu. Durch die Genossenschaft und den ABS-Vertrag wird somit eine Wertschöpfungskette geschaffen, die von den Marula-Früchten bis zum Kosmetikprodukt reicht.

### **Forschungsfrage und -konzept**

Meine Promotionsarbeit analysiert die Auswirkungen von Biotrade-Verträgen am Beispiel von Marula-Öl. Im Mittelpunkt steht dabei vor allem die Frage, wie sich das Verhalten relevanter Wirtschaftsakteure – zum Beispiel des Verhalten von Mitgliedern der EWC – in Hinblick auf die Nutzung natürlicher Ressourcen und auf ihre Beschäftigung verändert hat. Die Studie hat damit zum Ziel, Prozesse von institutionellem Wandel zu erklären. Ein Bericht der EWC (2007) stellt die positiven Veränderungen durch die Gründung der Genossenschaft und den ABS-Vertrag dar. Dazu zählt unter anderem ein gestiegenes Einkommen für die Mitglieder und die Entwicklung lokaler Gemeinden. Negative Auswirkungen werden in diesem Bericht jedoch nicht dargestellt.

Um Prozesse von institutionellem Wandel zu erklären, verwendet meine Promotionsarbeit einen analytischen Rahmen, basierend auf Hagedorns (2008) ‚Institutionen der Nachhaltigkeit‘- Framework (IoS framework – Institutions of Sustainability). Die IoS framework betrachtet die Struktur eines institutionellen Wandels unter den vier Gesichtspunkten Transaktionen, Akteure, Institutionen und Governance-Strukturen. Diese vier Komponenten sind in einer so genannten Handlungsarena miteinander verbunden. Transaktionen sind die grundlegenden Beobachtungseinheiten. Sie beeinflussen den Wirkungszusammenhang zwischen Sozial- und Ökosystemen und werden als Transfer von Kosten und Nutzen zwischen den Akteuren betrachtet. Transaktionen in dieser Studie sind die Verarbeitungen der Marula-Früchte, der Handel mit Marula-Öl, Informationsaustausch und Überschreibung von Eigentumsrechten. Institutionen sind die Regeln einer Gesellschaft (NORTH, 1990). Die Akteure schaffen, ändern oder passen Institutionen an, um ihr eigenes Verhalten zu beschränken oder regulieren. Mit Bezug auf das Konzept der institutionellen Analyse von Williamson (2000) sind Institutionen in dieser Promotionsarbeit nicht nur die Gesetze und Verteilungsregeln von Ressourcen und Beschäftigung, sondern auch Regeln für die Definition von Eigentumsrechten, Sozialnormen, Überzeugungen und Ideen. Eine Governance-Struktur koordiniert verschiedene Regeln miteinander. Als Beispiel dafür kann ein Handelsvertrag, eine Genossenschaft oder staatliche Bürokratie angeführt werden.

Basierend auf dem genannten analytischen Rahmen untersuche ich, warum ein geplanter institutioneller Wandel nicht erfolgreich war, warum jedoch ein unbeabsichtigter Wandel relevanter Institutionen ausgelöst wurde. Mit dem IoS framework analysiere ich beide Aspekte. In dieser Arbeit zeige ich, dass asymmetrische Machtverhältnisse und beschränkte Rationalitäten bestimmende Faktoren eines institutionellen Wandels sind. Dabei beziehe ich mich vor allem auf das Macht-Konzept von Herbert Simon (1979). Danach wählt jeder Akteur nach

seiner eigenen Rationalität eine wirtschaftliche Handlungsoption aus. Europäische und afrikanischen Akteure, die an entsprechenden Biotrade-Verträgen beteiligt sind, haben teils verschiedene Interessen und Werte und ein unterschiedliches Verständnis von Handelsregeln. Der Unterschied ist jedoch nicht stabil, sondern ändert sich dynamisch. Das bedeutet für mich, dass die Rationalität der Akteure unterschiedlich und nicht perfekt ist, sondern im Gegenteil beschränkt. Bei der Auswahl einer Handlungsoption berücksichtigt jeder Akteur auch möglicherweise bestehende asymmetrische Machtverhältnisse. Durch eine stärkere Verhandlungsmacht kann ein Akteur die Verhandlungsmöglichkeiten anderer Akteure einschränken und damit sein gewünschtes Ergebnis durchsetzen (FARRELL & KNIGHT, 2003: 544).

## **Datenanalyse**

Hinsichtlich der Methodologie orientiere ich mich bei dieser Studie an der Abduktion. Ziel dabei ist es, Daten möglichst überzeugend zu interpretieren. Die Datenbasis dieser Studie bildeten qualitative Primär- und Sekundärdaten, die ich im Wesentlichen während einer Feldforschung in Namibia im Jahr 2011 erhoben habe. Dabei führte ich mit 32 Akteuren insgesamt 39 Interviews. Die Interviews fanden als Einzel- oder als Gruppeninterview statt, und ich setzte dabei strukturierte, leitfadengestützte und offene Interviews ein. Meine Interviewpartner waren unter anderem Owambo-Bäuerinnen und Mitarbeiter der EWC, des CRIAA und namibischer Ministerien. Die meisten Interviews fanden auf Englisch statt. Die Interviews mit den Owambo-Bäuerinnen und den Mitgliedern der EWC jedoch führte ich mit Hilfe eines Dolmetschers auf Owambo durch. Die Sekundärdaten umfassen namibische Gesetze und Dokumente namibischer Ministerien sowie Berichte zum Stamm der Owambo und zur Nutzung von Marula (z. B. SULLIVAN & O'REGAN, 2003; DEN ADEL, 2010).

Auf der Grundlage der gesammelten Daten arbeitete ich heraus, welche Einstellungen die Akteure hatten und nach welchen Motiven sie handelten. Auf dieser Grundlage war es mir möglich, sich vollziehende Prozesse institutionellen Wandels zu erklären. Bei dieser Untersuchung kodierte ich die Daten zunächst mit der Computersoftware Atlas.ti. Anschließend untersuchte ich die erhaltenen 90 Codes auf Zusammenhänge hinsichtlich dreier Komponenten der IoS framework: Akteure, Institutionen und Governance-Strukturen.

## **Werte und Funktionen von Marula in der Owambo-Kultur**

In meiner Studie bin ich zu dem Ergebnis gekommen, dass Marula-Bäume in der Owambo-Kultur sowohl nutzungsabhängige und nutzungsunabhängige Werte sowie verschiedene Funktionen besitzen. Dieser umfassende wirtschaftliche Wert bildete für alle beteiligten Akteure den ökonomischen Anreiz, einen ABS-Vertrag abzuschließen. Die Marula-Früchte bilden einerseits die Grundlage, um verschiedene Produkte herzustellen, die in der eigenen Familie konsumiert werden können. Zum anderen bietet sich durch den Verkauf von Marula-Alkohol, Marula-Samen und Marula-Öl die Möglichkeit, sowohl auf heimischen wie auch auf internationalen Märkten Geld zu verdienen. Dabei handelt es sich um Verbrauchswerte.

An zweiter Stelle besitzen die Marula-Bäume einen kulturellen Wert. Die Owambo verfügen über einen großen kulturellen Schatz an Erzählungen, Tänzen und Liedern zu den Marula-Bäumen (vgl. SULLIVAN & O'REGAN, 2003) und feiern eines der größten Owambo-Feste mit Marula-Alkohol.

An dritter Stelle soll darauf aufmerksam gemacht werden, dass Marula-Früchte auch als ein Medium zum Erhalt sozialen Kapitals darstellen. So ist es üblich, dass die Owambo-Frauen

ihre Marula-Früchte gemeinschaftlich mit Nachbarn und Bekannte sammeln und verarbeiten. Diese Sozialnorm ermöglicht Frauen ohne eigene Marula-Bäume, über Marula-Früchte zu verfügen und ihr Risiko der Ressourcenmangeln zu mindern. Bei der Verarbeitung von Marula-Früchten tauschen Owambo-Frauen Informationen aus. Dabei sprechen sie beispielsweise über Probleme in den Gemeinden sowie über Produkte und Verkaufsmöglichkeiten auf den lokalen Märkten. Das kann ihnen bei der Bewältigung ihres alltäglichen Lebens helfen und außerdem gemeinschaftliche Tätigkeiten in der Gemeinde hervorrufen. Neben dem Verkauf werden Marula-Produkte von den Frauen auch an Nachbarn und Bekannte verschenkt. Familie laden sich auch untereinander zu Festen mit Marula-Alkohol ein. Diese Sozialnorm formuliert ein Netzwerk, in dem Owambo Familien die Marula-Produkte zu verteilen.

Darüber hinaus kommt einem Produkt aus den Marula-Früchten die Funktion einer nichtmonetären Steuer zu. Die traditionelle politische Struktur der Owambo gliedert sich in Nordzentralnamibia in eine lokale und eine regionale Ebene. Die Stammeshäuptlinge auf der regionalen Ebene fordern von den Dorfbewohnern Marula-Alkohol ein. Obwohl Marula-Bäume – wie oben gezeigt – einen vielfältigen Wert besitzen, wird der Reichtum einer Owambo-Familie jedoch nicht an der Anzahl von Marula-Bäumen gemessen, sondern vor allem an der Anzahl von Nutztieren, wie bspw. Rinder.

Mit Hilfe des Analyserahmens IoS framework verstehe ich diese Phänomene wie folgt. Die traditionelle politische Struktur der Owambo ist eine Form der Hierarchie. Diese Governance-Struktur koordiniert Institutionen der Owambo. Die Sozialnormen der Owambo regulieren die Transaktionen. Diese sind nicht nur die gemeinschaftliche Nutzung der Marula-Früchte, Verkauf und Verschenken der Marula-Produkte, sondern auch der Austausch der Informationen zwischen den Owambo-Frauen. Diese Transaktionen formulieren in der Owambo-Kultur soziales Kapital. Obwohl die Kolonialzeit und die Apartheid die politischen und sozialen Systeme der Owambo stark beeinflussten, sind die Sozialnormen der Owambo unverändert. Das bedeutet, dass die Kolonialzeit und die Apartheid zu einem institutionellen Wandel der traditionellen Regeln über Marula nicht geführt haben.

### **Institutioneller Wandel in drei Handlungsarenen**

Die Gründung der Genossenschaft EWC und der Abschluss des ABS-Vertrags haben es den Owambo-Frauen ermöglicht, an die EWC die Marula-Samen zu verkaufen und eine Beschäftigung in der Fabrik von EWC für die Produktion von Marula-Öl zu finden. Mit Hilfe des IoS frameworks verstehe ich diese Entwicklung als einen intendierten institutionellen Wandel. Der Prozess löste jedoch auch einen unbeabsichtigten Wandel von Institutionen in den folgenden drei Handlungsarenen aus: (I) Verteilung der Marula-Früchte, (II) Beschäftigung innerhalb der Fabrik von EWC und (III) Verteilung der Miteigentums- und Nutzungsrechte an der Verfeinerungstechnologie von Aldivia.

### **Verteilung der Marula-Früchte**

Eine traditionelle Sozialnorm unter den Owambo verbietet es Männern, die Marula-Früchte zu sammeln oder sich während der Ernte den Marula-Bäume zu nähern. In meiner Untersuchung bin ich jedoch zu dem Ergebnis gekommen, dass einige Mitglieder der EWC nach der Gründung der Genossenschaft und nach Abschluss des ABS-Vertrags damit begonnen haben, Marula-Früchte nicht nur mit den Frauen in ihren Gemeinden, sondern auch gemeinsam mit ihren Ehemännern zu sammeln.

Gemäß IoS framework kann dieses Phänomen als eine Sequenz institutionellen Wandels konzeptualisiert werden. Zuerst stellte die Mitgliedschaft in der EWC eine Möglichkeit für Owambo-Frauen dar, ihr Haushaltseinkommen zu steigern. Dabei handelt es sich um einen ersten intendierten institutionellen Wandel hinsichtlich der Verteilung der Ressourcen. Dieser Wandel stellte wiederum eine Motivation für Männer dar, ein Tabu der Owambo zu brechen und sich am Sammeln der Marula-Früchte zu beteiligen, um ein weiteres Haushaltseinkommen zu erwirtschaften. Damit nahmen sie das Risiko einer sozialen Ächtung auf sich. Dieser Tabubruch ist ein zweiter – unbeabsichtigter – institutionellen Wandel hinsichtlich der Rationalität. Im Sammeln der Marula-Früchte durch Frauen und Männer ist zu erkennen, dass sich die Zugangsrechte zu den Marula-Früchten auf beide Geschlechter verteilt haben. Wenn sich die EWC-Mitglieder durch diese Transaktionen von Verfügungsrechten über die Marula-Früchte an diesen Wandel gewöhnen und anpassen, können die Institutionen über Verteilung der Marula-Früchte weiter erneuert werden. Dies kann zu einem dritten – unbeabsichtigten – Wandel der Verteilungsregeln führen.

### **Beschäftigung innerhalb der Fabrik von EWC**

Das zweite beobachtete Phänomen bezieht sich auf die Beschäftigung im Kontext der Frauen-Genossenschaft EWC. In meiner Studie habe ich festgestellt, dass nur zwei der insgesamt sieben Arbeitsplätze in der Ölproduktion der EWC mit Frauen besetzt wurden, fünf Arbeitsplätze jedoch mit Männern. Der Grund dafür ist der Mangel an qualifizierten Frauen im Bereich der Bedienung von Maschinen. In der Owambo-Kultur herrscht die Ansicht, dass die Arbeit mit Maschinen ausschließlich eine Aufgabe für Männer ist.

Gemäß IoS framework kann ich mit den zwei Governance-Strukturen dieses Phänomen eine Sequenz institutionellen Wandels konzeptualisiert werden. Diese sind die Genossenschaft der EWC und die traditionelle hierarchische Struktur der Owambo. Obwohl die Owambo eine traditionelle Idee der Geschlechterverteilung der Beschäftigung hat, wurde die EWC mit der Intention gegründet, den Frauen der Owambo wirtschaftliche Entwicklungsmöglichkeiten zu bieten. Dabei handelt es sich um einen ersten intendierten Wandel hinsichtlich der Verteilung von Beschäftigung. In der Genossenschafts-Struktur wurde die traditionelle Regeln über die Beschäftigung jedoch nicht aufgebrochen, sondern zum Satt zum Genossenschaftsregel geführt. Das bedeutet, dass ein absichtlicher Wandel der Institutionen teilweise nicht entstand, sondern die Institution über die Beschäftigung bei der Genossenschaft erneuert wurde.

### **Verteilung der Nutzungsrechte für Technologien im ABS-Vertrag**

Das dritte Ergebnis bezieht sich auf die Handlungsarena hinsichtlich der Verteilung der Nutzungsrechte an der neuen Verfeinerungstechnologie für Marula-Öl von Aldivia. Obwohl der abgeschlossene ABS-Vertrag sowohl Aldivia als auch PTA ein Eigentumsrecht zusichert, hat PTA noch keinen Zugang zu dieser Technologie erhalten. Dies lässt sich mit der Vertragstheorie der Neuen Institutionenökonomie erklären. Diese geht davon aus, dass Akteure bei einem Vertragsabschluss nicht über alle notwendigen Informationen verfügen können. Insbesondere können die Akteure zukünftige Veränderungen im Bereich ihrer Tätigkeiten oder ihrer Interessen nicht vorhersehen. Aus diesem Grund haben die beiden Vertragspartner Aldivia und PTA den Vertragstext teilweise offen formuliert, um auf diese Veränderungen reagieren zu können. Nun interpretieren Aldivia einerseits und PTA andererseits die Vertragsbestimmungen jedoch unterschiedlich. Die namibischen Akteure haben ein großes Interesse an der Übertragung der Technologie und gehen davon aus, dass ein Nutzungsrecht

ein Eigentumsrecht einschließt. Für Aldivia hingegen stellt die Übertragung von Nutzungsrechten an PTA eine Unsicherheit dar, da sie die Marktkonkurrenzen für den eigenen Konzern erhöhen könnte. Bei der PTA handelt es sich um eine Mitgliederorganisation, die aus südafrikanischen Produzenten und Beratungsunternehmen besteht. Aus diesem Grund strebt es Aldivia vermutlich an, eine Einführung der Technologie in Namibia zu vermeiden.

Mit Hilfe des IoS frameworks kann ich diese Situation wie folgt mit den drei Governance-Strukturen darstellen. Der ABS-Handelsvertrag ist die erste Governance-Struktur. Die Vertragsbedingungen regulieren die Transaktionen von beispielsweise Marula-Öl, Geld und Nutzungsrecht auf die neue Technologie, zwischen Aldivia und den namibischen Akteuren. Jeder Akteur hat jedoch ein unterschiedliches Interesse und Verständnis der Vertragsregeln. Europäische und afrikanische Akteure üben in den verschiedenen ökonomischen und gesellschaftlichen Strukturen wirtschaftliche Tätigkeiten aus. Diesen Unterschied kann ich in den verschiedenen Rationalitäten aller Akteure betrachten. Die heterogenen Handlungsrationitäten beeinflussen die Diskussion der Regelsetzung für die Verteilung der Nutzungsrechte auf die Technologie. Das ist ein laufender Prozess eines Institutionenwandels über die Regulierung der Nutzungsrechte im ABS-Vertrag.

### **Schlussfolgerungen**

Die namibischen Akteure in dieser Studie haben die Frauen-Genossenschaft EWC gegründet und den ABS-Vertrag abgeschlossen. Die Akteure beabsichtigten damit einen institutionellen Wandel, um die Frauen vor Ort zu stärken. Durch diese Maßnahmen wurden auch Prozesse nicht intendierten institutionellen Wandels ausgelöst. Das zeigt sich am Zugang der Männer zu den Marula-Früchten und zu Arbeitsplätzen in der Ölverarbeitung mit Maschinen bei EWC. Prozesse nicht intendierten institutionellen Wandels wurden auch am Beispiel des ABS-Vertrags zu den Nutzungsrechten an der neuen Technologie erläutert. Daraus ziehe ich die Schlussfolgerung, dass Machtverhältnisse und Handlungslogiken bei der Gründung von EWC und dem Abschluss des ABS-Vertrags nicht hinreichend beachtet wurden. Daraus lässt sich auch ableiten, dass mit Maßnahmen, die asymmetrische Machtverhältnisse abbauen sollen, im Gegenteil bestehende Asymmetrien verstärkt werden können. Das würde den Zielen des ABS-Vertrags sogar zuwiderlaufen. Zum Abschluss meiner Forschungsarbeit empfehle ich deshalb, dass bei der weiteren Entwicklung von Biotrade bestehende Machtverhältnisse sowie heterogene und beschränkte Handlungsrationitäten zukünftig berücksichtigt werden sollten. Weitere Details der hier vorgestellten empirischen Arbeit und der daraus resultierenden Diskussionen stelle ich in Watanabe (2015) dar.

### **Danksagung**

Mein Dank gilt meinen Interviewpartnern, Dolmetschern und Vermittlern in Namibia und Prof. Konrad Hagedorn und Katharine N. Farrell, PhD, Fachgebiet Ressourcenökonomie an der Humboldt-Universität zu Berlin für die Betreuung meiner Promotionsarbeit. Ich danke Dr. Christian Schleyer und Jonah Wedekind für ihre wertvollen Kommentare und die sprachliche Unterstützung beim Verfassen dieses Artikels. Die Studie wurde von der Elsa-Neumann-Stiftung des Landes Berlin gefördert.

## Literatur

- DEN ADEL, S. (2010): Marula Resource Survey; a Report on the Sclerocarya Bierrea Tree Population and the Availability of its Fruits in North Central Namibia. - Windhoek (Centre for Research, Information, Action in Africa; Southern Africa-Development and Consulting) (Project Report of the Indigenous Plants Task Team)
- EWC (2007): Enterprise Development within the Natural Product Sector: A Case Study of Eudafano Women`s Cooperative. - Windhoek ( Eudafano Women`s Cooperative)
- FARRELL, H.; KNIGHT, J. (2003): Trust, Institutions, and Institutional Change: Industrial Districts and the Social Capital Hypothesis. - Politics and Society 31 (4): 537-566.
- HAGEDORN, K. (2008): Particular Requirements for International Analysis in Nature-Related Sectors. - European Review of Agricultural Economics 35 (3): 357-384.
- NORTH, D.C. (1990): Institutions, Institutional Change and Economic Performance. Cambridge, MA (Cambridge University Press)
- SIMON, H. (1979): Rational Decision Making in Business Organizations. - The American Economic Review 69 (4): 493-513.
- SULLIVAN, C.A.; O'REGAN, D.P. (2003): Winners and Losers in Forest Product Commercialization. Final Report R7795, Vol. 1, Overview. - Wallingford (Centre for Ecology and Hydrology): 1-95.
- VN (1993): Convention on Biological Diversity. United Nations Treaty Series. Nr. 30619. – New York (Generalsekretär der Vereinten Nationen)
- VN (2011): Nagoya Protocol on Access to Genetic Resources and the Fair and Equitable Sharing of Benefit Arising from their Utilization to the Convention on Biological Diversity. Montreal (Sekretariat des Übereinkommens der Vereinten Nationen über die biologische Vielfalt)
- WATANABE, S. (2015): An Institutional Analysis of Biotrade Contract Implementation; the Case of Namibian Marula Plant Oil. - Aachen (Shaker Verlag) (Institutional Change in Agriculture and Natural Resources Series Nr. 54)
- WILLIAMSON, O.E. (2000): The New Institutional Economics: Taking Stock, Looking Ahead. - Economic Literature 38 (3): 595-613.

*Shigeo Watanabe*  
*Humboldt-Universität zu Berlin*  
*Lebenswissenschaftliche Fakultät*  
*Fachgebiet Ressourcenökonomie*  
*Unter den Linden 6*  
*10099 Berlin*  
✉ *watanash@agrar.hu-berlin.de*



# **Arboneth: Das Arboretum-Netzwerk-Äthiopien**

## **Biodiversitätsmanagement und Schutz von Baumarten im Abessinischen Hochland**

PETER BORCHARDT

*Schlagwörter: afromontane, capacity building, ex situ, Gehölzarten, Horn von Afrika, open source*

### **Einleitung**

Weltweit gibt es 3,04 Billionen Bäume, die meisten davon in der borealen Zone und den Regenwäldern der immerfeuchten Tropen. Dabei sind bereits 46 % der Bäume seit Beginn der menschlichen Zivilisation verschwunden (CROWTHER et al. 2015). Das Horn von Afrika – mit seiner sehr heterogenen Topographie – ist von starker Entwaldung in den Höhenlagen und einer natürlichen, geringen Waldbedeckung in den Niederungen und Wüsten gekennzeichnet. Jedoch beherbergen die meist kleinflächigen, durch menschlichen Einfluss stark gefährdeten Waldreste eine große Vielfalt einheimischer und endemischer Gehölzarten. Die Übernutzung natürlicher Ressourcen führt zu einem konstanten Rückgang von Waldhabitaten und damit einhergehend zum Verlust von Baum- und Straucharten. Immer wiederkehrende Dürreperioden – deren Auswirkungen durch den Klimawandel verstärkt werden – tragen zusätzlich zu Biodiversitätsverlusten bei. Die Sicherung der Existenzgrundlage hat für den Großteil der Bevölkerung Vorrang vor einer nachhaltigen Nutzung natürlicher Ressourcen und dem Schutz von Biodiversität. Dieses Dilemma gilt es zu überwinden, um ein stärkeres Bewusstsein für nachhaltige Nutzungssysteme schaffen zu können, eine langfristige Lebensgrundlage zu ermöglichen und die gefährdete Biodiversität zu erhalten. Nach der Roten Liste der Gehölzpflanzen in Äthiopien und Eritrea (FFI, IUCN et al. 2005) spielen Baumarten eine zentrale Rolle für die Lebenssicherungsstrategien der ländlichen Bevölkerung. Über 90 % der genutzten Energie in Äthiopien wird aus Biomasse erzeugt - Brennholz stellt die Hauptkomponente dar. Unter diesen Umständen ist ex situ- (lat. "für außerhalb des [ursprünglichen] Ortes") und in situ- (lat. "am Ort") Artenschutz sowie die Entwicklung einer nachhaltigen Nutzung natürlicher Ressourcen dringend notwendig.

Gefährdete Baumarten in einem intensiv genutzten Hochgebirgsraum zu schützen und für die Zukunft zu erhalten ist eine komplexe Aufgabe, da diese Baumarten in kleinen, inselartigen, schwer zu überschaubaren Waldresten vorkommen. Aufgrund der Tatsache, dass diese Waldreste in einem Land wie Äthiopien in unterschiedlichsten klimatischen und orographischen Regionen verteilt sind, braucht man dafür mehr als ein Konzept. Notwendig ist eine anpassungsfähige Strategie und ein flexibles Netzwerk: ARBONETH - The Ethiopian Arboretum Network.

Die Zielsetzung von ARBONETH ist es, in Äthiopien ein Netzwerk der Biodiversitätsforschung, des Biodiversitätsmanagements und der nachhaltigen Ressourcennutzung aufzubauen. Verschiedene Wissenschaftler der Institute für Geographie und Biologie der Universität Hamburg haben diesbezüglich eine Kooperation mit Kollegen des Wondo Genet College (WGC), der Addis Ababa University (AAU) und der Haramaya University (HU) vereinbart. Ihre Absicht ist, den internationalen Austausch zu fördern sowie die Studierenden und die Beschäftigten der Partnerinstitutionen weiterzubilden, um in einem Netzwerk Botanische

Gärten, Herbarien und Baumschulen aktiv für das nationale Biodiversitätsmanagement nutzen zu können. Zusätzlich wird das Netzwerk - sowie die Trainings und Workshops - durch Mitarbeiter und Wissenschaftler des Gullele Botanic Garden (GUG), des Ethiopian Biodiversity Institute (EBI), von Botanic Gardens Conservation International (BGCI) und der Universität Bonn unterstützt.

## EXKURS: Die Geschichte des Wondo Genet College Arboretum Projekts (ARBOPRO 2014)



Abb. 1: Konstruktion des neuen Eingangs für das *Wondo Genet College* Arboretum  
(Foto: Borchardt 2014).

Um dem Artenverlust entgegenzuwirken war es unser Ziel, das Arboretum des Wondo Genet College (WGC) in Süd-Äthiopien wiederaufzubauen und damit nicht nur einen Ort zu schaffen, an dem aktiv ex-situ-Naturschutz betrieben wird, sondern auch eine Plattform für Bildung und Forschung im Bereich Naturschutz und Nachhaltigkeit zu etablieren. Dafür wurde das vom Ministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderte Wondo Genet College Arboretum Projekt (ARBOPRO) ins Leben gerufen.

Die (Re-)Etablierung des Arboretums mit dem Fokus auf Bildung und Forschung im Naturschutzbereich ist ein bedeutender Schritt für die Erhaltung der Biodiversität der Länder am Horn von Afrika. Ziel war es, den internationalen Austausch zu fördern sowie die Studierenden und das Personal des WGC weiterzubilden und den Erhalt afromontaner Baum- und Strauchdiversität

in-situ und ex-situ langfristig zu gewährleisten (BORCHARDT 2012). Durch ARBOPRO wurden Netzwerke zwischen Afrika und Deutschland sowie gemeinsame Forschung und Zusammenarbeit von Hochschulen unterstützt. Die Initiative unseres Projektes hat zur Reaktivierung des Arboretums des Wondo Genet College geführt. Dieser sichtbare Erfolg deutet das große Potential der zukünftigen Zusammenarbeit in Bildung, Forschung und Naturschutz an. Durch die Einbindung verschiedenster Partner wurde ein hohes Maß an gegenseitigem Wissenstransfer ermöglicht, und damit das Hauptziel des Projektes - gemeinsames Capacity Building - erreicht. Die Idee von ARBOPRO entspricht thematisch und strategisch der EU-Strategie für Afrika, und verbessert langfristig europäisch-afrikanische Partnerschaften als eine gemeinsame Antwort auf die globalen Veränderungen. Unser Ziel ist, dass das WGC-Arboretum als Plattform für zukünftige gemeinsame Forschung im schwierigen Umfeld von Ostafrika handeln kann. Mit öffentlicher Bildung und Kapazitätsaufbau wollen wir dem Verlust an Biodiversität am Horn von Afrika entgegenwirken. Im Rahmen der Convention on Biological Diversity (CBD, Artikel 9) hat jede Vertragspartei mit finanzieller und personeller Unterstützung die Errichtung und Instandhaltung von ex-situ-Maßnahmen (wie z. B.: das WGC-Arboretum) in Entwicklungsländern zu fördern. Die Wiederherstellung



Abb. 2: Bau des neuen Zauns zum Schutz des *Wondo Genet College* Arboretum  
(Foto: Borchardt 2014).

des Arboretums innerhalb des WGC-Campus entspricht den Zielen der EU-Strategie für Afrika, den Millennium Development Goals ([www.un.org/millenniumgoals/](http://www.un.org/millenniumgoals/)) und den Zielen der CBD in der UN-Dekade zur biologischen Vielfalt (2011-2020). Den Aichi Biodiversity Targets ([www.cbd.int/sp/targets/](http://www.cbd.int/sp/targets/)) folgend, hat ARBOPRO den Status der biologischen Vielfalt verbessert (1) durch den ex-situ-Schutz der Arten und der genetischen Vielfalt im WGC-Arboretum und (2) durch ein erweiterbares Netzwerk von Wissenschaftlern und Institutionen weltweit (Aichi Biodiversity Targets – Strategic Goal C). Auf den erfolgreich durchgeführten Workshops (vgl. Abb. 3) während der Projektlaufzeit wurden bereits zukünftige Projekte mittels partizipativer Planung, transparentem Wissensmanagement und gemeinsamer Entwicklung von Kapazitäten (Aichi Biodiversity Targets – Strategic Goal E) auf den Weg gebracht.



Abb. 3: Die Teilnehmer des ARBOPRO Workshops vor dem neuen Eingangstor des Arboretums des Wondo Genet College (Foto: Dong-Gill Kim 2014).

Das Äthiopien-Arboretum-Netzwerk (ARBONETH, gefördert vom Deutschen Akademischen Austauschdienst (DAAD) mit Mitteln des Bundesministeriums für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung, BMZ) ist ein Ergebnis der Zusammenarbeit im Rahmen von ARBOPRO (gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung, BMBF).

## **ARBONETH – Ziele, Methoden und Ausblick**

### **Ziele**

Ziel 1.0: Entwicklung und Aufbau von Kapazitäten in den Bereichen Biodiversitätsmanagement, -erfassung und -schutz.

Ziel 1.1: Grundlagen- und Expertenwissen vermitteln, besonders im Hinblick auf Kenntnisse über Taxonomie, zur gegenwärtigen Gefährdung von Biodiversität, zum Aufbau und Nutzung bestehender Arboreten, Herbarien und Baumschulen und zur nachhaltigen Nutzung natürlicher Ressourcen.

Ziel 1.1.1: Trainings und Workshops im Rahmen der Biodiversitätsforschung und -management. Ziel von ARBONETH ist es, junge WissenschaftlerInnen und Studierende des WGC, der HU und der AAU zu fördern und sie in die Workshops und Schulungen einzubin-

den. Auf Chancengleichheit und Nachwuchsförderung wird in allen Arbeitspaketen besonders geachtet, vor allem in den Trainings und Workshops.

Ziel 1.1.2: Ausbildung der MitarbeiterInnen des WGC in der Nutzung von open source Software zu Biodiversitätserfassung und -management.

Ziel 1.2: Erarbeitung von lokal angepassten Ansätzen zur transdisziplinären Forschung.

Ziel 2.0: Internationalisierung des WGC und der HU in Zusammenarbeit mit afrikanischen und deutschen Partnern im Rahmen eines Biodiversitätsnetzwerks. ARBONETH wird die gegründete Nord-Süd-Süd-Kooperation nutzen, um neue Projekte zu konzipieren.

### **Maßnahmen und Methoden (M&M):**

M&M 1: Capacity building, Ausbildung und Weiterbildung: Ziel dieser Maßnahme ist es, den MitarbeiterInnen und den Studierenden der äthiopischen Partnerinstitutionen Möglichkeiten für Aus- bzw. Weiterbildung anzubieten. Die folgenden Workshops und Trainings dienen als Beispiele für zukünftige Modulbausteine und Studiengänge:

M&M 1.1: Entwicklung mehrerer Module bzw. eines Curriculums mit dem Ziel, Grundlagen- und Expertenwissen zu vermitteln, besonders im Hinblick auf Kenntnisse zur gegenwärtigen Gefährdung von Biodiversität und zur nachhaltigen Nutzung natürlicher Ressourcen.

M&M 1.2: Nicht nur um Biodiversität im Allgemeinen, sondern auch um das Management von Arboreten, Gärten und Baumschulen im Speziellen kümmert sich ARBONETH. Hierfür ermöglicht das Projekt Wissenstransfer zwischen verschiedenen ex situ-Einrichtungen in Äthiopien und in der ganzen Welt.

M&M 1.2.1: Die ARBOCON - die ARBONETH-Konferenz - dient dem Wissenstransfer bzw. der Weiterbildung der Projektpartner. Hier sollen sich die für die ex situ Sammlungen verantwortlichen Mitarbeiter mit erfahrenen Kollegen austauschen. Für die Konferenz werden verschiedene nationale und internationale Experten über das Netzwerk des ARBOPRO-Partners BGCI eingeladen. Ziel ist es, Strategien für den Aufbau, die Nutzung und die Pflege der Lebendsammlungen und der Baumschulen der HU und des WGC zu entwickeln.

M&M 1.2.2: Aufbau eines Online-Herbariums

Die Herbarien des WGC und der HU sind in einem schlechten Zustand. Eine Sammlung ist de facto nicht vorhanden und alle zu bestimmenden Belege müssen an die AAU geschickt werden, um im Nationalherbar bestimmt zu werden. Mit der Hilfe von Studierenden aus Hamburg und Addis Ababa planen wir den Aufbau einer frei verfügbaren Fotodatenbank, in der alle Belege des Nationalherbars einsehbar sind. Außerdem organisieren wir einen Trainingsworkshop zu Herbarmanagement mit Teilnehmern von allen ARBONETH-Partneruniversitäten.

M&M 1.3.1: Biodiversitätsforschung in Theorie und Praxis: Zweimal pro Projektjahr (2016 - 2018) wird an den drei Partneruniversitäten in Äthiopien ein 10tägiges Training "Biodiv-Erfassung, Management und ex situ-Artenschutz" angeboten. Auf der anschließenden Exkursion werden die Teilnehmer angeleitet, um die Vielfalt an Vegetationstypen und Pflanzenarten entlang eines Ariditätsgradienten kennenzulernen. Mit Fokus auf die funktionelle Anpassung der Arten an die Klimabedingungen, ihre Gefährdung durch Landnutzung und Klimawandel, sowie ihre Verbreitung wird die Biodiversität erfasst. Dabei werden Herbarbelege erstellt, sowie Lebendsammlungen für die ex situ-Einrichtungen vorgenommen.

&M 1.3.2: ARBONETH bietet die Ausbildung der MitarbeiterInnen und Studierenden des WGC in der Nutzung von open source Software. Die Nachfrage nach Geographischen Informationssystemen (GIS) ist in Äthiopien sehr groß. GIS kann neben dem Aufbau von Datenbanken und der Analyse von räumlichen Daten zu Standortfaktoren als ein wichtiges Werkzeug für die Planung von (Artenschutz-) Maßnahmen, und für die Erfassung und das Management von Biodiversität dienen. Nahezu an allen Standorten in Äthiopien fehlen hierfür die benötigten Kapazitäten. Daher bietet ARBONETH Trainings für die Nutzung von GIS (QGIS, SAGA), Datenbanken (BiotaBase, Brahm, Turboveg) und Statistik (R) mit open source und/oder freeware Produkten an. R ist ein Programm zur statistischen Datenanalyse und zur grafischen Darstellung von Daten und Ergebnissen. Die enorme Bandbreite der unter R verfügbaren Anwendungen wird von einem sehr großen internationalen Entwicklerkreis stetig erweitert und weiterentwickelt. Das Programm der Trainings mit R konzentriert sich auf Anwendung von Statistik in der Biodiversitätsforschung ("Comprehensive Analysis of Vegetation and Ecological Data (with R)" von ARBONETH-Partner Prof. Dr. Zerihun Woldu (2013) von der AAU.

### Erarbeitung von lokal angepassten Ansätzen zur transdisziplinären Forschung



Abb. 4: Erarbeitung eines lokal angepassten Para-Ökologen-Programms, von Ausbildungszielen und Trainingsinhalten. Als praktische Übung: Planung und Durchführung sowie anschließende Evaluierung eines 3-tägigen Trainingskurses für Para-Ökologen-Kandidaten aus der Umgebung (Foto: Ute Schmiedel 2015).

Transdisziplinäre Forschungsansätze werden zunehmend als wichtige Voraussetzung für erfolgreiche Förderanträge und nachhaltige Umsetzung von Forschungsergebnissen angesehen. Die Einbeziehung von Para-Ökologen in Forschungszusammenhänge ist eine inzwischen bewährte Antwort auf den Bedarf an Transdisziplinarität. Para-Ökologen sind Spezialisten mit breitem lokalem Wissen, die sich im Rahmen ihrer Tätigkeit und in speziellen Trainingskursen auf dem Gebiet der Ökologie weiterbilden (siehe auch [www.paraecologist.org](http://www.paraecologist.org)). Sie übernehmen eine zentrale Rolle bei der Vermittlung zwischen dem lokalen und akademisch-wissenschaftlichen Wissen. In ARBONETH und verwandten Projekten können die Para-Ökologen helfen, autochthon vorhandenes Wissen zur Biodiversität zusammenzutragen, zu bewahren, in wissenschaftliche Forschung zu integrieren, die neugewonnenen Erkenntnisse anwendungsbezogen aufzubereiten und in der Bevölkerung zu multiplizieren. Auf

diese Weise tragen Para-Ökologen dazu bei, das Arboretum als Lehr- und Lernort mit Nutzen für die lokale Bevölkerung, die akademische Weiterbildung und den angewandten Artenschutz zu etablieren.

Im Rahmen von Trainingsworkshops für College-Staff (Training-of-Trainers) werden lokal angepasste Ansätze zur Einbindung und Ausbildung von Para-Ökologen erarbeitet. Diese basieren auf den langjährigen Erfahrungen mit Para-Ökologen-Programmen und regelmäßigem Austausch mit internationalen Spezialisten auf dem Gebiet der citizen science und des community based monitorings.

## **Ausblick und entwicklungspolitische Relevanz von ARBONETH**

In ARBONETH geht es darum, Wissenschaft, Forschung und Bildung im Rahmen von Nord-Süd-Süd-Kooperationen in Afrika zu verbessern, zu internationalisieren und in Richtung nachhaltiger Lösungen zu entwickeln. Ziel ist der Aufbau eines Netzwerks afrikanischer Partner, um regionale entwicklungs- und umweltpolitische Probleme zu lösen (hier: Entwaldung, Bodendegradation, Verlust an Biodiversität, nachhaltiges Management natürlicher Ressourcen). Die Nutzungspotenziale und der Schutz der Biodiversität sind für die Länder am Horn von Afrika von außerordentlicher Bedeutung und bieten eine Vielzahl von Entwicklungsmöglichkeiten. Diese können im Rahmen des Projektes frühzeitig erschlossen und direkt in Lehre und Forschung integriert werden. Das partnerschaftliche Verhältnis und die Gleichwertigkeit aller Beteiligten von ARBONETH ist die Basis für Eigenverantwortlichkeit und maximalen Wissenstransfer in alle Richtungen. Von besonderer entwicklungspolitischer Relevanz ist in diesem Zusammenhang die Einbindung und Ausbildung von afrikanischen NachwuchswissenschaftlerInnen. Der Auf- und Ausbau von Forschungskapazitäten geht in ARBONETH mit einer nachhaltigen Nachwuchsförderung einher.

## **ARBONETH hilft:**

- neue oder erweiterte Möglichkeiten gemeinsamer Forschung zu sondieren oder als Pilotprojekt umzusetzen, um damit deutsche und afrikanische Hochschulen, Forschungseinrichtungen und Unternehmen bei der Internationalisierung ihrer Forschung zu unterstützen;
- relevante und gemeinsame Themen durch Forschungskooperation voranzutreiben;
- bestehende Nord-Süd-Süd-Kooperationen zu nutzen oder neue zu konzipieren;
- lokales und regionales Wissen einzubinden, verfügbar zu machen und zu erhalten.

## **Literatur:**

BORCHARDT, P. (2013): Der Wiederaufbau und die (Re-)Etablierung des Arboretums am Wondo Genet College in Süd-Äthiopien zur Förderung nachhaltiger Forstwirtschaft. - In: KORN, H. & U. FEIT (Ed.): Treffpunkt Biologischer Vielfalt XII (BfN-Skript 335): 19-22.

CROWTHER, T.W., GLICK, H.B., COVEY, K.R., BETTIGOLE, C., MAYNARD, D.S., THOMAS, S.M., SMITH, J.R., HINTLER, G., DUGUID, M.C., AMATULLI, G., TUANMU, M.-N., JETZ, W., SALAS, C., STAM, C., PIOTTO, D., TAVANI, R., GREEN, S., BRUCE, G., WILLIAMS, S.J., WISER, S.K., HUBER, M.O., HENGEVELD, G.M., NABUURS, G.-J., TIKHONOVA, E., BORCHARDT, P., LI, C.-F., POWRIE, L.W., FISCHER, M., HEMP, A., HOMEIER, J., CHO, P., VIBRANS, A.C., UMUNAY, P.M., PIAO, S., ROWE, C.W., ASHTON, M.S, CRANE, P.R. & M.A. BRADFORD (2015) Mapping tree density at a global scale. - doi:10.1038/nature14967

FLORA FAUNA INTERNATIONAL, IUCN et al. (2005) Red list of endemic trees and shrubs of Ethiopia and Eritrea. - Cambridge.

*Dr. Peter Borchardt*

*CEN Center for Earth System Research and Sustainability Institute of Geography  
University of Hamburg – KlimaCampus Hamburg*

✉ *peter.borchardt@uni-hamburg.de*



# Asiatische Elefanten und andere Wildtiere im Konfliktfeld zwischen Biodiversitätsschutz und der Ausbreitung landwirtschaftlicher Nutzflächen in Südostasien

FRANZISKA HARICH, ANNA TREYDTE

*Schlagwörter: Kautschuk, Elefanten, Wildtier-Biodiversität, Tai Rom Yen National Park, SURUMER, Thailand*

## Hintergrund

In den letzten Jahren und Jahrzehnten hat das natürliche Habitat für Wildtiere in Südostasien rapide abgenommen. Mehr als eine Million Hektar Land wurden allein für die Produktion von Kautschuk in Agrarflächen umgewandelt, oftmals auf Kosten von ökologisch wichtigen Wäldern (LI & FOX 2012). Inzwischen wird der Kautschukbaum *Hevea brasiliensis* weltweit auf mehr als 10 Mio. ha Landfläche angebaut (RIVANO et al. 2013). Auswirkungen hiervon sind nicht nur eine abnehmende Biodiversität, sondern auch weitreichende Folgen für den Kohlenstoff- und Wasserhaushalt, sowie sozioökonomische Konsequenzen für die lokalen Kautschukproduzenten (ZIEGLER et al. 2009, KNOKE et al. 2015)

Das interdisziplinäre SURUMER-Projekt (Sustainable Rubber Cultivation in the Mekong Region) hat zum Ziel, ein integratives, anwendungsbezogenes und von Stakeholdern validiertes Landnutzungskonzept für einen nachhaltigeren Kautschukanbau zu entwickeln. Ein praktischer Ansatz hierfür ist eine größere agrarökologische Vielfalt im System zu fördern, um dadurch Ökosystemfunktionen zu unterstützen und gleichzeitig eine größere ökonomische Sicherheit und soziale Stabilität zu gewährleisten.

An der Analyse und Bemessung von Ökosystemfunktionen sowie den Auswirkungen des Kautschukanbaus auf Ökosysteme und deren Dienstleistungen arbeiten im SURUMER-Projekt verschiedene Teilprojekte aus den Bereichen Hydrologie, Kohlenstoffdynamik, Biodiversität, Ökonomie und Soziologie.

Die hier vorgestellte Arbeit beschäftigt sich als Teilprojekt im Bereich Biodiversität mit den Auswirkungen und den Herausforderungen des zunehmenden Kautschukanbaus für die Artenvielfalt von Wildtieren. Der Forschungsschwerpunkt liegt auf Säugetierpopulationen in der Peripherie von Naturschutzgebieten, die stark vom Kautschukanbau beeinflusst werden. Vor allem die vom Aussterben bedrohten Asiatischen Elefanten (*Elephas maximus*) weichen zunehmend auf Plantagen aus, um ihren Nährstoff- und Wasserbedarf zu decken, und richten dabei große Schäden an Kulturpflanzen und Infrastruktur an. Mit zunehmender Schadensgröße und -häufigkeit schwindet auch die Toleranz der lokalen Bevölkerung gegenüber Wildtierpopulationen, vor allem wenn es sich um Schäden an hochwertigen Agrarerzeugnissen handelt (MESSMER 2000). Zwar sind Schäden an Kulturpflanzen die häufigste Form von Konflikten mit Wildtieren, besonders schwerwiegend sind jedoch die ebenfalls häufig vorkommenden tödlich endenden Begegnungen zwischen Mensch und Tier. So starben allein im Südwesten von China in der Zeit von 1985 bis 2003 13 Menschen durch Elefanten (ZHANG & WANG 2003, ZHANG 2011). Umgekehrt wurden im gleichen Gebiet in den Jahren 1992 bis 2007 32 Elefanten durch Menschen getötet (LIN et al. 2011).

Nicht nur Elefanten, sondern auch viele andere bedrohte Tierarten sind vom Habitatsverlust und dem zunehmenden Plantagenanbau und den damit einhergehenden Konflikten betroffen. Um bis 2020 das 7. und das 12. Aichi-Ziel zur Umsetzung der UN-Konvention zur Biodiversität zu erreichen und dem Aussterben von bedrohten Tierarten entgegenzuwirken, müssen auch Agrarflächen und deren Randgebiete in den Schutzbemühungen berücksichtigt werden. Insbesondere gilt es das verbleibende natürliche Habitat zu schützen und einen ausreichend großen Genpool innerhalb der verschiedenen Arten aufrecht zu erhalten (Aichi-Ziele 5 und 13).

Thailand ist weltweit der größte Produzent von Kautschuk, und auch hier ging der ökonomische Gewinn mit einem Verlust an artenreichem Wald einher (KNOKE et al. 2015, LI & FOX 2012). Natürlicher Wald ist heutzutage oftmals nur noch auf Höhenlagen oder auf armen Böden zu finden, weshalb auch die Randgebiete und degradierten Wälder für den Schutz der Artenvielfalt bedeutend sind (HARRISON 2011).

Mit unseren Untersuchungen zur Vielfalt und Habitatsnutzung von wilden Säugetierarten und den einhergehenden Herausforderungen in Kulturlandschaften möchten wir dazu beitragen, Konzepte für eine verbesserte Einbindung des Kautschukanbaus in die Landschaft zu entwickeln, bei denen der Schutz der Wildtierbiodiversität sowohl in Anbaugebieten als auch in angrenzenden natürlichen Wäldern gefördert wird.

## Methodik

Um zu erforschen, welche Wildtierarten sich in Randgebieten zu Kautschukplantagen aufhalten und diese teilweise nutzen können, installierten wir über einen Zeitraum von zwei Jahren wiederholt Kamerafallen an verschiedenen Standorten in und um den Tai Rom Yen Nationalpark in Südthailand. Dieses, etwa 400 km<sup>2</sup> große, Naturschutzgebiet liegt im Osten der Provinz Surat Thani in einer teilweise von Kalkgesteinsformationen geprägten Landschaft. Hier herrschen Jahresdurchschnittstemperaturen um 27,4 °C und eine mittlere Jahresniederschlagsmenge von 1.862 mm (PFEFFER 2013).



Abb. 1: Kamerafallen-Foto eines Elefantenbullen im Tai Rom Yen National Park, Thailand.

Des Weiteren führten wir in und um den Nationalpark Habitatsanalysen durch, um die vorherrschenden Umweltbedingungen, wie z. B. Vegetationsstruktur, Hanglage, Nähe zu Wald oder Wasserverfügbarkeit, aufzuzeichnen. Wir untersuchten mit der sogenannten ‚Line-Transect-Survey‘ das Vorkommen von wilden Säugetierarten in den Grenzflächen zwischen natürlichem tropischen Wald und den angrenzenden landwirtschaftlichen Plantagen. Die Agrarlandschaft ist vom Kautschukanbau geprägt, enthält aber auch Fruchtplantagen wie z. B. Rambutan (*Nephelium lappaceum*), Durian (*Durio spp.*) oder Longkong (*Lansium domesticum*). Interviews mit 180 Landwirten in dem Gebiet lieferten weitere Informationen zu Wildtiervorkommen und den daraus resultierenden Konflikten. Als ein Beispiel für den Zusammenhang zwischen Wildtierbeständen und der Vegetationszusammensetzung untersuchten wir die ökologische Bedeutung von Elefanten für die Samenverbreitung wichtiger Pflanzenarten. Hierfür führten wir Fütterungs- und Keimversuchen mit den Früchten einer exemplarischen Baumart, *Dillenia indica*, durch.

## Ergebnisse

Eine Vielzahl an verschiedenen Säugetierarten nutzt das Randgebiet zwischen natürlichem Waldgebiet und Plantagen, von Zibetkatzen (z. B. *Viverra zibetha*) über Makaken (*Macaca spp.*) bis hin zu Elefanten (*Elephas maximus*). Allerdings nimmt die Präsenz von Wildtierarten mit zunehmender Distanz zum natürlichen Wald ab und viele Arten wagen sich überhaupt nicht auf die landwirtschaftlichen Flächen. Tatsächlich konnten wir insgesamt in den Plantagen nur ein Viertel der im Wald beobachteten Arten verzeichnen, während die Landwirte in den Interviews jedoch von einer etwas größeren Biodiversität auf ihren Plantagen berichteten als beobachtet werden konnte.

Elefanten kommen dabei regelmäßig aus dem Wald, mehr als 40 % aller Befragten hatten die Dickhäuter schon auf ihrem Grundstück. Die Interviews ergaben, dass für einzelne Betroffene die Schäden durch Elefanten sehr hoch sein konnten. Laut der Befragungen stellen die Wildtierpopulationen in den Kautschukplantagen um den Tai Rom Yen Nationalpark jedoch - relativ gesehen - für die Mehrheit der Bevölkerung keine existenzielle Bedrohung dar. Zum einen betrafen Schäden in der großen Mehrheit der Fälle junge Kautschukbäume, die noch nicht angezapft worden waren und deren Stämme dem Druck von Elefanten nicht gewachsen waren. Oft handelte es sich auch um Kollateralschäden, die entstanden, wenn sich ein tonnenschwerer Dickhäuter durch eine Plantage bewegte. Zum anderen verursachten Elefanten um den Tai Rom Yen National Park während weniger als der Hälfte ihrer Streifzüge im Agrarland Schäden an den kultivierten Pflanzen. Oftmals begnügten sich die Tiere mit dem natürlich wachsenden Unterwuchs, suchten gezielt nach Wasser oder durchquerten die Plantage nur auf dem Weg zu anderen Gebieten. Weniger als 10 % aller Landwirte am Rande des Schutzgebietes nannten Wildtiere als die größte Gefahr für ihren Ertrag. Für die meisten stellten Pflanzenkrankheiten (z. B. Schimmelbefall), Insektenschäden oder klimatische Faktoren eine größere Bedrohung dar

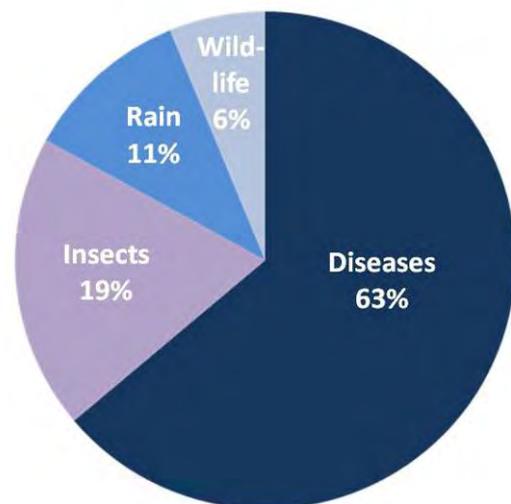


Abb. 2: Die von Farmern als am größten empfundenen Bedrohungen für Erträge (in % an interviewten Farmern)

(siehe Grafik). Dennoch fühlte sich knapp die Hälfte aller befragten Landwirte von den Tieren bedroht. Schließlich wird in dieser Gegend Kautschuk normalerweise in den dunklen frühen Morgenstunden gezapft, in denen auch Elefanten aktiv sind, und es daher zu unbeabsichtigten Begegnungen kommen kann.

Im Wald selbst spielen Elefanten eine wichtige ökologische Rolle, da sie zum einen durch ihren großen Appetit und ihre Masse für Freiräume und damit Licht für Pflanzenwuchs sorgen, zum anderen aktiv zur Samenverbreitung über weite Distanzen beitragen (e.g. SUKUMAR 1989). Auch für die von uns untersuchte Baumart *Dillenia indica* führte der Verzehr der Früchte durch Elefanten zu einer schnelleren Keimzeit und einer leicht höheren Keimfähigkeit im Vergleich zu nicht verdauten Kontrollsamen. Ob Elefanten jedoch als primäre Samenverbreiter für diese Baumart dienen oder ob noch andere Wildtierarten oder eher Umweltfaktoren wie Wassertransport signifikant zur Verbreitung beitragen, muss noch weiter untersucht werden.



Abb. 3: Fütterungsversuch mit Früchten von *D. indica*.

### Schlussfolgerungen und Ausblick

Unsere Studien zeigen, dass von Kautschuk dominierte landwirtschaftliche Flächen von einigen Wildtierarten teilweise genutzt werden können, jedoch nur in begrenztem Umfang. Von allem Unterwuchs befreite Kautschukplantagen bieten kaum Schutz und Nahrung für Wildtiere. Nur einige wenige Arten, wie Wildschweine und Elefanten, scheinen sich in diesen Gebieten ein paar hundert Meter aus dem Wald zu wagen. Ausnahmen in unserer Region bildeten Nager wie Ratten und Mäuse, die auch breit gestreut im Farmland leben können. Im unmittelbaren Grenzbereich zum natürlichen Wald dagegen herrscht eine relativ hohe Biodiversität an Säugetieren. Dieser Umstand gibt Anlass zur Hoffnung, dass sich mit einem verbesserten Management von Kautschukplantagen die Qualität als Wildtierhabitat steigern lässt. Zum Beispiel könnten Pufferzonen geschaffen bzw. erhalten werden, in denen Wildtiere sich aufhalten könnten, ohne Schaden anzurichten; des Weiteren wäre die Einrichtung von grünen Inseln innerhalb der Plantagen und ein verminderter Einsatz von Herbiziden und manuellen Schnittmaßnahmen empfehlenswert. Dies wäre allerdings mit mehr Aufwand für die Landwirte verbunden und wahrscheinlich nur dann von Interesse, wenn es die Möglichkeit von entsprechenden finanziellen Anreizen, etwa durch Programme für zertifizierten Kautschuk, gäbe.

Generell stellten wir durch unsere Arbeit fest, dass Wildtierschäden, vor allem durch Elefanten, zwar regelmäßig auftreten und individuell sehr hoch ausfallen können, relativ gesehen aber kein existenzielles Problem für die Mehrheit der Landwirte um den National Park sind. Da hauptsächlich junger Kautschuk betroffen ist, müssen diese jungen Plantagen besonders geschützt werden, zum Beispiel durch nächtliche Wachen in Zeiten, in denen man weiß, dass die Elefanten in der Nähe sind. Die Erstellung von Bewegungsmustern und an den Elefanten angebrachte GPS-Halsbänder könnten die Vorhersage von gefährdeten Farmen erleichtern. Auch elektrische Zäune könnten zum Schutz der jungen Plantagen zum Einsatz

kommen, allerdings nur in Kombination mit spannungsregulierenden Weidezaungeräten. Leider sind allein im Jahr 2013 zwei Elefanten in dem Gebiet in Elektrozäunen gestorben, da die Besitzer der Plantagen für ihre Zäune keine solche spannungsregulierende Geräte verwendet hatten. Falls den Nationalparks entsprechende Finanzmittel zur Verfügung stehen, was allerdings nur für wenige Schutzgebiete in Thailand zutrifft, können auch Kompensationsmaßnahmen bei etwaigen Schadensfällen zu einer höheren Toleranz der Bevölkerung gegenüber Wildtieren beitragen.

Abschließend ist zu sagen, dass sich angesichts knapper werdender Ressourcen sowohl für Menschen als auch Tiere die Konflikte nicht lösen lassen werden. Die einzige Möglichkeit ist, zu versuchen, die Schäden so weit zu minimieren, dass beide Seiten damit leben können. Das Ziel muss deshalb sein, wildtierfreundlichere Plantagen zu gestalten, die gleichzeitig weniger anfällig für Wildtierschäden sind, damit sowohl den Bedürfnissen von Mensch als auch von Tier Rechnung getragen wird.

## Weiterführende Informationen

Surumer.uni-hohenheim.de

## Literatur

- HARRISON, R.D. (2011): Tropical forests: Still vital when degraded. - *Nature*, 479(7372): pp. 178-179.
- KNOKE, I., INKERMANN, H. & STAPELFELDT, L. (2015): Die „Tränen des Baumes“ als Wirtschaftsgut. Arbeitsbedingungen im Kautschuksektor. <http://www.suedwindinstitut.de/aktuelles-hauptspalte-details/datum////die-traenen-des-baumes-als-wirtschaftsgut-arbeitsbedingungen-im-kautschuksektor/> edn. Bonn, Germany: SÜDWIND – Institut für Ökonomie und Ökumene.
- LI, Z. & FOX, J.M. (2012): Mapping rubber tree growth in mainland Southeast Asia using time-series MODIS 250 m NDVI and statistical data. - *Applied Geography*, 32(2), pp. 420-432.
- LIN, L., ZHANG, L.T., LUO, A.D., WANG, L.F. AND ZHANG, L. (2011): Population dynamics, structure and seasonal distribution pattern of Asian elephant (*Elephas maximus*) in Shangyong Protected Area, Yunnan of China. - *Acta Theriologica Sinica*, 31(3), pp. 226-234.
- MESSMER, T.A. (2000): The emergence of human–wildlife conflict management: turning challenges into opportunities. - *International Biodeterioration & Biodegradation*, 45(3–4), pp. 97-102.
- PFEFFER, K.-H. (2013): Thailands vielfältige Landschaften. - Stuttgart: Borntraeger.
- RIVANO, F., MATTOS, C.R.R., CARDOSO, S.E.A., MARTINEZ, M., CEVALLOS, V., LE GUEN, V. AND GARCIA, D. (2013): Breeding *Hevea brasiliensis* for yield, growth and SALB resistance for high disease environments.- *Industrial Crops and Products*, 44, pp. 659-670.
- SUKUMAR, R. (1989): *The Asian elephant: ecology and management*. 1. publ. edn. Cambridge u.a.: Cambridge University Press.
- ZHANG, L. (2011): Current Status of Asian Elephants in China. - *Gajah* 35, 35, pp. 43-46.
- ZHANG, L. & WANG, N. (2003): An initial study on habitat conservation of Asian elephant (*Elephas maximus*), with a focus on human elephant conflict in Simao, China. - *Biological Conservation*, 112(3), pp. 453-459.

ZIEGLER, A.D., FOX, J.M. & XU, J. (2009): The Rubber Juggernaut. - Science, 324(5930), pp. 1024-1025.

*Franziska Harich*  
*FG Agrarökologie in den Tropen und Subtropen*  
*Universität Hohenheim*  
*Garbenstr. 13*  
*70599 Stuttgart*  
*Telefon: +49 711 459 23602*  
*✉ harich@uni-hohenheim.de*

# Artenschutz, genetische Diversität und die Mauereidechse in Deutschland

JOSCHA BENINDE, AXEL HOCHKIRCH, MICHAEL VEITH, ALEXANDER PROELß

*Schlagwörter: Invasion, Hybridisierung, innerartlich, intra-spezifisch, Linie, FFH-Richtlinie, BNatSchG*

Der Artbegriff ist ein biologischer Begriff mit hoher Relevanz für den Naturschutz. Die Zugehörigkeit von Populationen zu einer Art als taxonomische Einheit spielt im Artenschutz eine zentrale Rolle, damit das Schutzregime des speziellen Artenschutzes i.S.v. § 44 Bundesnaturschutzgesetz (BNATSchG, BGBl. I S. 2542) auf diese anwendbar wird. Die Schutzwürdigkeit von Populationen einer geschützten Art wird darüber hinaus von deren Entstehungsgeschichte (natürlich versus unnatürlich) abhängig gemacht (TROUWBORST et al. 2015). Während sich der Schutz nur auf natürliche Vorkommen erstrecken soll, sollen unnatürlich entstandene Vorkommen nicht nur nicht geschützt, sondern sie müssen unter Umständen sogar bekämpft werden (§ 40 (1) BNATSchG). Bislang findet diese Handhabe vorwiegend Anwendung in Bezug auf Arten, seltener hingegen auf Einheiten innerhalb von Arten wie bspw. Unterarten. Am Beispiel der Mauereidechse möchten wir Einheiten innerhalb der Art exemplarisch beleuchten und die grundsätzliche Frage diskutieren, ob diese Einheiten als eigenständig schützenswerte Einheiten im Sinne des Schutzregimes des § 44 BNatSchG zu begreifen sind, und bejahendenfalls, wie diese Einheiten innerhalb einer Art abgegrenzt werden sollten.

## Die Mauereidechse in Deutschland

Die Mauereidechse ist in Anlage IV der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen, FFH-Richtlinie) aufgenommen und nach §§ 7 (2) 14 i. V. m. 44 BNATSchG streng geschützt. Das Schutzregime des § 44 statuiert verschiedene Zugriffs-, Besitz- und Vermarktungsverbote. Im Falle eines zulässigen Eingriffs in Natur und Landschaft werden ferner u. U. Ausgleichsmaßnahmen notwendig, um einen Eingriff zu kompensieren (§§ 44 (5) i. V. m. 7 (2) 14 BNATSchG: streng geschützte Tiere). Im Hinblick auf die Mauereidechse werden in der Folge etwa Ersatzhabitate durch die Anlage von Steinriegeln oder Trockenmauern geschaffen, in die die zuvor abgefangenen Tiere ausgebracht werden (SCHULTE et al. 2011). Dies geschieht in der Regel für alle Mauereidechsen in Deutschland (SCHULTE et al. 2011). Die Kosten dieser Umsiedlungen können erheblich sein (bis zu mehrere hunderttausend Euro je nach Größe des Projekts). Fraglich ist, ob dieser Schutz tatsächlich für alle Mauereidechsen gelten sollte, da viele der in Deutschland anzutreffenden Mauereidechsen nicht heimischen Ursprungs sind.

Die Mauereidechse lässt sich in 23 genetische Linien aufteilen, die jeweils in geographisch abgegrenzten Gebieten heimisch sind (SALVI et al. 2013). Hierbei kommt in einem Gebiet üblicherweise nur eine genetische Linie vor, außer an den Grenzen zweier Linien, wo Hybridzonen zwischen diesen entstehen können. In Deutschland gibt es zwei heimische genetische Linien: die ostfranzösische Linie kommt natürlicherweise im Südwesten Deutschlands vor (vor allem Rheinland-Pfalz und Baden Württemberg), die Südalpen-Linie im Inntal (Bay-

ern) (SCHULTE 2008). Darüber hinaus sind inzwischen über 100 Populationen der Mauereidechse in Deutschland bekannt, die auf einen nicht natürlichen Ursprung zurückzuführen sind (SCHULTE et al. 2011; sowie zusätzliche unveröffentlichte Daten). Meist wurden Individuen von Terrarianern ausgebracht oder durch den Bahnverkehr verschleppt und sind häufig nicht heimischen genetischen Linien zuzuordnen (SCHULTE et al. 2008). Bislang wurden in Deutschland sechs solcher Linien nachgewiesen, die ihre natürlichen Verbreitungsgebiete in Frankreich, Italien oder auf dem Balkan haben (SCHULTE et al. 2012). Da es sich aber „lediglich“ um genetische Linien innerhalb der Art „Mauereidechse“ handelt, werden im Naturschutzrecht alle Linien gleichgestellt. Treten zwei oder mehrere Linien an einem Ort gemeinsam auf, so kommt es in der Regel zur Hybridisierung (SCHULTE et al. 2012; MICHAELIDES et al. 2013). Darüber hinaus konnte gezeigt werden, dass die heimische (ostfranzösische) Linie durch die nicht-heimischen Linien aufgrund asymmetrischer Hybridisierung verdrängt werden (SCHULTE et al. 2012).

Die biologische Bedeutung von Hybridisierung zwischen genetischen Linien lässt sich vor allem anhand ihres evolutiven Werdegangs veranschaulichen: Die 23 genetischen Linien der Mauereidechse sind in abgegrenzten geographischen Regionen entstanden und haben sich hier seit Jahrtausenden getrennt voneinander entwickelt (SALVI et al. 2013). Durch langfristige Isolation entstehen Adaptationen an die jeweils vorherrschenden Umweltbedingungen (WHILE et al. 2015). Zukünftig könnte dieser Prozess also zu der Entstehung neuer Arten führen. Die durch den evolutiven Werdegang der in Deutschland heimischen genetischen Linien entstandene Adaptationen können jedoch durch Hybridisierung mit anders adaptierten nicht heimischen Linien verloren gehen und somit u. U. die Überlebensfähigkeit der einheimischen Populationen verschlechtern (siehe z. B. VEITH & SCHMITT 2009).

Es stellt sich daher die Frage, ob - wie derzeit Praxis - das Schutzregime des § 44 BNATSCHG auf alle Mauereidechsenpopulationen in Deutschland angewendet werden muss oder ob § 44 BNATSCHG auch so ausgelegt werden kann, dass nur heimische genetische Linien geschützt werden müssen. Hierdurch könnten kostspielige Ausgleichsmaßnahmen für Population nicht heimischen Ursprungs sowie potentiell negative Folgen für die heimische Fauna verhindert werden (SCHULTE et al. 2011).

#### *Auslegung § 44 BNATSCHG*

Um die Frage zu beantworten, ob eigenständig schutzwürdige Einheiten auch innerhalb von Arten i.S.d. § 44 BNATSCHG zu unterscheiden sind, wurde dieser nach Wortlaut, Systematik sowie Sinn und Zweck ausgelegt. Die Auslegung wird hier stark verkürzt wiedergegeben.

#### *Wortlaut:*

§ 44 BNATSCHG entfaltet sein Schutzregime auf alle Arten des § 7 (2) 14 b) BNATSCHG, wo i.V.m. Anlage IV FFH-Richtlinie auch auf die Mauereidechse verwiesen wird. Laut § 7 (2) 3 BNATSCHG ist eine Art „[...] jede Art, Unterart oder Teilpopulation einer Art oder Unterart; für die Bestimmung einer Art ist ihre wissenschaftliche Bezeichnung maßgebend [...]“. Somit ist hier grundsätzlich auch die innerartliche Diversität durch die Anwendung des Begriffs der Unterart abgedeckt.

#### *Systematik:*

§ 40 (4) BNATSCHG bezieht sich auf gebietsfremde Pflanzen und differenziert ebenfalls zwischen Arten i.S.v. § 7 (2) 3 BNATSCHG. Hier werden Teilpopulationen innerhalb einer Art unterschieden, die vor allem mit genetischen Anpassungen an kleinräumig abgegrenzte

Standorte begründet werden, die diesen Einheiten zugrunde liegen, deren Ausbringung eine optimale Bewirtschaftung sicher stellen soll (SCHUMACHER & WERK 2010).

#### *Sinn und Zweck:*

In § 1 (1) BNATSCHG wird als Ziel des Gesetzes die dauerhafte Sicherung der biologischen Vielfalt genannt. Der Begriff der biologischen Vielfalt wird in § 7 (1) 1 BNatSchG definiert, als: „die Vielfalt der Tier- und Pflanzenarten einschließlich der innerartlichen Vielfalt [...].“

Darüber hinaus muss der Sinn und Zweck des § 44 BNATSCHG in Zusammenschau mit der EU FFH-Richtlinie und dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, CBD, BGBL. II 1993, S. 1741) betrachtet werden. Die CBD ist 1993 in Kraft getreten und wurde von 193 Vertragsstaaten (sowie der Europäischen Union) ratifiziert. Die EU hatte darüber hinaus an den Verhandlungen mitgewirkt, die 1992 in der Annahme der CBD gipfelten, und noch im selben Jahr die FFH-Richtlinie verabschiedet, ein autonomer, zugleich aber eng mit der CBD verknüpfter und dem Schutz der Natur dienender supranationaler Rechtsakt. In den Erwägungsgründen der FFH-Richtlinie heißt es bspw., dass es das Ziel der Richtlinie sei, die biologische Vielfalt zu sichern. Der Begriff der biologischen Vielfalt wird in der FFH-Richtlinie nicht näher definiert. Die CBD enthält jedoch eine Definition, die aufgrund der oben erwähnten Verpflichtungen auch im Geltungsbereich der EU-Vertragsstaaten Anwendung findet. Laut Artikel 2 CBD bedeutet biologische Vielfalt „[...] die Variabilität unter lebenden Organismen [...]; dies umfaßt die Vielfalt innerhalb der Arten und zwischen den Arten und die Vielfalt der Ökosysteme; [...]“. Diese Sichtweise spiegelt sich auch in den Anhängen der FFH-Richtlinie wieder, in denen geschützte Arten aufgelistet werden und teilweise innerartlich nach Unterarten, Geographie oder auch nach der Entstehungsgeschichte der Populationen (natürlich versus unnatürlich) differenziert wird. Letztgenannte Differenzierung findet sich auch in Art. 12 FFH-RL wieder, dessen Schutzregime nur bei natürlichen Vorkommen Anwendung finden soll.

#### *Ergebnis der Auslegung:*

Im Ergebnis ist festzustellen, dass sowohl das BNATSCHG als auch die FFH-Richtlinie sowie die CBD biologische Vielfalt immer auch innerhalb von Arten differenzieren. Die klaren Zielbestimmungen, wie sie in diesen Dokumenten formuliert werden, lassen darüber hinaus eine Pflicht zur Vornahme dieser Differenzierung erkennen. Es muss also als Pflicht betrachtet werden, das Schutzregime des § 44 BNATSCHG auch auf eigenständige Einheiten innerhalb von Arten anzuwenden. Offen bleibt hingegen, nach welchen Maßstäben die innerartlichen Einheiten differenziert werden sollten.

### **Differenzierungsmöglichkeiten**

Aus wissenschaftlicher Sicht gibt es verschiedene Möglichkeiten, Diversität innerhalb von Arten zu differenzieren. Vielfalt kann anhand der Morphologie beschrieben werden, aber auch nach Funktionalität, Verhalten, Genetik oder geographischem Vorkommen. Letztlich kann sich diese Vielfalt dann auch taxonomisch niederschlagen, d. h. in der Benennung unterschiedlicher intraspezifischer Taxa (i. d. R. Unterarten) oder aber in der Benennung genetischer Einheiten, d.h. Linien oder Kladen sowie der Identifizierung von Management Units (MU-Konzept) oder Evolutionary Significant Units (ESU-Konzept). Taxonomische Beschreibungen stützen sich dabei meist auf mehrere der zuvor genannten Möglichkeiten der Differenzierung. Juristisch wäre es zulässig, neben der Taxonomie auch die Genetik zu nutzen, um innerhalb von Arten zu differenzieren. Diese beiden Maßstäbe sollen daher im Weiteren behandelt werden.

Hierbei ist vor allem die wissenschaftliche Entwicklung erwähnenswert, die die Forschungsausrichtung der letzten Dekaden betrifft: Aufgrund der immer leichter verfügbaren genetischen Methoden nimmt seit dem Jahr 2000 die Zahl der Publikationen, die genetische Linien zum Thema haben, im Verhältnis zu Publikationen, die sich auf Unterarten beziehen, deutlich zu. Während sich im Jahr 1995 noch eine um 40 % höhere Zahl von Publikationen mit Unterarten und nicht mit genetischen Linien befassten, ist es inzwischen umgekehrt. Seit dem Jahr 2001 gab es in jedem Jahr eine größere Anzahl von Publikationen zum Thema genetische Linien als zum Thema Unterarten (unveröffentlichte Daten). Diese Entwicklungen beschreiben eine Verschiebung der wissenschaftlichen Forschungsausrichtung, bezogen auf die Bezeichnung der zu untersuchenden Einheit, und damit geht einher, dass auch der Begriff ‚wissenschaftliche Nomenklatur‘ i.S.v. § 7 (2) 3 BNATSchG dieser Entwicklung folgend ausgelegt werden sollte. Wurden innerartliche Einheiten im Artenschutzrecht bislang vorwiegend taxonomisch differenziert (also nach Unterarten), müssten nun im Sinne der wissenschaftlichen Nomenklatur der seit ca. 15 Jahren vorherrschenden Forschungsausrichtung auch genetische Methoden als Differenzierungsmaßstab dienen können.

Hierzu sei vor allem auf § 7 (2) 3 BNATSchG verwiesen, in dem zuvor die Definition der Art hervorgehoben wurde. Des Weiteren wird hier auf die wissenschaftliche Nomenklatur verwiesen, um schutzwürdige Einheiten im Sinne des Gesetzes zu benennen. Die Wissenschaft wird darüber hinaus in allen hier erwähnten rechtlichen Dokumenten in ihrer Erforderlichkeit insoweit hervorgehoben, als es um das Erreichen und Wahren der gesetzlich festgelegten Ziele geht. Es ergibt sich demnach aus den rechtlichen Dokumenten die Pflicht, den Stand der Wissenschaft in der Frage des geeigneten Maßstabs zur Differenzierung der Vielfalt innerhalb von Arten zu Rate zu ziehen.

Neben der Identifizierung des gültigen Differenzierungsmaßstabes ergibt sich darüber hinaus die Pflicht, rechtliche Sicherheit zu schaffen, wie schon die Beratungen über § 44 BNATSchG zwischen Bundesrat und Bundestag im Gesetzgebungsprozess zeigten. Aus diesen Beratungen ging hervor, dass das Schutzregime des § 44 BNATSchG nur Anwendung finden soll, wenn es sich um Arten handelt, wie sie in den Referenzwerken der Anlage 1 BARTSchV aufgelistet sind. Um die Lesart des § 44 BNATSchG wie gefordert umzusetzen, ohne die Rechtssicherheit zu schmälern, wäre es also notwendig, Standards für die Bezeichnung genetischer Linien innerhalb von Arten festzulegen, so wie es zuvor auch für die taxonomische Beschreibung von Unterarten galt. Publikationen, die solche Einheiten innerhalb geschützter Arten i. S. d. BNATSchG beschreiben, sollten demnach auf die Liste der Referenzwerke der Anlage 1 BARTSchV aufgenommen werden. Hierzu ist als Bundesoberbehörde das Bundesamt für Naturschutz die fachlich zuständige Behörde.

### **Mauereidechschensschutz in der Praxis**

Sollte die hier geforderte Lesart des § 44 BNATSchG die Aufnahme von oben genannten Publikationen nach sich ziehen, ergeben sich für den Schutz der Mauereidechse mehrere Vorteile: aus rechtlicher Sicht müssten nur noch heimische genetische Linien i. S. d. § 44 BNATSchG geschützt werden. Kostspielige Umsiedlungsmaßnahmen nicht heimischer Linien, wie sie in zahlreichen Städten Deutschlands mit Verweis auf das BNATSchG durchgeführt wurden, wären in Zukunft nicht mehr notwendig.

Durch Hybridisierung zwischen genetischen Linien entstehen vielfach Populationen, die nicht mehr eindeutig einer einzigen genetischen Linie zuzuordnen sind. In Mannheim, Freiburg und Saarbrücken bestehen isolierte Populationen aus bis zu vier verschiedenen Linien und bilden dadurch neue genetische Konglomerate, die zu einer Vermischung Jahrtausende alter

Differenzierungen führen. Folgend der hier dargestellten Argumentation ergibt sich der Schutzstatus von Populationen jedoch aus der Zugehörigkeit zur heimischen genetischen Linie. Es bleibt fraglich, ob eine ‚Hybrid-Population‘, die zwangsläufig zumindest aus einigen Individuen der nicht heimischen genetischen Linien entstanden ist, der heimischen genetischen Linie zugerechnet werden kann. Diese Frage betrifft jedoch den grundsätzlichen Umgang mit Hybriden zwischen zwei schutzwürdigen Einheiten, so auch zwischen Arten, und kann an dieser Stelle nicht umfassend beantwortet werden (Diskussion bei ROHDE 2015).

## Literatur

- MICHAELIDES, S., WHILE, G.M., BELL, C. & ULLER, T. (2013): Human introductions create opportunities for intra-specific hybridization in an alien lizard. - *Biol. Invasions*, 15: 1101–1112.
- ROHDE, K. (2015): Climatic effects on population dynamics and hybridization of a rare grasshopper species. Chapter IV: The role of hybridization in biodiversity conservation – Legal approaches and challenges in the International, EU and German national law: Dissertation. - Trier (University Trier)
- SALVI, D., HARRIS, D.J., KALIONTZOPOULOU, A., CARRETERO, M.A. & PINHO, C. (2013): Persistence across Pleistocene ice ages in Mediterranean and extra-Mediterranean refugia: phylogeographic insights from the common wall lizard. - *BMC Evol. Biol.*, 147.
- SCHULTE, U. (2008): Die Mauereidechse. erfolgreich im Schlepptau des Menschen. - Bielefeld (Laurenti-Verlag)
- SCHULTE, U., BIDINGER, K., DEICHSEL, G., HOCHKIRCH, A., THIESMEIER, B. & VEITH, M. (2011): Verbreitung, geografische Herkunft und naturschutzrechtliche Aspekte allochthoner Vorkommen der Mauereidechse (*Podarcis muralis*) in Deutschland. - *ZfF*: 161–180.
- SCHULTE, U., THIESMEIER, B., MAYER, W. & SCHWEIGER, S. (2008): Allochthone Vorkommen der Mauereidechse (*Podarcis muralis*) in Deutschland. - *ZfF*: 139–156.
- SCHULTE, U., VEITH, M. & HOCHKIRCH, A. (2012): Rapid genetic assimilation of native wall lizard populations (*Podarcis muralis*) through extensive hybridization with introduced lineages. - *Mol Ecol*, 21: 4313–4326.
- Schumacher, A. & Werk, K. (2010). Die Ausbringung gebietsfremder Pflanzen nach § 40 Abs. 4 BNatSchG. *NuR*, 32, 848–853.
- TROUWBORST, A., KROFEL, M. & LINNELL, JOHN D.C. (2015): Legal implications of range expansions in a terrestrial carnivore: the case of the golden jackal (*Canis aureus*) in Europe. - *Biodivers. Conserv.*
- VEITH, M., & SCHMITT, T. (2009): Naturschutzgenetik bei Amphibien: von der Theorie zur Praxis. - *ZfF, Suppl.* 15: 153-184.
- WHILE, G.M., WILLIAMSON, J., PRESCOTT, G., HORVÁTHOVÁ, T., FRESNILLO, B. & BEETON, N.J. et al. (2015): Adaptive responses to cool climate promotes persistence of a non-native lizard. - *Proc. R. Soc. B*: 282.

Joscha Beninde  
Biogeographie  
Universität Trier  
54286 Trier  
✉ [beninde@uni-trier.de](mailto:beninde@uni-trier.de)



# Über Arterkennung hinaus: Ernährungszustand, Alter, Körpergröße und Parasitenbefall beeinflussen die Kommunikation durch „long-range“ Sexualpheromone beim Totengräber *Nicrophorus vespilloides*

JOHANNA CHEMNITZ

*Schlagwörter: chemische Signale, männliches Sexualpheromon, sexuelle Selektion, Partnerwahl, zustandsabhängig, Totengräber, Nicrophorus vespilloides*

## 1 Einleitung

Informationsaustausch über chemische Signale ist die älteste und weit verbreitetste Form der Kommunikation im Tierreich (BRADBURY & VEHRENCAMP 1998; WYATT 2014; SYMONDS & ELGAR 2008; STEIGER et al. 2010). Pheromone sind chemische Signale (von altgriechisch: "phérein" - überbringen, melden; "hormān" - antreiben, erregen) die Information über Individuen innerhalb einer Art übermitteln (KARLSON & LÜSCHER 1959). Abgesehen von der Funktion der Arterkennung vermutete bereits Darwin (1871), dass Pheromone bei der Partnerwahl eine Rolle spielen. Obwohl die Analyse und Identifizierung von Pheromonen heutzutage weitverbreitet ist, bleibt ihre Rolle in der sexuellen Selektion noch immer unklar. Indikatormodelle der sexuellen Selektion gehen generell davon aus, dass aufwendige Ornamente vom Zustand eines Männchens abhängig sind und Informationen über die Qualität eines Männchens vermitteln. Weibchen, die anhand dieser Signale wählen, gewinnen dabei „gute Gene“, d. h. sie haben mehr oder qualitativ bessere Nachkommen, als Weibchen die nicht wählen (ANDERSSON 1994). Demzufolge sollten auch chemische sexuelle Signale zwischen Individuen einer Art und eines Geschlechts variieren und Informationen über die Qualität des Senders als potentieller Paarungspartner übermitteln. Weiterhin sollten sie nicht besonders anfällig für Täuschungen sein. Daher wird vermutet, dass die Produktion und/oder die Aufrechterhaltung dieser Signale viel Energie kostet (ZAHAVI 1975; GRAFEN 1990; JOHANSSON & JONES 2007; aber siehe SZÁMADÓ 2011 und HIGHAM 2013). Zudem sollten sexuelle Signale eine große Variabilität innerhalb verschiedener Individuen aufweisen, ebenso wie eine hohe Heritabilität (JOHANSSON & JONES 2007). Außerdem geben manche Tiere oftmals nicht nur eine einzelne Substanz ab, sondern eine Vielzahl an chemischen Substanzen, wobei manche größere Reichweiten haben und andere direkten Kontakt zum Empfänger benötigen. Wie sich diese chemischen Substanzen in ihrem Informationsgehalt und ihrer Variabilität unterscheiden und wie diese Substanzen auf extrinsische Faktoren wie Ernährung oder Parasitenbefall, oder intrinsische Faktoren wie Alter reagieren, wurde bisher kaum erforscht.

Kommunikation über weibliche Sexualpheromone bei Insekten wurde bereits ausführlich untersucht, wie beispielsweise bei nachtaktiven Motten. Weibliche Motten locken Männchen mit Hilfe von weiblichen Sexualpheromonen über weite Entfernungen an, wobei die Pheromon-Zusammensetzung als Arterkennungssignal fungiert (SVENSSON 1996; CARDE & MINKS 2012). Über die Funktion und Bedeutung männlicher Sexualpheromone ist bis heute jedoch sehr wenig bekannt, da es sehr wenige Insekten gibt, die männliche Pheromone zur Anlockung von Weibchen aus größerer Distanz produzieren. Dennoch wurde bereits herausgefunden, dass einige männliche Insekten flüchtige Pheromone abgeben, wenn sie eine Nahrungs- oder Brutressource gefunden haben, um Weibchen über weite Entfernungen anzu-

locken (LANDOLT 1997). Weibchen erhalten durch diese Form der Kommunikation Paarungen ebenso wie Ressourcen. Da Männchen oftmals um Weibchen konkurrieren müssen, kann die Weibchenwahl eine essentielle Rolle spielen. Deshalb sollten Männchen ihre Pheromon-Quantität erhöhen und/oder ihre Pheromon-Qualität verbessern, um mehr Weibchen anlocken zu können. Es wird vermutet, dass Weibchen dazu tendieren, Männchen mit intensiverer oder qualitativ hochwertigerer Pheromon-Abgabe zu wählen, da dies deren Gesundheitszustand und Viabilität widerspiegelt, um gute Gene an ihre Nachkommen weiterzugeben (WYATT 2014; ANDERSSON 1994).

In einigen Arten von Motten und Schmetterlingen geben Männchen Sexualpheromone ab, die Weibchen über ihren Partner hinsichtlich ihres sozialen Status, ihrer genetischen Verwandtschaft, ihres Ernährungszustandes oder ihrer Immunkompetenz informieren (JOHANSSON & JONES 2007; CARDÉ & MILLAR 2004). Obwohl jedoch einige dieser Kommunikationssysteme untersucht wurden, bleibt es oft unklar, welche chemischen Substanzen in diesen Systemen eine Rolle spielen und ob und wie sie mit der Qualität des Männchens zusammenhängen. Nichtsdestotrotz bewies Nieberding et al. (2012), dass sich die Pheromon-Zusammensetzung männlicher Schmetterlinge der Art *Bicyclus anynana* während ihrer Lebenszeit ändert und dies ihre Identität und ihr Alter offenbart. Zudem konnte in einer Studie von Ruther et al. (2009) gezeigt werden, dass die Quantität des männlichen Sexualpheromons parasitischer Wespenmännchen der Art *Nasonia vitripennis* die Spermienmenge widerspiegelt. Weibchen bevorzugen Männchen mit höherem Pheromon-Titer um eine hohe Spermienmenge zu erhalten.



Abb. 1: Sterzelndes *N. vespilloides* Männchen (Crapon de Caprona D., 1988)

Totengräber der Gattung *Nicrophorus* (Coleoptera: Silphidae) steuern ihr Kommunikationssystem und ihre Partnersuche über volatile männliche Pheromone (EGGERT & MÜLLER 1989; BEELER et al. 1999). Männliche *N. vespilloides* sind dafür bekannt, ein artspezifisches Pheromon abzugeben um Weibchen aus weiten Entfernungen anzulocken. Da die Männchen ihr „long-range“ Sexualpheromon täglich zu einer bestimmten Zeit abgeben und diese Zeit zusätzlich gut messbar ist, da sie während der Pheromon-Abgabe eine charakteristische und gut feststellbare „Kopfstand“-Stellung einnehmen, sind sie ein besonders gut geeigneter Modellorganismus um die Pheromon-Abgabe zu quantifizieren. Pukowski (1933) bezeichnete dieses Verhalten als sterzeln. Das männliche Sexualpheromon (MSP) des Totengräbers *N. vespilloides* besteht aus mindestens zwei Komponenten, Ethyl 4-Methylheptanoat (MSP1) (HABERER et al. 2008) und Geranylaceton (MSP2) (HABERER, SCHMITT & MÜLLER in Vorbereitung).

Totengräber pflanzen sich an kleinen Wirbeltierkadavern fort. Ein Käferpärchen gräbt einen gefundenen Wirbeltierkadaver im Boden ein, wobei es dem Kadaver Fell oder Federn entfernt, einen kompakten Ball formt und den Kadaver mit antimikrobiellen Sekreten bearbeitet (COTTER & KILNER 2010; ROZEN et al. 2008). Das Weibchen legt ihre Eier in der Nähe des

Kadavers im Boden ab. Nach wenigen Tagen schlüpfen die Larven und suchen das Aas auf, wo sie von den Eltern mit hervorgewürgter Nahrung gefüttert werden bis sie fähig sind, sich selbst zu ernähren.

Wenn ein Männchen einen Kadaver, der zur Fortpflanzung geeignet ist, gefunden und gesichert hat, beginnt er Weibchen anzulocken, indem er sein „long-range“ Sexualpheromon abgibt. Männchen geben ihr Sexualpheromon jedoch auch ab, wenn kein Kadaver vorhanden ist, denn sind die Weibchen erst einmal angelockt, paaren sie sich mit dem Männchen, unabhängig davon ob er eine Brutressource hat oder nicht. Anschließend fliegen sie weiter um eine geeignete Brutressource zu finden, denn sie können ihre Eier auch mit gespeicherten Spermien befruchten (EGGERT & MÜLLER 1989; EGGERT 1992).

Eine frühere Untersuchung von Beeler et al. (2002) ließ vermuten, dass Weibchen der Totengräberart *N. orbicollis* zwischen potentiellen Partnern anhand des Sexualpheromons unterscheiden können. Solch eine Unterscheidung erfordert jedoch, dass der Sexuallockstoff Informationen über die individuelle Qualität eines Männchens beinhaltet. Wenn das männliche Sexualpheromon tatsächlich Informationen über die Qualität der Männchen enthält, sollte sich die Pheromon-Quantität und/oder -Qualität zwischen verschiedenen Individuen unterscheiden. Aufgrund dieser Hypothese habe ich das männliche Sexualpheromon des Totengräbers *Nicrophorus vespilloides* ausführlicher untersucht. Ich analysierte in meiner Studie, ob die Quantität, das Verhältnis der beiden Komponenten, oder die Zeit, die in das Sterzelverhalten investiert wird, vom Ernährungszustand, dem Alter, der Körpergröße, oder dem Parasitenbefall abhängig sind. Hierzu habe ich Käfer, die im Feld gefangen wurden, sowie verschiedene Käfergruppen, welche im Labor gezüchtet wurden, verwendet. Ich verglich das „long-range“ Sexualpheromon von unterschiedlich ernährten Männchen, indem ich die Qualität und Quantität (keine Nahrung versus Insektenaas und Vertebratenaas) der Nahrung manipulierte, sowie junge (20 Tage alt) versus alte (50-60 Tage alt), kleine versus große und parasitenfreie versus parasitierte Männchen.

## **2 Material und Methoden**

### **2.1 Laborexperiment**

Die Pheromon-Abgabe der Käfer wird über die dynamische Headspace-Methode nach Dötterl et al. (2005) gesammelt. Dazu werden die Käfer jeweils in ein speziell angefertigtes silanisierendes Glas gesetzt, welches mit einem Glasstopfen verschlossen wird, um das System luftdicht zu halten. Außerdem ist das Glas seitlich mit zwei Armen ausgestattet, an welchen auf der einen Seite ein Kohlefilter und auf der anderen Seite eine Adsorptionsröhre angebracht wird. Der Kohlefilter hält einströmende Luft sauber und mit der Adsorptionsröhre, welche aus einer Tenax/Carbotrap-Mischung besteht, wird das von den Käfern abgegebene Pheromon mit Hilfe einer Membranpumpe gesammelt. Der Luftstrom wird mit einem Luftdurchsatzmessgerät kontrolliert. Die Duftstoffe der Käfer werden während der gesamten Sterzeldauer gesammelt, um die vollständig abgegebene Pheromonmenge von jedem Käfer zu erhalten. Die Headspace-Proben werden anschließend mittels Gas-Chromatographie (GC) ausgewertet.

Um die Dauer der Sterzelzeit zu messen, werden während der gesamten Zeit des Duftprobensammelns Videobeobachtungen durchgeführt.

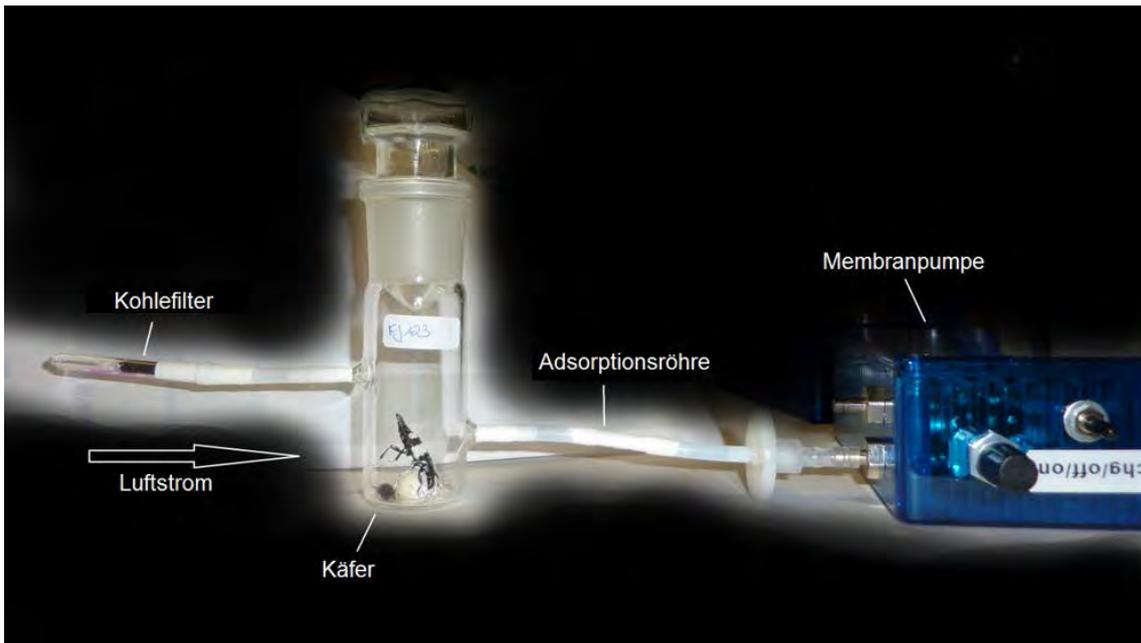


Abb. 2: Versuchsaufbau zum Sammeln der Duftproben

## 2.2 Freilandexperiment

Um zu untersuchen, ob Unterschiede in der Pheromon-Abgabe zwischen den verschiedenen behandelten Käfergruppen auch die Attraktivität der Männchen für die Weibchen beeinflusst, werden Freilandexperimente durchgeführt. Dazu werden 22 Bodenfallen errichtet, die äquidistant (ca. 10 m) in einem Kreis angeordnet werden. Männchen, die als Köder dienen, werden in kleine Container gesetzt, die über der Öffnung der Falle hängen. Die Container sind mit kleinen Löchern versehen, damit sich das Pheromon ausbreiten kann. Unter dem Plastikgefäß in der Erde wird eine Plastikflasche mit einem Trichter darüber angebracht, in der die angelockten Käfer gefangen werden. Um Standorteinflüsse zu vermeiden, wird jedes Gefäß in dem ein Käfer platziert ist, von einem Versuchstag zum nächsten an einer anderen Position platziert. Jeder Käfer wird dreimal im Feld getestet.

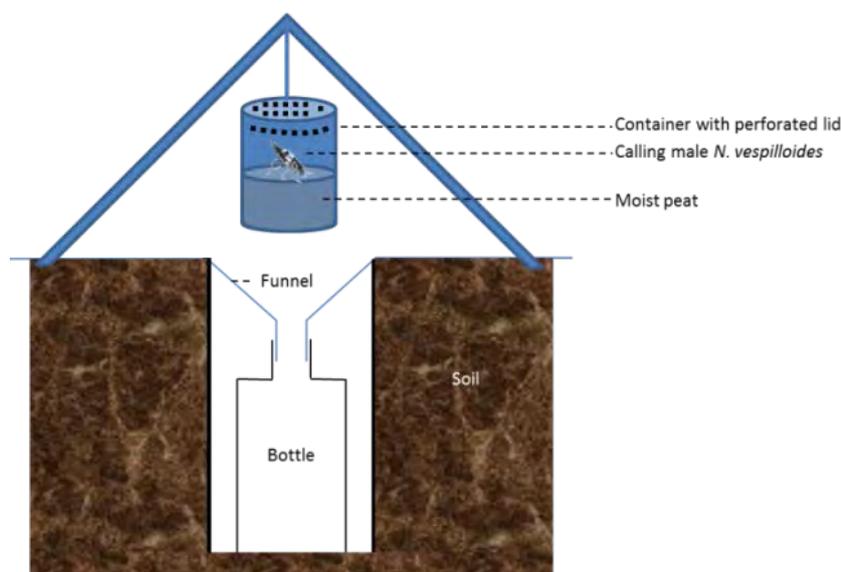


Abb. 3: Schematische Ansicht vom Aufbau der Bodenfalle (S. Steiger)

### 3 Ergebnisse

Zwischen den im Feld gefangenen Käfern konnte ich in meinen Laborexperimenten eine große Variation der Pheromon-Quantität, als auch der -Zusammensetzung beobachten. Daraufhin habe ich anhand der im Labor gezüchteten Käfergruppen analysiert, ob diese Variation durch Veränderungen der Nahrung, des Alters, der Körpergröße und des Parasitenbefalls zu erklären ist. Die Pheromon-Abgabe der Männchen wurde durch die Ernährung beeinflusst, sprich, Männchen die mit Insektenaas und Vertebraten aas gefüttert wurden, gaben höhere Mengen MSP1 sowie MSP2 ab als hungernde Männchen. Die gesamte Sterzelzeit wurde jedoch nicht durch die Ernährung beeinflusst. Weiterhin lockten Vertebraten aas ernährte Männchen im Freilandexperiment mehr Weibchen an als hungernde Männchen. Das Alter hatte keine Auswirkungen auf die abgegebene Quantität von MSP1, ebenso wie auf die gesamte Sterzelzeit. Es zeigte sich jedoch, dass das Alter MSP2 beeinflusste, da alte Männchen mehr MSP2 abgaben als junge. Zudem änderte sich das Verhältnis zwischen den beiden Komponenten signifikant mit dem Alter: jüngere Männchen gaben mehr MSP1 als MSP2 ab und ältere Männchen mehr MSP2 als MSP1. Im Freilandexperiment lockten ältere Männchen mehr Weibchen an als jüngere Männchen. Die Körpergröße beeinflusste die MSP1-Abgabe, da größere Männchen eine höhere Menge an MSP1 abgaben als kleinere. MSP2 und die gesamte Sterzelzeit wurden allerdings nicht durch die Körpergröße beeinflusst. Fallen, die mit kleinen und großen Männchen geködert waren, lockten keine unterschiedliche Anzahl an Käfern an, jedoch gab es eine Tendenz, dass größere Männchen mehr Weibchen anlocken als kleinere. Der Parasitenbefall hatte einen signifikanten Einfluss auf die abgegebene MSP2-Menge, parasitierte Männchen gaben weniger ab als parasitenfreie. Die MSP1-Menge sowie die Sterzeldauer wurden nicht durch den Parasitenbefall beeinflusst. Im Freiland waren parasitenfreie Männchen attraktiver und lockten mehr Weibchen an als parasitierte.

Insgesamt zeigen meine Experimente, dass die Abgabe des „long-range“ Sexualpheromons des männlichen Totengräbers *Nicrophorus vespilloides* zustandsabhängig ist und durch den Ernährungszustand, das Alter, die Körpergröße, sowie den Parasitenbefall beeinflusst wird. Sowohl die Quantität als auch das Verhältnis der beiden Pheromon-Komponenten werden vom Zustand des Männchens beeinflusst. Zudem hat die Variation der Pheromon-Abgabe einen starken Einfluss auf die Attraktivität der Männchen im Freiland, da besser ernährte Männchen, ältere, größere und Männchen die weniger Parasiten trugen, für Weibchen attraktiver waren (CHEMNITZ et al. 2015).

### 4 Literatur

- ANDERSSON, M.B. (1994): Sexual selection. – Princeton (Princeton University Press)
- BEELER, A.E., RAUTER, C.M. & MOORE, A.J. (1999): Pheromonally mediated mate attraction by males of the burying beetle *Nicrophorus orbicollis*: alternative calling tactics conditional on both intrinsic and extrinsic factors. - Behavioral Ecology, 10: 578–584.
- BEELER, A.E., RAUTER, C.M. & MOORE, A.J. (2002): Mate discrimination by females in the burying beetle *Nicrophorus orbicollis*: the influence of male size on attractiveness to females. - Ecological entomology, 27: 1–6.
- BRADBURY, J.W. & VEHCAMP, S.L. (1998): Principles of animal communication. -
- CARDE, R.T. & MINKS, A.K. (2012): Insect pheromone research: new directions. - Springer Science & Business Media.

- CARDÉ, R.T. & MILLAR, J.G. (2004): *Advances in insect chemical ecology*. – Cambridge (Cambridge University Press)
- CHEMNITZ, J., JENTSCHKE, P.C., AYASSE, M. & STEIGER, S. (2015): Beyond species recognition: somatic state affects long-distance sex pheromone communication. - *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, rspb.2015.0832.
- COTTER, S.C. & KILNER, R.M. (2010): Sexual division of antibacterial resource defence in breeding burying beetles, *Nicrophorus vespilloides*. - *Journal of Animal Ecology*, 79: 35–43.
- DARWIN, C. (1871): *Sexual selection and the descent of man*. – London (Murray)
- DÖTTERL, S., WOLFE, L.M. & JÜRGENS, A. (2005): Qualitative and quantitative analyses of flower scent in *Silene latifolia*.- *Phytochemistry*, 66: 203–213.
- EGGERT, A.-K. (1992): Alternative male mate-finding tactics in burying beetles.- *Behavioral Ecology*, 3: 243–254.
- EGGERT, A.-K. & MÜLLER, J.K. (1989): Pheromone-mediated attraction in burying beetles. - *Ecological entomology*, 14, 235–237.
- GRAFEN, A. (1990): Biological signals as handicaps. - *Journal of theoretical Biology*, 144: 517–546.
- HABERER, W., SCHMITT, T., PESCHKE, K., SCHREIER, P. & MÜLLER, J.K. (2008): Ethyl 4-methyl heptanoate: a male-produced pheromone of *Nicrophorus vespilloides*. - *Journal of chemical ecology*, 34: 94–98.
- HIGHAM, J.P. (2013): How does honest costly signaling work? - *Behavioral Ecology*, art097.
- JOHANSSON, B.G. & JONES, T.M. (2007): The role of chemical communication in mate choice. - *Biological Reviews*, 82: 265–289.
- KARLSON, P. & LÜSCHER, M. (1959): Pheromone.- *Naturwissenschaften*, 46: 63–64.
- LANDOLT, P.J. (1997): Sex attractant and aggregation pheromones of male phytophagous insects. *American Entomologist*, 43: 12–22.
- NIEBERDING, C.M., FISCHER, K., SAASTAMOINEN, M., ALLEN, C.E., WALLIN, E.A. & HEDENSTRÖM, E. et al. (2012): Cracking the olfactory code of a butterfly: the scent of ageing. - *Ecology letters*, 15, 415–424.
- PUKOWSKI, E. (1933). *Ökologische Untersuchungen an Necrophorus F.* *Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere*, 27: 518–586.
- ROZEN, D.E., ENGELMOER, D.J. & SMISETH, P.T. (2008): Antimicrobial strategies in burying beetles breeding on carrion. - *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105: 17890–17895.
- RUTHER, J., MATSCHKE, M., GARBE, L.-A. & STEINER, S. (2009): Quantity matters: male sex pheromone signals mate quality in the parasitic wasp *Nasonia vitripennis*. - *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 276: 3303–3310.
- STEIGER, S., SCHMITT, T. & SCHAEFER, H.M. (2010): The origin and dynamic evolution of chemical information transfer. - *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, rspb20102285.
- SVENSSON, M. (1996). Sexual selection in moths: the role of chemical communication. *Biological Reviews*, 71, 113–135.
- SYMONDS, M.R. & ELGAR, M.A. (2008): The evolution of pheromone diversity. - *Trends in ecology & evolution*, 23: 220–228.

SZÁMADÓ, S. (2011): The cost of honesty and the fallacy of the handicap principle.- *Animal Behaviour*, 81: 3–10.

WYATT, T.D. (2014): *Pheromones and animal behavior: chemical signals and signatures.* – Cambridge (Cambridge University Press)

ZAHAVI, A. (1975): Mate selection—a selection for a handicap. - *Journal of theoretical Biology*, 53: 205–214.

*Johanna Chemnitz*

*Albert-Einstein-Allee 11*

*89069 Ulm*

✉ *johanna.chemnitz@uni-ulm.de*



# Langfristige Simulation von Wisent-Vegetation-Klima Interaktionen im Lebensraum-Mosaik des Wildnisgebietes „Döberitzer Heide“

KIOWA ALRAUNE SCHULZE, GERT ROSENTHAL & ALEXANDER PERINGER

*Schlagwörter: Extensive Ganzjahresbeweidung, Wald-Offenland-Ökosysteme, Klimawandel, Sukzessionsdynamik, Simulationsmodelle*

## Einleitung

In Mitteleuropa gehören Landschaften, die sich durch ein verzahntes Mosaik mit fließenden Übergängen zwischen Wald- und Offenlandbereichen kennzeichnen, zu Reliktökosystemen. Diese Offenlandökosysteme stellen aufgrund ihres Struktureichtums auf vielfältige Weise Habitate und Rückzugsgebiete für seltene und gefährdete Pflanzen- und Tierarten zur Verfügung (FINCK et al. 2002). Sie sind meist Kulturfogelandschaften wie u. a. extensiv genutzte Waldweiden oder Heidelandschaften. Das Landschaftsmuster dieser Flächen ist meist aus klein- bis großräumigen Störungen hervorgegangen, welche sukzessionssteuernd auf die Vegetation wirkten, z. B. durch die Weidetierauswirkungen, Brände oder Plaggen. Durch die Aufgabe dieser traditionellen Nutzungsformen fehlen derartige Störungen heutzutage. Zunehmender Nährstoffeintrag, progressive Gehölzsukzession und wirtschaftliche Aufforstung gefährden ihren Erhalt. Darüber hinaus wirkt sich der Klimawandel auch in diesen Reliktökosystemen aus, wie u. a. (Art-)Invasionen, veränderte Baumregeneration (LEDERBOGEN et al. 2004, PERINGER et al. noch unpubl.). Während allerdings Offenlandlebensraumtypen wie Europäische trockene Heiden in die FFH-Richtlinie (FFH-LRT 4030) aufgenommen wurden und somit ihr Erhalt gewährt werden muss, wurden Wald-Offenland-Ökosysteme wie die mitteleuropäischen Waldweiden nicht berücksichtigt. Trotz ihres hohen Beitrags zur lokalen Biodiversität und Bereitstellung wertvoller Strukturen, fallen sie auch bislang nicht unter die Liste geschützter Flächen im Rahmen des Übereinkommens oder Strategie zur Biologischen Vielfalt (CBD, NBS 2007).

Vor diesem Hintergrund kommt den ehemaligen Truppenübungsplätzen (TrÜ) in Deutschland eine besondere Bedeutung zu. Die teilweise jahrhundertlange militärische Nutzung bewirkte periodische Störungen, sowohl eine Vernichtung der Vegetation als auch eine Freilegung des Oberbodens. Die halboffene Landschaftsstruktur der TrÜ stellt ein Mosaik unterschiedlichster Sukzessionsstadien von Pioniervegetation, Gräser und Heide dominiertem Offenland und Gehölzen dar, in welchen Biotope mit zum Teil extremen ökologischen Bedingungen (z. B. Sandtrockenrasen) vorkommen. Besonders in den neuen Bundesländern wurde nach Beendigung der sowjetischen Besatzungsmacht eine Vielzahl von TrÜ nutzungsfrei und teilweise als großräumige Schutzgebiete ausgewiesen. Der Status der Flächen erstreckt sich von Natur- zu Landschaftsschutzgebieten, bis hin zum Nationalen Naturerbe. Auch wegen ihrer unzerschnittenen Großflächigkeit ergibt sich für die Eigentümer (Stiftungen, Naturschutzorgansiationen, Länder) die Fragestellung, was für ein Flächenmanagement ökonomisch tragfähig ist und langfristig zum Erhalt der einzigartigen Landschaftsstruktur geeignet sein kann.

## **Studiengebiet**

Der ehemalige TrÜ „Döberitz“ ist Teil des Naturschutzgebietes Döberitzer Heide (Brandenburg) nördlich der Stadt Potsdam. Er umfasst ca. 3.600 ha und liegt auf 45 m ü. NN. Die Fläche ist von einer fast 300-jährigen militärischer Nutzung (1713-1991) geprägt. Seit 2004 gehört sie zu Sielmanns Naturlandschaften (Heinz Sielmann Stiftung). Ablagerungen der Weichseleiszeit dominieren mit sandig-kiesigen bis sandig-lehmigen Lockersedimenten (ANDERS et al. 2004). Das atlantisch- kontinentale Klima weist eine Jahresmitteltemperatur von 8,5 °C und eine Jahresniederschlagsmenge von 480 - 540 mm auf. Das dynamische Landschaftsmosaik setzt sich hauptsächlich aus seltenen Offenlandlebensräumen wie Silbergraspionierfluren, Sandrasen und Besenginsterheiden verzahnt mit Eichen-Birkenwäldern unterschiedlichster Sukzessionsstadien (auch Kiefernvorwälder) zusammen (ANDERS et al. 2004).

In der Döberitzer Heide wurde ein in Deutschland einzigartiges Flächen-„Management“ etabliert, dessen Ansatz auf der Megaherbivorentheorie (VERA 2000) aufbaut und dem Wildnis-konzept der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt (NBS 2007) entspricht. Von der Gesamtfläche sind 1.800 ha als sogenannte „Wildniskernzone“ ausgewiesen, in der seit 2010 die drei Huftierarten Wisent (56 Individuen), Przewalskipferd (13) und Hirsch (30) entlassen wurden (Stand 2014, pers. Mitteilung FÖRSTENOW, J.). Zusätzlich kommen zu diesen Wildtierherden aber noch die natürlich vorkommenden Huftiere Wildschweine, Damwild und Rehe vor. Aufgrund ihrer artspezifischen Fraßpräferenzen und Habitatansprüche lösen die Huftierarten auf vielfältige Weise Störungen in der Vegetation aus. Das Äsertypen-Spektrum der Huftierarten ist fast vollständig repräsentiert und umfasst sog. grasende (Przewalskipferd) ebenso wie sich ganzjährig intermediär aus der Kraut- und Gehölzschicht ernährende (Wisent) und selektiv-intermediäre (Hirsch) Herbivoren. Hinzu kommen Verhaltensweisen wie Suhlen, das Anlegen von Lagerplätzen, das Schälen von Baumrinde. Dem Wildniskonzept der NBS entsprechend, wird in der Wildniskernzone ein vom Menschen unbeeinflusstes Flächen-„Management“ erprobt, das natürliche ökologische Prozesse zulässt und dadurch auch ergebnisoffen ist. Im Zentrum stehen somit die landschaftsdynamischen Prozesse eines shifting-patch-mosaic (OLFF et al. 1999) und weniger die für gewöhnlich fokussierten Zielarten und FFH-LRT.

## **Forschungsschwerpunkt und Methode**

Gestützt auf das räumlich-explicite prozessbasierte Computermodell WoodPaM (wooded-pastures model, GILLET 2008) soll die langfristige Vegetations- und Landschaftsentwicklung in der Wildniskernzone unter dem aktuellen Flächen-„Management“ untersucht werden. Zunächst ist das Modell auf die Gegebenheiten der Döberitzer Heide anzupassen (Phase I) und kann anschließend angewendet werden (Phase II), um die Interaktionen zwischen den drei wesentlichen Faktoren der Landschaftsdynamik (Huftiere, Vegetation und Klima) zu untersuchen und ihre Auswirkungen auf die Sukzession zu verstehen. Aufgrund des intermediären Fraßverhaltens und seiner besonderen Habitatansprüche soll zunächst nur die Rolle des Wisents untersucht werden. Der aktuelle Bearbeitungsstand des Vorhabens befindet sich in der Anpassungsphase, aus der erste Ergebnisse zur Klimasensitivität und Geschwindigkeit der ungestörten Vegetationsentwicklung unterschiedlicher Dauer präsentiert werden.

## Modellanpassung

WoodPaM wurde ursprünglich für halboffene Bergweiden im Schweizer Jura entwickelt, die traditionell mit Milchkühen beweidet werden. Es simuliert in einer gerasterten Modellandschaft (Zellengröße 25 m x 25 m) die Interaktionen zwischen 4 Graslandgesellschaften und bis zu 15 Baumarten sowie dem Raumnutzungsverhalten und Fraßeinfluss der Weidetiere. Die Offenlandvegetation setzt sich aus vier Lebensraumtypen zusammen, die sich hauptsächlich in der Futterqualität der krautigen Biomasse unterscheiden: Mager- und basenreiche Sandrasen, Brache, Gehölzunterwuchs.

Für die Überführung des Modells aus dem alpinen Raum ins nordostdeutsche Tiefland wurden gebietsspezifische rekonstruierte Klimazeitreihen aus mehreren Datenquellen aufbereitet (Jahre 1 – 1900 AD, MOBERG et al. 2005; 1901 – 2010 AD, PIK, Abb. 1). Die Ermittlung der Baumartenzusammensetzung in der Wildniskernzone beruht auf Vegetationsmonitorings der Heinz Sielmann Stiftung. Das Modell wurde mit bislang noch nicht implementierten Baumarten ergänzt. Desweiteren wurden in Sensitivitätsanalysen das ökophysiologische Verhalten aller Baumarten intensiv untersucht und entsprechend korrigiert. Besonders klimasensitive Baumparameter wie Schatten- und Trockenstresstoleranz, waren für diese Adaptation von besonderer Bedeutung, weil es sich um einen sehr trockenen nordostdeutschen Standort handelt. WoodPaM simuliert mit einem jährlichen Zeitschritt sowohl die lokalen Sukzessionsprozesse in jeder Rasterzelle, als auch räumliche Wechselwirkungen. Eine differenzierte Vegetationsentwicklung pro Rasterzelle ergibt sich durch die Intensität des Weidetierverhaltens (z. B. Fraßintensität, Dungdepositionen), der Entwicklung der Baumschicht (z. B. Etablierung, Wachstum) und der Entwicklung der Krautschicht der vier Offenlandtypen (z. B. Ausmagerung, Verwaldung). Die lokalen Veränderungen in Rasterzellen können zwischen angrenzenden Rasterzellen durch den Nachbarschaftseffekt der baumartenspezifischen Samenausbreitung, ebenfalls wieder Sukzessionsprozesse sowohl im Wald- wie Offenlandbereich auslösen. Darüber hinaus löst die simulierte weiträumige Nahrungssuche der Weidetiere, die sich an dem Futterangebot der Gesamtlandschaft orientiert, einen lokalen Effekt auf Rasterzellenebene aus.

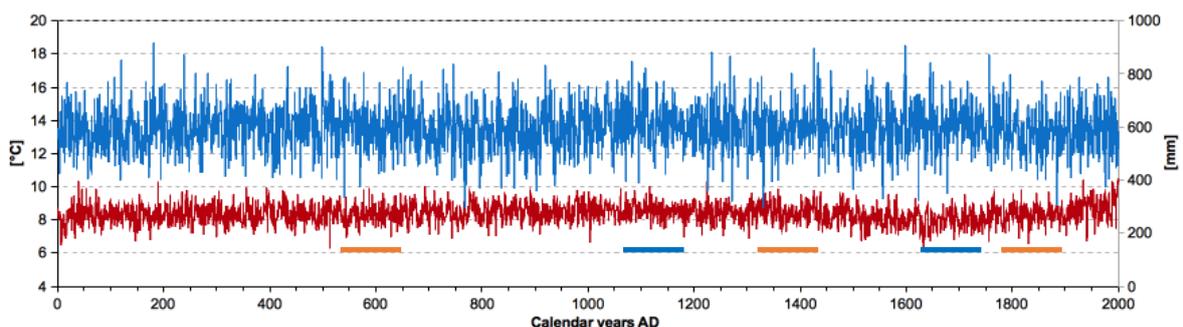


Abb. 1: Rekonstruierte Klimazeitreihe mit Niederschlags- (blau) und Temperaturwerten (rot). Hervorgehoben sind die klimatischen Gunst- (horizontale blaue Balken) und Trockenstressperioden (horizontale orange Balken) für das Baumwachstum.

## Plausibilitätstest und Szenarien

Um das Verhalten des angepassten Modells auf seine Plausibilität hin zu prüfen und mit Geländebeobachtungen vergleichen zu können, wurde im Rahmen der Phase (I) eine Reihe von Szenariosimulationen durchgeführt, die die natürlichen Waldentwicklungen im Kontext historischer Klimabedingungen simulieren. Dazu wurde eine abstrakte Modelllandschaft er-

stellt der Größe 1 km<sup>2</sup> (40 x 40 Rasterzellen), die wesentliche Charakteristiken der Wildnis-kernzone repräsentiert (Höhenlage, Klima, Standort-Heterogenität).

In fünf Szenarien mit unterschiedlich langen Simulationszeiträumen (siehe Tab. 1) wurde untersucht, ob die Dominanzverhältnisse der Baumarten im Verlauf der Sukzession plausibel reproduziert werden. Allen Simulationen ist die Initialisierung der Modelllandschaft mit je 10 Baumkeimlingen aller Baumarten pro Rasterzelle gemeinsam, was eine initiale Gehölzkolonisation auf baumfreien Offenland simuliert. Des Weiteren wurde eine Art „natürlich vorkommender Wildtierverschiss“ mit einer sehr geringen Huftierdichte simuliert. Die Szenarien unterschieden sich in ihrem jeweiligen Simulationsstartjahr, was bedeutet, dass die Initialsukzession der Baumarten (Kolonisation, Etablierung) in unterschiedlichen klimatischen Rahmenbedingungen verlief. Dadurch konnte dargestellt werden, wie sich Klimafluktuationen (z. B. historische kühl-feuchte bzw. Trockenperioden) auf die Waldentwicklung auswirken.

Tab. 1: Szenarien zu potentiellen natürlichen Waldentwicklungen.

Szenario_ Simulationszeitraum [Kalenderjahre AD]	Sukzessionsjahre	Historischer Kontext zu Beginn der Waldentwicklung
Sze_1_(1 – 2000)	2000	Hypothetischer langfristiger Gleichgewichtszustand
Sze_2_(1100 – 2000)	900	Landnahme im Hochmittelalter
Sze_3_(1500 – 2000)	500	Rodungsperioden in peripheren Räumen
Sze_4_(1700 – 2000)	300	Beginn der militärischen Nutzung
Sze_5_(1900 – 2000)	100	Rezenter Klimawandel

## Ergebnisse

### *Plausibilität des Modellverhaltens*

Die langfristige Simulation bis hin zum hypothetischen Gleichgewichtszustand nach 2000 Jahren ungestörter Waldentwicklung zeigt, dass das Modell die Baumartenzusammensetzung und Sukzessionsphasen der potentiell natürlichen Vegetation reproduzieren konnte (Tab. 3a, Sze\_1). In der initialen Sukzessionsphase kolonisiert die Birke rasch fast die gesamte, ursprünglich baumfreie Landschaft und dominiert zunächst mit Ausnahme der extremsten Trockenstandorte. Eiche und Kiefer waren zwar von Anfang an präsent, aber erst nach einem Waldentwicklungsalter von mehreren hundert Jahren stellen sich ausgewogene Deckungsradverhältnisse zwischen früh- und spät-sukzessionalen Baumarten ein (Eichen-Birken-Kiefern-Mischwald). Langfristig wurde die Birke verdrängt und ein geschlossener Eichenwald entwickelt sich auf den frischen Standorten. Während die Kiefer die Trockenstandorte besiedelt auf welchen aber auch einzelne Eichen vorkommen.

### *Waldentwicklungen und Klimasensitivität*

In Anbetracht der historischen Gunst- und Trockenstressperioden in der Klimazeitreihe (Abb. 1), kann man sehen, dass der relative Bedeckungsgrad der Baumarten in der Landschaft in einem Verhältnis zu diesen steht (Tab. 3a, Sze\_1). Die in den Jahren um 600, 1500 und 1800 AD auftretenden Trockenperioden (orange Balken in Abb. 1) lösen vor allem im Eichen- und Birken-Bestand eine Ausdünnung aus. Vergleichend erreicht die Gehölzbedeckung aber um die Jahre 1100 und 1700 AD relative Maxima-Werte. In diesen Gunstperioden stellt sich ein feucht-warmes Klima (warmes Hochmittelalter, 1100 AD) und später ein feucht-kühles Klima (Kleine Eiszeit, 1700 AD) ein, durch welches das Wachstum von Eichen

und Kiefern zugleich, und im späteren besonders das Wachstum der Eiche gefördert werden.

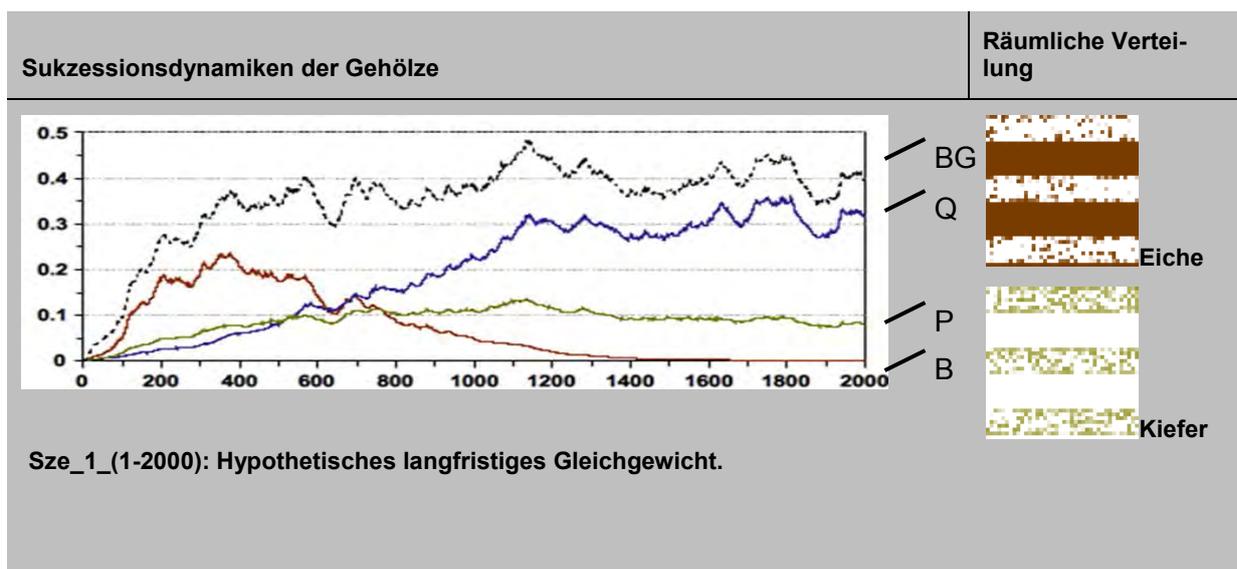
Vergleicht man die Sukzessionslinien der einzelnen Baumarten der Szenarien 2 - 4 (Tab. 3b), so zeigen sich Unterschiede in den Sukzessionsgeschwindigkeiten und den Deckungen zu Simulationsende (Zusammensetzung der Waldgesellschaften). Die initiale Offenland-Kolonisation von Eiche und Kiefer vollzieht sich in den Szenarien Sze\_2 und Sze\_4 schneller als im Sze\_3. Ursächlich dafür sind die Klimafluktuationen (Abb. 1): Gunstperioden beschleunigen und Trockenperioden hemmen die Waldentwicklung.

Weiterhin unterscheiden sich die Waldentwicklungen bezüglich ihrer Baumartenzusammensetzungen und relativen Deckungen nach unterschiedlichen Sukzessionsjahren (Tab. 2). So erreicht die Birke in den Szenarien ab 1100, 1500, 1700 nach 100 Jahren eine relativ hohe Deckung von 11 – 15 %, aber im Sze\_5, erreichte sie fast 50 % weniger Deckung in der Landschaft. Die rezenten Klimabedingungen (Sze\_5) wirken sich negativ auf die Birkenkolonisation und Etablierung aus. Hingegen waren die Deckungen von Eiche und Kiefer in diesen Szenarien, sowohl nach 100 Jahren ähnlich.

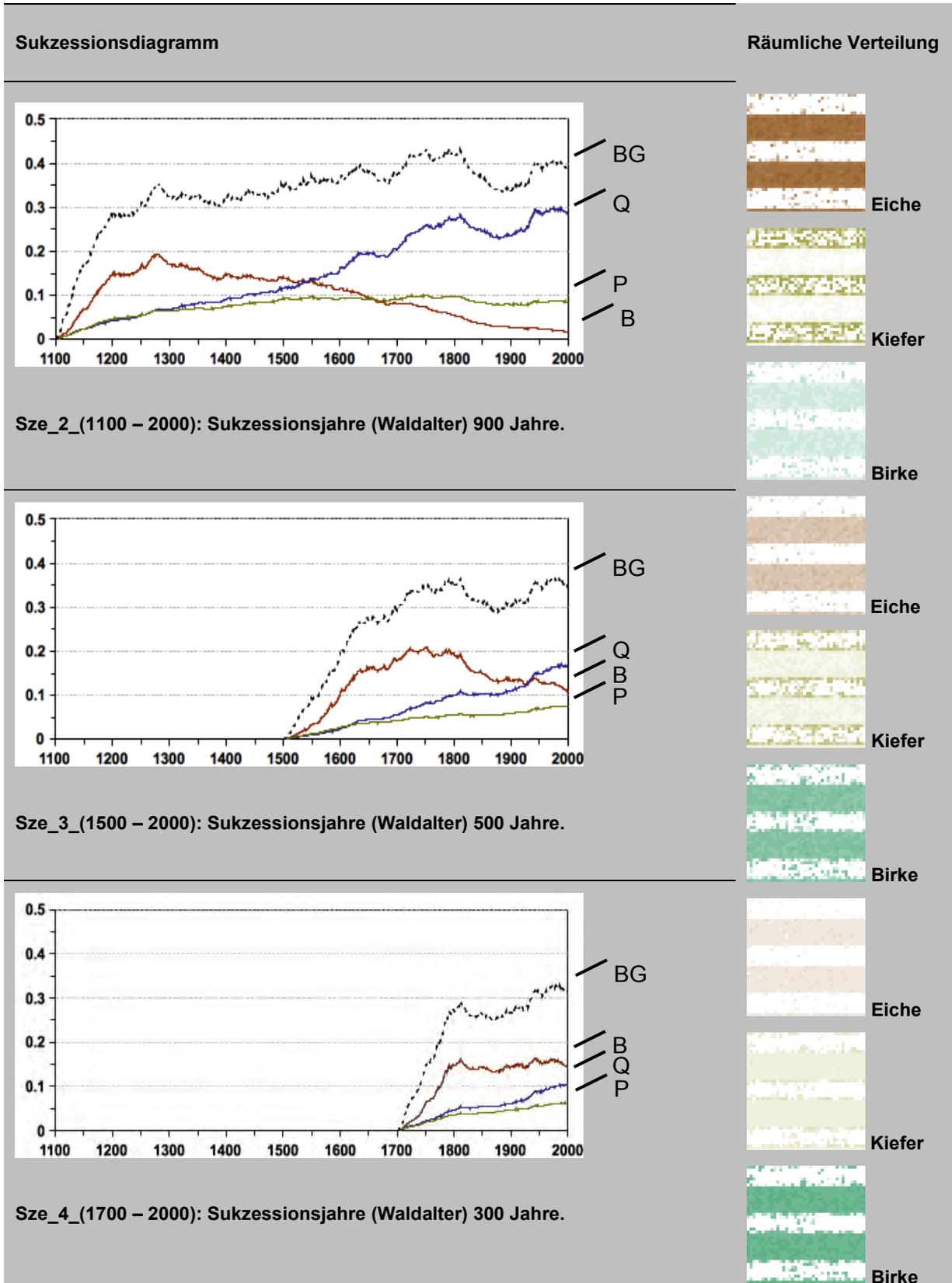
Tab. 2: Relative Bedeckungsgrade (%) der Baumarten Eiche/Kiefer/Birke nach Sukzessionsjahren (Waldalter).

Szenario	Sukzessionsjahre 100
Sze_2_(1100-2000)	4 / 5 / 15
Sze_3_(1500-2000)	3 / 3 / 11
Sze_4_(1700-2000)	5 / 4 / 15
Sze_5_(1900-2000)	3 / 3 / 8

Tab. 3a: Simulationsergebnis zur potentiell natürlichen Waldentwicklung. Links: Sukzessionsdiagramm zeigt den relativen (Y-Achse %) Bedeckungsgrad (BG) und die Sukzessionsdynamik der Baumarten (Eiche (Q), Kiefer (P), Birke (B)) in Kalenderjahren AD (X-Achse). Rechts: Abbildungen der räumlichen Baumartenverteilung zu Sukzessionsende; frische und trockene Standorte werden in horizontalen Streifen gezeigt.



Tab. 3b: Simulationsergebnisse der Szenarien zu potentiell natürlichen Waldentwicklungen. Links: Sukzessionsdiagramme zeigen den relativen (Y-Achse %) Bedeckungsgrad (BG) und die Sukzessionsdynamik der Baumarten (Eiche (Q), Kiefer (P), Birke (B)) in Kalenderjahren AD (X-Achse). Rechts: Abbildungen der räumlichen Baumartenverteilung zu Sukzessionsende; frische und trockene Standorte werden in horizontalen Streifen gezeigt.



## Zusammenfassung und Ausblick

Die Ergebnisse der Modellanpassung und des Plausibilitätstests zeigen, dass WoodPaM Waldentwicklungen unter den Bedingungen der Döberitzer Heide darstellen kann, die mit Vegetationsbeobachtungen in der Wildniskernzone übereinstimmen (Eichen-Birkenwälder, Kiefernvorwälder, ANDERS et al. 2004). Die hier verwendete Szenariotechnik, um Waldgesellschaften unterschiedlichen Alters zu generieren, die aus unterschiedlichen klimatischen Randbedingungen hervorgehen, ist eine Möglichkeit die Gehölz-Mosaik unterschiedlicher Sukzessionsstadien in der Wildniskernzone abzubilden. Entsprechend der Mosaikstruktur in der Wildniskernzone von Vorwald, Wald oder halboffener Landschaft ergeben sich aus den Szenarien: Waldgesellschaften unterschiedlichen Alters, unterschiedlicher Baumzusammensetzungen und Bedeckungsgrade.

Die Szenarien verdeutlichen ebenfalls, wie die Kolonisationsgeschwindigkeit von Offenland durch die wesentlichen Baumarten von klimatischen Randbedingungen abhängt. Besonders deutlich wurde dies durch das gehemmte Sukzessionsverhalten der frühsukzessionalen Birke im Angesicht des rezenten Klimawandels (Sze\_5, Tab. 2).

Vor dem Hintergrund, dass sich die klimatischen Randbedingungen in einem etablierten Baumbestand mit eigenem Bestandsklima zu denen im Offenland (stark) unterscheiden, ergibt sich, dass man die langfristige Vegetationsentwicklung in den Offenlandbereichen der Wildniskernzone nicht unbedingt basierend auf der Regenerationsdynamik von benachbarten Waldbeständen einschätzen kann. Man kann annehmen, dass die Gehölzsukzession im vegetationsarmen Offenland unerwartete Dynamiken hervorbringt, weil sich im anhaltenden Klimawandel die klimatischen Randbedingungen (zunehmender Trockenstress) stärker als historisch verändern. Die zukünftigen Gesellschaften und Deckungsverhältnisse der Sekundärwälder in den Offenlandbereichen der Wildniskernzone müssen also nicht unbedingt den heutigen des Umgebungswaldes entsprechen.

Schließend lässt sich sagen, dass für die sich anschließende Anwendungsphase (II) in der die Wisent-Vegetation-Klima Interaktionen untersucht werden sollen, sich die Modellanpassungen und ihre Kalibrierung an die Bedingungen in der Wildniskernzone als plausibel erwiesen haben.

## Literatur

- 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 Truppenübungsplätze. – Berlin (Springer).
- 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](http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-55953-2_1).
- 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>.

FÖRSTENOW, J. (persönliche Mitteilung 2014) – Wissenschaftlicher Mitarbeiter, Sielmanns Naturlandschaft Döberitzer Heide.

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)

MOBERG, A., D.M. SONECHKIN, K. HOLMGREN, N.M. DATSENKO, & W. KARLEN (2005): Highly variable Northern Hemisphere temperatures reconstructed from low - and high - resolution proxy data, - Nature, 433: 613-617.

NBS (2007): Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt Deutschland.

OLFF, H.; VERA, F.W.; BOKDAM, J.; BAKKER, E. S.; GLEICHMAN, J.M.; MAEYER, K.D.; 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., SCHULZE, K.A., STUPARIU, I., STUPARIU, M.-S., BUTTLER, A. & F. GILLET: Multi-Scale Feedbacks between Tree Species Regeneration Traits and Herbivore Behavior Explain Landscape Structural Characteristics of Pasture-Woodlands in the Swiss Jura Mountains. Submitted to Landscape Ecology.

PIK- Institut für Klimafolgenforschung Potsdam

VERA, F.W. (2000): Grazing Ecology and Forest History. - CAB International, Oxford.

*Kiowa Alraune Schulze*  
*Universität Kassel*  
*FG Landschafts- und Vegetationsökologie*  
*Gottschalkstraße 26a*  
*34127 Kassel*  
*✉ [kiowa.alraune@gmail.com](mailto:kiowa.alraune@gmail.com)*

*Gert Rosenthal*  
*Universität Kassel, FG Landschafts- und Vegetationsökologie*

*Alexander Peringer*  
*Laboratory of Ecological Systems EPFL-ENAC-ECOS, Lausanne, Schweiz.*

# Lebensraumanalyse des Springfrosches (*Rana dalmatina*) im Biosphärenreservat Karstlandschaft Südharz und in angrenzenden Gebieten

KONRAD KÜRBIS

*Schlagwörter: Rana dalmatina, Reproduktionsgewässerwahl, Agrarland, Insolation, Larvalentwicklung, Verbreitung, Artenschutz*

## Einleitung

Der Springfrosch (*Rana dalmatina*) gilt als ein subatlantisch-submediterranes Faunenelement (GÜNTHER et al. 1996, GROSSENBACHER 1997, HACHTEL & GROSSENBACHER 2014). Die Art besiedelt dabei fast ausschließlich thermisch begünstigte Gebiete. In Deutschland besitzt sie kein geschlossenes Verbreitungsgebiet. Die hohe Ähnlichkeit zu den anderen beiden heimischen Braunfroscharten, dem Grasfrosch (*Rana temporaria*) und dem Moorfrosch (*Rana arvalis*), führte in vielen Regionen zu einer erst jungen Entdeckungsgeschichte. Der Springfrosch wird als klassische Waldart beschrieben. Die Reproduktionsgewässer der meisten Populationen finden sich in direkter Wald- oder Waldrandlage (GÜNTHER et al. 1996, AHLEN 1997, FOG 1997, GROSSENBACHER 1997, ROHRBACH & KUHN 1997, LIPPUNER & ROHRBACH 2009, LIPPUNER 2011, HACHTEL & GROSSENBACHER 2014). Die Fortpflanzungsökologie des Springfrosches weist einige Besonderheiten auf. Er zählt zu den sog. Explosivlaichern. Innerhalb weniger Tage ist das komplette Laichgeschehen abgeschlossen. Unter den heimischen Amphibien gilt die Art als eine der ersten an den Reproduktionsgewässern. Die Balz findet Unterwasser statt. Laichballen werden einzeln um Strukturen gewickelt und verstreut im Gewässer abgesetzt. Jedes Weibchen setzt dabei nur einen Laichballen ab (GÜNTHER et al. 1996, HACHTEL & GROSSENBACHER 2014).

Im Südharz konnte die Art erstmals in den 1990er Jahren bestätigt werden (MEYER et al. 2004). Seit 2011 wurden rund 300 Gewässer im Ost- und Südharz durch den Verfasser auf die Reproduktion des Springfrosches untersucht. Dabei konnten 20 bisher unbekannte Reproduktionsgewässer nachgewiesen werden (KÜRBIS 2013). An fünf dieser Gewässer wurden mehr als 100 und an einem sogar über 600 Laichballen gezählt. Damit stellt der Südharz den Verbreitungsschwerpunkt des Springfrosches in Sachsen-Anhalt dar. Aktuell sind dort 25 Reproduktionsgewässer der Art bekannt. Die Lage aller großen Reproduktionsgesellschaften isoliert im Agrarland ist dabei auffallend und widerspricht den meisten publizierten Beobachtungen.

Es wurde deshalb versucht zu klären, warum es im Südharz zu dieser Gewässerwahl bevorzugt im Agrarland kommt. Dazu sollten die Umweltparameter bestimmt werden, die die Wahl des Reproduktionsgewässers sowie die Größe der Reproduktionsgesellschaft maßgeblich beeinflussen und damit vermutlich auch die Verbreitungsgrenze des Springfrosches im Harz definieren.

## Material und Methoden

Für die 25 bekannten Reproduktionsgewässer des Springfrosches und 18 in räumlicher Nähe befindliche Referenzgewässer ohne Reproduktionsnachweis wurden folgende Parameter

ermittelt: die Koordinaten, die Höhenlage üNN, die Gewässerfläche und -tiefe, die Gewässerart, die Distanz zum Wald, die Lage zum Agrarland, der pH- und Leitwert zu Beginn und am Ende der Larvalentwicklung, kommt es zu einem temporären Trockenfall (ja/nein), die prozentuale Insulationsverminderung, die syntop vorkommenden Amphibienarten, der Fischbesatz (ja/nein) sowie die Laichballenzahlen des Springfrosches wurden erfasst. Wasserdichte Temperaturdatenlogger wurden in je drei stark beschatteten und stark besonnten Gewässern ausgebracht. Aufgrund technischer Probleme konnten diese jedoch nicht für die Auswertung herangezogen werden. Um den Einfluss der Besonnung des Reproduktionsgewässers auf die Larvalentwicklung zu untersuchen, wurde wenige Wochen vor der Metamorphose die Kopfrumpflänge und das Larvalstadium nach Gosner (MCDARMID & ALTIG 1999, WELLS 2007, DODD 2010) bei je n = 50 gefangenen Kaulquappen des Springfrosches an fünf Gewässern mit unterschiedlich hoher Insulationsverminderung ermittelt.

## Ergebnisse

Die Laichgewässer des Springfrosches lagen im Gegensatz zu den Referenzgewässern signifikant häufiger im Agrarland, wodurch auch die Laichballenzahl positiv beeinflusst wurde. Die Insolation erwies sich als wichtigster Einflussfaktor. An den isoliert im Agrarland liegenden Gewässern wurden signifikant höhere Insulationswerte ermittelt, was die Gewässerwahl des thermophilen Springfrosches begründen kann. Gewässer mit hohen Insulationswerten waren im Frühjahr zeitiger frei von Eis und damit für früh im Jahr anwandernde Tiere zugänglich. Embryonal- und Larvalentwicklung wurden durch die Lage im Agrarland und eine damit verbundene höhere Insolation ebenfalls gefördert. In den stark besonnten Gewässern wurden höhere Entwicklungsstadien und größere Kopfrumpflängen erreicht.

In seinen Reproduktionsgewässern war der Springfrosch mit sieben Amphibienarten assoziiert. Eine interspezifische Konkurrenz mit dem Grasfrosch (*Rana temporaria*), wie sie u. a. Günther et al. 1996 vermuten, konnte nicht nachgewiesen werden. Die Bedeutung von Strukturelementen, die potentiell zum Anheften des Laichs genutzt werden können, lag knapp unter der Signifikanzschränke. Für die anderen Parameter konnte kein Einfluss auf die Anwesenheit des Springfrosches nachgewiesen werden.

## Diskussion

Die Thermophilie des Springfrosches (Günther et al. 1996, AHLEN 1997, BRIGGS 1997, FOG 1997, ROHRBACH & LIPPUNER 2009, HACHTEL & GROSSENBACHER 2014) und die Verbreitungsgrenze im Harz kann durch die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit bestätigt und begründet werden. Die Mittelgebirgslagen und die kühleren Durchbruchstäler der Südabdachung des Harzes werden vermutlich aufgrund einer thermischen Benachteiligung gemieden. Die Insolation kann als wichtigster Faktor für die Eignung eines Gewässers zur Reproduktion angesehen werden. Frei im Agrarland liegende Gewässer erwiesen sich als besonders geeignet. Durch eine starke Besonnung wird die Embryonal- und Larvalentwicklung gefördert. Eine generelle Meidung von Freiflächen durch den Springfrosch, wie sie u. a. Lippuner (2011) diskutiert, findet im Südharz nicht statt.

Die Lage aller großen Reproduktionsgesellschaften des Springfrosches im Agrarland stellt den Artenschutz vor besondere Herausforderungen. Zur Ökologie und der tatsächlichen Verbreitung der Art liegen europaweit vergleichsweise wenige Daten vor. Für die Population im Südharz wären Untersuchungen zum Wanderverhalten und den genutzten Routen wünschenswert. Werden anwandernde Tiere durch die Ackerbewirtschaftung geschädigt? Welche Verkehrswege stellen Gefahrenquellen dar? In welchem Areal sind die Sommerlebens-

räume zu finden? Wie stark sind die Populationen in Deutschland voneinander isoliert? Findet noch genetischer Austausch statt und wie kann er gefördert werden? Aber auch der Einfluss von Eutrophierung und der Eintrag von Pestiziden sollte in den Reproduktionsgesellschaften im Agrarland in Bezug auf die Larvalentwicklung untersucht werden. Nur mit diesem Wissen können die für Sachsen-Anhalt bedeutenden Populationen des Springfrosches im Biosphärenreservat Karstlandschaft Südharz erhalten und effektiv geschützt werden.

## Literatur

- AHLEN, I. (1997): Distribution and habitats of *Rana dalmatina* in Sweden. - Rangsdorf (RANA Sonderheft 2: Der Springfrosch (*Rana dalmatina*). Ökologie und Bestandssituation. S. 13-22)
- DODD, K.C. (2010): Amphibian Ecology and Conservation. Handbook of Techniques. - Oxford (Oxford University Press)
- DUELLMANN, W.E. & TRUEB, L. (1986): Biology of Amphibians. - Baltimore (McGraw-Hill Publishing Company)
- FOG, K. (1997): Verbreitung des Springfrosches in Dänemark. - Rangsdorf (RANA Sonderheft 2: Der Springfrosch (*Rana dalmatina*). Ökologie und Bestandssituation. S. 23-34)
- GROSSENBACHER, K. (1997): Zur Morphologie und Verbreitung von *Rana dalmatina* in Europa. - Rangsdorf (RANA Sonderheft 2: Der Springfrosch (*Rana dalmatina*). Ökologie und Bestandssituation. S. 5-12)
- GÜNTHER, R.; PODLOUCKY, J. & PODLOUCKY, R. (1996): Springfrosch – *Rana dalmatina*. - In: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Jena (Gustav Fischer Verlag)
- HACHTEL, M. & GROSSENBACHER, K. (2014): *Rana dalmatina* Bonaparte 1838 - Springfrosch. In: GROSSENBACHER, K. (Hrsg.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Europas. Band 5/III A. Froschlurche (Anura) III A. (Ranidae I): 115-186. - Wiebelsheim (AULA-Verlag)
- KÜRBIS, K. (2013): Der Springfrosch (*Rana dalmatina*) im Biosphärenreservat Karstlandschaft Südharz (Sachsen-Anhalt). - Zeitschrift für Feldherpetologie 20: 37-48
- LIPPUNER, M. (2011): Describing the ecological niche of *Rana dalmatina* considering metapopulation theory and source-sink model. Master-Thesis. - Universität Zürich
- MCDIARMID, R.W. & ALTIG, R. (1999): Tadpoles. The Biology of Anuran Larvae. - Chicago (The University of Chicago Press)
- ROHRBACH, T. & KUHN, J. (1997): Der Springfrosch (*Rana dalmatina*) im westlichen Bodenseeraum 1994-1996: Verbreitung - Bestände - Laichgewässer. - Rangsdorf (RANA Sonderheft 2: Der Springfrosch (*Rana dalmatina*). Ökologie und Bestandssituation. S. 251-261)

Konrad Kürbis  
Hüttenstr. 8  
06343 Mansfeld / OT Großörner  
✉ konrad.kuerbis@yahoo.de



# Nischencharakteristika von Pflanzen – Indikatoren für Seltenheit & mögliche Hilfe bei Wiedereinbürgerungen

ANGELA PANNEK

*Schlagwörter: Boden-pH, Limits, Norddeutschland, Nischen, Nischenbreite, Wälder*

## Einleitung

„Without plants, there is no life“ (BOTANIC GARDENS CONSERVATION INTERNATIONAL, 2012), lautet einer der Leitsätze der Global Strategy for Plant Conservation (<http://www.plants2020.net/>), einer internationalen Bewegung zum Erhalt der Pflanzenarten, die an das Programm der Convention on Biological Diversity (CBD; <https://www.cbd.int/>) angebunden ist. Hintergrund dieser Bewegung ist die Tatsache, dass unsere Ökosysteme derzeit einem nie da gewesenem Wandel unterliegen, allen voran bedingt durch Habitatzerstörung, Umweltverschmutzung und den Klimawandel (VITOUSEK, 1994; PIMM et al., 1995; SALA et al., 2000; LOREAU et al., 2001; BOTANIC GARDENS CONSERVATION INTERNATIONAL, 2012). Dies führt dazu, dass immer mehr (Pflanzen-)Arten zurückgedrängt werden und zunehmend als gefährdet gelten (BAILLIE et al., 2004; GARVE, 2004).

Allerdings sind nicht alle Arten gleichermaßen betroffen. Während manche starke Rückgänge in ihren Populationen verzeichnen, weisen andere Arten Populationswachstum auf (vgl. BETTINGER et al., 2013). Zudem gibt es Arten, die auf der ganzen Welt verbreitet sind, während andere nur in lokal begrenzten Bereichen auftreten (HULTÉN & FRIES, 1986). Eine mögliche Erklärung für diese Unterschiede zwischen Arten sind ihre Umweltansprüche, denn Arten benötigen Ressourcen, die in ihrer Umwelt in verschiedenem Ausmaß zur Verfügung stehen, zum Beispiel Bodennährstoffe oder Licht. Bisher ist es so, dass wenig über die konkreten Standortbedingungen einzelner Arten bekannt ist. Hierfür gibt es mehrere Gründe: Zum einen erfordert die Analyse von Nischencharakteristika das Vorhandensein umfangreicher Datensätze zu Vegetation und Umweltbedingungen (basierend auf Messungen), die nur in unzureichendem Maße zur Verfügung stehen. Zum anderen ist die statistische Analyse von Reaktionskurven und Nischenbreiten nicht unproblematisch (vgl. PANNEK et al., 2013; PANNEK, 2015). Schließlich ist die klassische Autökologie als Zweig der Ökologie in den letzten

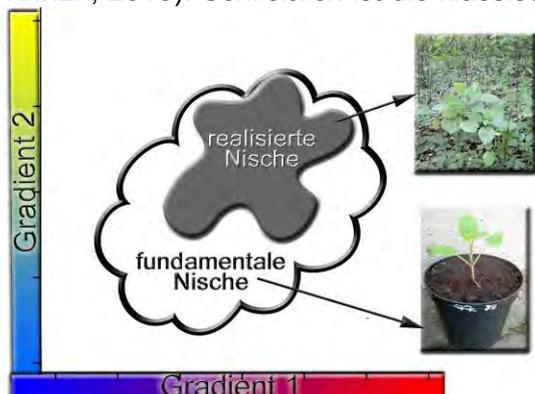


Abb. 1: Graphische Erklärung des fundamentalen und realisierten Parts der Nische sensu Hutchinson (1957). Bilder von A. Pannek.

Jahren zugunsten der Populationsökologie in den Hintergrund getreten. Nichtsdestotrotz ist es im Rahmen des Klimawandels unumgänglich, mehr über die Standortansprüche von Arten zu erfahren, denn nur dann können sie in ihrem Kampf ums Überleben effektiv unterstützt werden (BARRY & WELSH, 2002; GUIBAN et al., 2006; RICHARDSON & WHITTAKER, 2010).

Das Nischenkonzept, welches gerade in den letzten Dekaden wieder vermehrt in den Fokus der Wissenschaft gerückt ist (SAX et al., 2013), bietet eine elegante Möglichkeit, die Ansprüche von Arten zu quantifizieren (BROWN, 1995; BEAUGRAND & HELAOUET, 2008). Die bekannteste

Definition der ökologischen Nische stammt von Hutchinson (1957). Er beschreibt die Nische einer Art als einen n-dimensionalen Hyperraum von Umweltvariablen, die das Überleben einer Art beeinflussen. Zudem kann die Nische in einen fundamentalen und realisierten Part unterteilt werden. Während die Fundamentalnische die abiotischen Grundbedürfnisse einer Art beschreibt, ist die realisierte Nische einer Art zudem bedingt durch die biotischen Wechselwirkungen mit anderen Arten (Abb. 1).

Zu den bekanntesten Nischencharakteristika gehören die Nischenposition (oder Optimum) und die Nischenbreite von Arten (Abb. 2). Ein weiteres, oft übersehenes Charakteristika, ist das Limit einer Art. Dieses beschreibt den äußersten Level eines Umweltparameters, bei dem eine Art noch vorkommen kann. Somit beschreibt das Limit die Grenze zwischen Vorkommen und Nichtvorkommen von Arten.

Hier gehe ich nun folgenden Fragen nach: Wie gut können Nischencharakteristika, und vor allem die Limits von Arten, ihre Seltenheit auf verschiedenen geographischen Ebenen vorhersagen?

Warum es wichtig ist, mehr über die Bodennische von Arten zu erfahren?

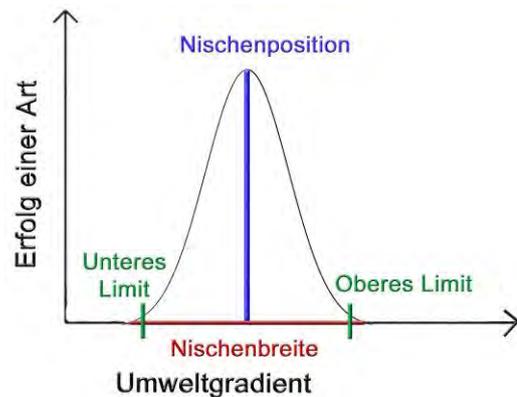


Abb. 2: Wichtige Nischencharakteristika: Nischenposition (blau), Nischenbreite (rot) und Limits (grün)

## Material und Methoden

Um die Frage zu beantworten, ob die Seltenheit von Arten von ihren Nischencharakteristika abhängt, wurden in den Wäldern des norddeutschen Tieflandes Daten bezüglich des Vorkommens und Nichtvorkommens von Arten erhoben. Zusätzlich zu den Artenaufnahmen wurden Bodenproben genommen und hinsichtlich ihres pH-Wertes analysiert. Zudem wurden Literaturdaten gesammelt (WULF, 1992; HEINKEN, 1995; HUNTKE, 2002), so dass das Datenmaterial am Ende aus 1.460 Aufnahmen bestand. Aus diesen Daten wurde dann errechnet, wo die pH-Bedingungen für eine Art im Optimalbereich lagen und wie breit das Spektrum dieser Ressource ist, die eine Art nutzen kann. Diese Berechnungen wurden mit einer Gleichung von Økland (1986), Regressionen, sowie dem Paket eHOF (JANSEN & OKSANEN, 2013) durchgeführt (PANNEK, 2015). Die Gefährdung einer Art wurde zum einen durch die Rote Liste ermittelt (GARVE, 2004) als auch durch die Zählung der Vorkommenshäufigkeit (range size) auf Basis von Verbreitungskarten verschiedener geographischen Ebenen (Weser-Elbe Region (CORDES et al., 2006), Niedersächsisches Tiefland (GARVE, 2007) und Deutschland (FloraMap Datenbank, [www.floraweb.de](http://www.floraweb.de))). Die berechneten Nischencharakteristika wurden dann mit der Vorkommenshäufigkeit bzw. Seltenheit der Arten mit Hilfe von Spearman Rang Tests oder Chi-Quadrat Tests untersucht. Alle statistischen Analysen wurden mit dem Programm R durchgeführt (R DEVELOPMENTAL CORE TEAM, 2013). Für mehr Informationen, siehe Pannek (2015).

## Ergebnisse

Für alle Arten wurden spezifische Reaktionskurven errechnet. Um die Individualität zu verdeutlichen, sind fünf dieser Kurven beispielhaft in Abb. 3 dargestellt.

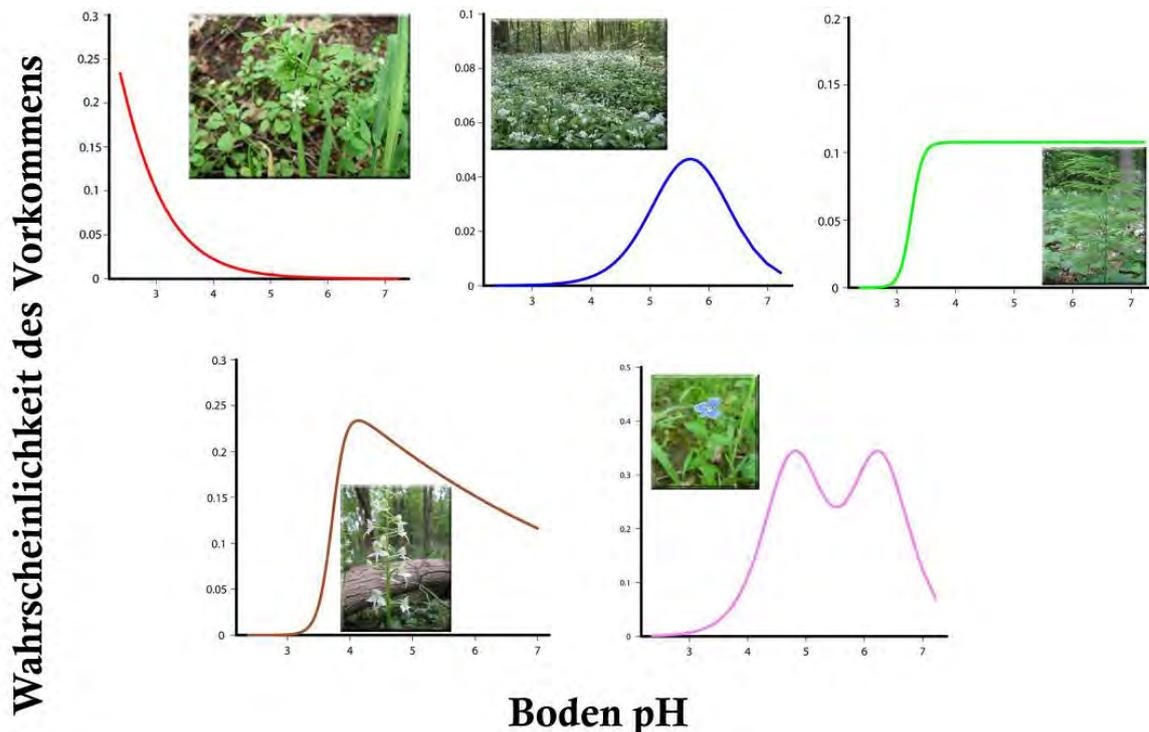


Abb. 3: Beispielhafte Reaktionskurven aus der eHOof Modellierung für (obere Spalte) *Ceratocarpus claviculata*, *Allium ursinum*, *Equisetum sylvaticum* (untere Spalte) *Platanthera chlorantha* und *Veronica montana* und deren Reaktion auf den Boden-pH. Bilder von A. Pannek.

Bei einem Vergleich der Vorhersagekraft für die Vorkommenshäufigkeit von Arten über die verschiedenen geographischen Gebiete zeigte sich, dass die Limits generell eine bessere Vorhersage zulassen als die Nischenbreite oder die Nischenposition einer Art (Tab. 1).

Tab. 2: Ergebnisse des Spearman Rang Tests der Nischencharakteristika Nischenbreite, Position und Limits des Boden pHs gegen die Vorkommenshäufigkeit (range size) auf drei unterschiedlichen geographischen Ebenen.

	Weser-Elbe Region			Niedersächsisches Tiefland			Deutschland		
	rs	P	N	rs	P	N	rs	P	N
Nischenbreite	0.39	0.031	30	0.56	0.005	23	0.68	<0.001	30
Nischenposition	-0.75	<0.001	31	-0.53	0.008	23	-0.29	0.120	30
Limits	-0.33	0.066	30	-0.55	<0.001	30	-0.57	0.001	30

Beim Vergleich vom Roten Liste Status der Arten mit den Nischencharakteristika zeigte sich eindeutig, dass Arten, die eher auf saureren Böden vorkommen, weniger selten sind als Arten, die basische Böden zum Überleben benötigen. Außerdem wird auch hier deutlich, dass die Limits bessere Vorhersagen über die Gefährdung von Arten liefern als die Nischenposition (Abb. 4).

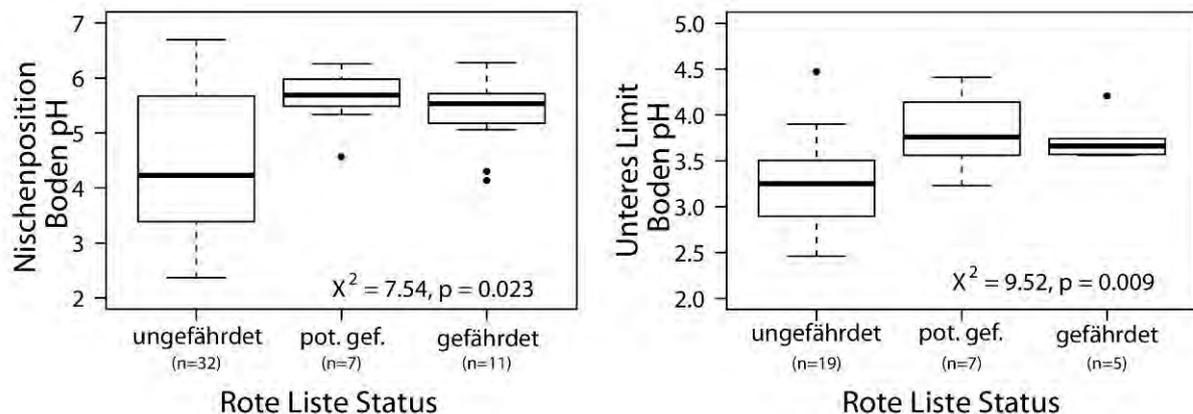


Abb. 4: Rote Liste Status der untersuchten Arten, gruppiert in ungefährdet, potentiell gefährdet (pot. gef.) und gefährdet, aufgetragen gegen ihre Nischenposition (links) und unteres Limits (rechts) des Boden-pHs; vgl. DIEKMANN et al. (2015). n = Anzahl der untersuchten Arten pro Klasse.

Allgemein zeigte sich, dass Arten mit einem höheren Boden-pH Limit nicht nur in verschiedenen geographischen Gebieten seltener sind als Arten, die auch auf sauren Böden überleben können, sondern sie werden auch höheren Rote-Liste Gefährdungsstufen zugeordnet.

## Diskussion und praktische Anwendbarkeit

Das Wissen um die Nischen von Arten ist von großer Bedeutung, denn wie die Ergebnisse verdeutlichen, sind vor allem die Arten selten, die kleine Nischen haben und auf Lebensräume angewiesen sind, die ebenfalls selten sind. In den Wäldern von Norddeutschland sind dies z. B. solche Arten, die basische Böden bevorzugen. Auch zeigt sich allgemein, dass Limits bessere Vorhersagekraft haben als z. B. Nischenbreite oder -position. Dies wiederum lässt darauf schließen, dass viele Arten heutzutage (und vermehrt in Zukunft!) nicht mehr an ihren Optimal- sondern Marginalstandorten anzutreffen sind (s. a. DIEKMANN et al., 2015).

Auf Grund dieser Ergebnisse bin ich der Überzeugung, dass das Wissen über die Standortfaktoren von Arten essentiell ist. Gerade bei Überlegungen zur Erhaltung der biologischen Vielfalt im Rahmen der CBD ist das Verständnis der Ursachen für das Vorkommen bzw. Fehlen von Arten von zentraler Bedeutung. Trotzdem fehlen eine Menge von Informationen, vor allem die edaphische Nische von Pflanzen betreffend. Dies ist alarmierend, denn nur mit der Information, wo Arten jetzt und in Zukunft überleben können, ist ein Schutz dieser möglich.

Die Kenntnis um die Nischen von Arten kann zudem direkt für ihr Erhalten genutzt werden, zum Beispiel bei Wiedereinbürgerungsmaßnahmen, welche vor allem in fragmentierten Landschaften inzwischen zur Standardmaßnahme des Naturschutzes gehören (GODEFROID et al., 2011). Diese Wiedereinbürgerungen dienen direkt zum Erreichen des Zieles 12 der CBD, welches sich damit befasst, gefährdeten Arten zu helfen. Das die Unterstützung dieses Zieles von enormer Wichtigkeit ist zeigt auch die Tatsache, dass das Erreichen der Ziele 12 mit den bisherigen Anstrengungen nicht gewährleistet ist (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 2014).

Ein Problem der bisherigen Wiedereinbürgerungsmaßnahmen ist, dass ihre Erfolgsquoten meist gering sind. Um dies zu ändern, kann das in dieser Arbeit vorgestellte Wissen um die Nischen von Arten angewandt werden, und somit direkt zum Schutz gefährdeter Arten beitragen (Abb. 5).

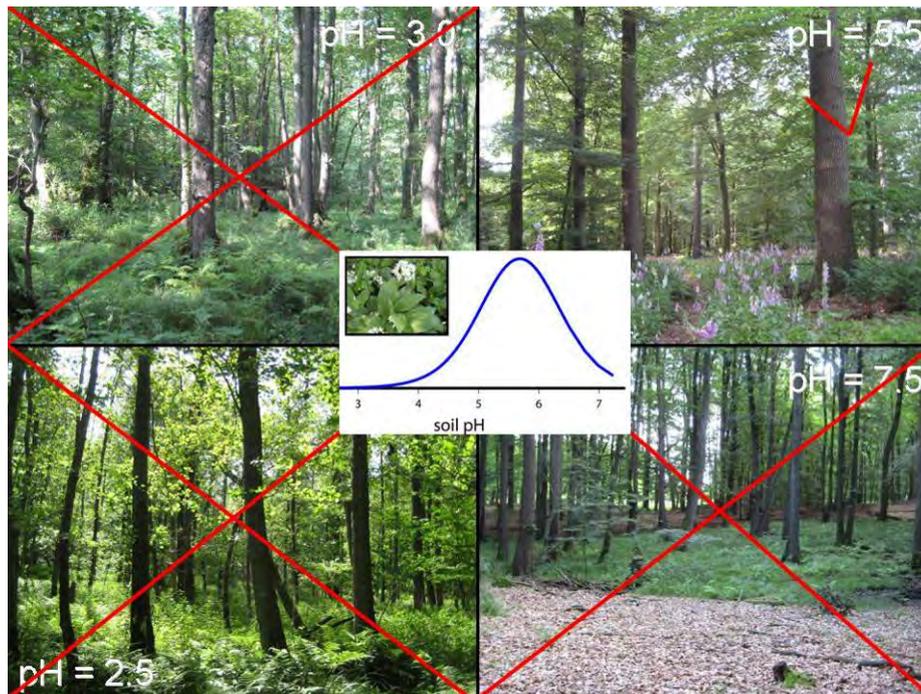


Abb. 5: Mögliche Wälder, die für die Wiederansiedlung einer Art benutzt werden könnten und ein Ausschluss von nicht-geeigneten Standorten auf Grund eines Abgleichs zwischen Boden-pH der möglichen Standorte und der Reaktionskurve der betreffenden Art. Bilder von A. Pannek.

Durch den Vergleich von pH-Werten an Standorten, die für eine Wiedereinbürgerung in Frage kommen, mit der Reaktionskurve einer Art ist es möglich, geeignete Gebiete sicher auszuwählen. Praktische Tests dieser Methode fehlen allerdings noch, auch wenn es Hinweise darauf gibt, dass das Scheitern von Wiedereinbürgerungen oft damit zu tun hat, dass Standorte nach Expertenwissen ausgewählt werden aber nicht getestet wird, ob die ausgesuchten Orte wirklich den Ansprüchen der Art genügen (MASCHINSKI & HASKINS, 2012). Auch ist ein momentanes Hindernis, das nur wenige Umweltdaten von Arten vorhanden sind. Obwohl Boden-pH zu einem der meist gemessenen Bodenfaktoren gehört, ist auch hier kaum Datenmaterial vorhanden. Noch schlechter sieht die Lage aus, wenn Stickstoff oder Phosphat von Interesse sind. Das Wissen um diese Faktoren ist aber z. B. im Grünland durch die hohen Depositionen (PANNEK et al., 2014) unabdingbar, um Einbürgerungen zu unterstützen (siehe auch DIEKMANN et al., 2015).

Deswegen plädiere ich dafür, dass mehr Umweltdaten spezifisch für Arten erhoben und ausgewertet werden müssen, denn nur dann ist es möglich, erfolgreich gegen das Verschwinden von Arten auf unserem Planeten zu kämpfen.

## Literatur

- BAILLIE, J., HILTON-TAYLOR, C. & STUART, S.N. (2004): 2004 IUCN Red List of threatened species: a global species assessment. - Gland (IUCN)
- BARRY, S.C. & WELSH, A.H. (2002): Generalized additive modelling and zero inflated count data. - *Ecological Modelling*, 157: 179-188.
- BEAUGRAND, G. & HELAOUET, P. (2008): Simple procedures to assess and compare the ecological niche of species. - *Marine Ecology Progress Series* 363: 29-37.

- BETTINGER, A., BUTTLER, K.P., CASPARI, S., KLOTZ, J., MAY, R. & METZING, D. (2013): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. - Netzwerk Phytodiversität Deutschlands e.V. und Bundesamt für Naturschutz, Münster, Germany.
- BOTANIC GARDENS CONSERVATION INTERNATIONAL (2012) Global Strategy for Plant Conservation - a Guide to the GSPC. All the Targets, objectives and facts, United Kingdom.
- BROWN, J.H. (1995) Macroecology.- Chicago (University of Chicago Press)
- CORDES, H., FEDER, J., HELLBERG, F., METZINGER, D. & WITTIG, B. (2006): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen des Weser-Elbe-Gebietes. - Bremen (Hauschild)
- DIEKMANN, M., MICHAELIS, J. & PANNEK, A. (2015): Know your limits - the need for better data on species responses to soil variables. - Basic and Applied Ecology,
- GARVE, E. (2004): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. - Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen: 1-76.
- GARVE, E. (2007): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. - Hannover (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz)
- GODEFROID, S., PIAZZA, C., ROSSI, G., BUORD, S., STEVENS, A.-D., AGURAIUJA, R., COWELL, C., WEEKLEY, C.W., VOGG, G., IRIONDO, J.M., JOHNSON, I., DIXON, B., GORDON, D., MANNANON, S., VALENTIN, B., BJUREKE, K., KOOPMAN, R., VICENS, M., VIREVAIRE, M. & VANDERBORGHT, T. (2011): How successful are plant species reintroductions? - Biological Conservation, 144: 672-682.
- GUISAN, A., LEHMANN, A., FERRIER, S., AUSTIN, M., OVERTON, J.M.C., ASPINALL, R. & HASTIE, T. (2006) Making better biogeographical predictions of species' distributions. Journal of Applied Ecology, 43, 386-392.
- HEINKEN, T. (1995): Naturnahe Laub- und Nadelwälder grundwasserferner Standorte im niedersächsischen Tiefland: Gliederung, Standortsbedingungen, Dynamik. - Dissertationes botanicae 239
- HULTÉN, E. & FRIES, M. (1986): Atlas of North European vascular plants: north of the tropic of cancer. - Königstein (Koeltz Scientific Books)
- HUNTKE, T. (2002): Rezente Laubwaldgesellschaften und potentiell natürliche Vegetation des Mansholter Holzes, Landkreis Ammerland. - Drosera, 1/2: 1-31.
- HUTCHINSON, G.E. (1957) Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology, 22, 415-427.
- JANSEN, F. & OKSANEN, J. (2013): How to model species responses along ecological gradients – Huisman–Olf–Fresco models revisited. - Journal of Vegetation Science, 24: 1108-1117.
- LOREAU, M., NAEEM, S., INCHAUSTI, P., BENGTSSON, J., GRIME, J.P., HECTOR, A., HOOPER, D.U., HUSTON, M.A., RAFFAELLI, D., SCHMID, B., TILMAN, D. & WARDLE, D.A. (2001): Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. - Science, 294: 804-808.
- MASCHINSKI, J. & HASKINS, K.E. (2012): Plant reintroduction in a changing climate - Promises and perils. - Washington (Island Press)
- ØKLAND, R.H. (1986): Reseating of ecological gradients. III. The effect of scale and niche breadth measurements. - Nordic Journal of Botany, 6: 671-677.
- PANNEK, A. (2015): Species' responses along environmental gradients on different spatial scales: PhD Thesis. - Bremen (University of Bremen)

- PANNEK, A., EWALD, J. & DIEKMANN, M. (2013): Resource-based determinants of range sizes of forest vascular plants in Germany. - *Global Ecology and Biogeography*, 22: 1019-1028.
- PANNEK, A., DUPRÈ, C., GOWING, D.J.G., STEVENS, C.J. & DIEKMANN, M. (2014): Spatial gradient in nitrogen deposition affects plant species frequency in acidic grasslands. - *Oecologia*, 177: 39-51.
- PIMM, S.L., RUSSELL, G.J., GITTLEMAN, J.L. & BROOKS, T.M. (1995) The future of biodiversity. *Science*, 269, 347-350.
- R DEVELOPMENTAL CORE TEAM (2013): R: A language and environment for statistical computing. - R Foundation for Statistical Computing.
- RICHARDSON, D.M. & WHITTAKER, R.J. (2010): Conservation biogeography - foundations, concepts and challenges. - *Diversity and Distributions*, 16: 313-320.
- SALA, O.E., CHAPIN, F.S., 3RD, ARMESTO, J.J., BERLOW, E., BLOOMFIELD, J., DIRZO, R., HUBER-SANWALD, E., HUENNEKE, L.F., JACKSON, R.B., KINZIG, A., LEEMANS, R., LODGE, D.M., MOONEY, H.A., OESTERHELD, M., POFF, N.L., SYKES, M.T., WALKER, B.H., WALKER, M. & WALL, D.H. (2000): Global biodiversity scenarios for the year 2100. - *Science*, 287: 1770-4.
- SAX, D.F., EARLY, R. & BELLEMARE, J. (2013): Niche syndromes, species extinction risks, and management under climate change. - *Trends in Ecology & Evolution*, 28: 517-523.
- SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2014): Global Biodiversity Outlook 4 - Summary and Conclusions. - Montreal.
- VITOUSEK, P.M. (1994): Beyond global warming: ecology and global change. - *Ecology*, 75: 1862-1876.
- WULF, M. (1992): Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen zum Vorkommen gefährdeter Pflanzenarten in Feuchtwäldern Nordwestdeutschlands. - *Dissertationes botanicae*, 185

*Angela Pannek*  
*Vegetationsökologie und Naturschutzbiologie*  
*Institute of Ecology, FB 0 2*  
*Universität Bremen*  
*Leobener Str.*  
*28359 Bremen*  
 ✉ [APannek@uni-bremen.de](mailto:APannek@uni-bremen.de)



# Community-based Monitoring (CBM) in Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (CBD): Das Leistenkrokodil (*Crocodylus porosus*) in Timor – Leste als Fallbeispiel

SEBASTIAN BRACKHANE & PETER PECHACEK

*Schlagwörter: Community-based Monitoring (CBM), Timor-Leste, Crocodylus porosus, National Biodiversity Strategy and Action Plan (NBSAP), Timor – Leste´s 5th National Report to UN CBD*

## Einleitung

Der nachhaltige Schutz der Artenvielfalt ist vielerorts ohne die Integration der lokalen (indigenen) Bevölkerung nicht zu gewährleisten. Lokale Partizipation beugt dabei nicht nur potentiellen Konflikten vor, sondern kann auch einen wertvollen Beitrag zu Artenschutzmaßnahmen leisten. Gleichmaßen können die Interessen lokaler Gruppen in ihrer Umgebung besser wahrgenommen werden.

In der Konvention über die biologische Artenvielfalt (CBD) werden lokale Interessen in Artikel 8 j) und 10 c) berücksichtigt (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2005). Insbesondere im Nagoya Protokoll wird die „...Beteiligung der indigenen und ortsansässigen Gemeinschaften...“ (Artikel 21 h)) und die „...Bedeutung des traditionellen Wissens für die Erhaltung der biologischen Vielfalt...“ unterstrichen (Aichi target 18, SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2014). Community-based Monitoring (CBM) ist dabei ein Ansatz, der die Partizipation lokaler Gruppen ermöglicht.

CBM ist ein Prozess indem,

- Bürger und Stakeholder in das Management von natürlichen Ressourcen integriert werden (Nach KEOUGH AND BLAHNA 2006)
- Betroffene Bürger, politische Institutionen, die Industrie, Forschungseinrichtungen, sowie lokale Gemeinschaften und Institutionen zusammenarbeiten um lokale (umweltrelevante) Belange zu erfassen, nachzuvollziehen und auf diese reagieren zu können (NACH WHITELAW et al. 2003)

Es bietet außerdem die Möglichkeit traditionelles ökologisches Wissen (TEK) in Artenschutzprojekte zu integrieren. TEK ist das durch Erfahrung und Traditionen einer Gruppe von Personen angehäufte Wissen über die Umwelt (nach USHER 2000). CBM hat dabei das Potential durch ein standardisiertes Verfahren die Lücke zwischen TEK und den Naturwissenschaften zu schließen und Synergien zu beiderseitigem Nutzen zu erschließen (RIEDLINGER & BERKES 2001). Vor allem in abgelegenen und wenig entwickelten Regionen ist traditionelles ökologisches Wissen eine wertvolle zusätzliche und oft sogar die einzige Informationsquelle. CBM lässt sich sowohl in Europa, Nordamerika, sowie in den Tropen finden (CONRAD & HILCHEY 2011). Obwohl CBM auf den ersten Blick einige Vorteile bietet und die Umsetzung vergleichsweise kostengünstig ist, stehen Anwender häufig vor Herausforderungen bei der Umsetzung. Zunächst einmal müssen Anreize für lokale Gruppen geschaffen werden, die zur Durchführung eines solches Monitoringverfahren über einen längeren Zeitraum motivieren. Finanzielle Anreize sind hierbei naheliegend, sollten aber sorgfältig vor dem Hintergrund der jeweiligen lokalen kulturellen Rahmenbedingungen geprüft werden. Während finanzielle An-

reize eher vom Regierungs- oder Projektlevel ausgehen, können lokale Gruppen aber auch eigene Interessen am Monitoring ihrer Umwelt haben. Hierzu zählen u. a. die Gefahr von Raubtieren (DUNHAM et al. 2010), Ernährungssicherheit (DRESCHER et al. 2003), invasive Arten, Folgen des Klimawandels (NICHOLS et al. 2004), Tiere und Pflanzen von kultureller Signifikanz, oder aber der Freizeitwert (McCaffrey 2005). Sind die Rahmenbedingungen für ein CBM gegeben, muss festgestellt, welche Parameter dieses umschließen kann, mit welchem Verfahren diese aufgenommen werden können und welche Relevanz sie als Indikatoren für die Biodiversität haben. Sollen Daten aus verschiedenen Regionen in nationale oder internationale Datenbanken fließen, sollte eine genormte Datenaufnahme und der Datentransfer sichergestellt sein. Hier ist der Einsatz eines Focal Points sowohl auf lokalem, als auch nationalem (z. B. BfN) und internationalem Level (z. B. CBD) zu empfehlen.

In unserem Fallbeispiel haben wir Attacken von Leistenkrokodilen (*Crocodylus porosus*) in vier osttimoresischen Sucos (Dörfern) mit einem auf Karten basierenden CBM lokalisiert. Die aufgenommenen Daten sind in die erste nationale Krokodilrisikokarte geflossen, die in Timor – Leste's 5. Nationalen Bericht über die biologische Vielfalt veröffentlicht wurde.

## Untersuchungsgebiet und Methode

Timor – Leste gehört zu den jüngsten Staaten der Erde. Nach fast 400 jähriger portugiesischer Kolonialisierung und 24 jähriger indonesischer Okkupation wurde 2002 die Unabhängigkeit erlangt. Dem vorausgegangen war ein Jahrzehnt andauernder Kampf zwischen der timoresischen Guerilla und den Kräften der indonesischen Besatzungsmacht. Die Kämpfe forderten weit über 100.000 Todesopfer. Während des Abzugs der Besatzungstruppen wurden weite Teile der Infrastruktur des Landes zerstört. Im Jahr 2006 flammten ethnische Konflikte auf die weitere Todesopfer forderten. In den letzten Jahren hat sich die Lage in Timor – Leste durch internationale Hilfe und Einnahmen aus dem Ölvorkommen des Landes aber weitgehend stabilisiert. Dennoch ist Timor- Leste nach wie vor ein Entwicklungsland mit einer sich vielerorts noch im Aufbau befindlichen Infrastruktur.



Abb. 1: Timor – Leste erstreckt sich über eine Fläche von 14.954,44 km<sup>2</sup> und liegt, eingeschlossen von der Bandasee im Norden und der Timorsee im Süden, zwischen dem australischen Northern Territory und der indonesischen Provinz Ost-Nusa Tenggara (Karte von Sebastian Brackhane).

Timor – Leste liegt in der Übergangsregion zwischen australischer und asiatischer Ökozone (Abb. 1). Diese von der Wallace-Linie und der Weber/Lydekker-Linie begrenzte Region gilt als „Hotspot“ der Artenvielfalt (MYERS et al. 2000). In Timor – Leste ist die Anzahl der Arten zwar vergleichsweise gering, allerdings weist der Inselstaat eine Vielzahl an endemischen Tierarten auf. Die wohl wichtigste Tierart aus kultureller Sicht ist das Leistenkrokodil (*Crocodylus porosus*). Dies geht v. a. auf den Gründungsmythos des Eilandes zurück, demzufolge die Insel aus einem Krokodilrücken entstanden ist. Obwohl sich eine Mehrzahl der Osttimoresen zum katholischen Glauben bekennt, wird das Leistenkrokodil v. a. in ländlichen Regionen noch immer als „Großvater“ verehrt. In den letzten Jahren ist allerdings auch die Anzahl von oft tödlichen Krokodilattacken stark angestiegen (CROCBITE, 2015). Da lokale traditionelle Entscheidungsprozesse bei der Nutzung von natürlichen Ressourcen in Timor-Leste nach wie vor eine fundamentale Rolle spielen, wie z. B. die sogenannte Tara Bandu, sollten diese auch beim Management von Krokodilen berücksichtigt werden.

Das Land hat wegen begrenzten finanziellen Kapazitäten und fehlender Expertise bisher noch kein umfassendes Monitoring von Krokodilen durchführen können. Da ländliche Kommunen und lokales traditionelles Wissen in die Biodiversitätsstrategie einbezogen werden sollen (Timor-Leste's NBSAP 2011-2020, Strategic Action 1, 9, 20, u. a.), bietet sich CBM als eine mögliche Option zur Umsetzung an. Wir haben das Potential von CBM in vier Sucos (timoresische Verwaltungseinheit, vergleichbar mit Kommune) getestet (Abb. 2). Dabei wurden vier Karten der Sucos im Format A0 mit ArcGIS 10.2 und QuantumGIS 2.8 erstellt, basierend auf Google Satellitenbildern von 2013. Die vier Sucos wurden vom Leiter der seit 2009 tätigen nationalen Crocodile Task Force ausgewählt. Sie liegen an zwei als bevorzugtes Krokodilhabitat bekannten Gebieten um den See Iralalero (Muapitine (Malahara) und Mehara) und den Fluss Irabere (Irabin de Baixo & Vessuro). Kontrollpunkte wie z. B. Brücken wurden als Orientierungshilfe hervorgehoben. Die Karten haben wir dann an Autoritäten des Dorfes ausgeteilt, um Krokodil-Attacken zu lokalisieren. Lokale Autoritäten in Timor-Leste sind zum einem der Chefe Suco (Dorfvorsteher) und der Lia Nain (Traditionelles spirituelles Oberhaupt). Während der Dorfvorsteher für die Funktion eines lokalen Focal Points prädestiniert ist, ist der Lia Nain Träger des traditionellen ökologischen Wissens (TEK).

## **Ergebnisse und Diskussion**

Insgesamt konnten durch das CBM 20 Krokodilattacken auf Menschen im Detail lokalisiert werden. Die älteste erfasste Attacke erfolgte dabei im Jahr 2004. Des Weiteren wurde ein Spot lokalisiert an dem v. a. Nutztiere gerissen wurden. Die lokalen Autoritäten zeigten nicht nur die Fähigkeit Punkte auf der Karte begründet zu lokalisieren, sondern identifizierten auch Schwachpunkte der Karten. So war auf der Karte von Irabin de Baixo eine sich noch im Bau befindliche Brücke nicht eingezeichnet und wurde nachträglich vom Chefe Suco lokalisiert. Der Chefe Suco von Malahara wies uns auf signifikante Unterschiede bezüglich des Wasserstandes im See Iralalero während der Regen- und Trockenzeit hin und zeichnete die unterschiedlichen Ausmaße des Sees in die Karte ein. Bei Benutzung von kartenbasierten CBMs sollten saisonale Unterschiede in der Umwelt also immer berücksichtigt werden. Im gleichen Suco wurde die Karte aber auch benutzt, um geplante oder gewünschte Maßnahmen für das Krokodil-Management zu visualisieren. Der Chefe Suco skizzierte ein von ihm favorisiertes Krokodilgehege im See Iralalero, das zum einem die lokale Bevölkerung schützen und zum anderen als mögliche Touristenattraktion Geld in die strukturschwache Region bringen soll.

Die Ergebnisse zeigen, dass für das CBM von Leistenkrokodilen in Timor-Leste sowohl spirituelle als auch finanzielle Anreize (Tourismus) bestehen. Insgesamt ist der lokalen Bevölkerung aber wohl vor allem an einem konfliktarmen Zusammenleben mit dem spirituell verehrten Leistenkrokodil gelegen. Ein auf kartenbasiertes CBM kann hier als lokal verfügbare Informationsquelle Anwohner und Touristen über zu meidendes Krokodilhabitat aufklären. Dabei ist der Ansatz nicht nur im Vergleich zu professionellen Monitoringsystemen kostengünstig und schnell umsetzbar. Es hat auch den Vorteil, dass aktuelle Sichtungen sofort in ein öffentlich zugängliches Informationssystem eingetragen werden können. Da genügend Anreize für das CBM von Leistenkrokodilen gegeben sind, ist nun ihre Relevanz als Indikator für die biologische Artenvielfalt festzustellen.

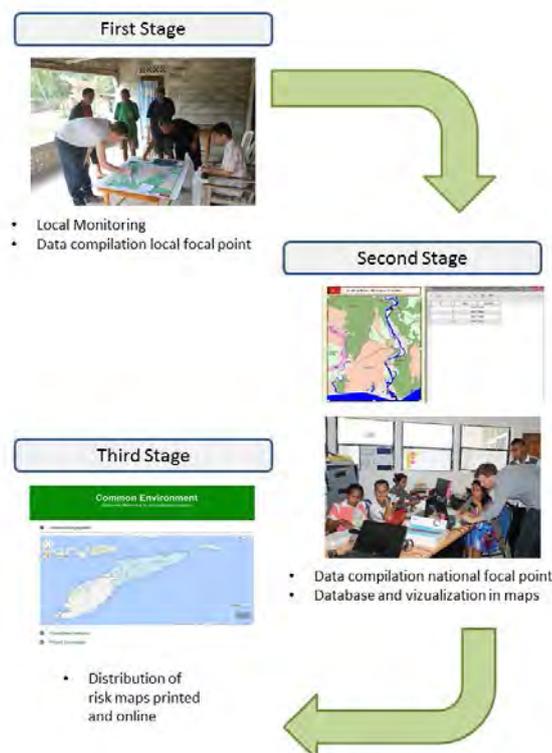


Abb. 2: Die Abbildung skizziert den Ablauf eines CBM (Fotos: Sebastian Brackhane).

Waren die Bestände des Leistenkrokodils in den 1940er und 1950er Jahren durch Bejagung noch stark dezimiert, haben sie sich seit ihrer Unterschutzstellung in den 1970er Jahren wieder erholt. Heute wird das Leistenkrokodil insgesamt als nicht gefährdet eingestuft. Obwohl keine absoluten Zahlen über den Bestand in Timor-Leste existieren, ist auch hier von gesunden bzw. steigenden Bestandszahlen auszugehen (FLAMIÑIO, pers. comm.). Die Erhaltung der in großen Teilen Südostasiens vorkommenden Art scheint mittelfristig gesichert, sodass dem Schutz anderer (endemischer) Arten zum Erhalt der biologischen Vielfalt Timor-Leste's größere Prioritäten eingeräumt werden sollten. Allerdings eignet sich das Leistenkrokodil als Flaggschiffart besonders gut für ein CBM. Da Arten der Gattung Crocodyliae potentielle Schirm- und Schlüsselarten in ihrem Habitat sind (MAZZOTTI 2009, ASHTON 2010), kann das Monitoring von Leistenkrokodilen in Timor – Leste auch aus der Sicht des Artenschutzes Sinn machen (SERGIO et al., 2008). Als Topprädator hat das Leistenkrokodil dabei das Potential als ein Indikator für intaktes Habitat zu dienen, indem auch andere, seltene Arten wie

McCords Schlangenhalschildkröte (*Chelodina mccordi timorensis*) vorkommen (KAISER et al., 2011). Diese Schildkrötenart wird vom IUCN als vom Aussterben bedroht geführt (IUCN, 2015). Neben der nach wie vor stattfindenden Bejagung wird dies allerdings auch auf einen starken Zuwachs von Leistenkrokodilen in den beiden Hauptverbreitungsgebieten, See Iralalero und Fluss Irabere, zurückgeführt (EISEMBERG et al. 2014). Das Monitoring beider Arten und die Verwaltung der gewonnenen Daten in einer nationalen Datenbank sind daher für die Entwicklung weiterer Maßnahmen zur Arterhaltung sinnvoll.

Für die lokale Datenaufnahme empfiehlt sich ein genormtes Aufnahmeblatt, welches im Falle von McCords Schlangenhalschildkröte bereits existiert (EISEMBERG et al. 2014). Im Falle des Leistenkrokodils ist das v. a. für die Aufnahme von Metadaten wie Tageszeit, Monat, etc. notwendig. Geografische Positionen sind direkt von der Karte zu entnehmen (z.B. durch abfotografieren) und können dann auf regionaler und nationaler Ebene in ein GIS integriert werden. Auf nationaler Ebene empfiehlt sich zusätzlich die Verwendung einer relationalen Datenbank, die den Datenabgleich von bestimmten Parametern bei zwei oder mehr Arten ermöglicht.

### **Schlussfolgerung und Ausblick**

Im Fallbeispiel konnten wir zeigen, dass durch CBM gewonnene Daten potentiell einen Beitrag zum Arterhalt liefern können. Vor der Durchführung eines CBM sollten dessen Ziele allerdings klar definiert werden. Potentielle Anreize eines CBM für Kommunen sollten im Vorfeld identifiziert werden, insbesondere wenn das CBM langfristig implementiert werden soll. Mögliche Indikatoren sollten sich nach dem Wissen der lokalen Bevölkerung richten. Lokales Wissen reicht dabei von detailliertem Expertenwissen (z. B. europäische Ornithologen) bis zu traditionellem ökologischem Wissen (wie in unserem Fallbeispiel). Der Wissenschaft kommt in diesem Rahmen die Rolle zu, standardisierte Verfahren zu entwickeln und anzubieten, die Relevanz möglicher Indikatoren für die Artenvielfalt zu bewerten, die gewonnenen Daten in den regionalen, nationalen und internationalen Bezug zu setzen und zu veröffentlichen.

Das in unserem Fall verwendete CBM soll zunächst v. a. auf die für den Tourismus relevanten Sucos Com und Tutuala im Nina Konis Santana Nationalpark ausgeweitet werden. Des Weiteren sollen die bisher implementierten Systeme auf ihre Nachhaltigkeit hin überprüft werden. Eine frei verfügbare Software zur Aufnahme von Biodiversitätsindikatoren befindet sich in der Entwicklung. Die erste Version wird voraussichtlich bis Ende November 2015 fertiggestellt.

### **Dank**

Unser Dank gilt Sr. Flaminio M.E. Xavier (Crocodile Task Force, Ministry of Commerce, Industry and Environment (MCIE) Timor –Leste), Sr. Azevedo Marcal (UNEP), Sr. Francisco Neto (UNEP), und Sr. Mario da Silva (UNEP) für die freundliche Unterstützung in Dili und während der Feldstudien. Ohne Ihre Hilfe als Experten, Organisatoren, Gastgeber, und Übersetzer wäre diese Studie nie zustande gekommen. Vielen Dank auch an Dr. Edgar Käslin für den fachlichen Input als internationaler Experte in Dili und als Begleiter während der Feldstudien. Sebastian bedankt sich bei der Müller-Fahnenberg Stiftung und dem International Office Uni Freiburg /DAAD für die finanzielle Unterstützung.

## Literatur

- ASHTON, P.J. (2010): The demise of the Nile crocodile (*Crocodylus niloticus*) as a keystone species for aquatic ecosystem conservation in South Africa: The case of the Olifants River. – *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 20: 489-493.
- CONRAD, C.C. & HILCHEY K.G. (2011): A review of citizen science and community-based environmental monitoring: issues and opportunities. – *Environmental Monitoring and Assessment* 176: 273-291.
- CROCBITE (2015): Worldwide Crocodylian Attack Database. (Zuletzt abgerufen am 17.08.2015 unter <http://www.crocodile-attack.info/>).
- DRESCHER, A. W., HOSCHEK, M., GLASER R., HOLMER R. J. & PARIJANUY, C. (2003): VegGIS – A Web-Based Collaborative Research Environment – Pilot Application in Research on Vegetable Production in Greater Bangkok, Thailand. – *Tropentag 2013: Agricultural development within the rural-urban continuum*, Stuttgart-Hohenheim.
- DUNHAM, K.M., GHIURGI, A., CUMBI, R. & URBANO, F. (2010): Human –wildlife conflict in Mozambique: A national perspective, with emphasis on wildlife attacks on humans. – *Oryx* 44(2): 185-193.
- EISEMBERG, C.C. COSTA, B.G. GUTERRES, E.C. REYNOLDS, S.J. & CHRISTIAN, K. (2014): Assessment of *Chelodina mccordi* current status and community awareness along the Lake Iralalero, Timor-Leste. Report to the Mohamed bin Zayed Species Conservation Fund, Turtle Conservation Fund, and Andrew Sabin Family Foundation, by the Research Institute for the Environment and Livelihoods, Charles Darwin University.
- FLAMIÑIO, M.E.X. (2015): pers. comm.
- IUCN (2015): Red List of threatened species. (Zuletzt abgerufen am 17.08.2015 unter <http://www.iucnredlist.org/>).
- KAISER, H., CARVALHO, V.L., CEBALLOS, J., FREED, P., HEACOX, S., LESTER, B., RICHARDS, S.J., TRAINOR, C.R., SANCHEZ, C. & O'SHEA, M. (2011): The herpetofauna of Timor-Leste: A first report. – *ZooKeys* 109:19-86.
- KEOUGH, H. L. & BLAHNA, D. J. (2006): Achieving integrative, collaborative ecosystem management. – *Conservation Biology* 20: 1373–1382.
- MAZZOTTI, F.J., BEST, G.R., BRANDT, L.A., CHERKISS, M.S., JEFFERY, B.M. & RICE, K.G. (2009): Alligators and crocodiles as indicators for restoration of Everglade ecosystems. – *Ecological Indicators* 9S: 137-149.
- MCCAFFREY, R.E. (2005): Using Citizen Science in Urban Bird Studies. – *Urban Habitats* 3(1): 70-86.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., DA FONSECA, G.A.B. & KENT, J. (2000): Biodiversity hotspots for conservation priorities. – *Nature* 403: 853-858.
- NICHOLS, T., BERKES, F., JOLLY, D., SNOW, N.B. & THE COMMUNITY OF SACHS HARBOUR (2004): Climate Change and Sea Ice: Local Observations from the Canadian Western Arctic. – *Arctic* 57(1): 68-79.
- RIEDLINGER, D. & BERKES, F. (2001): Contributions of traditional knowledge to understanding climate change in the Canadian Arctic. – *Polar Record* 37 (203): 315-328.
- SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2005): Handbook of the Convention on Biological Diversity Including its Cartagena Protocol on Biosafety, 3rd edition, (Montreal, Canada).
- SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2014): Global Biodiversity Outlook 4. Montréal, 144 pages.

SERGIO, F., CARO, T., BROWN, D., CLUCAS, B., HUNTER, J., KETCHUM, J., MCHUGH, K. & HIRALDO, F. (2008): Top Predators as Conservation Tools: Ecological Rationale, Assumptions, and Efficacy. – *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39: 1-19.

USHER, P.J. (2000): Traditional Ecological Knowledge in Environmental Assessment and Management. – *Arctic* 53(2):183-193

WHITELAW, G., VAUGHAN, H., CRAIG, B., & ATKINSON, D. (2003): Establishing the Canadian Community Monitoring Network. – *Environmental Monitoring and Assessment* 88: 409–418.

*Sebastian Brackhane*  
*Professur Felis*  
*Uni Freiburg*  
*Tennenbacherstr. 4*  
*79014 Freiburg*  
✉ [sebba49@web.de](mailto:sebba49@web.de)

*PD Dr. Peter Pechacek*  
*CIM-Integrated Expert am Ministry of Commerce, Industry and Environment*  
*(MCIE) Timor-Leste und Associate*  
*Professor an der Uni Freiburg*  
✉ [peter.pechacek@cimonline.de](mailto:peter.pechacek@cimonline.de)



# Morphologische, zytologische und populationsgenetische Untersuchungen zu Vorkommen und Status von *Drosera*-Arten in Schleswig-Holstein

STEFANIE ESCHENBRENNER, BIRGIT GEMEINHOLZER, VOLKER WISSEMAN

*Schlagwörter: Genotypen, innerartliche genetische Diversität, Inter-Simple-Sequence-Repeat (ISSR), Drosera rotundifolia, Drosera intermedia, Droseraceae, Schleswig-Holstein*

## 1 Einleitung

Der Erhalt der biologischen Vielfalt, wozu sowohl die Artvielfalt als auch die genetische Vielfalt zählt, ist eines der wichtigsten Ziele des Naturschutzes. Eine hohe genetische Diversität innerhalb von Arten und Einzelpopulationen wird als potentiell gute Voraussetzung für die Anpassung an variable Umweltbedingungen, für die langfristige Evolutionsfähigkeit einer Art sowie für eine hohe Fitness von Individuen oder Populationen betrachtet. Aufgrund der Zerstörung, Veränderung sowie der Fragmentierung der Lebensräume „Moore“ sind viele Bestände hochspezialisierter Arten wie z. B. die Sonnentauarten *Drosera rotundifolia* L. und auch *Drosera intermedia* Hayne in den letzten Jahrzehnten stark zurückgegangen (ESCHENBRENNER & WISSEMAN 2015). Sie kommen heute vor allem in kleinen, isolierten Populationen vor. Die beiden in Schleswig-Holstein vorkommenden Sonnentauarten, gehören mittlerweile zu den besonders geschützten Arten nach der Bundesartenschutzverordnung. Daneben wird sowohl die dritte einheimische *Drosera*-Art, der Langblättrige Sonnentau (*Drosera anglica* Huds = *Drosera longifolia* L.) als auch der Hybrid *D. x obovata* Mert. et Koch der beiden Elternarten *Drosera anglica* Huds *D. rotundifolia* L. nach Erkenntnissen von Mierwald & Romahn (2006) sogar unter dem Gefährdungsgrad 0 als ausgestorben oder verschollen eingestuft (ROTE LISTE 2006). Zum Status und Gefährdungsgrad des Hybriden *D. x beleziana* Camus (*D. intermedia* Hayne *x D. rotundifolia* L.) in Schleswig-Holstein liegen bislang keine Informationen vor (MIERWALD & ROMAHN 2006).

Ziel dieses Projektes war es, Erkenntnisse zur Gattung *Drosera* in Schleswig-Holstein zu gewinnen. Dies sind besonders (1.), die Nachweise einheimischer *Drosera*-Arten in Schleswig-Holstein sowie (2.) deren Hybride, (3.) populationsgenetische Untersuchungen der lokal adaptierten Genotypen der verschiedenen Arten des Festlandes, und (4.) der Amrumer-Population. Hierbei sollten neben morphologischen Untersuchungen am Blatt die verschiedenen sessilen Drüsentypen verschiedener Populationen der Arten *Drosera rotundifolia* und *Drosera intermedia* charakterisiert werden. Kennzeichnend für alle Arten der Gattung *Drosera* sind die auf der Oberseite und am Rand ihrer Laubblätter sitzenden (sessilen) Drüsen sowie deren reizbare, krümmungsfähige, gestielte Drüsen (Tentakeln) (SCHÄFTLEIN 1961). Länger et al. (1995) nennen 14 verschiedenen Typen, welche in 7 Gruppen einzuteilen sind und zur Artdifferenzierung dienen können. Des Weiteren sollten die Populationen der Gattung *Drosera* hinsichtlich ihrer Genomgröße durchflusszytometrisch untersucht werden. Zwischen verschiedenen Arten bestehen teilweise erhebliche Genomgrößenunterschiede (BAROW 2003). Messungen der Genomgröße können zur Unterscheidung von Arten herangezogen werden, wie zytologische Untersuchungen von Rothfels und Heimbürger (1968) zeigen. Dabei beträgt die Genomgröße der Art *D. rotundifolia*  $1C = 0.88$  pg und der Art

*D. intermedia* 1C = 0.95 pg. Da *Drosera anglica* als ausgestorben oder verschollen in Schleswig-Holstein gilt, wurde diese Art in der Untersuchung vernachlässigt. Die genetische Vielfalt von Populationen und Arten kann mit molekularen Methoden, wie der hochauflösenden Fingerprint-Methode ISSR (Inter-Simple-Sequence-Repeat), die in dieser Studie angewandt wurde, nachgewiesen werden. Hierbei handelt es sich um eine PCR basierte Methode, welche amplifizierte DNA-Segmente zwischen zwei identischen SSR-Regionen (Simple Sequence Repeats) verschiedener Individuen miteinander vergleicht (REDDY et al. 2002). Es handelt sich hierbei um eine Fingerprint-Analyse, bei der, wie bei der AFLP- (Amplified Fragment Length Polymorphism) Analyse, Längenpolymorphismen detektiert und analysiert werden (MEIMBERG 2002). Dabei wird davon ausgegangen, dass Individuen, die ähnliche genetische Muster aufweisen, evolutiv ähnlicher, aufgrund von Verwandtschaft sind (ESCHENBRENNER & WISSEMANN 2015).

## 2 Material und Methoden

Im Rahmen dieser Arbeit wurden insgesamt sieben Standorte im Mai 2013 mit etablierten Populationen der Gattung *Drosera* aus Hoch- und Niedermooren in Schleswig-Holstein für die morphologische, durchflusszytometrische, sowie genetische Analyse besammelt. Dabei handelte es sich um drei Naturschutzgebiete (NSG) und drei Flora-Fauna-Habitate (FFH) des Schleswig-Holsteiner Festlandes, sowie einer etablierten Population im Naturschutzgebiet Amrumer Dünen (Tab. 1). Um die besammelten Individuen aufgrund morphologischer Merkmale einer Art zuordnen zu können, wurden die erfassten Parameter (Länge und Breite der Lamina, Länge Petiolus, sowie verschiedene Drüsentypen) mit Herbarbelegen und bereits beschriebener Unterschiede aus der Literatur (SCHÄFTLEIN 1961, WALLNÖFER & VITEK 1999, SEBALD et al. 1992) verglichen. Es erfolgten 3 Blattmessungen pro Individuum. Mit Hilfe der Lichtmikroskopie wurden am Digital-Mikroskop VHX-600 der Firma Keyence (Firmensitz, Deutschland) die verschiedenen Drüsentypen erfasst und mit den Literaturangabe von Länger et al. (1995) verglichen. Pro Individuum wurden drei Blätter, je Blatt zehn Drüsen eines Drüsentyps untersucht. In die durchflusszytometrische Analyse wurden insgesamt 96 Individuen die aus Schleswig-Holstein stammen eingeschlossen.

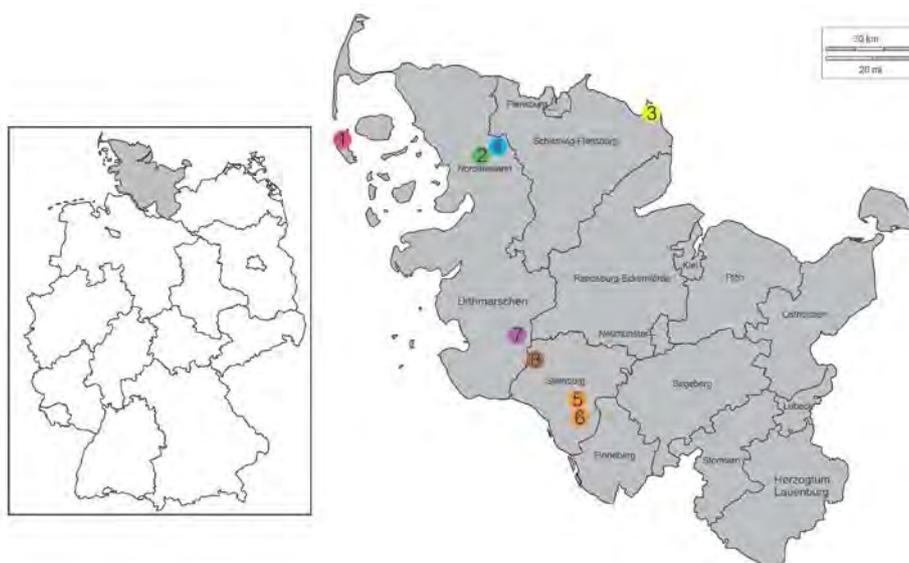


Abb. 1: Übersicht aller Standorte in Schleswig-Holstein (d-maps.com): 1. Amrum; 2. Eichkratt-Schirlbusch; 3. Geltinger Birk; 4. Löwenstedter Sandberge; 5. Nordoer Heide 1; 6. Nordoer Heide 2; 7. Tensbüttel-Röst; 8. Vaaler Moor.

Tab. 1: Übersicht aller Standorte und deren Gauß-Krüger-Koordinaten.

Standorte	Schutzkategorie	GK_R	GK_H	Kreis	Arten
Amrumer Dünen	NSG	3456410	6061782	Nordfriesland	<i>D. rotundifolia</i>
Eichkratt-Schirlbusch	NSG	3506069	6054769	Nordfriesland	<i>D. intermedia</i>
Geltinger Birk	NSG	3560803	6072954	Schleswig-Flensburg	<i>D. rotundifolia</i>
Löwenstedter Sandberge	NSG	3509317	6055237	Nordfriesland	<i>D. intermedia</i>
Nordoer Heide 1	FFH	3533659	5972781	Steinburg	<i>D. rotundifolia</i>
Nordoer Heide 2	FFH	3533222	5972717	Steinburg	<i>D. intermedia</i>
Tensbüttel-Röst	FFH	3513951	5996376	Dithmarschen	<i>D. rotundifolia</i>
Vaaler Moor	FFH	3520269	5985937	Steinburg	<i>D. rotundifolia</i>

Tab. 2: Übersicht aller Standorte und der durchgeführten Methoden.

Standorte	Arten	Morphologie	Drüsentypen	Genomgröße	ISSR-PCR
Amrumer Dünen	<i>D. rotundifolia</i>	15 Individuen	15 Individuen	15 Individuen	13 Individuen
Eichkratt-Schirlbusch	<i>D. intermedia</i>	15 Individuen	15 Individuen	15 Individuen	12 Individuen
Geltinger Birk	<i>D. rotundifolia</i>	5 Individuen	5 Individuen	5 Individuen	/
Löwenstedter Sandberge	<i>D. intermedia</i>	15 Individuen	15 Individuen	15 Individuen	5 Individuen
Nordoer Heide 1	<i>D. rotundifolia</i>	15 Individuen	15 Individuen	15 Individuen	15 Individuen
Nordoer Heide 2	<i>D. intermedia</i>	15 Individuen	15 Individuen	15 Individuen	15 Individuen
Tensbüttel-Röst	<i>D. rotundifolia</i>	8 Individuen	8 Individuen	8 Individuen	8 Individuen
Vaaler Moor	<i>D. rotundifolia</i>	15 Individuen	15 Individuen	8 Individuen	8 Individuen

Zur Bereitung der Zellkernsuspension mussten circa 0,5 cm<sup>2</sup> junges Blattmaterial der zu messenden Probe und des internen Standards (*Bellis perennis* 1C: 1.15 pg) in 0,5 ml PI/RNase-Puffer (Partec, Firmensitz, Deutschland) zerkleinert und nach kurzer Inkubation von 30 Sekunden durch ein Nylonnetz (Durchmesser 30 µm/ Partec) filtriert werden. Nun erfolgte die Zugabe von 2 ml des DNA-interkalierenden Farbstoffs (PI) Propidiumjodid. Nach 30 min. Inkubation wurde die Zellkernsuspension mit dem Durchflusszytometer Cy Flow® Ploidy Analyser (Partec) analysiert, das mit einer UV-LED und einem Nd-YAG green-Laser ausgerüstet ist. Die Propidiumjodidfluoreszenz wurde mit 30 mW und einer Wellenlänge von 532 nm angeregt. In einem Punktediagramm (Dot Plot) mit logarithmischer x-Achse, in dem die Fluoreszenzintensität (entspricht dem DNA-Gehalt) gegen die Seitwärtsstreuung (entspricht der Zellkerngröße) dargestellt ist, wurde durch das Setzen von Rahmen die Punktemenge bestimmt, die bei der Darstellung und Auswertung der Histogramme einbezogen wurde (BAROW 2003). Dies ermöglicht das Ausblenden unspezifischer, autofluoreszierender Zelltrümmer (BAROW 2003). Nach Anfärben der Kernsuspension mit PI lässt sich die Genomgröße 1C der zu messenden Art aus dem Verhältnis R der Peakposition von der zu untersuchenden Art und der Referenzart berechnen:  $1C_{\text{Probe}} = R_{\text{PI}} \times 1C_{\text{Referenz}}$ . Alle beprobten Standorte, sowie Anzahl der Individuen und die durchgeführten Methoden sind in Tab. 2 zusammengefügt. Die morphologischen und zytologischen Ergebnisse wurden mit Microsoft Excel 2010 ausgewertet. Insgesamt wurden 75 Individuen in die populationsgenetische Analyse eingeschlossen (Tab. 2). Die darauf folgende DNA-Isolation fand nach dem Extraktionsprotokoll von Biteau et al. (2011) statt. Die gewonnene, einzelsträngige cDNA diente als Template für die ISSR-PCR. Die verwendeten Primer sowie deren optimale Annealing-Temperatur sind in Tab. 3 aufgeführt. Die PCR erfolgte in Reaktionsansätzen mit einem Endvolumen von 25 µl mit folgender Zusammensetzung: 24 µl Mastermix und 1 µl unver-

dünnter DNA. Für die Primer F1, F2 und N2 wurde das Additiv: Dimethylsulfoxid (DMSO) dem Mastermix hinzugefügt. Die Einzelreaktionsvolumen für die PCR waren wie folgt: 18,10 µl H<sub>2</sub>O ultrarein, 2,5 µl 10 x DreamTaq Puffer (Fermentas), 2 µl dNTPs (2mM), 0,5 µl Single Primer (10 pm/µl), 0,5 µl DMSO (5 %) und 0,4 µl Dream Taq-Polymerase (5units/ µl, Fermentas). Für die Primer F6 und F7 wurden die Additive: Betain und BSA (Bovine Serum Albumin) dem Mastermix hinzugefügt. Die Einzelreaktionsvolumen für die PCR waren wie folgt: 13,10 µl H<sub>2</sub>O ultrarein, 2,5 µl 10 x DreamTaq Puffer (Fermentas), 2 µl dNTPs (2mM), 0,5 µl Single Primer (10 pm/µl), 5,0 µl Betain Monohydrat (5M), 0,5 µl BSA (10 ng/ µl) und 0,4 µl Dream Taq-Polymerase (5units/ µl, Fermentas). Jeder Amplifikationszyklus besteht aus Denaturierung, Annealing, d.h. der Anbindung der Primer sowie der Synthese. Die Proben wurden mit folgendem PCR-Programm amplifiziert: Nach 2 min initialer Denaturierung bei 94°C lief die PCR in 30 Zyklen ab, in denen die DNA jeweils 30 sec bei 94 °C denaturiert wurde und anschließend die Primer (Annealing-Temperaturen siehe Tab. 3) für 45 sec hybridisierten. Danach wurden die Produkte bei 72°C 1 min synthetisiert. Zum Schluss erfolgte eine finale Elongation für 10 min bei 72°C sowie ein Herabkühlen der Proben auf 8°C und eine Auftrennung durch Gelelektrophorese. Abschließend wurden die Banden, der untersuchten Individuen im Gel auf Intensität und Abfolge verglichen, Fragmente im Bereich von 200 bis 2000 bp ausgewertet und manuell eine Datenmatrix der Allele/Merkmale erstellt (0/1-Matrix). Anwesende Allele (amplifizierte) wurden mit einer 1, abwesende Allele, (nicht amplifizierte) mit einer 0 markiert. Die Matrix wurde im PAUP-Format exportiert und eine Neighbor-Joining (NJ) Analyse mit dem Programm PAUP\* 4.0b10 (SWOFFORD, 2002) für Microsoft Windows™ durchgeführt und mittels Splits Tree4 (HUSON & BRYANT 2006) ein phylogenetisches Netzwerk ermittelt.

Tab. 3: Verwendete ISSR-Primer dieser Studie.

Primer	Primersequenz	Annealing Temp.(°C)	GC%	Literatur
ISSR F1	GAGCAACAACAACAACAA	52	38,9	Dogan et al. (2010)
ISSR F2	CTCGTGTGTGTGTGTGTGT	55,5	52,6	Dogan et al. (2010)
ISSR F6	CCACCACCACCACCA	50	66,7	Dogan et al. (2010)
ISSR F7	ACACACACACACACAC	50	50	Dogan et al. (2010)
ISSR N2	GTGGTGGTGGTGGTG	50	52	Dogan et al. (2010)

### 3 Ergebnisse und Diskussion

Die Standorte: Amrum, Eichkratt-Schirlbusch, Löwenstedter Sandberge, die Nordoer Heide 1 und 2 und das Vaaler Moor wurden mit je 15 Individuen bemessen, die Geltinger Birk mit 5 Individuen und der Standort Tensbüttel-Röst mit 8 Individuen. Die resultierenden Ergebnisse der gemittelten Blattmessungen je Standort sind in Tab. 4 zusammengefasst. Aus den Untersuchungen der Länge des Petiolus, sowie der Länge und Breite der Blattlamina, wird ersichtlich, dass die Populationen der Standorte Amrum, Geltinger Birk, Nordoer Heide 1, Tensbüttel-Röst und Vaaler Moor im Vergleich zu Literaturangaben (SCHÄFTLEIN 1961, WALLNÖFER & VITEK 1999) auf die Art *Drosera rotundifolia* zutreffen, die Populationen der Standorte Eichkratt-Schirlbusch, Löwenstedter Sandberge und Nordoer Heide 2 hingegen auf die Art *Drosera intermedia* (ESCHENBRENNER & WISSEMANN 2015). Laut Thum (1988) bilden die beiden Sonnentauarten *D. rotundifolia* und *D. intermedia* zunächst eine sehr ähnliche Blattform aus. Während bei *D. rotundifolia* das Verhältnis von Länge zu Breite der Blätter beim Wachstum weitgehend gleich bleibt (isometrisches Wachstum), wächst bei *D. intermedia* die Blattlänge stärker als die Breite (allometrisches Wachstum) (THUM 1988). Die erfass-

ten Drüsentypen der *D. rotundifolia*- und der *D. intermedia*-Populationen, die in der Untersuchung ermittelt wurden (Tab. 4), stimmen mit den Angaben von Länger et al. (1995) überein und bestätigen das morphologische Merkmal zur Art differenzierung. Im Gegensatz zu *D. intermedia* weist *D. rotundifolia* einen zweiten Typ sessiler Drüsen auf. Dabei handelt es sich um den von Länger et al. (1995) beschriebenen Drüsentyp 3: vertikal geteilte, kurze bi- oder multizellulär gestielte Drüsen. Laut Rothfels und Heimbürger (1968) beträgt die Genomgröße der Art *D. rotundifolia*  $1C = 0.88$  pg und der Art *D. intermedia*  $1C = 0.95$  pg. Die Ergebnisse der durchflusszytometrischen Analyse beider untersuchten Arten weichen davon ab. Die Genomgrößen für die *D. rotundifolia*-Population liegen bei  $1C: 0.91$  pg und für *D. intermedia*-Populationen bei  $1C: 1.02$  pg (ESCHENBRENNER & WISSEMAN 2015). Unterschiedliche absolute Werte für die Genomgröße beider Arten, beruhen auf verschiedenen Messmethoden und einer Weiterentwicklung der technischen Möglichkeiten, sowie der Kalibrierung mit einem Referenzgenom (ENKE et al. 2011). Durch das Verhältnis der Genomgrößen beider Arten der älteren Messmethoden zu den neueren ist ersichtlich, dass die Werte vergleichbar sind. Somit kann die Genomgröße zur Artabgrenzung verwendet werden.

Tab. 4: Mittelwerte der Messungen der Drüsentypen, Petioli und der Lamina aller untersuchten Standorte.

Standorte	Arten	Drüsentypen	Länge Petiolus	Länge Lamina	Breite Lamina
Amrumer Dünen	<i>D. rotundifolia</i>	1,3	15,17 mm	5,04 mm	6,55 mm
Eichkratt-Schirbusch	<i>D. intermedia</i>	1	26,40 mm	8,41 mm	3,48 mm
Geltinger Birk	<i>D. rotundifolia</i>	1,3	6,94 mm	4,48 mm	5,44 mm
Löwenstedter Sandberge	<i>D. intermedia</i>	1	22,83 mm	8,03 mm	3,89 mm
Nordoer Heide 1	<i>D. rotundifolia</i>	1,3	27,00 mm	7,95 mm	3,40 mm
Nordoer Heide 2	<i>D. intermedia</i>	1	14,94 mm	5,23 mm	6,12 mm
Tensbüttel-Röst	<i>D. rotundifolia</i>	1,3	11,82 mm	5,36 mm	6,90 mm
Vaaler Moor	<i>D. rotundifolia</i>	1,3	11,14 mm	5,85 mm	7,02 mm

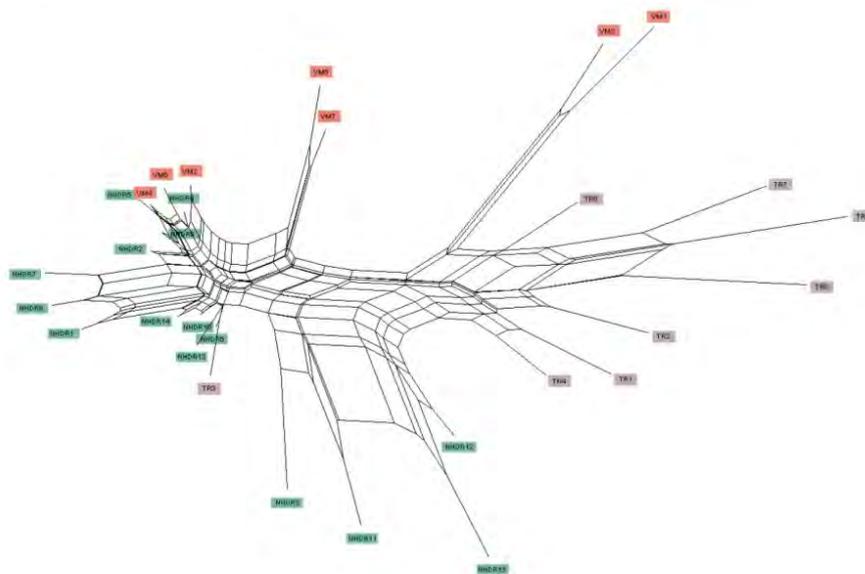


Abb. 2: Phylogenetisches Netzwerk der untersuchten *D. rotundifolia*-Standorte des Schleswig-Holsteiner Festlandes: NHDR: Nordoer Heide 1; TR: Tensbüttel-Röst; VM: Vaalermoor.

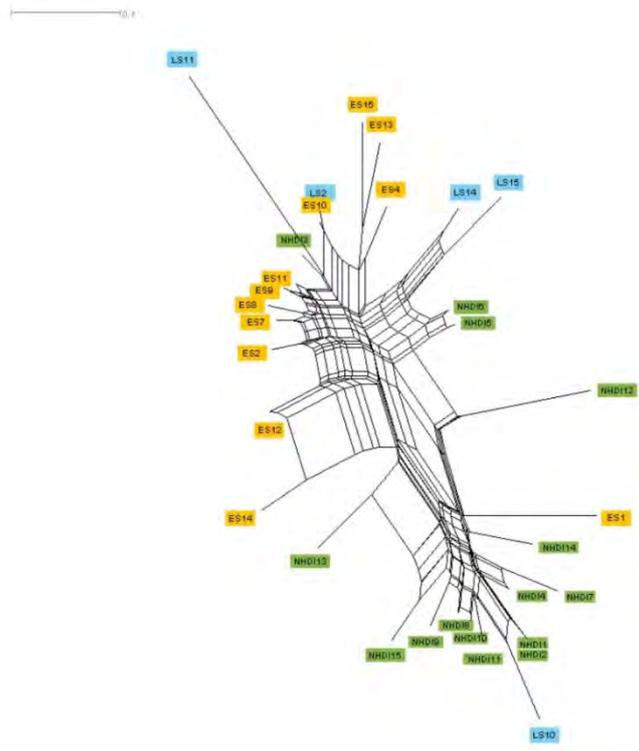


Abb. 3: Phylogenetisches Netzwerk der untersuchten *D. intermedia*-Standorte in Schleswig-Holstein: ES: Eichkratt-Schirlbusch; NH: Nordoer Heide 2; LS: Löwenstedter Sandberge.

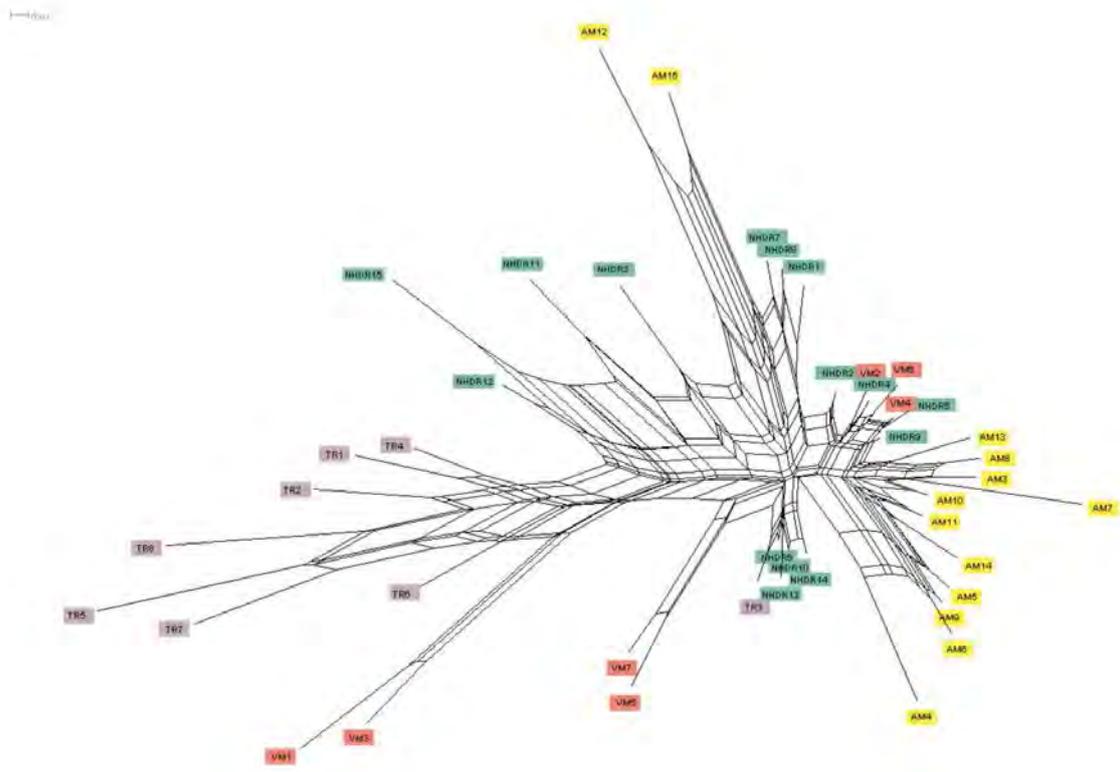


Abb. 4: Phylogenetisches Netzwerk aller untersuchten *D. rotundifolia*-Populationen in Schleswig-Holstein: AM: Amrum; NHDR: Nordoer Heide 1; TR: Tensbüttel-Röst; VM: Vaalermoor.

Sowohl die morphologischen als auch die durchflusszytometrischen Analysen (*D. rotundifolia* 1C: 0.91 pg; *D. intermedia* 1C: 1.02 pg) unterstützen die deutliche Differenzierung beider Arten (ESCHENBRENNER & WISSEMAN 2015). Dabei konnten fünf Populationen klar der Art *D. rotundifolia* und drei Populationen der Art *D. intermedia* zugeordnet werden (Tab. 4). Der Status von *D. anglica* sowie der beiden Hybriden *D. x obovata* (*Drosera anglica* x *D. rotundifolia*) und *D. x beleziana* (*D. intermedia* x *D. rotundifolia*) konnte nicht geklärt werden. Diese wurden an den untersuchten Standorten nicht detektiert. Insgesamt wurden 75 Individuen (Tab. 4) populationsgenetisch mit 5 Primerkombinationen (Tab. 3) untersucht, was in 91 Merkmalen resultiert. Davon sind 51 Merkmale für die Art *D. rotundifolia* charakteristisch und 40 Merkmale für die Art *D. intermedia*. Die molekulargenetische ISSR-Analyse zeigte eine klare Trennung zwischen den lokalen Genotypen der *D. rotundifolia* und *D. intermedia*-Populationen (ESCHENBRENNER & WISSEMAN 2015). Die klare Trennung der genetisch variablen *D. rotundifolia*-Populationen bestätigt, dass sich die lokal adaptierten Genotypen des Schleswig-Holsteiner Festlandes unterscheiden (Abb. 2). Ebenfalls bestätigt die Fragmentierung der genetisch variablen *D. intermedia*-Populationen, dass sich die lokal adaptierten Genotypen unterscheiden (Abb. 3). Ein weiteres Ziel unsere Studie war es herauszufinden, ob sich die lokalen *D. rotundifolia*- sowie *D. intermedia*-Populationen des Festlandes von der Amrumer *Drosera*-Population abgrenzen. Die Ergebnisse der morphologischen und molekulargenetischen Datensätze bestätigen ebenfalls, dass sich die lokalen *D. rotundifolia*-Populationen des Festlandes von der Amrumer *D. rotundifolia*-Population abgrenzen (Abb. 4 und Tab. 4) (ESCHENBRENNER & WISSEMAN 2015). *D. intermedia* wurde auf Amrum nicht gefunden, aufgrund dessen konnte nicht beantwortet werden, ob sich der Genotyp des Festlandes von der Amrumer Dünenpopulation unterscheidet.

#### **4 Zusammenfassung**

Insgesamt lässt sich festhalten, dass alle durchgeführten Methoden dieser Arbeit das Vorkommen der Arten *D. intermedia* und *D. rotundifolia* in Schleswig-Holstein bestätigten. Daneben konnte mit den molekulargenetischen ISSR-Analysen nachgewiesen werden, dass die *D. intermedia*- sowie *D. rotundifolia*-Populationen Schleswig-Holsteins genetisch divers sind und die jeweiligen Populationen eigene populationsgenetische Muster aufweisen. Aufgrund der Fragmentierung der Standorte kam es zur Bildung lokaler Genotypen. Zum momentanen Zeitpunkt wird empfohlen, dass ein Schutz der verschiedenen Genotypen der unterschiedlichen Standorte erfolgt. Weitere Untersuchungen müssen zeigen, ob das gefundene genetische Muster (1) relikitär durch genetische Verarmung aus ehemals viel diverseren Ausgangspopulationen entstanden ist, (2) ein Indikator für Inzuchtprozesse sein könnte, oder (3) aufgrund von Isolation und Adaptation entstanden ist, so dass erst nach Klärung dieser offenen Punkte konkrete naturschutzfachliche Empfehlungen gemacht werden können. Deshalb wird zum momentanen Zeitpunkt zur Unterstützung der lokalen Populationen empfohlen, nur Ansalbung (künstliche Ansiedlungen) mit den lokalen Genotypen vorzunehmen und weiterführende Untersuchungen durchzuführen.

#### **5 Danksagung**

Wir bedanken uns bei Frau Dr. Silke Lütt des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holsteins für Ihre Unterstützung hinsichtlich der Bereitstellung der Standortdaten sowie der Ausnahmegenehmigung beider *Drosera*-Arten außerhalb von Naturschutzgebieten. Für die Betretung und Besammlung der Flächen in den Naturschutzgebieten „Amrumer Dünen“, „Eichkratt-Schirlbusch“ sowie „Löwenstedter Sandberge“ möch-

ten wir uns bei Frau Krüger der unteren Naturschutzbehörde: Kreis Nordfriesland bedanken. Zudem bedanken wir uns bei Herrn Vorpahl der unteren Naturschutzbehörde: Kreis Schleswig-Flensburg, für die Betretung und Besammlung des Naturschutzgebietes „Geltinger Birk“. Des Weiteren möchten wir uns bei den Kollegen\*innen der AG Speziellen Botanik, Gießen für die Unterstützung der Besammlung in Schleswig-Holstein bedanken. Abschließend bedanken wir uns bei der Johannes-Hübner-Stiftung Gießen für die finanzielle Förderung.

## 6 Literatur

- BAROW M. (2003): Beziehungen zwischen Genomgröße, Basenzusammensetzung und Endopolyploidie bei Samenpflanzen: Dissertation. - Halle (Mathematisch-Naturwissenschaftlich-Technische Fakultät, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg)
- BITEAU F., NISSE E., HEHN E., MIQUEL S., HANNEWALD P., BOURGAUD F. (2011): A Rapid and Efficient Method for Isolating High Quality DNA from Leaves of Carnivorous Plants from the *Drosera* Genus. - Mol. Biotechnol. 51: 247-253.
- ENKE N., FUCHS J., GEMEINHOLZER B. (2011): Shrinking genomes? Evidence from genome size variation in *Crepis* (Compositae). - Plant Biology 13: 185-193.
- ESCHENBRENNER S. & WISSEMAN V. (2015): Was Charles Darwin noch nicht wusste. - Gießener Universitätsblätter 48: 53-61.
- SCHÄFTLEIN H. (1961): In: HEGI: Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Band IV/ 2. Teil A: (Droseraceae, Philadelphaceae, Grossulariaceae, Crassulaceae, Saxifragaceae, Parnassiaceae, Rosaceae), herausgegeben von Dr. Herbert Huber. - Carl Hanser Verlag.
- HUSON D.H., & BRYANT D (2006): Application of Phylogenetic Networks in Evolutionary Studies. - Mol. Biol. Evol. 23 (2): 254-267.
- LÄNGER R., PEIN I., KOPP B (1995): Glandular hairs in the genus *Drosera* (Droseraceae). - Pl. Syst. Evol. 194: 163-172.
- MEIMBERG H. (2002): Molekular-Systematische Untersuchungen an den Familien Nepenthaceae und Ancistrocladaceae sowie verwandter Taxa aus der Unterklasse Caryophyllidae s. l.. Dissertation. – München (Fakultät der Biologie, Ludwig-Maximilians-Universität München)
- MIERWALD U. & ROMAHN K.S. (2006): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holsteins. – Kiel (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein)
- REDDY M.P., SARLA N., SIDDIQ E.A. (2002): Inter simple sequence repeat (ISSR) polymorphism and its application on plant breeding. - Euphytica 128: 9-17.
- ROTHFELS K., HEIMBURGER M. (1968): Chromosome Size and DNA Value in Sundews (Droseraceae). - Chromosoma (Berl.) 25: 96-103.
- SEBALD O., SEYBOLD S., PHILIPPI G. (1992): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs, Band 3: Spezieller Teil (Spermatophyta, Unterklasse Rosidae) Droseraceae bis Fabaceae. – Stuttgart (Ulmer)
- SWOFFORD D.L. (2002) PAUP\*: Phylogenetic Analysis Using Parsimony (\*and other Methods) vers. 4. – Sunderland (Sinauer Associates)
- THUM M. (1988): Untersuchungen zur Koexistenz und Nischentrennung bei zwei sympatrischen carnivoren Pflanzen, *Drosera rotundifolia* und *Drosera intermedia*: Dissertation. – München (Fakultät der Biologie, Ludwig-Maximilians-Universität München)
- WALLNÖFER B., VITEK E. (1999): Die Gattung *Drosera* (Droseraceae) in Österreich. - Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien 101 B: 631-660.

*Stefanie Eschenbrenner*  
*AG Spezielle Botanik*  
*Justus-Liebig-Universität Gießen*  
*Heinrich-Buff-Ring 32*  
*35392 Gießen*  
✉ *Stefanie.Eschenbrenner@bot1.bio.uni-giessen.de*



# Kann genetische Diversität in Botanischen Gärten ex-situ bewahrt werden?

C. M. MÜLLER, P. KRÖNING, V. WISSEMAN, B. GEMEINHOLZER

*Schlagwörter: in-situ, ex-situ, genetische Diversität, ISSR*

## 1 Einleitung

Zahlreiche Pflanzenarten Deutschlands sind an ihrem Naturstandort durch Habitatveränderungen und -zerstörungen bedroht. Um diese Arten zu erhalten, werden gefährdete Pflanzen zunehmend ex-situ in Botanischen Gärten kultiviert. Dadurch kann eine vom Aussterben bedrohte Art bewahrt werden. Ob dies jedoch auch für ihre genetische Diversität gilt, wurde bisher nur in wenigen Einzelfällen untersucht.

Enßlin et al. (2011) konnten z. B. an einem populationsgenetischen in-situ ex-situ Vergleich an *Cynoglossum officinale* L. (Gewöhnliche Hundszunge) eine reduzierte genetische Diversität der ex-situ Populationen feststellen, wobei sich die Diversität mit zunehmender Kultivierungszeit kontinuierlich verringerte. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen auch Lauterbach et al. (2012) bei Untersuchungen an *Silene otites* (L.) Wibel (dem Gemeinen Ohrlöffelleimkraut). Sie konnten zeigen, dass sich die genetische Diversität ex-situ kultivierter Pflanzen nach einigen Jahren in Kultur von den Ursprungs-in-situ Populationen unterscheidet. Da in Botanischen Gärten meist nur kleine, isolierte Populationen kultiviert werden können, entstehen Verinselungseffekte, die die Konnektivität zwischen Populationen und den Genfluss zwischen Individuen verändern. Außerdem können genetische Drift Effekte wirken, so dass sich negativ auswirkende Allele durch verstärkte Inzuchteffekte stärker akkumulieren können (YOUNG et al., 1996, DUDASH & FENSTER, 2000 und AGUILAR et al., 2008). Dies kann zu einer reduzierten genetischen Diversität und potentiell auch zu einer reduzierten Fitness der ex-situ Kulturen führen. Da die Kulturbedingungen in Botanischen Gärten meistens aufgrund von Bewässerung, Düngung und Unkrautentfernung relativ optimal sind, werden in ex-situ Kulturen nur selten stochastisch bedingte Umwelteinflüsse detektiert; allerdings können diese Kultivierungsmaßnahmen häufig genetische Veränderungen und Anpassungsstrategien zur Folge haben. Dadurch ist nicht gewährleistet, ob die ex-situ Populationen auch noch nach mehrjähriger Kultivierungszeit für eine Wiederausbringung an ihrem Naturstandort geeignet sind.

Lauterbach et al. (2012) untersuchten ex-situ Populationen in Botanischen Gärten unter verschiedenen Kultivierungsbedingungen. Hierbei zeigte sich, dass eine naturnahe Nachbildung der Pflanzengesellschaften in Botanischen Gärten mit Konkurrenz, Samenbank und verschiedenen Altersstrukturen zu einer nachhaltigeren Bewahrung der genetischen Diversität führten, während eine Kultivierung im Beet in Reihe, unter scheinbar optimalen Wachstumsbedingungen, einen stärkeren Verlust der genetischen Diversität zur Folge hatte.

Die Untersuchung von Lauterbach et al. (2012) umfasste unter anderem Populationen aus dem NSG Mainzer Sand (MS) – einer Sandtrockenrasengesellschaft auf einer Binnendüne - und dem Botanischen Garten Mainz (BG), einer naturnahen Nachbildung derselben. Die untersuchten Populationen sind ca. 4 km Luftlinie voneinander getrennt, so dass sie ähnlichen klimatischen Bedingungen unterworfen sind, wobei jedoch der dazwischenliegende menschliche Siedlungsbereich eine Genfluss-Barriere für potentielle Bestäuber und den Sa-

menaustausch darstellen könnte. Da neben der untersuchten *Silene otites* zum Etablierungszeitpunkt der Sandtrockenrasengesellschaft im BG noch weitere Arten in ex-situ Kultur genommen wurden, lag die Frage nahe, ob andere Arten mit ähnlicher geographischer Trennung ähnliche populationsgenetisch divergierende Muster im gleichen Zeitraum nach fast 30 Jahren in ex-situ Kultur aufweisen.

Aus diesem Grund wurden im Rahmen dieser Arbeit vier weitere Arten des MS sowie des BGs populationsgenetisch mittels inter-simple sequence repeat (ISSR) Markern untersucht. Zu den beprobten Arten zählen:

- *Alyssum montanum* ssp. *gmelinii* (Jord. & Fourr.) Thell. (Brassicaceae) ist eine in Deutschland gefährdete Art, die nach dem BNatSchG besonders geschützt ist. Sie ist eine mehrjährige, krautige Pflanze mit einer Wuchshöhe von 10-25 cm. Ihr Hauptvorkommen ist auf Trocken- und Halbtrockenrasen.
- *Onosma arenaria* Waldst. & Kit. (Boraginaceae) ist eine in Deutschland vom Aussterben bedrohte Art und nach dem BNatSchG streng geschützt. Sie ist eine zweijährige krautige Pflanze, die eine Wuchshöhe von ca. 30-50 cm erreicht, mit charakteristischen gelben Blüten. Ihr Hauptvorkommen ist auf Trocken- und Halbtrockenrasen und in Deutschland ist der MS der einzige Standort, an dem sie zu finden ist.
- *Helianthemum nummularium* ssp. *obscurum* (Celak) Holub (Cistaceae) ist in Deutschland vor allem in Rheinland-Pfalz und in Süd-Hessen sowie rund um Erfurt und in Brandenburg verbreitet. *H. nummularium* ssp. *obscurum* gilt in Deutschland nach dem BArtSchV als nicht gefährdet. Sie ist an spezielle Bodenbegebenheiten angepasst. Trockene, sandige und nährstoffarme Böden sind wichtige Standortfaktoren für diese Pflanze. *H. nummularium* ssp. *obscurum* ist ein am Grund verholzender, kleiner, immergrüner und ausdauernder Zwergstrauch.
- *Gypsophila fastigiata* L. (Caryophyllaceae) ist eine in Deutschland gefährdete Art und nach dem BNatSchG besonders geschützt. Sie ist eine 10-30 cm hohe, mehrjährige krautige Pflanze mit Hauptvorkommen auf Trocken- und Halbtrockenrasen.

## 2 Material und Methoden

Mit den entsprechenden Genehmigungen wurde aus dem BG (49°59'N, 08°14'E) und dem MS (50°00'42.8"N, 8°12'32.9"E) von jeder Art Blattmaterial von jeweils 15 Individuen entnommen. Eine Ausnahme stellte *A. montanum* ssp. *gmelinii* dar - hier wurden jeweils 16 Individuen pro Population untersucht.

Die DNA von *H. nummularium* ssp. *obscurum* und *O. arenaria* wurde mittels einer Chloroform CTAB Extraktion nach Xu et al. (2004) extrahiert. Abweichend vom Protokoll wurden nur ca. 0,01 g getrocknetes Blattmaterial in einem 2 ml Eppendorfgefäß mit einer Wolframbkugel bei 30 Hz/min in einer Retsch-Mühle zerkleinert. Die Kugel wurde nach dem Zerkleinern entfernt. Der Extraktionsschritt mit dem Extraktionspuffer wurde bei 40 min durchgeführt, die Fällung der DNA erfolgte für 3 h bei -20°C. Das DNA-Pellet wurde 3 mal für 30 min in 75 % Ethanol gewaschen und anschließend getrocknet und eluiert. Die DNA von *A. montanum* ssp. *gmelinii* und *G. fastigiata* wurde mit dem DNeasy Plant Mini Kit (Qiagen, Hilden, Germany) extrahiert, wobei die Zeit des Inkubationsschritts zur Zellwandauflösung auf 30 min erhöht wurde. Der DNA-Gehalt wurde mittels NanoPhotometer™ der Firma Impen ermittelt. Die ISSR Primer von Dogan et al. (2010, Tab. 1) führten zu variablen, informativen Merkmalen. Jeder PCR-Ansatz enthielt 18,6µl ddH<sub>2</sub>O (Rotipuran® Ultra, Roth®), 2,5µl

10x Dream Taq. Buffer incl. MgCl<sub>2</sub> (Fermentas, Thermo Scientific), 0,5µl Primer (10pm/µl) (Metabion), 2µl dNTPs (jeweils 2mM) (Fermentas, Thermo Scientific), 0,4µl Dream Taq Polymerase (5units/µl) (Fermentas, Thermo Scientific) und 1µl DNA Template (ca. 10ng/µl). In einzelnen Fällen wurden der PCR Additive zugefügt, dann wurde ddH<sub>2</sub>O entsprechend reduziert und dafür 5µl Betain Monohydrat (5M)(Sigma-Aldrich) und 0,5µl BSA (Bovine Serum Albumin) (10ng/µl) (Fermentas, Thermo Scientific) zugesetzt. Die Amplifikation erfolgte mit je 35 Zyklen mit einem Denaturierungsschritt von 30 sec bei 94°C, der jeweiligen Primer/Taxa-optimierten Hybridisierungstemperatur und Synthetisierungszeit (Tab. 1) und einer finalen Synthetisierung bei 10 min und 72°C. Nach der Beendigung der PCR wurden 6µl des Aliquods mit 4µl SYBR® Gold (Invitrogen™) gemischt und auf ein 2 % bzw. 1 % Agarosegel aufgetragen. Als Größenstandard wurden 7µl des GeneRuler™ 100bp Plus DNA Ladder (Fermentas- Life Science) verwendet. Die Gele liefen bei 75 – 90V für 60 – 80min. Die Fragmente wurden auf einem UV-Transluminator sichtbar gemacht und anschließend fotografiert. Die Gele wurden manuell in eine 0/1-Matrix übertragen. Die Matrix diente zur statistischen Analyse, mit AFLPsurv, Version 1.0 (VEKEMANS, 2002), um die genetische Diversität und Struktur von Populationen zu analysieren, während die AMOVA in GenAlEx 6.5 (PEAKALL & SMOUSE, 2012) berechnet wurde.

Tab. 1: zeigt die in der Analyse verwendeten Primer (nach DOGAN et al., 2010) mit ihren artspezifisch optimierten PCR-Bedingungen. Die Amplifikation erfolgte in je 35 Zyklen, mit einem repetitiven Denaturierungsschritt von 30sec bei 94°C, der jeweiligen Primer/Taxa-optimierten Hybridisierungstemperatur und unterschiedlichen DNA-Synthesezeiten bei 72°C sowie einer finale Strangverlängerung für 10min bei 72°C.

ISSR Primer	Primer-Sequenz	<i>Alyssum montanum ssp. gmelinii</i>		<i>Onosma arenaria</i>	
		Primer-annealing in °C/ sec	DNA-Synthesezeit in sec.	Primer-annealing in °C/ sec.	DNA-Synthesezeit in sec.
4	5'-GACAGACAGACA-3'	38,5/30	90	48/45	60
5	5'-VHVCTCTCTCTCTCTCTCT-3'	55/30	60	55/60	90
M8	5'-ACACACACACACACACACG-3'	48/30	60		
M12	5'-GACACGACACGACACGACAC-3'	59/60	60	57,5/60	90
N2	5'-GTGGTGGTGGTGGTG-3'	52,4/60	60		
F1	5'-GAGCAACAACAACAACA-3'	50/30	90	47,5/30	60
F2	5'-CTCGTGTGTGTGTGTGTGT-3'	59/60	60	48/30	60
F5	5'-AGAGAGAGAGAGAGAG-3'			48/45	60
		<i>Helianthemum nummularium ssp. obscurum</i>		<i>Gypsophila fastigiata</i>	
		Primer-annealing in °C/ sec.	DNA-Synthesezeit in sec.	Primer-annealing in °C/ sec.	DNA-Synthesezeit in sec.
4	5'-GACAGACAGACA-3'			35/45	60
5	5'-VHVCTCTCTCTCTCTCTCT-3'	55/60	120	55/45	60
M12	5'-GACACGACACGACACGACAC-3'			59/45	60
N2	5'-GTGGTGGTGGTGGTG-3'	60/60	180	58/45	60
F1	5'-GAGCAACAACAACAACA-3'	54/60	180	51/45	90
F2	5'-CTCGTGTGTGTGTGTGTGT-3'	58,8/60	60	56/45	60

### 3 Ergebnisse und Diskussion

Eine Voranalyse erfolgte mit 11 verschiedenen Primern. Für die einzelnen Arten erwiesen sich unterschiedliche Primer als variabel und informativ (Tab. 1). Die finale Analyse aller Proben erfolgte bei *A. montanum* ssp. *gmelinii* mit 7 Primern und resultierte bei je 16/14 (BG/MS) analysierten Individuen in 57 Merkmale; bei *O. arenaria* wurden 6 Primer analysiert und es ergaben sich bei 10/10 analysierten Individuen 30 Merkmale; bei *H. nummularium* ssp. *obscurum* wurden 6 Primer analysiert und lieferten bei 14/13 analysierten Individuen 46 Merkmale und bei *G. fastigiata* lieferten 6 Primer bei je 14 analysierten Individuen pro Population 45 Merkmale.

Die genetische Diversität (Hj, Tab. 2) lag bei allen Arten zwischen 0,31 und 0,45, was einer niedrigen bis mittleren genetischen Diversität von Arten in ihrem Verbreitungsgebiet entspricht. In Bezug auf die jeweils nur zwei untersuchten Populationen pro Art mit einer relativ geringen Populationsgröße sind die Werte dieser Untersuchung jedoch verhältnismäßig hoch. Bei drei der vier untersuchten Arten (*A. montanum* ssp. *gmelinii*, *O. arenaria*, *H. nummularium* ssp. *obscurum*) sind die Hj-Werte im BG höher als am Naturstandort. Eine höhere genetische Diversität unter Kulturbedingungen könnte auf vier verschiedene Ursachen zurückzuführen sein. Es könnte sein, dass (1.) zu Kulturbeginn auch im Freiland eine größere genetische Diversität vorhanden war, die sich seitdem in-situ reduziert hat, während sie sich in Kultur erhalten konnte (bottle neck effect, z. B. HONJO et al., 2008), dass (2.) die Pflege im BG dazu führte, dass sich die genetische Diversität ex-situ erhöht hat (evtl. Drift bzw. beginnende Standortanpassungsprozesse (adaptation) durch z. B. verminderte Konkurrenz, regelmäßiger Wasserverfügbarkeit durch Gießen oder veränderten Nährstoffeintrag), es könnten (3.) Hybridisierungsereignisse im BG mit kreuzbaren nahe verwandten Taxa erfolgt sein, die zu dem beobachteten Muster führten (MAUNDER et al., 2001; MAUNDER et al., 2004). Letzteres konnte bereits bei anderen Arten nachgewiesen werden wie z. B. bei den leicht hybridisierenden Arten der Gattungen *Pulsatilla* (Küchenschelle) und *Primula* (Prienmeln, KÖHLEIN, 1984), die viele BGs mit verschiedenen Arten und Herkünften aufgrund ihrer Attraktivität und Seltenheit beherbergen (LAUTERBACH, 2013). Nicht zuletzt könnte (4.) auch eine nicht vollständig repräsentative Sammelstrategie für die hier vorliegende Untersuchung die Ursache für das gefundene Muster sein, da bei der Probennahme versucht wurde, die Wege im NSG so wenig wie möglich zu verlassen, um die Sandtrockenrasengesellschaft nicht zu schädigen. Aus naturschutzfachlichen Gründen sollten die sehr unterschiedlichen Hj-Werte der in-situ bzw. ex-situ Populationen von *O. arenaria* zu denken geben. Hier stellt die Population im MS die einzige Population Deutschlands dar, so dass der Bewahrung der genetischen Diversität am Naturstandort für diese Art besondere Beachtung geschenkt werden sollte. Nur bei *G. fastigiata* konnte eine deutlich verminderte genetische Diversität ex-situ beobachtet werden, was den Ergebnissen von Lauterbach et al. (2012) bei *Silene otites* in einem Vergleich der Mainzer in-situ und der ex-situ Binnendünenpopulationen entspricht. In Summe der wissenschaftlichen Untersuchungen zeigen drei von fünf untersuchten Arten nach 30-jähriger Kultivierungszeit unter ex-situ Bedingungen im BG eine erhöhte genetische Diversität, die potentiell indikativ für eine erhöhte Anpassungsfähigkeit an sich verändernde Umweltbedingungen sein könnte, während zwei Arten (*G. fastigiata* dieser Untersuchung und *S. otites* (LAUTERBACH et al. 2012)) unter ex-situ Bedingungen eine reduzierte genetische Diversität aufweisen. Letztere gehören jeweils zur Familie der Caryophyllaceae.

Tab. 2: Vergleich der genetischen Diversität von ex-situ Kultur (BG) und in-situ Population (MS) der vier untersuchten Arten. n=Anzahl analysierter Individuen, PLP= % variabler Merkmale, H<sub>j</sub> = Nei's genetische Diversität.

Art	Population	n	PLP	H <sub>j</sub>
<i>Alyssum montanum ssp. gmelinii</i>	BG	16	100	0,44
	MS	14	100	0,40
<i>Onosma arenaria</i>	BG	10	100	0,43
	MS	10	93,3	0,34
<i>Helianthemum nummularium ssp. obscurum</i>	BG	14	100	0,45
	MS	13	100	0,43
<i>Gypsophila fastigiata</i>	BG	14	100	0,31
	MS	14	100	0,35

Die größte genetische Diversität konnte jeweils innerhalb der verschiedenen Populationen der vier Arten gefunden werden, während nur ein geringer Prozentsatz der genetischen Diversität die Populationstrennungen zwischen ex-situ und in-situ Standort begründet. In *A. montanum ssp. gmelinii* beschreiben nur 2 % der genetischen Diversität den Unterschied zwischen in-situ und ex-situ Populationen und der  $\Phi_{PT}$  Wert verweist auf keine statistisch signifikante Populationsdifferenzierung nach 30 jähriger Kultivierungszeit (Tab. 3). *O. arenaria* und *H. nummularium ssp. obscurum* weisen geringe bis moderate Werte der genetischen Differenzierung zwischen in-situ und ex-situ Kulturen auf, die statistisch signifikant sind, jedoch nur durch 8 % bzw. 4 % der genetischen Diversität begründet werden. Für *G. fastigiata* hingegen ist der  $\Phi_{PT}$  Wert zwischen in-situ und ex-situ Kulturen hochsignifikant und wird durch 17 % Variation zwischen den Populationen begründet. Hier ist die Populationsdifferenzierung indikativ für moderate Differenzierungen, die jedoch bereits innerhalb eines sehr kurzen Zeitraums von nur 30 Jahren erfolgt sind.

Tab. 3: AMOVA-Berechnung der prozentualen genetischen Diversität innerhalb der jeweiligen Art sowie der Differenzierung zwischen in-situ und ex-situ Populationen. Variation %: Anteile aus der  $\sum$  der genetischen Diversität;  $\Phi_{PT}$  Anteil der Gesamtvarianz zwischen Individuen innerhalb einer Population; P Signifikanzwerte: \* P <0.05; \*\*P <0.01.

Art	prozentuale genetische Diversität	Variation %	$\Phi_{PT}$	P value
<i>Alyssum montanum ssp.</i>	zwischen den Populationen	2%	0,021	0,076
<i>gmelinii</i>	innerhalb der Populationen	98%		
<i>Onosma arenaria</i>	zwischen den Populationen	8%	0,081	0,025*
	innerhalb der Populationen	92%		
<i>Helianthemum nummularium</i>	zwischen den Populationen	4%	0,042	0,020*
<i>ssp. obscurum</i>	innerhalb der Populationen	96%		
<i>Gypsophila fastigiata</i>	zwischen den Populationen	17%	0,168	0,001**
	innerhalb der Populationen	83%		

Eine Korrelation zwischen genetischer und geographischer Distanz mit Hilfe des Manteltests wies für *A. montanum* ssp. *gmelinii* ( $R_{xy} = 0,063$ ) keine Signifikanz zwischen in-situ und ex-situ Populationen auf. Hingegen sind die Werte bei *O. arenaria* ( $R_{xy} = 0,109$ ,  $P = 0,037^*$ ) und *H. nummularium* ssp. *obscurum* ( $R_{xy} = 0,095$ ,  $P = 0,032^*$ ) gering signifikant, während die Korrelation bei *G. fastigiata* ( $R_{xy} = 0,375$ ,  $P = 0,001^{**}$ ) sehr signifikant ist.

#### **4 Zusammenfassung der Ergebnisse und naturschutzfachliche Empfehlung**

Durch menschliches Handeln und kontinuierliche Reduzierung natürlicher Habitats sind manche Pflanzenarten an ihrem Naturstandort bedroht, so dass ex-situ Maßnahmen zu ihrem Schutz erforderlich sind. Hierbei steht sowohl die Erhaltung der Arten als auch die ihrer genetischen Diversitäten im Fokus. Eine Untersuchung von Lauterbach et al. (2012) zeigte, dass in Botanischen Gärten die genetische Diversität von gefährdeten Pflanzen am besten durch ex-situ Kulturen in naturnahen Nachbildungen ihrer entsprechenden Pflanzengesellschaften langfristig erfolgen kann. Diese Hypothese, die Lauterbach et al. (2012) an einem Populationsvergleich zwischen einer Art im MS und BG aufstellten, wurde hier durch die Untersuchung an weiteren Arten derselben Herkunft unter ähnlichen Selektionseinflüssen (Klima, gärtnerische bzw. naturschutzpflegerische Maßnahmen, Kultivierungsdauer) untersucht. Dabei stellte sich heraus, dass die genetische Diversität von drei der vier untersuchten Arten im BG nach mehr als 30-jähriger Kultivierungszeit höher ist als am Naturstandort. Dies zeigt, dass eine Kultivierung unter ex-situ Bedingungen in kleinen isolierten Populationen auch nach mehreren Generationen nicht unbedingt eine reduzierte genetische Diversität zur Folge haben muss. Eine hohe genetische Diversität wird potentiell als indikativ für eine erhöhte Anpassungsfähigkeit an sich verändernde Umweltbedingungen angesehen und meist positiv bewertet (HOFFMANN & WILLI, 2008). *G. fastigiata*, die Art, die eine verringerte genetische Diversität unter ex-situ-Bedingungen aufweist, ist, wie die von Lauterbach et al. (2012) untersuchte Art, eine Caryophyllaceae. Dabei verweisen die populationsgenetischen Analysen bei *G. fastigiata* auch auf eine starke Differenzierung zwischen in-situ und ex-situ-Kulturen innerhalb von weniger als 30 Generationen. Hier sollten weitere Untersuchungen folgen, um die gefundenen Muster erklären zu können und der Genpool der BG Population sollte durch neues Pflanzenmaterial wieder verjüngt werden.

Die untersuchte in-situ Population von *O. arenaria* ist die einzige in Deutschland. Sie besitzt im Vergleich zur ex-situ Kultur eine geringere genetische Diversität, was aus naturschutzfachlichen Gründen bedenklich ist und ebenfalls weitere Untersuchungen nach sich ziehen sollte, um zu klären, ob sich die genetische Diversität in-situ zunehmend verringert hat bzw. auch die Fitness derselben reduziert ist. Falls eine erhöhte Fitness in-situ als adaptive Anpassung gefunden wird, die das genetische bottle neck erklären könnte, wären Wiederausbringungsmaßnahmen mit dem genetisch diverseren Genpools der ex-situ Kultur aus dem BG kontraproduktiv, der andernfalls aber zur Stützung der lokalen in-situ Population beitragen könnte.

Die ex-situ Kultur von *H. nummularium* ssp. *obscurum* divergiert nur geringfügig von der in-situ Population, während dies für *A. montanum* ssp. *gmelinii* nicht der Fall ist. Beide Arten weisen unter ähnlich divergierenden Einflüssen und im selben Zeitraum ähnliche populationsgenetische Muster auf. Durch die ex-situ Kultur im BG konnten für beide Arten der Diversitätserhalt gewährleistet werden und beide Arten sind für eine Wiederausbringung an ihrem Naturstandort geeignet.

## 5 Danksagung

Wir bedanken uns bei Herrn Thomas Schindwein und Frau Iris Fath (Struktur- und Genehmigungsdirektion Süd, Rheinland-Pfalz, Referat Naturschutz), sowie Herrn Dechent als Gebietsbetreuer des NSG Mainzer Sandes, für die Genehmigungen zur Entnahme des Pflanzenmaterials aus dem MS. Wir danken Dr. Ralf Omlor, Technischer Leiter des BG Mainz, der uns die Entnahme des Pflanzenmaterials aus dem BG Mainz gestattet hat. Ebenso danken wir der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU), die das vorangegangene Projekt finanziell unterstützt hat, ohne dass dieses Projekt nicht möglich gewesen wäre. Ebenfalls bedanken wir uns bei unseren Biologisch-Technischen Assistentinnen Sabine Mutz und Helene Kruczyk für die Unterstützung im Labor.

## 6 Literatur

- AGUILAR R, QUESADA M, ASHWORTH L, HERRERIAS-DIEGO Y, LOBO J (2008): Genetic consequences of habitat fragmentation in plant populations: susceptible signals in plant traits and methodological approaches. - *Molecular Ecology (Mol Ecol)*, vol. 17(24): 5177–5188
- Bundesnaturschutzgesetz, Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (BNatSchG) vom 29.07.2009 (BGBl. I S. 2542), in Kraft getreten am 01.03.2010
- DOGAN B, DURAN A, BAGCI Y, DINC M, MARTIN E, CETIN O, OZTURK M (2010): Phylogenetic relationships among the taxa of the genus *Johrenia* DC. (Apiaceae) from Turkey based on molecular method. Bangladesh. - *J. Plant Taxon*, vol. 17(2)
- DUDASH MR, FENSTER CB (2000): Inbreeding and outbreeding in fragmented populations. - A.G. YOUNG, G.M. CLARKE (Eds.): *Genetics, Demography and Viability of Fragmented Populations*. – Cambridge (Cambridge University Press): 35–53
- ENßLIN A, SANDNER TM, MATTHIES D (2011): Consequences of ex situ cultivation of plants: Genetic diversity, fitness and adaptation of the monocarpic *Cynoglossum officinale* L. in botanic gardens. - *Biological Conservation*, vol. 144(1): 272–278
- HOFFMANN AA, WILLI Y (2008): Detecting genetic responses to environmental change. - *Nat Rev Genet*, vol. 9(6): 421–432
- HONJO M, UENO S, TSUMURA Y, HANDA T, WASHITANI I, OHSAWA R (2008): Tracing the origins of stocks of the endangered species *Primula sieboldii* using nuclear microsatellites and chloroplast DNA. - *Conserv Genet*, vol. 9(5): 1139–1147
- KÖHLEIN F (1984): *Primeln und die verwandten Gattungen Mannsschild, Heilglöckchen, Götterblume, Trodelblume, Goldprimel: Gebirgspflanzen im Garten*. –Stuttgart (Ulmer)
- LAUTERBACH, D, GEMEINHOLZER, B (2011): Populationsgenetische Veränderungen von ex situ Erhaltungskulturen in Botanischen Gärten im Vergleich zu den Wildvorkommen am Beispiel der Pflanzenarten *Silene otites* (L.) WIBEL und *S. chlorantha* (WILLD.) ERH. - *BfN-Skripten* 289: 139-144.
- LAUTERBACH D, BURKART M, GEMEINHOLZER B (2012): Rapid genetic differentiation between ex situ and their in situ source populations: an example of the endangered *Silene otites* (Caryophyllaceae). - *Botanical Journal of the Linnean Society*, vol. 168(1):64–75
- LAUTERBACH D (2013): Ex situ-Kulturen gefährdeter Wildpflanzen – Populationsgenetische Aspekte und Empfehlungen für Besammlungen, Kultivierung und Wiederausbringung. - *ANLiegen Natur* 35(2): 32-39
- LYNCH M, MILLIGAN B (1994): Analysis of population genetic structure with RAPD markers. - *Molecular Ecology* (3):91–99

- MAUNDER M, HIGGENS S, CULHAM A (2001): The effectiveness of botanic garden collections in supporting plant conservation: a European case study. - *Biodiversity and Conservation*, vol. 10(3): 383–401
- MAUNDER M, HUGHES C, HAWKINS JA, CULHAM A (2004): Hybridization in ex situ plant collections: Conservation concerns, liabilities, and opportunities. – In: GUERRANT EO, HAVENS K, MAUNDER M, (eds.): *Ex Situ Plant Conservation: Supporting Species Survival in the Wild*. - Washington (Island Press): 325–364.
- PEAKALL R, SMOUSE PE (2012): GenAIEx 6.5: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research--an update. - *Bioinformatics*, vol. 28(19): 2537–2539
- VEKEMANS X (2002): AFLP-SURV version 1.0. Laboratoire de Génétique et Ecologie Végétale. – Buxelles (Université Libre de Bruxelles)
- XU Q, WEN X, DENG X (2004): A simple protocol for isolating genomic DNA from chestnut rose (*Rosa roxburghii* tratt) for RFLP and PCR analyses. - *Plant Mol Biol Rep*, vol. 22(3): 301–302
- YOUNG A, BOYLE T, BROWN T (1996): The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. - *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 11(10): 413–418

*Christina M. Müller*  
*AG Spezielle Botanik*  
*Justus-Liebig-Universität Giessen*  
*Heinrich-Buff-Ring 38*  
*D-35392 Giessen*  
✉ [Christina.M.Mueller@bot1.bio.uni-giessen.de](mailto:Christina.M.Mueller@bot1.bio.uni-giessen.de)

# Nahrungsnetzsteuerung zur Verbesserung der ökologischen Gewässergüte

CAROLA WINKELMANN, CLAUDIA HELLMANN, DIRK HÜBNER, MADLEN GERKE, MANFRED FETTHAUER, JÖRG SCHNEIDER

*Schlagwörter: Nahrungsnetzsteuerung, Biomanipulation, Grazing, Eutrophierung*

## Einleitung

Die Biodiversität von Süßwasserlebensräumen ist natürlicherweise sehr hoch. Besonders in Mitteleuropa, das dicht besiedelt und von intensiver Landwirtschaft geprägt ist, wird diese hohe Biodiversität durch den erheblichen anthropogenen Nutzungsdruck stark gefährdet. Neben der oft diskutierten strukturellen Degradation (Verbau) der Gewässer wird der erhöhte Nährstoffeintrag als einer der wichtigsten Gründe der aktuell zu beobachtenden und auch einer zukünftigen Reduktion der Diversität angesehen (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). Die verstärkten Einträge von Pflanzennährstoffen aus der Landwirtschaft und kommunalen Kläranlagen führen zu Algenmassenentwicklungen (Eutrophierung), wodurch sich die Funktionsfähigkeit eines gesamten Gewässerökosystems reduziert. In Fließgewässern sind die wichtigsten Eutrophierungsfolgen starke pH-Wert-Schwankungen und das Verstopfen des Gewässerbettes (Kolmation des hyporheischen Interstitials). Ersteres schädigt besonders Fische und kann im Extremfall (hohe pH-Werte) zur Entstehung von fischgiftigem Ammoniak und damit zu einem Fischsterben führen. Das Verstopfen des Gewässerbettes durch organische Feinpartikel reduziert die Sauerstoffversorgung dieses wichtigen Lebensraumes, wodurch dieser seine ökologische Funktionsfähigkeit verliert (Stoffumsätze, Reproduktions- und Refugialhabitat bedrohter Arten). Damit ist nicht nur die Biodiversität in dem betroffenen Gewässer gefährdet sondern auch wichtige Ökosystemdienstleistungen wie z. B. der Abbau von Restbelastungen aus Kläranlagenabläufen (Selbstreinigung). Aufgrund der intensiven Landwirtschaft und einer dichten Besiedlung ist Eutrophierung von Fließ- und Standgewässern in Europa ein flächendeckendes und drängendes Problem, das sich negativ auf die ökologische Gewässerqualität auswirkt und die Erreichung der Ziele der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie bei einem Großteil der Wasserkörper verhindern wird. Aus diesem Grund ist es von besonderer Dringlichkeit, Maßnahmen zur Reduktion der Eutrophierung oder zumindest zur Abschwächen der Eutrophierungsfolgen bereitzustellen.

## Nahrungsnetzsteuerung in Fließgewässern

Biomanipulation ist als Werkzeug der Eutrophierungssteuerung von Standgewässern weltweit anerkannt und wird auch in Deutschland zur Sanierung von Seen oder zur Verbesserung der Rohwassergüte in Trinkwassertalsperren eingesetzt (BENNDORF, 1990, HANSSON et al., 1998). Durch eine gezielte Veränderung der Nahrungsnetzstruktur, z. B. durch Besatz mit Raubfischen, wird eine gewünschte Ökosystemfunktion, in diesem Fall die Filtrationsleistung des Zooplanktons, verstärkt (BENNDORF & KAMJUNKE, 2005). Sowohl die grundlegenden Zusammenhänge als auch Erkenntnisse aus der praktischen Umsetzung dieser Maßnahme in Standgewässern können aber nur teilweise auf Fließgewässer übertragen werden. Denn anders als für Nahrungsnetze von Standgewässern existieren für Fließgewässer zu wenige Hintergrundinformationen wodurch die Wirksamkeit einer solchen Nahrungsnetzsteuerung

nicht abgeschätzt werden kann. Es konnte bereits nachgewiesen werden, dass die Besiedlung des Gewässergrundes mit Wirbellosen (Makrozoobenthos) durch die Manipulation von Fischbeständen beeinflusst werden kann (MEISSNER & MUOTKA, 2006, WINKELMANN et al., 2011, WINKELMANN et al., 2007). Dennoch fehlen insbesondere Untersuchungen, die Effekte von großwüchsigen und algenfressenden (herbivoren) Fischen auf die Ökosystemfunktionen der Fließgewässer analysieren. Das wichtigste Indiz für den möglichen Erfolg einer Nahrungsnetzsteuerung in Fließgewässern ist die Beobachtung, dass die Gewässergüte trotz gleichbleibender Nährstoffbelastungen stark variieren kann. Dieses Phänomen wurde in den letzten Jahren in der Äschenregion eines Mittelgebirgsflusses im Westerwald (Rheinland-Pfalz, Nister) beobachtet und ist in Standgewässern bereits beschrieben (CARPENTER, 2005). Es kann als eine der Grundvoraussetzungen für die Machbarkeit dieser Maßnahme angesehen werden, da es auf einen hohen Einfluss der Nahrungsnetzstruktur auf die Wirkung einzelner Belastungen hindeutet. Ähnliche Beobachtungen haben zu dem Vorschlag geführt, aus der verfügbaren Phosphorkonzentration lediglich ein Trophiepotenzial abzuleiten, während die erreichte Biomasse benthischer Algen als wirksame Trophie (realisierte Trophie) anzusehen ist (CHRISTOFFELS et al., 2011). Ein weiteres Indiz für eine Wirksamkeit der Nahrungsnetzsteuerung ist der bisher beobachtete generell starke Einfluss von Weidegängern auf die Algen der Gewässersohle. Als Konsumenten der Algen wurden bisher hauptsächlich Wirbellose (z. B. Insektenlarven) untersucht, die im Allgemeinen einen starken Einfluss auf die Algenbiomasse zeigten (HILLEBRAND, 2009). Herbivore Fische wurden bisher weit seltener betrachtet, scheinen aber ebenfalls zu einer Reduktion von Algen am Gewässergrund beizutragen (POWER et al., 1985). Ob die Nahrungsnetzsteuerung über mehrere trophische Ebenen hinweg wirkt und damit eine Manipulation von Fischbeständen zu einer nachhaltigen Reduktion der Algen am Gewässergrund (benthische Algen) führen kann, ist noch nicht bekannt.

Eine Alternative zur Nahrungsnetzsteuerung stellt zweifellos die Verhinderung von Algenmassenentwicklungen mittels Reduktion der Nährstoffeinträge dar. Allerdings müssten dazu Phosphorkonzentrationen unterhalb 15 µg/L im Gewässer erreicht werden (CHRISTOFFELS et al., 2011). Eine flächenhafte Reduktion des Trophiepotenzials erfordert damit eine massive Reduktion diffuser Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft. Das ist bei gleichbleibendem Nutzungsdruck vermutlich nicht realisierbar. Es würde eine flächendeckende Extensivierung oder gar die Aufgabe der Landwirtschaft notwendig machen und wäre gleichzeitig mit extremem finanziellem Aufwand verbunden. Es stellt sich daher die Frage, ob sich die realisierte Trophie und die damit verbundenen negativen Einflüsse auf die Funktion des hyporheischen Interstitials durch eine gezielte Steuerung der Nahrungsnetzstruktur reduzieren lässt. Mit diesem Projekt werden daher zwei Ziele der Biodiversitätskonvention adressiert: der Schutz der Biodiversität sowie deren nachhaltige Nutzung. Wenn es gelingt, die Folgen der Nährstoffeinträge zu reduzieren und damit die Biodiversität der Gewässer zu erhalten, kann eine mäßige Nährstoffbelastung der Gewässer durch eine nachhaltige Landwirtschaft toleriert werden. Damit berücksichtigt diese Maßnahme sowohl ökologische als auch ökonomische Aspekte.

### **Experimentelle Überprüfung der Wirksamkeit der Nahrungsnetzsteuerung in Fließgewässern**

In einem vom Bundesministerium für Landwirtschaft und Ernährung (BMLE) geförderten Modellvorhaben (BIOEFFEKT) soll die Wirksamkeit dieser Maßnahme experimentell überprüft werden. Dazu soll der Bestand größerer Fischarten (Nase, Barbe, Döbel) erhöht werden, um so eine verstärkte Nutzung der Algen und damit eine Verbesserung der Funktionsfähigkeit

des Gewässerbettes zu erreichen. Es wird angenommen, dass die Biomasse der Algen sowohl direkt über den Fraßdruck der herbivoren Fischarten als auch indirekt über die Umlagerung von Steinen an der Gewässersohle durch die Fische (Bioturbation) oder durch die Verdrängung kleiner insektenfressender Fischarten reduziert wird, was zu einer besseren Sauerstoffversorgung führt. Damit wird die Biodiversität des Untersuchungsgewässers geschützt, da ein funktionierendes hyporheisches Interstitial eine zwingende Voraussetzung für das Überleben bedrohter kieslaichender Fischarten (Lachs, Äsche) oder Großmuscheln (Bachmuschel, Flussperlmuschel) darstellt. Da diese Zielarten im Projektgewässer in Reliktpopulationen vorhanden sind, werden direkte positive Effekte erwartet.

Für die Überprüfung der Wirksamkeit der Nahrungsnetzsteuerung wurden im Untersuchungsgewässer Nister zwei 500 m lange Versuchsstrecken eingerichtet, in denen der Bestand von algenfressenden Nasen (*Chondrostoma nasus*) und allesfressenden Döbeln (*Squalius cephalus*) gezielt gesteuert wird. Diese Steuerung wird durch den Umstand erschwert, dass seit 1998 ein sehr hoher Fraßdruck des Kormorans (*Phalacrocorax carbo*) auf großwüchsige Fischarten (Äsche, Barbe, Nase, Döbel) zu beobachten ist. Daher beinhaltet die Steuerung der Fischbestände neben Aufzucht und Besatz der Fische auch deren Schutz mittels einer Bejagung der Kormoranbestände vor Ort. Damit wird einerseits der direkte Fraßdruck der Kormorane reduziert als auch deren Fluchtdistanz erhöht, was zu einer indirekten Reduktion des Fraßdruckes führt.

Um die Auswirkung des veränderten Fischbestandes statistisch nachweisen zu können, folgt das Experiment einem ‚before-after-control-impact‘-Ansatz (BACI, Abb 1, STEWART-OATEN et al., 1986, CARPENTER et al., 1989).

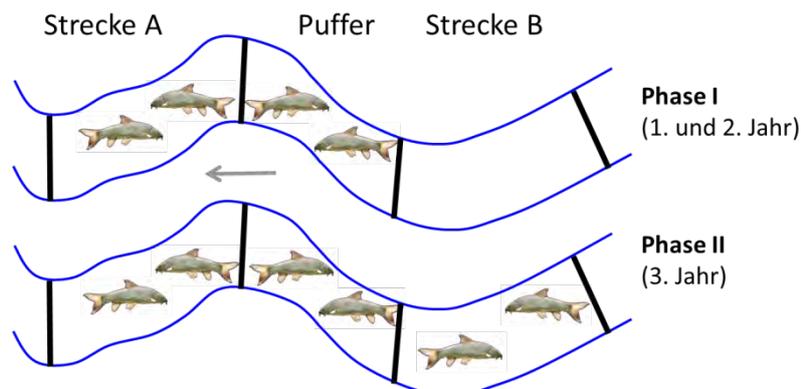


Abb. 1: Prinzipskizze des Designs des BACI-Experimentes zur Überprüfung der Wirksamkeit einer Nahrungsnetzsteuerung

Dazu werden beide Untersuchungsstrecken in zwei Phasen beobachtet und nur die Differenz der untersuchten Faktoren zwischen beiden Strecken in den verschiedenen Phasen verglichen. In der ersten Phase des Experimentes wird in der Strecke A ein hoher Bestand an Nasen und Döbeln eingestellt, während in der Strecke B der momentan im Gewässer bestehende sehr niedrige Fischbestand belassen wird. In einer zweiten Phase wird dann in beiden Strecken der gleiche hohe Fischbestand eingestellt. Die Differenz zwischen beiden Strecken in dieser zweiten Phase dient dann als Maß für die natürlichen Unterschiede zwischen beiden Strecken und wird vom beobachteten Effekt in der ersten Phase (Differenz zwischen den unterschiedlich besetzten Strecken) subtrahiert. Damit werden die Unterschiede zwischen den Strecken von den experimentell bedingten Effekten getrennt. Da die Funktionsfähigkeit des Gewässerbettes die Zielgröße des Projektes ist, werden hauptsächlich physikalische und chemische Messgrößen im Tiefengradienten genutzt (pH-Wert, Sauerstoffkonzentration,

Konzentration von Nitrat, Nitrit und Ammonium). Zusätzlich wird die Wirbellosenbesiedlung, die Masse und Zusammensetzung der Algen am Gewässergrund sowie die Überlebensrate von Eiern kieslaichender Fischarten (Äsche, Lachs) analysiert. Erste Ergebnisse lassen bereits 2 Monate nach Einstellung der Fischbestände eine bessere Sauerstoffversorgung in 5 und 20 cm Tiefe des Gewässerbettes in der Strecke mit hohem Fischbestand vermuten (Abb. 2).

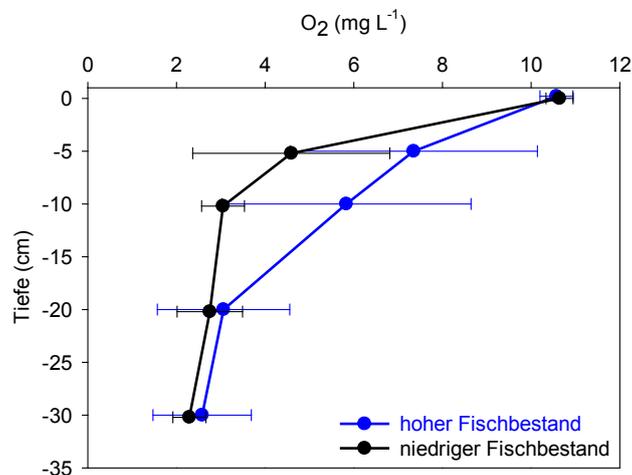


Abb. 2: Mittelwerte und Standardabweichung der Sauerstoffkonzentration im Gewässerbett der Nister am 28.7.2015 (n = 5)

## Literatur

- BENNDORF, J. (1990): Conditions for effective biomanipulation, conclusions derived from whole-lake experiments in Europe. - *Hydrobiologia*, 200/201: 187-203.
- BENNDORF, J. & KAMJUNKE, N. (2005): Anwenderrichtlinie Biomanipulation am Beispiel der Talsperre Bautzen. - Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie.
- CARPENTER, S.R. (2005): Eutrophication of aquatic ecosystems: Bistability and soil phosphorus. - *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102: 10002-10005.
- CARPENTER, S.R., FROST, T.M., HEISEY, D. & KRATZ, T.K. (1989): Randomized Intervention Analysis and the Interpretation of Whole-Ecosystem Experiments. - *Ecology*, 70: 1142-1152.
- CHRISTOFFELS, E., SCHARF, W. & BARION, D. (2011): Eutrophierung der Fließgewässer und Europäische Wasserrahmenrichtlinie. - *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 11: 186-190.
- HANSSON, L.A., ANNADOTTER, H., BERGMAN, E., HAMRIN, S.F., JEPPESEN, E., KAIRESALO, T., LUOKKANEN, E., NILSSON, P.A., SONDERGAARD, M. & STRAND, J. (1998): Biomanipulation as an application of food-chain theory: Constraints, synthesis, and recommendations for temperate lakes. - *Ecosystems*, 1: 558-574.
- HILLEBRAND, H. (2009): Meta-Analysis of grazer control of periphyton biomass across aquatic ecosystems. - *J. Phycol.*, 45: 798-806.
- MEISSNER, K. & MUOTKA, T. (2006): The role of trout in stream food webs: integrating evidence from field surveys and experiments. - *J. Anim. Ecol.*, 75: 421-433.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. – Washington (World Resources Institute)

- POWER, M.E., MATTHEWS, W.J. & STEWART, A.J. (1985): Grazing minnows, piscivorous bass, and stream algae: dynamics of a strong Interaction. - Ecology, 66: 1448-1456.
- STEWART-OATEN, A., MURDOCH, W.W. & PARKER, K.R. (1986): Environmental-Impact Assessment - Pseudoreplication in Time. - Ecology, 67: 929-940.
- WINKELMANN, C., HELLMANN, C., WORISCHKA, S., PETZOLDT, T. & BENNDORF, J. (2011): Fish predation affects the structure of a benthic community. - Freshwater Biol, 56: 1030-1046.
- WINKELMANN, C., WORISCHKA, S., KOOP, J.H.E. & BENNDORF, J. (2007): Predation effects of benthivorous fish on grazing and shredding macroinvertebrates in a detritus-based stream food web. - Limnologica, 37: 121-128.

*Carola Winkelmann*  
*Universität Koblenz-Landau*  
*Institut für Integrierte Naturwissenschaften*  
*Universitätsstraße 1*  
*56070 Koblenz*  
✉ *cawinkelmann@uni-koblenz.de*



# Der invasive Höckerflohkrebs *Dikerogammarus villosus* – eine Gefahr für die Lebensgemeinschaft unserer Flüsse?

CLAUDIA HELLMANN, SUSANNE WORISCHKA, FRANZ SCHÖLL, JOCHEN BECKER, CAROLA WINKELMANN

*Schlagwörter: Invasion, trophische Funktion, Artenvielfalt, stabile Isotopenanalyse*

## Einleitung

Die Einwanderung (Invasion) von gebietsfremden Arten (Neobiota) in aquatische Ökosysteme stellt eine der Hauptbedrohungen für deren Biodiversität dar (SALA et al. 2000). Andere direkte Beeinflussungen der Biodiversität, wie die Veränderungen unserer Gewässer infolge anthropogener Nutzungen und des globalen Klimas können zudem Arealverschiebungen von Arten begünstigen und die damit verbundenen Probleme verstärken (DUKES & MOONEY 1999). Auch fördern bereits erfolgreich etablierte Neobiota u. U. die Einwanderung weiterer gebietsfremder Arten, da sie die Umweltbedingungen in den betroffenen Ökosystemen zu deren Gunsten formen (SIMBERLOFF & VON HOLLE 1999). Invasive Arten könnten daher die biologische Struktur und die Funktionen der Gewässerökosysteme grundlegend verändern (STRAYER 2010). Die Ausmaße bisher möglicher Veränderungen lassen sich aber momentan kaum abschätzen. Zu den weltweit erfolgreichsten aquatischen Neozoen (tierische Einwanderer) zählen die Krebstiere (STRAYER 2010). Ein Beispiel ist der Höckerflohkrebs (*Dikerogammarus villosus*, SOWINSKY, 1894), der in den letzten 2 Jahrzehnten aus dem Schwarzmeergebiet in viele größere Gewässer in Mitteleuropa, v.a. in Schifffahrtsstraßen (SCHÖLL et al., im Druck), eingewandert ist. Die Verbreitung des Höckerflohkrebses wurde besonders durch die flusseinzugsgebietsüberschreitende Verbindung der großen Transportwasserwege über Kanäle gefördert (LEUVEN et al. 2009). Der Höckerflohkrebs besitzt eine Anzahl vorteilhafter Eigenschaften, die ihm eine erfolgreiche Einwanderung und den stabilen Populationsaufbau erleichtern (REWICZ et al. 2014). Als besonders bedeutsam wird dabei seine Fähigkeit angesehen, sich sehr flexibel zu ernähren und damit verbunden ein hohes Potential zur räuberischen Ernährungsweise. Seine räuberische Aktivität gegenüber vielen Wasserorganismen (Krebstieren, Insektenlarven) wurde bisher ausschließlich in Laborexperimenten beobachtet und quantifiziert (z. B. DICK et al. 2002, MACNEIL et al. 2013). Entsprechende Untersuchungen seiner ökologischen Funktion im Nahrungsnetz natürlicher Lebensgemeinschaften (trophische Funktion) sind allerdings bisher sehr selten. Sie zeigen außerdem größtenteils Ergebnisse, die den Beobachtungen der Laboruntersuchungen widersprechen (VAN RIEL et al. 2006, KOESTER & GERGS 2014). Trotzdem wird der Rückgang der Artenvielfalt von Wirbellosen in europäischen Flüssen vor allem mit der Invasion des Höckerflohkrebses begründet (VAN RIEL et al. 2006, MACNEIL et al. 2013).

Im Rahmen einer Emmy-Noether-Förderung der Deutschen Forschungsgemeinschaft wird an der Universität Koblenz-Landau ein Forschungsprojekt durchgeführt, um die Mechanismen und Konsequenzen der Invasion in europäische Flüsse zu untersuchen (WI 3592/1-1). Dabei gilt der Höckerflohkrebs als Modellorganismus. Es werden die Auswirkungen dieser Art auf betroffene Lebensgemeinschaften und Ökosystemfunktionen (z. B. in Elbe, Rhein) analysiert. Gleichzeitig werden auch die Eigenschaften des Einwanderers und der jeweiligen Artengemeinschaften untersucht, die den Invasionserfolg beeinflussen könnten. Zwei der zentralen Fragestellungen stehen im Folgenden im Fokus: 1) Welche trophische Funktion

hat der Höckerflohkrebs in natürlichen Lebensgemeinschaften europäischer Flüsse und 2) ist seine Einwanderung für den Rückgang der Artenvielfalt verantwortlich.

## Untersuchungsgebiet und Methodik

Die Untersuchungen zur trophischen Funktion fanden in der Elbe (bei Dresden, Fluss-km 66) und im Rhein (bei St. Goar, Fluss-km 660) statt. Die Standorte unterscheiden sich bezüglich ihrer Lebensgemeinschaft dadurch, dass in der Elbe ein höherer Anteil an einheimischen Arten vorhanden ist, während der Rhein von invasiven Arten dominiert wird (HELLMANN et al. 2015, in Druck). Um die Lebensgemeinschaft repräsentativ beproben zu können, wurden Körbe (50x20x20 cm, 20 mm Maschenweite), mit dem standorttypischen Substrat befüllt und für 4 Wochen am Gewässergrund exponiert (Abb. 1, links). Dabei konnte das Substrat mit den vorhandenen Arten besiedelt werden. Nach der Bergung der Körbe vom Gewässergrund wurden die Tiere für die Analysen aussortiert und konserviert (Abb. 1, rechts).



Abb. 1: Korb zur Exposition am Gewässergrund mit Fluss-Substrat befüllt (links), Probe der Lebensgemeinschaft nach Entnahme aus den Körben (rechts).

Für die Bestimmung seiner trophischen Position wurden je 18 Individuen des Höckerflohkrebses und dessen mögliche Nahrungsquellen (wirbellose Organismen, Laubteile, Algenaufwuchs, partikuläres organisches Material) aus den jeweiligen Substratkörben der Elbe im September 2012 und aus dem Rhein im September 2013 entnommen. Als Methode zur Bestimmung der trophischen Funktion des Krebses im Nahrungsnetz und der Zusammensetzung seiner Nahrung, kam die stabile Isotopenanalyse zur Anwendung (z. B. POST 2002). In den tierischen und pflanzlichen Proben wurden die Verhältnisse der Kohlenstoff-Isotope ( $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ) und der Stickstoff-Isotope ( $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ) mit einem Isotopenmassenspektrometer gemessen (Details in HELLMANN et al. 2015, in Druck). Die Werte der stabilen Isotope werden durch die  $\delta$ -Signatur in Promille (‰) ausgedrückt. Die trophische Position (TP) oder auch Zugehörigkeit zu einer trophischen Ebene im Nahrungsnetz kann mithilfe folgender Formel (VANDER ZANDEN & RASMUSSEN 1999) berechnet werden:

$$TP = ((\delta^{15}\text{N} - \delta^{15}\text{N}_{\text{korrr}}) / \Delta^{15}\text{N}) + 2$$

Dabei ist  $\delta^{15}\text{N}$  die Signatur des Konsumenten,  $\delta^{15}\text{N}_{\text{korrr}}$  die Signatur des Konsumenten korrigiert mit den Signaturen der Primärkonsumenten im Nahrungsnetz (Basislinie) und  $\Delta^{15}\text{N}$  die Zunahme der Stickstoffsignatur zwischen zwei trophischen Ebenen aufgrund der Umsetzung von Stickstoff bei Stoffwechselprozessen (Details in VANDER ZANDEN & RASMUSSEN 2001). Der letztgenannte Wert wurde spezifisch für den Höckerflohkrebs in Laborexperimenten ermittelt und beträgt 2,92 ‰ (HELLMANN et al. 2015, in Druck). Der Summand 2 gibt die Nahrungsnetzebene des Primärkonsumenten an und dient der Relativierung der berechneten Werte. Die trophische Position 2 entspricht demnach der trophischen Funktion der Primärkonsumenten, der Wert 3 den Sekundärkonsumenten, d. h. die Ebene der wirbellosen Räuber, die sich von anderen wirbellosen Organismen ernährt. Anhand der Isotopensignaturen

der Ressourcen in Relation zum Konsumenten können mithilfe von Isotopenmischungsmodellen die Anteile der potentiellen Nahrungsressourcen quantifiziert werden (Details in HELLMANN et al. 2015, in Druck). Um die Entwicklung der Lebensgemeinschaften an den Standorten vor und nach der Invasion des Höckerflohkrebses zu analysieren, wurden Datensätze aus einem Langzeitmonitoring der Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz ausgewertet. Die Proben wurden ab 1990 (Mittelrhein) bzw. 1992 (Oberelbe) bis 2013 durch die quantitative Entnahme der wirbellosen Lebensgemeinschaften an mehreren Stellen im Längs- und Querverlauf des Flusses mit einem Baggergreifer entnommen. Die jährliche mittlere Artenzahl, Gesamtindividuen und der Shannon-Diversitätsindex wurden vor und nach der Invasion (Elbe) bzw. vor und nach Etablierung (Rhein) des Flohkrebses mittels eines Randomisierungstests (R software, Version 3.1; R DEVELOPMENT CORE TEAM 2014) verglichen.

## Ergebnisse und Diskussion

Unter Freilandbedingungen wurde für den Höckerflohkrebs die trophische Funktion eines Primärkonsumenten (Elbe) bzw. eines Omnivoren (Rhein) ermittelt. Dies lässt sich aus der trophischen Position von  $1,9 (\pm 0,2)$  in der Elbe und  $2,6 (\pm 0,2)$  im Rhein (Mittelwerte  $\pm$  Standardabweichung,  $n=18$ ) schließen (Abb. 2). Generell gelten invertebrate Organismen mit einer trophischen Position von  $\sim 3$  als Räuber (ANDERSON & CABANA 2007). Anders als bisher vermutet, kann der Höckerflohkrebs daher in keinem der untersuchten Flüsse als Räuber eingestuft werden. Die Annahme, dass diese Art keine ausschließlich räuberische Ernährungsweise zeigt, wird dadurch unterstützt, dass die pflanzlichen Nahrungsressourcen Algenaufwuchs und Teile von Laub oder Makrophyten als besonders bedeutsam für den Höckerflohkrebs identifiziert werden konnten. Diese wurden mit einer hohen Wahrscheinlichkeit (95 %) mit einem Anteil von bis zu 42 % in der Elbe (Aufwuchs) und bis zu 25 % je Pflanzenressource im Rhein genutzt (Tab. 1; Details HELLMANN et al. 2015, in Druck). In der Elbe spielen wirbellose Organismen mit Ausnahme von juvenilen Höckerflohkrebsen (kannibalistisches Verhalten) keine Rolle als potenzielle Nahrung. Im Rhein trugen andere invasive Flohkrebse (*Echinogammarus ischnus*, *Chelicorophium* spp.) bis zur Hälfte zur Nahrung bei. Einheimische wirbellose Arten spielten jedoch an keinem Standort eine Rolle als Beute (Tab. 1).

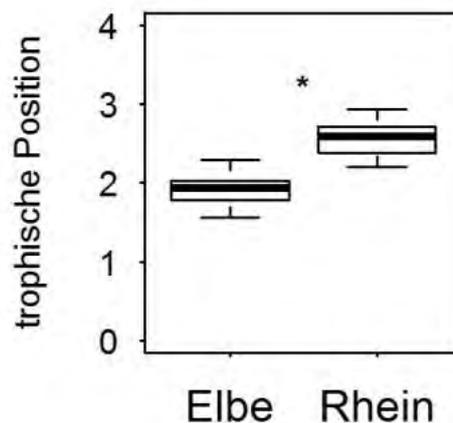


Abb. 2: Die trophische Position des Höckerflohkrebses (adulte Tiere  $>9\text{mm}$ ) im Vergleich zwischen Elbe und Rhein (\*signifikanter Unterschied, Student's t-test,  $p < 0,001$ ); Box-Whisker-Plot mit Median, Quartilen und 10./90. Perzentil; verändert aus Hellmann et al. 2015, in Druck.

Tab. 1: Die Anteile der Nahrungsressourcen (%) an der Nahrung des Höckerflohkrebses in Elbe und Rhein als Mittelwerte und Minimum bis Maximum mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 %, berechnet mit dem Isotopenmischungsmodell SIAR (Parnell et al. 2010; verändert aus HELLMANN et al. 2015, in Druck); einheimische wirbellose (nat) und invasive Beutearten (inv) sind in Klammern gekennzeichnet.

Nahrungsressourcen	Elbe		Rhein	
	Mittel (%)	95% Intervall	Mittel (%)	95% Intervall
<i>D. villosus (juvenile)</i> (inv)	20.2	1.4 – 37	12.1	0 – 26
<i>Heptagenia sulphurea</i> (nat)	2.3	0 – 6.7	-	-
<i>Ancylus fluviatilis/Baetis fuscatus</i> (nat)	1.4	0 – 3.9	-	-
<i>Hydropsyche</i> spp. (nat)	-	-	6.0	0 – 17
<i>Hydropsyche/Eiseniella tetraedra</i> (nat)	4.9	0 – 13	-	-
<i>Simulium</i> spp. (nat)	7.5	0 – 17	-	-
<i>Jaera sarsi</i> (inv)	3.1	0 – 9.2	-	-
<i>Chelicorophium</i> (inv)/ <i>Simulium</i> (nat)	-	-	19.4	1.3 – 36
<i>Echinogammarus ischnus</i> (inv)	-	-	25.4	5 – 47
<i>Corbicula fluminea/fluminalis</i> (inv)	3.7	0 – 10	-	-
<i>Theodoxus fluviatilis</i> (inv)	-	-	4.5	0 – 13
Aufwuchs	31.6	21 – 42	-	-
Partikuläres organisches Material (POM)	8.6	0 – 21	-	-
POM/Aufwuchs	-	-	20.3	16 – 25
Makrophyten/Laub	16.7	0.5 – 32	12.3	0.3 – 24

Der Grund hierfür wird in der standorttypischen Artengemeinschaft gesehen, da die als Beute genutzten invasiven Krebsarten sowie der untersuchte Höckerflohkrebs die einheimischen Arten in ihrer Dichte und Biomasse an den Standorten bei weitem übertreffen (HELLMANN et al. 2015, in Druck). Dieser Befund bedeutet, dass die trophische Funktion des Krebses in Abhängigkeit von der betroffenen Lebensgemeinschaft sehr unterschiedlich sein kann. Es stellt sich also die Frage, ob der Einfluss des Einwanderers auf die Artengemeinschaft nicht ebenso systemspezifisch verschieden ist. Dies wird anhand der Daten des Langzeitmonitorings gezeigt. Am Elbestandort wurde der Höckerflohkrebs erstmalig im Jahr 2001 nachgewiesen und erreichte sehr schnell hohe Individuendichten von max. 2000 Individuen  $m^{-2}$  (Abb. 3, oben). Die Artengemeinschaft zeigte aufgrund der Invasion keine Veränderungen in der mittleren Artendiversität (Shannon Diversitätsindex,  $p = 0,15$ , Abb. 3, unten), sowie der Gesamtindividuenzahl ( $p = 0,58$ ). Die Artenzahlen, die zwischen 1992 und 2000 aufgrund der Verbesserung der Wasserqualität tendenziell anstiegen, gingen zwar zwischen 2002 und 2005 zurück, stiegen dann aber wieder an (Abb. 3, Mitte). Da diese Dynamik ebenso bei der Individuendichte des Krebses beobachtet wurde, scheinen diese jährlichen Schwankungen auf andere Faktoren zurückzuführen zu sein. Die mittleren Artenzahlen vor und nach der

Invasion des Höckerflohkrebses zeigen daher keine signifikanten Unterschiede ( $p = 0,83$ ), die auf die Einwanderung zurückzuführen wären.

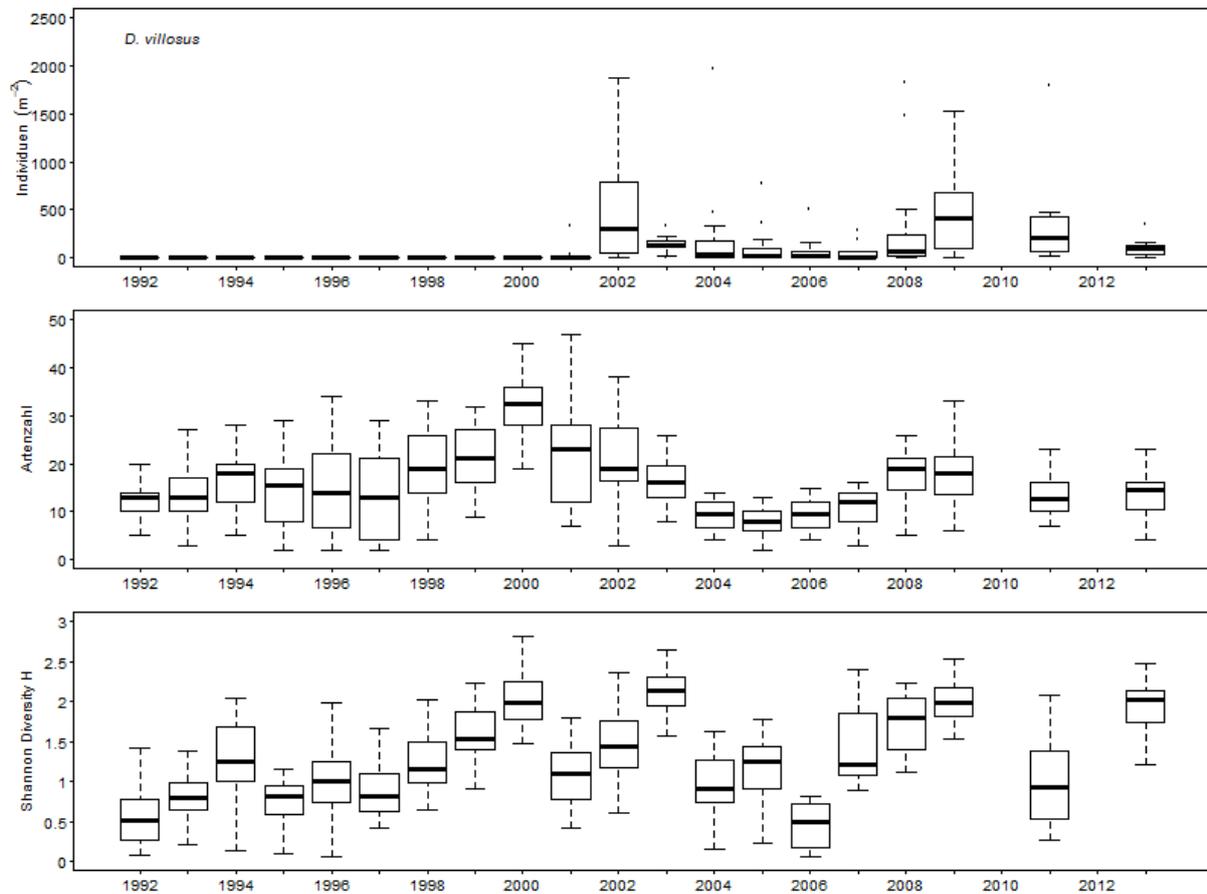


Abb. 3: Die Entwicklung der Individuendichte des Höckerflohkrebses ( $m^{-2}$ ) (oben), der Artenzahl (Mitte) und der Artendiversität (Shannon Diversitätsindex, unten) in der Oberelbe von 1992 bis 2013; Box-Whisker-Plots mit Median, Quartilen und 10./90. Perzentil, Punkte = Ausreißer.

Im Gegensatz dazu war ein erstmaliges Aufkommen des Höckerflohkrebses am Untersuchungsstandort im Rhein im Jahr 1995 zu beobachten, wobei die Individuendichte über mehrere Jahre sehr gering blieb und Tiere relativ selten in den Proben nachgewiesen wurden (Abb. 4, oben). Hohe Individuendichten wurden erst ab 2000 mit bis zu 1000 Individuen  $m^{-2}$  aufgebaut und stagnierten dann auf diesem Niveau. Der Vergleich zwischen der Phase bis zur Etablierung mit der Zeit nach der Etablierung (stabiler Populationsaufbau), zeigt eine signifikante Reduktion der Artenzahlen ( $p = 0,004$ ). Trotzdem kam es zu einer deutlichen Erhöhung der Shannon-Diversität im Rhein ( $p < 0,001$ ). Dies wird wahrscheinlich durch die gleichzeitig starke Abnahme der Gesamtindividuenzahl ( $p < 0,001$ ) und eine bessere Gleichverteilung der vorkommenden Arten verursacht.

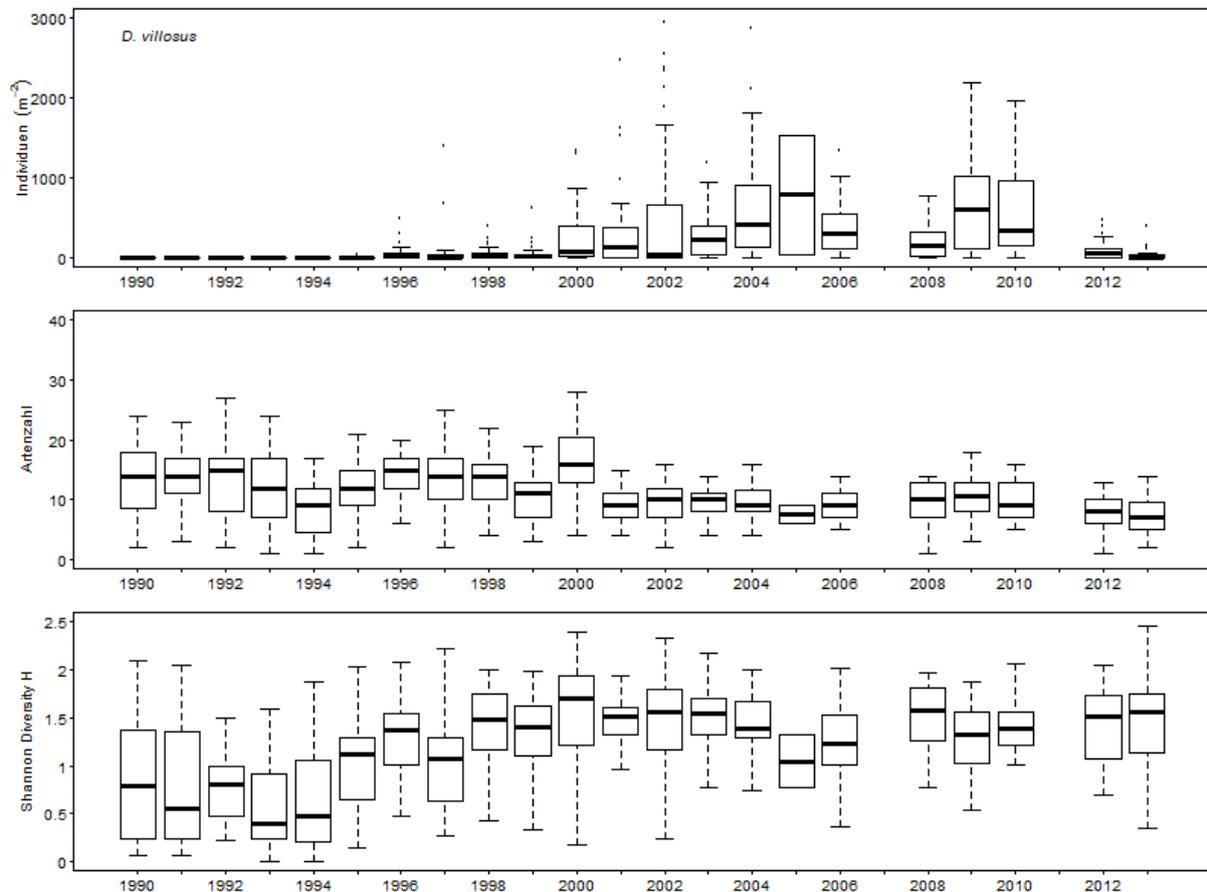


Abb. 4: Die Entwicklung der Individuendichte des Höckerflohkrebses ( $m^{-2}$ ) (oben), der Artenzahl (Mitte) und der Artendiversität (Shannon Diversitätsindex, unten) im Mittelrhein von 1990 bis 2013; Box-Whisker-Plots mit Median, Quartilen und 10./90. Perzentil, Punkte = Ausreißer.

## Schlussfolgerung

Bisher wurden invasive Arten für den Artenrückgang in Süßwasserökosystemen verantwortlich gemacht und damit generell als schädlich für die Biodiversität betrachtet. Die vorgestellten Ergebnisse zeigen ein differenzierteres Bild. Die trophische Funktion und der Einfluss des Höckerflohkrebses auf andere Wirbellose scheinen sehr ökosystem-spezifisch, also abhängig von der betroffenen Lebensgemeinschaft, zu sein. Eine generell negative Bewertung von invasiven Arten ist daher nicht immer folgerichtig und deren Einflüsse sollten im jeweiligen System betrachtet werden. Positive Folgen der Invasion, wie die Erhöhung der Artendiversität, sind zudem umso wahrscheinlicher, als dass gebietsfremde Arten oftmals in bereits anthropogen veränderte und artenarme Systeme einwandern. Solche Systeme könnten sogar von neuen Arten profitieren, da diese unter Umständen fehlende Funktionen übernehmen.

## Danksagung

Das Projekt wird gefördert aus dem Emmy-Noether-Programm der Deutschen Forschungsgemeinschaft (WI 3592/1-1). Unser Dank gilt Christian Sodemann, der Bundesanstalt für Gewässerkunde, v. a. Jochen Koop, und dem Wasser- und Schifffahrtsamt für die Unterstützung bei den Freilandprobenahmen. Für die Messung der stabilen Isotope danken wir An-

dreas Hirsch (Isotopenlabor der Universität Koblenz-Landau) und René Gergs (Umweltbundesamt Berlin).

## Literatur

- ANDERSON, C. & CABANA, G. (2007): Estimating the trophic position of aquatic consumers in river food webs using stable nitrogen isotopes. - *Journal of the North American Benthological Society* 26: 273-285
- DICK, J.T., PLATVOET, D. & KELLY, D.W. (2002): Predatory impact of the freshwater invader *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda). - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 1078-1084
- DUKES, J.S. & MOONEY, H.A. (1999): Does global change increase the success of biological invaders? - *Trends in ecology and evolution* 14: 135-139
- HELLMANN, C., WORISCHKA, S., MEHLER, E., BECKER, J., GERGS, R. & WINKELMANN, C. (2015): The trophic function of *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894) in invaded rivers: a case study in the Elbe and Rhine. - *Aquatic Invasions* 10, in Druck.
- KOESTER, M. & GERGS, R. (2014): No evidence for intraguild predation of *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894) at an invasion front in the Untere Lorze, Switzerland. - *Aquatic Invasions* 9: 489-497
- LEUVEN, R.S., VELDE, G.V., BAIJENS, I., SNIJDERS, J., ZWART, C.V., LENDERS, H.J. & VAATE, A.B. (2009): The river Rhine: a global highway for dispersal of aquatic invasive species. - *Biological Invasions* 11: 1989-2008
- MACNEIL, C., BOETS, P., LOCK, K. & GOETHALS, P.L. (2013): Potential effects of the invasive 'killer shrimp' (*Dikerogammarus villosus*) on macroinvertebrate assemblages and bio-monitoring indices. - *Freshwater Biology* 58: 171-182
- PARNELL, INGER R, BEARHOP S, AND JACKSON AL (2010) Source Partitioning Using Stable Isotopes: Coping with Too Much Variation. *PLoS ONE* 5(3), e9672. DOI: 10.1371/journal.pone.0009672
- POST, D.M. (2002): Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. - *Ecology* 83: 703-718
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2014) A language and environment for statistical computing. - R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>
- REWICZ, T., GRABOWSKI, M., MACNEIL, C. & BACELA-SPYCHALSKA, K. (2014): The profile of a 'perfect' invader – the case of killer shrimp, *Dikerogammarus villosus*. - *Aquatic Invasions* 9: 267-288
- SALA, O.E., CHAPIN, F.S., ARMESTO, J.J., BERLOW, E., BLOOMFIELD, J., DIRZO, R., HUBER-SANWALD, E., HUENNEKE, L.F., JACKSON, R.B., KINZIG, A., LEEMANS, R., LODGE, D.M., MOONEY, H.A., OESTERHELD, M., LEROY POFF, N., SYKES, M.T., WALKER, B.H., WALKER M. & WALL, D.H. (2000): Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. - *Science* 287: 1770-1774
- SCHÖLL, F., HAYBACH, H. & EGGERS, O. (im Druck): Aquatische Neozoen in Fließgewässern. – *Handbuch Angewandte Limnologie*.
- SIMBERLOFF, D. & VON HOLLE, B. (1999): Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? - *Biological Invasions* 1: 21–32
- STRAYER, D.L. (2010): Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. - *Freshwater Biology* 55: 152–174

- VANDER ZANDEN, M.J. & RASMUSSEN, J.B. (1999): Primary consumer d13C and d15N and the trophic position of aquatic consumers. - *Ecology* 80: 1395-1404
- VANDER ZANDEN, M.J., & RASMUSSEN, J.B. (2001): Variation in d15N and d13C trophic fractionation: Implications for aquatic food web studies. - *Limnology and Oceanography* 46: 2061-2066
- VAN RIEL, M.C., VAN DER VELDE, G., RAJAGOPAL, S., MARGUILLIER, S., DEHAIRS, F. & BIJ DE VAATE, A. (2006): Trophic relationships in the Rhine food web during invasion and after establishment of the Ponto-Caspian invader *Dikerogammarus villosus*. - *Hydrobiologia* 565: 39-58

*Claudia Hellmann, Susanne Worischka, Jochen Becker und Carola Winkelmann*  
*Universität Koblenz-Landau*  
*Institut für Integrierte Naturwissenschaften*  
*Universitätsstrasse 1*  
*56070 Koblenz*

*Dr. Franz Schöll*  
*Bundesanstalt für Gewässerkunde*  
*Am Mainzer Tor 1*  
*56068 Koblenz*

# Wildtiermanagement in der Stadt. Oder: Welche Biodiversität wollen wir eigentlich?

GEVA PEERENBOOM

*Schlagwörter: urban wildlife management, urban biodiversity, human-wildlife conflicts*

Für den Erhalt und die Förderung der Artenvielfalt fällt Städten eine besondere Rolle zu. Weltweit leben inzwischen über 50 % der Menschen in urbanen Gebieten (UNITED NATIONS POPULATION DEVISION, 2014), was eine Nachhaltige Gestaltung von Städten unabdingbar macht (MÜLLER & KAMADA, 2011). In diesen vom Menschen hoch modifizierten Landschaften bilden sich zunehmend angepasste Ökosysteme, was sowohl Chancen für den Erhalt und die Förderung von Biodiversität bietet, als auch für die Bildung über die „Natur vor der Haustür“. Das Land Baden-Württemberg hat diese besondere Rolle auch in seiner Naturschutzstrategie anerkannt. Demnach möchte das Bundesland „In Abhängigkeit der Funktion der Freiräume (...) wir so viel Stadtnatur wie möglich zulassen und fördern“ (MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHEN RAUM UND VERBRAUCHERSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG, 2014). Diese Bestrebungen überschneiden sich mit der Entwicklung, dass sich bereits viele, insbesondere größere Wildtierarten in den Städten ansiedeln. Beim Fuchs etwa lässt sich diese Entwicklung seit Anfang der 90er Jahre beobachten, nachdem es durch die flächendeckende Tollwutimmunsierung in Mitteleuropa zu einem starken Populationsanstieg kam (GLOOR et al., 2006). Ähnliche Bilder zeigen sich bei Dachs, verschiedenen Wildgänsen, Wildschwein oder dem sich in Baden-Württemberg ausbreitenden Waschbär. Durch die naturnahe Gestaltung und Förderung von städtischen Grünflächen und deren Verbund ist zu erwarten, dass noch weitere Arten sich diese Lebensräume erschließen.

Leider läuft das Zusammenleben von Menschen und Wildtieren auf diesem engen Raum nicht immer konfliktfrei ab: Neben ökonomischen Schäden können durch die Interaktion zwischen Mensch und Wildtier Gesundheitsrisiken für den Menschen und Gefahren für die öffentliche Sicherheit entstehen. Situationen, in denen sich überforderte Bürger zum Handeln gezwungen sehen, können Verstöße gegen Tier-, Naturschutz und Jagdrecht zur Folge haben. Der Umgang mit diesen Mensch-Wildtier-Konflikten stellt für Kommunen und Landkreise zunehmend eine Herausforderung dar. Hier gilt es, praktikable Wildtiermanagement-Konzepte zu entwickeln, um die negativen Wirkungen von Wildtieren im Siedlungsraum zu vermindern, um Biodiversität zu integrieren. Decker et al. (2012) definieren Wildtiermanagement als "the guidance of decision making processes and implementation of practices to influence interactions among and between people, wildlife, and habitats to achieve impacts valued by stakeholders". Demnach definieren die betroffenen Akteure, wie Bevölkerung, Verbände und politische Entscheidungsträger, welche Wirkungen mittels Steuerungsmaßnahmen erzielt werden sollen.

Um diese Wirkungen besser beschreiben zu können, fördert das Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg das Forschungsprojekt "Wildtiere im Siedlungsraum Baden-Württembergs" aus Mitteln der Landesjagdabgabe. Bearbeitet wird das Projekt von uns an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau von der Professur für Wildtierökologie und Wildtiermanagement, in Kooperation mit der Professur für Forst- und Umweltpolitik. Die Projektlaufzeit endet regulär Ende Juli 2016. Es folgt ein Überblick über vorläufige Ergebnisse aus unserer Arbeit.



Abb. 1: Auswirkungen von urbaner Biodiversität: Wildtiere halten sich nicht an vom Menschen gemachte Regeln. Ökonomische Schäden, Gefährdungen für Gesundheit und Sicherheit von Bürgern, sowie vermeidbares Leid beim Wildtier können die Folgen sein.

Im Rahmen des Forschungsprojektes entstehen Konzepte für Baden-Württemberg, um den Konflikten zwischen Menschen und Wildtieren angemessen zu begegnen und gleichzeitig die Artenvielfalt im Siedlungsraum zu fördern. Der Fokus liegt auf Wildtierarten, die im Jagd- und Wildtiermanagement Baden-Württembergs gelistet sind. Um Handlungsempfehlungen erarbeiten zu können, gilt es zunächst im Rahmen einer Situationsanalyse den aktuellen Zustand in Baden-Württemberg zu erfassen und zu bewerten. Folgende Fragen sind dabei von Interesse:

- Welche (im Jagdrecht gelisteten) Wildtierarten treten in Baden-Württemberg im Siedlungsraum auf?
- Wie reagiert die Bevölkerung?
- Welche Konflikte entstehen?
- Wie wird aktuell mit diesen Konflikten umgegangen?

Die Herausforderung für die Beantwortung dieser Fragen besteht darin, dass in Baden-Württemberg bisher weder Monitoringdaten zu urbanen Wildtierpopulationen existieren, noch klare Ansprechpartner für Wildtiermanagement im Siedlungsraum definiert sind. Deshalb verwenden wir methodisch einen explorativen, sozialwissenschaftlichen Ansatz. Um uns zunächst einen Überblick über die Thematik in Baden-Württemberg zu verschaffen, führten wir Experteninterviews mit unterschiedlichen beteiligten Akteuren durch. Aus diesen entwickelten wir einen Online-Fragebogen, den wir von Personen ausfüllen ließen, die Anfragen zu Wildtieren im Siedlungsraum aus der Bevölkerung entgegennehmen. Parallel dazu analysierten wir Medien wie Presseartikel, Internetforen und Inhalte von Gemeindehomepages. Im

Herbst 2014 ließen wir per Telefon eine Bevölkerungsbefragung in Baden-Württemberg durchführen. Neben der Situationsanalyse fließen in die Handlungsempfehlungen weitere Ergebnisse aus Fallstudien von Wildtiermanagementsystemen außerhalb Baden-Württembergs ein, sowie Vorschläge aus Expertenworkshops, die wir mit beteiligten Akteuren im Herbst 2014 und im Frühjahr 2015 in Baden-Württemberg durchführten.

## **Vorläufige Ergebnisse**

### **Wildtierarten und Konflikte**

Zu den häufigsten, von der Bevölkerung in Baden-Württemberg gesichteten Arten zählen vor allem Steinmarder, Wildkaninchen und Rotfuchs. Arten, zu denen die meisten Anfragen aus der Bevölkerung bei den von uns befragten Ansprechpartnern eingehen, sind vor allem Fuchs und Steinmarder, aber auch Wildschwein, Dachs und Reh. Die Häufigkeit der Anfragen ist je nach Wildtierart regional unterschiedlich und wird vermutlich durch unterschiedliche Lebensraumbedingungen beeinflusst. Die entstehenden Konflikte lassen sich einteilen in ökonomische Schäden, Gefährdungen für den Menschen und fehlenden Tierschutz. Ökonomische Schäden entstehen etwa, wenn Grünflächen durch Wildschweine umgebrochen werden, oder wenn Steinmarder auf der Schlafplatzsuche Dämmmaterial in Dachstühlen zerstören. Als Gefährdungen für den Menschen wären beispielsweise das Übertragungsrisiko von Zoonosen zu nennen, oder die Gefahr von Verkehrsunfällen, die durch Wildtiere verursacht werden. Übertriebene Ängste vor Wildtieren ordnen wir ebenfalls dieser Kategorie zu. Fehlender Tierschutz lässt sich vor allem dann feststellen, wenn Bürger selbst die Initiative ergreifen und auf illegalen Wegen versuchen, Wildtiere zu vertreiben oder zu töten. Aufgrund unklarer Zuständigkeiten kommt es auch bei Wildunfällen im Siedlungsbereich vor, dass verletzte Tiere unnötig leiden.

### **Umgang mit Konflikten**

Es zeigt sich, dass ein Großteil der Bevölkerung bei Konflikten mit Wildtieren im Siedlungsbereich Unterstützung benötigt. Da es jedoch kaum öffentlich benannte Ansprechpartner gibt, haben Bürger oft Schwierigkeiten, angemessene Unterstützung zu erhalten. Meist werden Gemeindeverwaltungen, Forstämter, Polizei oder Jäger angefragt, aber auch Tierschutzvereine, Veterinäre und die Feuerwehr. Dann hängt es von dem persönlichen Engagement der kontaktierten Personen ab, ob den Bürgern geholfen wird. Noch fehlt es in den meisten Kommunen und Landkreisen an vorbeugenden Konzepten, um Konflikte im Vorhinein zu vermeiden. Gehandelt wird oft erst in Reaktion auf bereits vorhandene Konflikte. Wir konnten feststellen, dass bisher sehr wenige Gemeinden in Baden-Württemberg Informationen zum Thema auf ihrer Homepage bereitstellen. Eine Schwierigkeit für die beteiligten Akteure stellt der unübersichtliche Gesetzesrahmen dar, da viele verschiedene Gesetze gleichzeitig zum Tragen kommen (Tierschutzrecht, Jagdrecht, Polizeirecht, etc.). Oft etwa ist den Akteuren unklar, unter welchen Bedingungen ein Wildtier im Siedlungsraum getötet werden darf oder muss. Jäger, die verletzte Wildtiere vor Ort erlösen, stehen stark im Fokus der Öffentlichkeit. Anklagen wegen Verstoß gegen Tierschutz- oder Jagdrecht sind keine Einzelfälle.

Die Bevölkerung ist Wildtieren gegenüber sehr unterschiedlich eingestellt. Am Beispiel Fuchs lässt sich gut zeigen, wie sehr die Akzeptanz des Wildtieres durch die Situation des Zusammentreffens beeinflusst wird. Während Füchse außerhalb des Ortes als eher positiv wahrgenommen werden, werden Füchse auf Spielplätzen als eher negativ wahrgenommen (Abb. 2). Die Einstellung gegenüber dem Wildtier ändert sich, wenn eine Person durch einen Konflikt

betroffen ist. Interviewpartner berichten, dass Bürger oft fordern, dass das betreffende Wildtier aus ihrem Garten entfernt wird, aber eine Tötung des Tieres ablehnen.

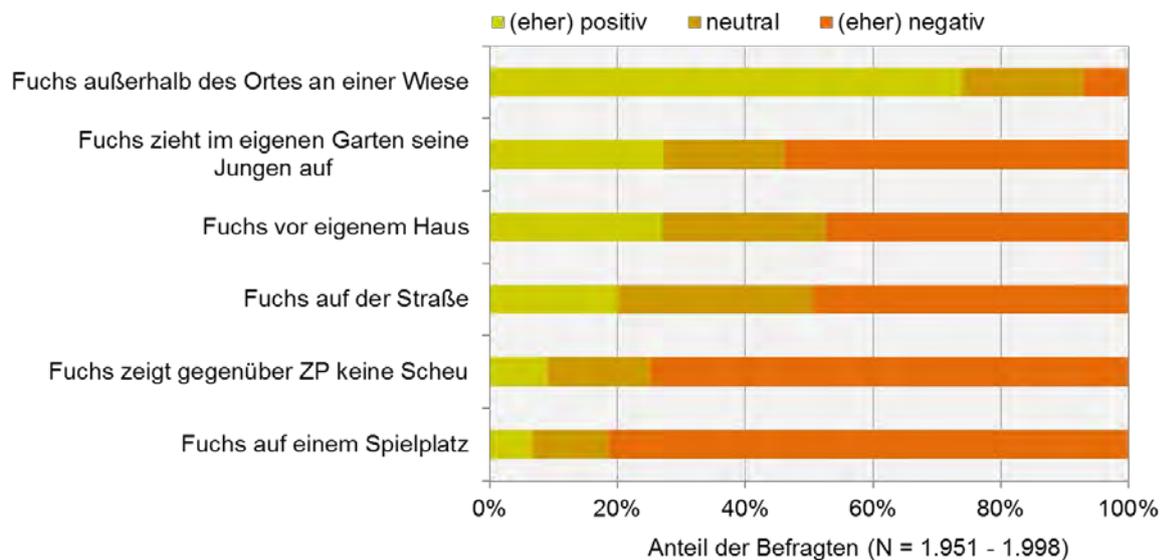


Abb. 2: Die befragten Bürger bewerten die Sichtung eines Fuchses je nach Kontext sehr unterschiedlich. Grafik: Andy Selter

## Lösungsansätze

Die Akteure sind sich einig, dass es nicht gelingen kann, Wildtiere aus dem Siedlungsraum fernzuhalten. Ziele des Wildtiermanagements im Siedlungsraum sollten sein, ökonomische Schäden gering zu halten, Gesundheits- und Sicherheitsrisiken zu minimieren, Tierschutz zu gewährleisten und das Naturerlebnis für Bürger zu fördern. Dazu benötigen Managementmaßnahmen eine vorbeugende Komponente, in akuten Situationen, wie etwa bei Wildunfällen, sollte jedoch auch schnell reagiert werden können.

In Baden-Württemberg bestehen vor allem Defizite im Bereich des Informationsangebotes für Bürger, der vorhandenen Wildtiermanagementstrukturen, Ansprechpartnern und in den Kompetenzen der Ansprechpartner.

Wir empfehlen den Landkreisen in Baden-Württemberg, sich des Themas anzunehmen und entsprechende Strukturen aufzubauen. Dazu schlagen wir vor, vermittelnde Experten auf Kreisebene zu benennen, die Gemeinden beraten und lokale Ansprechpartner koordinieren. Die Experten sollten gut funktionierende Netzwerke aufbauen, die alle beteiligten Akteure einbinden. Allgemein gültige Handlungsempfehlungen für das Vorgehen vor Ort sollten erarbeitet werden, um den handelnden Personen vor Ort einen verbindlichen Rahmen zu geben. Informationsangebote mit regionalem Bezug sollten erarbeitet und angewendet werden. Wir raten zu Schulungen der beteiligten Akteure in den folgenden Bereichen: Kommunikation und Konfliktmanagement, rechtlicher Rahmen von Wildtiermanagement, Anwendung jagdlicher Methoden und Narkosewaffen im Siedlungsbereich und urbaner Wildtierökologie.

Weiter schlagen wir Informationsangebote für Bürger in Form von Ausstellungen, Vorträgen und Bildungsangeboten zum Thema urbaner Biodiversität und Konfliktvermeidung vor. Im Rahmen des Forschungsprojektes entwickeln wir eine Internetplattform für Bürger, wo diese

fachlich richtige Informationen erhalten und in Zukunft an den richtigen Ansprechpartner in der Region vermittelt werden.

Darüber hinaus gilt es zu prüfen, inwiefern durch Maßnahmen der Lebensraumgestaltung die Biodiversität in Städten erhöht, aber Konflikte vermieden werden können.

## **Fazit**

Städte, aber auch kleinere Ortschaften bieten für viele Wildtierarten geeigneten Lebensraum. Durch die angestrebte Erhöhung des Grünflächenanteils und dessen naturnahe Gestaltung wird sich dieser Lebensraum weiter verbessern. Neben vielen positiven Wirkungen von Biodiversität auf Bürger entstehen jedoch auch Konflikte. Um diese zu vermindern, müssen Kommunen und Landkreise sich der Thematik bewusst werden und entsprechende Managementmaßnahmen entwickeln. Nur so kann die Integration von Biodiversität im Siedlungsbereich gelingen.

## **Literatur**

DECKER, D.J, RILEY, S.J., & SIEMER, W.F. (2012): Human Dimensions of Wildlife Management. - 2. Ed. – Baltimore (The Johns Hopkins University Press)

GLOOR, S., BONTADINA, F. & HEGGLIN, D. (2006): Stadtfüchse - Ein Wildtier erobert den Siedlungsraum. – Zürich (Haupt)

MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHEN RAUM UND VERBRAUCHERSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (2014): Naturschutzstrategie Baden-Württemberg - Biologische Vielfalt und naturverträgliches Wirtschaften - für die Zukunft unseres Landes. - 2. Aufl. – Ludwigshafen (Buchta Offsetdruck)

MÜLLER, N. & KAMADA, M. (2011): URBIO: an introduction to the International Network in Urban Biodiversity and Design. Landscape an Ecological Engineering. Special feature: Report. Biodiversity and Ecosystem Services: Importance of Cities for post 2010 perspective. - DOI 10.1007/s11355-010-0139-7

UNITED NATIONS POPULATION DEVISION (2012): World urbanization prospects: The 2011 revision. – New York (United Nations)

*Geva Peerenboom*  
*Albert-Ludwigs-Universität Freiburg*  
*Fakultät für Umwelt und Natürliche Ressourcen*  
*Professur für Wildtierökologie und Wildtiermanagement*  
*Tennenbacher Str. 4*  
*79106 Freiburg i. Br.*  
✉ *geva.peerenboom@wildlife.uni-freiburg.de*

*www.wildlife.uni-freiburg.de*

*Website (voraussichtlich ab Herbst 2015): <http://wildtiere-stadt.wildtiere-bw.de/>*



# Bewertungen kultureller Ökosystemleistungen in Berlin

MARAJA RIECHERS, JAN BARKMANN, TEJA TSCHARNTKE

*Schlagwörter: Urbane kulturelle Ökosystemdienstleistungen; Grüne Infrastruktur; Raumordnungsplanung; quantitative und qualitative Bewertungen; Management von Stadtgrün*

## Kulturelle Ökosystemleistungen

Durch fortschreitende Verstädterung werden urbane Ökosysteme immer wichtiger, um eine nachhaltige Stadtentwicklung zu gewährleisten. Die urbanen Ökosysteme erhöhen die Biodiversität, schwächen den Urban Heat Effekt und haben einen generell positiven Einfluss auf die Gesundheit der StadtbewohnerInnen. Jedoch stehen die urbanen Ökosysteme unter starkem Nutzungsdruck: Städtebauliche Projekte, aber auch der Anstieg von Nutzung erfordert eine ausbalancierte und umfassende Grünflächenplanung. Eine Möglichkeit Informationen über diese kollidierenden Interessen in urbaner Landnutzung zu erlangen, ist ein besseres Verständnis und Anwendung von kulturellen Ökosystemleistungen.

Das Konzept Ökosystemleistungen erfährt seit den Berichten des Millennium Ecosystem Assessment (2005) eine immer höher werdende Aufmerksamkeit. EU-weit gilt das Ziel, bis 2014 alle relevanten Ökosystemleistungen biophysisch zu quantifizieren und bis 2020 ökonomisch zu bewerten (EUROPEAN COMMISSION 2011). Nach dem Millennium Ecosystem Assessment sind Ökosystemleistungen (ecosystem services) Vorteile, die zu Gunsten der Menschen von Ökosystemen bereitgestellt werden (MEA 2005). Diese werden eingeteilt in unterstützende, bereitstellende, regulierende und kulturelle Ökosystemleistungen (MA, 2005; TEEB, 2010). Definiert werden letztere als nicht-materielle Vorteile, die Menschen seitens der Ökosysteme durch spirituelle Bereicherung, kognitive Entwicklung, Reflektion, Erholung und ästhetischen Erlebnissen zuwachsen. Offiziell werden kulturelle Ökosystemleistungen in zehn Kategorien mit heuristischen Wert eingeteilt (MEA 2005:40; TEEB 2010) (eigene Übersetzung):

- Werte für kulturelle Vielfalt
- Spirituelle und religiöse Werte
- Werte für (traditionelle und formelle) Wissenssysteme
- Werte für Bildung
- Werte für Inspiration
- Werte der Ästhetik
- Werte für soziale Beziehungen
- Werte für Heimatgefühl
- Werte für kulturelles Erbe
- Werte für Erholung und Tourismus

In der derzeitigen Forschung wird es als schwierig angesehen, die Folgen umweltrelevanter Entscheidungen im Bereich der kulturellen Ökosystemleistungen umfassend zu erfassen und

zu bewerten (CHAN, SATTERFIELD & GOLDSTEIN 2012, PLIENINGER et al. 2013). In Bezug auf quantitative Aussagen tritt dieser Mangel besonders klar zu Tage (z. B. HERNÁNDEZ-MORCILLO, PLIENINGER, BIELING 2013). Entsprechend werden Bewertungen der kulturellen Ökosystemleistungen oft vergeblich gefordert (CHAN, SATTERFIELD & GOLDSTEIN 2012, DANIEL et al. 2012, TENGBERG et al. 2012). Klare Konzepte und Methoden für Quantifizierung und ökonomischen Bewertung sollen Abhilfe schaffen (FELD et al. 2009, GEE & BURKHARD 2010, NORTON et al. 2012).

## **Qualitative und Quantitative Untersuchungen kultureller Ökosystemleistungen vom Berliner Stadtgrün**

In dem Projekt: „Changing valuations of cultural ecosystem services along an urban–periurban gradient in Berlin: Qualitative and quantitative assessments“ bewerten wir kulturelle Ökosystemleistungen, die von urbanen Grün- und Wasserflächen in Berlin bereitgestellt werden auf qualitative und quantitative Weise.

In unserer qualitativen Studie wurden Werte der kulturellen Ökosystemleistungen durch semi-strukturierte Interviews mit BürgerInnen Berlins (n = 22, Problemzentrierte Interviews) und Experten in Planung und Entscheidungspositionen im Grünflächenmanagement (n = 19, Experteninterviews) erfasst. Die Interviews wurden durch induktive Inhaltsanalyse ausgewertet. Mit einem solchen Verfahren wird gewährleistet, dass die lokal spezifischen Auffassungen der Vorteile kultureller Ökosystemleistungen erhoben werden. Wir haben herausgefunden, dass die theoretische Grundlage des Millennium Ecosystem Assessment durch unsere Studie gestützt wird. Die heuristische Natur dieser Einteilung ermöglichte es uns, die Kategorien den Vorstellungen unserer Befragten anzupassen. Unsere Methoden der empirischen Sozialforschung ermöglichten uns ein einbeziehen qualitativer Werte. Diese hätten durch quantitative Erhebungen nicht erfasst werden können. Dadurch wird der heterogene und subjektive Charakter kultureller Ökosystemleistungen anerkannt. Wir haben in dieser Forschung herausgefunden, dass kulturelle Ökosystemleistungen einen engen Bezug zur urbanen sozialen Nachhaltigkeit haben. Wir postulieren, dass eine hohe Bereitstellung kultureller Ökosystemleistungen einen positiven Effekt auf soziale sowie ökologische Nachhaltigkeit hat, da menschliches Wohlbefinden gefördert wird und Ökosysteme vor Bebauung geschützt werden können.

Um unser Verständnis von kulturellen Ökosystemleistungen zu vertiefen, haben wir die Vorstellungen zwischen Experten versus Laien verglichen. Heraus kam, dass sich ihre Betrachtungsweisen und Bewertungen stark unterscheiden. Trotz dessen sind Experten meist alleinige Entscheidungsträger. Zwar beziehen sie auch die Meinung der BürgerInnen mit ein und versuchen die kontrastierenden Anforderungen von Benutzergruppen auszubalancieren. Jedoch ist die Öffentlichkeitsbeteiligung oft nicht ausreichend und manchen Projekten fehlt an Rückhalt. Wenn ein Bewusstsein geschaffen wird für die oft kollidierenden Anforderungen und Vorstellungen zwischen Experten und Laien, könnten Planungsprozesse vereinfacht werden.

Trotz ihrer Heterogenität und Subjektivität sind Quantifikationen von kulturellen Ökosystemleistungen gefordert. Quantifizierungen werden unter anderem für die Vergleichbarkeit zwischen Bereitstellungen von Ökosystemleistungen und für planungspolitische Kompromisse genutzt. In unserer Studie haben wir uns daher auch auf die umfangreiche und ausdifferenzierte Quantifizierung kultureller Ökosystemleistungen konzentriert. Mit einer repräsentativen face-to-face Fragebogenerhebung in zwei Runden, wurden mit einem proportionierten geschichteten Klumpenauswahlverfahren Personen in vier Ortsteilen Berlins befragt. Der Stich-

probenumfang betrug 558 Befragte (Runde 1: n = 249, Runde 2: n = 309), mit einer Antwortquote von ~48%.

Erhoben wurde in zwei Runden: Einmal im Spätherbst 2013 (November bis Dezember) und im späten Frühling/ Anfang Sommer (April bis Juni) in 2014.

Ästhetischen Ökosystemleistungen des Berliner Stadtgrüns sind, nach gemittelter Aussage unserer Befragten, die Wichtigsten. Direkt gefolgt werden diese von direkter, sinnlichen Naturerfahrung sowie religiösen und spirituellen Werten.

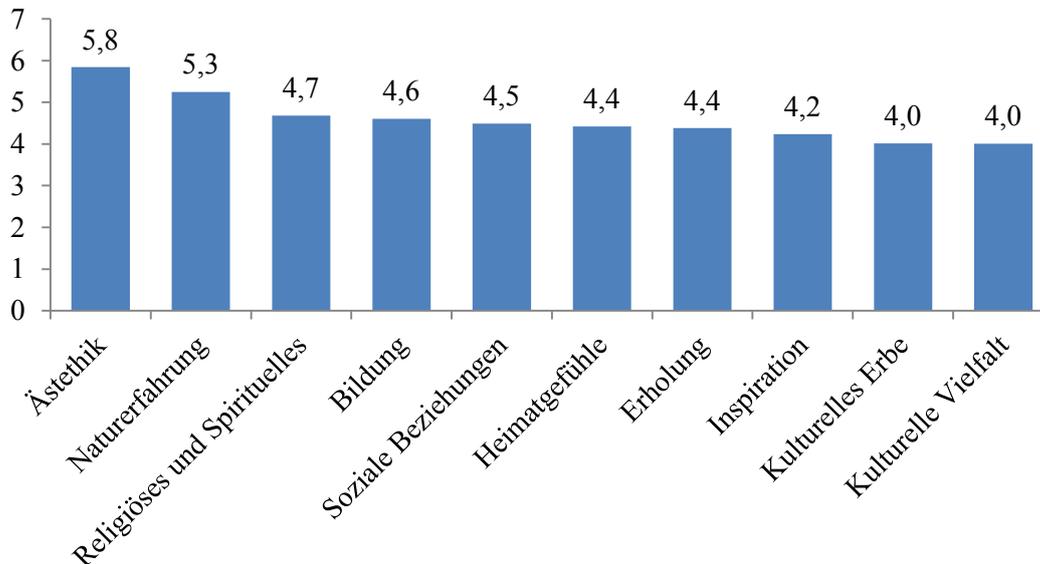


Abb. 1: Wichtigkeit von kulturellen Ökosystemleistungen in Berlin. Skala von 1 (niedrigste) bis 7 (höchste)  
Quelle: Riechers et al. 2015

Um die Verbindungen einzelner kultureller Ökosystemleistungen untereinander aufzuzeigen, haben wir eine Faktorenanalyse durchgeführt. Diese Hauptkomponentenanalyse fasst unsere quantitative Bewertung der kulturellen Ökosystemleistungen in zwei Dimensionen zusammen. So können die individuellen Wahrnehmungen der Befragten räumlich dargestellt werden. Die Dimensionen sind bipolar, das heißt, dass Variablen, die an zwei unterschiedlichen Enden einer Achse liegen, als Gegenpole wahrgenommen werden.

Unsere Faktorenanalyse zeigt drei Gruppen von kulturellen Ökosystemleistungen, die wir in Abb. 2 eingekreist haben. Eine Gruppe beinhaltet Ökosystemleistungen wie (1) kulturelle Diversität und soziale Beziehungen. Diese beiden Leistungen werden also von den Befragten als ähnlich angesehen. Diese Gruppe könnte man als „Soziale Interaktionen“ bezeichnen. (2) Erholung, Ästhetik und Heimatgefühl bilden eine zweite Gruppe. Drittens (3) bilden Leistungen von kulturellem Erbe, der religiösen und spirituellen Werte sowie Bildung und Naturerfahrung eine Gruppe. Inspiration steht alleine. Für weitere quantitative Erhebungen in diesem Bereich könnten also auf diese Einteilung zurückgegriffen werden, falls zum Beispiel der zeitliche Rahmen begrenzt ist.

Ein Fokus der Analyse war der Einfluss eines Stadtgradienten definiert durch Populationsdichte. So können Schlüsse auf die lokal spezifischen Einflüsse auf kulturelle Ökosystemleistungen gezogen und Hinweise für ihre Bewertung in Städten mit ähnlichen Populationsdichten gegeben werden.

Wir fanden dabei heraus, dass in dichter besiedelten Gebieten besonders Parks und offene Grünflächen besucht werden. Dieses ist nicht nur zurückzuführen auf die Angebotsstruktur von Flächen, sondern auch auf Präferenzen der BewohnerInnen des Stadtkerns (hohe Populationsdichte). Dort werden soziale kulturelle Ökosystemleistungen, wie Werte für soziale Beziehungen und kulturelle Diversität, besonders bevorzugt. Kulturelle Ökosystemleistungen, die direkte Naturerfahrung ermöglichen, werden von den BewohnerInnen der periurbanen Gegenden (geringe Populationsdichte) höher wertgeschätzt. Bewohner dichter besiedelter Gegenden halten sich jedoch länger in Wäldern oder an Wasserfläche auf, als das für die periurbanen der Fall ist. Diese Ergebnisse sollten in Erhebungen bezüglich kultureller Ökosystemleistungen sowie in Planungsprozesse für Stadtgrün mit einbezogen werden.

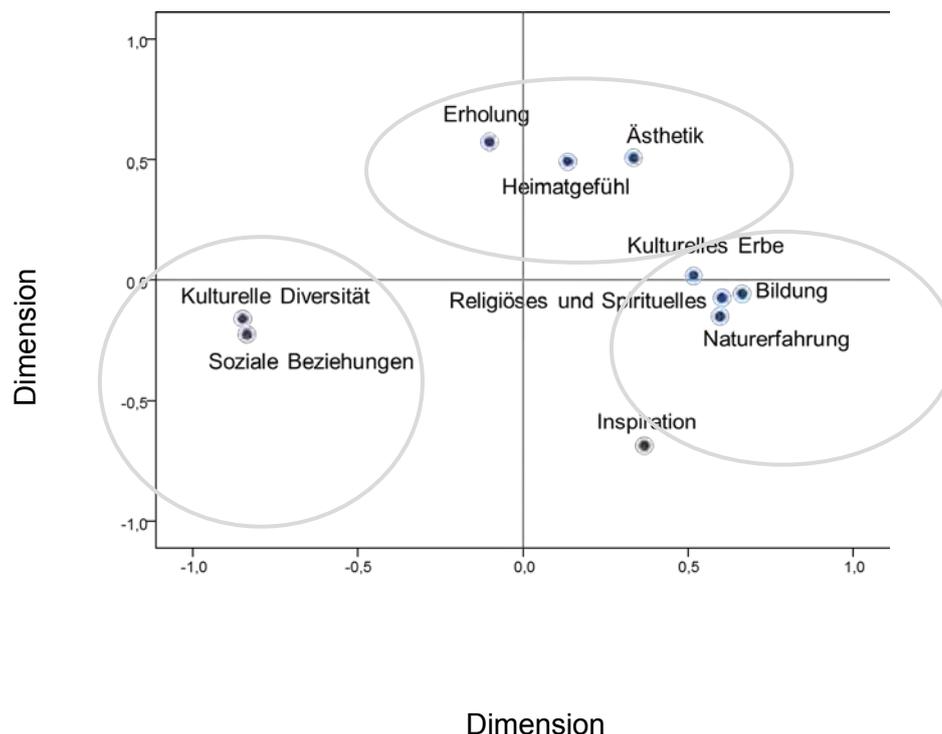


Abb. 2: Faktorenanalyse mit 10 kulturellen Ökosystemleistungen. Gruppen manuell umkreist  
Quelle: Riechers et al. 2015, angepasst

Um die Heterogenität der Bewertungen kultureller Ökosystemleistungen noch genauer zu betrachten, haben wir die Ergebnisse der quantitativen Studie anhand sozialer Einflussaspekte untersucht. Während Bildung einen durchweg positiven Einfluss auf die Bewertung hat, gibt es eine grundsätzliche Zweiteilung bei Faktoren wie Alter und urbanen– periurbanen Gradienten. Die älteren Bevölkerungsgruppen in periurbanen Gebieten schätzten besonders die kulturellen Ökosystemleistungen, welche direkte Naturerfahrung beinhalten, wie zum Beispiel Werte für Bildung oder religiöse Werte. Diese soziale Gruppe besucht Grünflächen recht häufig und findet deren Zugänglichkeit sehr gut. Kulturelle Ökosystemleistungen im sozialen Bereich werden von ihnen nur gering geschätzt. Ganz im Gegenteil dazu die jüngeren, urbaneren Nutzungsgruppen. Diese wertschätzen besonders die kulturelle Ökosystemleistungen, welche menschlichen Interaktionen positiv bedingen, haben aber generell eine eher homogene Wertschätzung von kulturellen Ökosystemleistungen. Es entsteht hier ein Kontrast zwischen zwei Gruppen, von denen die eine Gruppe die Wertschätzungen der anderen nicht teilt. Hier wird ein möglicher Nutzer-spezifischer Konflikt sichtbar, der Einfluss auf die Anforderungen und Kompromissbereitschaft für Grünflächenstruktur hervorhebt.

Tab. 1: Korrelation mit soziodemografischen Variablen und zwei Clustergruppen, Eta Koeffizienten, F-Werte und Signifikanzen  
Quelle: Riechers et al. 2015, angepasst

GRUPPE 1	GRUPPE 2	ETA	P-WERT
Jünger (42.56, SD 15.0)	Älter (54.91, SD 17.2)	0,344	< 0,001
Kürzere Wohnlänge in Berlin	Längere Wohnlänge in Berlin	0,312	< 0,001
Geringere Besuchsfrequenz	Höhere Besuchsfrequenz	0,150	< 0,001
Höhere Einwohnerdichte	Niedrigere Einwohnerdichte	0,135	= 0,001
Stadtgrün als weniger gut erreichbar angesehen	Stadtgrün als besser erreichbar angesehen	0,112	= 0,008

Kategorien von CES sind multifunktional und komplex miteinander verbunden (CHAN et al, 2012.). Dies macht eine handlungsbezogene Bewertung von CES schwierig und erfordert methodischen Pluralismus und Interdisziplinarität (GEE & BURKHARD, 2010; DANIEL et al, 2012; NORTON et al, 2012).

Während viele Studien sich noch immer auf einige wenige Kategorien beziehen, oder kulturelle oder soziale Werte in einem Überbegriff zusammen mischen, betonen wir die Unterschiede der Bewertung verschiedener Variablen kulturellen Ökosystemleistungen. Unsere Resultate zeigen deutlich, dass eine genauere Betrachtung wichtig ist. Kategorien kultureller Ökosystemleistungen beeinflussen sich zum Teil positiv, wie auch negativ. Eine undifferenzierte Erhebung kann zu verzerrten und falschen Ergebnissen kommen und die Resultate für die Planung negativ beeinflussen. Natürlich ist es grade in Planungsprozessen oft nicht möglich, sehr weitreichende Forschungsprojekte durchzuführen. Unsere qualitativen und quantitativen zeigen aber, dass eine Bündelung von kulturellen Ökosystemleistungen möglich sein kann. Voraussetzung dafür ist jedoch zwingend, dass diese Bündelung auf vorangegangenen Studien basiert und die Ansichtsweisen der Bevölkerung adäquat widerspiegelt.

Die Integration qualitativer und quantitativer Methoden kann so ein umfassendes Verständnis und Beurteilung verschiedener Werte(-qualitäten) fördern (z. B. CHAN et al, 2007; SCHAICH et al, 2010) und Synergien und Konkurrenzen in Studien berücksichtigen.

Zusammenfassend steigert die Arbeit mit sozialwissenschaftlichen Methoden das Bewusstsein der Befragten zu dem Thema, was in Planungsprozessen oft gewünscht wird. Es ermöglicht ebenfalls eine effiziente Methode, die Meinung und Ansprüche der AnwohnerInnen mit in die Planungsprojekte mit einzubeziehen, um nachhaltigere Resultate zu erlangen. Wir plädieren dafür, Projekte zu kulturellen Ökosystemleistungen interdisziplinär aufzubauen. Eine Verbindung von qualitativen und quantitativen Methoden wurde von uns durchweg positiv betrachtet und zeitlicher oder monetärer Aufwand durch die konkretere und verlässlichere Forschung aufgewogen.

## Danksagung

Wir danken unseren Interviewpartner der qualitativen Interviews und quantitativen Befragungen für die Teilnahme. Den Mitgliedern der qualitativen Forschungswerkstatt der Abteilung Umwelt- und Ressourcenökonomie sowie den Teilnehmern der Fokusgruppen. Wir danken Micha Strack für die statistische Unterstützung. Das Projekt wurde finanziell unterstützt von Prof. Marggraf durch die Stiftung öffentlichen Rechts der Universität Göttingen sowie vom

Bundesamt für Naturschutz im Rahmen eines Projekts zur deutschlandweiten Bewertung von Kulturellen Ökosystemleistungen.

## Literaturverzeichnis

- CHAN et al. (2007): When agendas collide: human welfare and biological conservation. - *Conservation Biology*, 21: 59–68.
- CHAN, K.M., SATTERFIELD, T. & GOLDSTEIN, J. (2012): Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. - *Ecological Economics*, 74: 8–18.
- DANIEL, T C. et al. (2012): Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. - *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109: 8812–8819
- EUROPEAN COMMISSION (2011): Communication from the commission to the European parliament, the council, the economic and social committee and the committee of the regions. Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020. Brussels, 3.5.2011 COM(2011) 244 final. [www.eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52011DC0244&from=EN](http://www.eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52011DC0244&from=EN) [abgerufen März 2014].
- FELD et al. (2009): Indicators of biodiversity and ecosystem services: a synthesis across ecosystems and spatial scales. - *Oikos*, 118: 1862-1871.
- GEE, K. & BURKHARD, B. (2010): Cultural ecosystem services in the context of offshore wind farming: A case study from the west coast of Schleswig-Holstein. - *Ecological Complexity*, 7: 349–358.
- HERNÁNDEZ-MORCILLO, M., PLIENINGER, T. & BIELING C. (2013): An empirical review of cultural ecosystem service indicators. - *Ecological Indicators* 29: 434–444.
- MEA (2005): *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. - *Ecosystems*. Vol. 5. doi:10.1196/annals.1439.003.
- NORTON, L.R., INWOOD, H., CROWE, A. & BAKER, A. (2012): Trialling a method to quantify the 'cultural services' of the English landscape using Countryside Survey data. - *Land Use Policy*, 29: 449– 455.
- 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.
- RIECHERS, M., BARKMANN, J., TSCHARNTKE, T. (2015): Bewertung kultureller Ökosystemleistungen von Berliner Stadtgrün entlang eines urbanen-periurbanen Gradienten. - *Diskussionspapiere der Georg-August-Universität Göttingen, Diskussionsbeitrag 1507, ISSN 1865-2697*
- SCHAICH, H., BIELING, C. & PLIENINGER, T. (2010): Linking Ecosystem Services with Cultural Landscape Research. - *GAIA* 19/4: 269 – 277.
- TEEB (2010). *Die Ökonomie von Ökosystemen Und Biodiversität: Die Ökonomische Bedeutung Der Natur in Entscheidungsprozesse Integrieren*. [http://www.teebweb.org/Portals/25/TEEB\\_Synthesis/TEEB\\_SynthReport\\_09\\_2010\\_online.pdf](http://www.teebweb.org/Portals/25/TEEB_Synthesis/TEEB_SynthReport_09_2010_online.pdf)
- TENGBERG, A., FREDHOLM, S., ELIASSON, I., KNEZ, I., SALTZMAN, K. & WETTERBERG, O. (2012): Cultural ecosystem services provided by landscapes: Assessment of heritage values and identity. - *Ecosystem Services*, 2:14-26.

*Maraja Riechers  
Georg-August-Universität Göttingen  
Abteilung Agrarökologie, Abteilung Umwelt und Ressourcenökonomie  
Grisebachstraße 6  
37077 Göttingen  
✉ [mrieche@gwdg.de](mailto:mrieche@gwdg.de)*



# Warum Artenschutz? – Biodiversitätsschutz aus der Perspektive einer theologischen Ethik auf naturwissenschaftlicher, schöpfungstheologischer und sozialetischer Grundlegung mit Blick auf Handlungsperspektiven

BENJAMIN U. SCHWARZ

*Schlagwörter: Artenschutz, Leben und seine Vielfalt, bedrohte Vielfalt, Dynamik, Stabilität, Schöpfung, Kirche, theologische Ethik, Schöpfungsspiritualität.*

Der zunehmende Rückgang von Biodiversität verlangt nicht nur nach naturwissenschaftlich und ökologisch fundierten Erkenntnissen und Kompetenzen, sondern auch nach einer Begründung des Tuns, das Biodiversität erhalten möchte. Jede Natur- oder Artenschutzaktivität setzt bereits eine, wenn bisweilen auch nur implizit getroffene ethische Entscheidung voraus. Bei einer direkten Ableitung moralischer oder ethischer Normen aus deskriptiven Prämissen läge ein naturalistischer Fehlschluss vor<sup>1</sup>, was dem „Hume’schen Gesetz“, wonach nicht vom Sein auf das Sollen geschlossen werden darf, widerspräche. Werte und Normen sind für die Begründung des Artenschutzes unerlässlich.<sup>2</sup>

## Leben und seine Vielfalt

Naturwissenschaftliche Grundlagen sind die Ausgangsbasis der ethisch-theologischen, handlungsorientierten Argumentation. Die Frage „Wo beginnt das Leben?“ führt zu Theorien der Lebensentstehung, wobei der Lebensbegriff naturwissenschaftlich nicht eindeutig definiert ist. Gleichwohl lassen sich weithin anerkannte Kriterien wie Selbstreproduktion, Mutabilität und Metabolismus nennen. Dabei handelt es sich jedoch um eine Begriffsklärung und nicht um eine Wesensdefinition. Der Lebensbegriff möchte also keine Festsetzung weder im Sinne eines Axioms noch einer Konvention und damit unerschütterlich sein, sondern nach Karl Popper eine empirische und damit widerlegbare „Definition“ im Sinne einer Hypothese.<sup>3</sup>

Die evolutionsbiologischen Grundlagen offenbaren, dass Leben stets von einer Dynamik geprägt war und ist. Dass weit über 90 %<sup>4</sup> der Arten, die jemals auf der Erde existierten, wieder ausgestorben sind, zeigt mehr als deutlich, dass es keine Konstanz der Arten oder längerfristige Gleichgewichte gibt.

Das Entstehen und Vergehen von Arten und damit auch von Biodiversität ist geprägt von einem Spannungsverhältnis zwischen Dynamik und Stabilität. Stabilität ist sowohl evolutiv erkennbar – hier v.a. in Form einer wenn auch zeitlich begrenzten Persistenz von Arten – als auch ökologisch und physiologisch etwa durch Fließgleichgewichte in Ökosystemen oder in Form einer Organisation geregelter Abläufe bis auf die zelluläre oder molekulare Ebene.

Zugleich wäre Leben, das „stabil“ im Sinne einer Unveränderlichkeit wäre, unmöglich. Auf allen Ebenen – vom Molekül bis zum Ökosystem – herrscht stets auch eine Dynamik, die im

---

<sup>1</sup> Vgl. Birnbacher, Dieter 2006, 45.

<sup>2</sup> Vgl. Ott, Konrad, in: Zerbe, Stefan & Wiegler, Gerhard 2009, 424.

<sup>3</sup> Vgl. Popper, Karl R. 1984, 50.

<sup>4</sup> Vgl. Storch, Volker; Welsch, Ulrich & Wink Michael 2013, 113.

Grunde genommen den wichtigeren Part in dem erwähnten Spannungsverhältnis übernimmt, da nur so Lebensprozesse und Entstehung von Vielfalt möglich sind, wenngleich sie zugleich auch Zerstörung von Leben bedeutet.

Der erwähnte Versuch einer Begriffsklärung von Leben ist wichtig, um zu ergründen, ab wo und wann „Leben“ für eine ethische Beurteilung relevant wird. Der offenkundige Unterschied von belebter zu unbelebter Materie liegt nicht im unterschiedlichen Substrat, sondern in einer anderen Organisation von Materie in lebenden Systemen.<sup>5</sup>

Sozialethisch stellt sich zugleich die Frage, was „gutes Leben“ heißt; die Frage nach den Subjekten eines solchen „guten Lebens“ ist damit eng verbunden. Dass es zunächst um eine menschliche Perspektive geht, kommt im zweiten Teil zur Sprache, soll hier jedoch bereits festgehalten werden mit dem Verweis, dass dies gerade nicht den Einbezug nicht-menschlichen Lebens ausschließt.

In aristotelischer Tradition einer Tugendlehre wird in Anlehnung an Martha Nussbaum postuliert, dass auch der Bezug des Menschen zur Natur zu einem guten Leben beiträgt.<sup>6</sup> Neuere Untersuchungen belegen auf vielfache Weise, dass der Kontakt des Menschen mit der Natur in allen Lebensphasen sowohl psychisch als auch physisch Lebensqualität steigern kann.<sup>7</sup>

Dies würde bereits aus egoistischer Sicht bedeuten, dass eine Naturzerstörung für den Menschen selbst negative Konsequenzen hat und ethisch höchst problematisch bzw. nicht rechtfertigbar ist. Umso mehr trifft dies zu, wenn die Perspektive erweitert wird.

Zu einer solchen Erweiterung der Perspektive kann die Theologie beitragen. Es geht beim Einbezug theologischer Argumentationen nicht darum, Kurzschlussargumente – etwa im Sinne „weil es Gott so eingerichtet hat“ – zu liefern oder den Kampf mit atheistischen Positionen aufzunehmen. Vielmehr sollen die Argumente zumindest rational auch aus atheistischer Position nachvollzogen werden können und eine Bereicherung des Diskurses darstellen. Hinter die schon seit einigen Jahren in der christlichen Theologie verbreitete „autonome Moral“ wird nicht zurückgegangen. D. h. die christliche Botschaft unterbreitet gegenüber einer autonomen Ethik keine zusätzlichen materialen Normen, sondern stellt die autonom, auf Grundlagen einer rationalen Argumentation entwickelte Sittlichkeit in einen neuen Begründungszusammenhang.<sup>8</sup> Der Mehrwert einer theologischen Perspektive liegt darin, zu tieferen Gehalten der autonom entwickelten Argumente vorzustoßen, manches in anderem Licht zu sehen und darüber hinaus bzgl. existentieller und damit nicht nur ethischer Fragen Antworten zu ermöglichen, welche Ethik alleine nicht geben kann. Außerdem kann die theologische Perspektive und v. a. die Glaubenspraxis eine nicht zu unterschätzende Motivationsquelle zu entsprechendem Verhalten und Handeln sein.

Jürgen Habermas verweist darauf, dass ein Ausschluss der Religion aus der Öffentlichkeit zu einem Abschneiden wichtiger Ressourcen der Sinnstiftung führen würde.<sup>9</sup>

Die schöpfungstheologische Weltansicht zieht z. B. die Betrachtung der nicht-menschlichen Wesen als Mitgeschöpfe nach sich. Das Beziehungsgeschehen, welches zwischen Mensch und Gott und gerade von daher auch zwischen Mensch und Natur für die Schöpfung konstitutiv ist, ist herauszustellen. Die biblische „Gottebenbildlichkeit“ des Menschen (vgl. Gen

---

<sup>5</sup> Vgl. Mayr, Ernst 1991, 22.

<sup>6</sup> Vgl. Nussbaum, Martha C. 1999, 194.

<sup>7</sup> Vgl. z. B. Gebhard, Ulrich 2013; Raith, Andreas & Lude, Armin 2014.

<sup>8</sup> Vgl. Auer, Alfons 1984, 27.

<sup>9</sup> Vgl. Habermas, Jürgen 2001, 13.

1,26) überträgt dem Menschen nicht nur eigene Würde, sondern auch Verantwortung für die Schöpfung und der Herrschaftsauftrag an den Menschen ist im semitischen Sprachraum im Kontext einer Hirtensymbolik zu verstehen. Die Bibel gibt zwar keine konkreten Handlungsanweisungen bzgl. der Schöpfungsverantwortung, was nicht zuletzt ihrer Entstehungszeit geschuldet ist, legt aber sehr wohl eine Grundhaltung nahe, die einen sorgsam und verantwortungsbewussten Umgang des Menschen mit der Schöpfung erfordert. Zerstörung der Schöpfung wird durchaus im Zusammenhang von Sünde betrachtet (vgl. z. B. Gen 3,17-19; Ps 107,34; Hos 4,1-3; Hab 2,17). Das dominium terrae ist biblisch jedenfalls als eine Friedensherrschaft zu verstehen. Gerade auch die neutestamentlichen Texte, etwa die paulinischen Briefe, legen die enge Verbindung von Mensch und übriger Schöpfung, zu welcher der Mensch gehört und mit ihr in einer Schicksalsgemeinschaft steht, nahe (vgl. z.B. Röm 8,18-39). Das Reich Gottes als Friedensreich soll bereits auf Erden Wirklichkeit werden, wenngleich nach biblischem Verständnis die Vollendung erst bei Gott erfolgt, was jedoch gerade keine Abwertung der Diesseitigkeit bedeutet.

### **Bedrohung der Vielfalt des Lebens**

Der Umgang des Menschen mit der Schöpfung, v. a. seit der Industrialisierung hat Ausmaße erreicht, welche darauf schließen lassen, dass gegenwärtig ein sechstes Massensterben<sup>10</sup> im Gang ist, welches im Unterschied zu bisherigen Massenaussterben erstmals von einer Spezies, nämlich dem Menschen, verursacht wird.<sup>11</sup>

Wenn es um eine Beurteilung dieser Tatsachen und v.a. um Konsequenzen daraus geht, ruft dies unmittelbar die Ethik auf den Plan. Die „CBD“<sup>12</sup>, die den Schutz von Biodiversität zum Ziel hat und dabei eine nachhaltige Nutzung dieser anstrebt, beruht auf, wenngleich nur impliziten, ethischen Vorentscheidungen.

Der Schutz von Biodiversität kann durchaus nutzenorientiert oder ökonomisch begründet werden. Die sog. TEEB-Studie<sup>13</sup> der Vereinten Nationen stellt einen wertvollen Beitrag einer ökonomischen Bewertung der Biodiversität dar und erleichtert die Argumentation auf politischer und wirtschaftlicher Ebene. Dennoch bleibt die Frage, wie und ob überhaupt stets der Wert von Biodiversität rein monetär erfasst werden kann.

Es wird postuliert, dass diese Studie dringend ethisch ergänzungsbedürftig wäre, um auf einem breiteren Fundament zu stehen.

Vorhandene ethische Begründungsansätze können an dieser Stelle nicht im Einzelnen erläutert und reflektiert werden. Für die hier im Mittelpunkt stehende theologische Ethik sind diese jedoch, nicht zuletzt aufgrund der erwähnten Unhintergebarkeit der autonomen Begründung auf ihre Stärken und Schwächen zu untersuchen und eine Tauglichkeit für eine theologische Perspektive ist zu prüfen.

---

<sup>10</sup> Vgl. Kolbert, Elizabeth 2015.

<sup>11</sup> Wenngleich es spätestens schon seit der Mensch Afrika verlassen hat zu Dezimierungen und teilweise auch nachweislichen Auslöschungen der Megafauna auf anderen Kontinenten durch den Menschen kam und auch in historischen Zeiten in der Antike bereits Naturzerstörungen um sich griffen, blieben die Auswirkungen meist doch begrenzt. Die erweiterten technischen Möglichkeiten seit der Industrialisierung können jedoch als Hauptgrund des derzeitigen Verlusts von Biodiversität betrachtet werden.

<sup>12</sup> Die Biodiversitätskonvention (Convention on Biological Diversity, CBD) 1992; vgl. <https://www.cbd.int/convention/text/default.shtml> (Stand 25.07.2015).

<sup>13</sup> TEEB, The Economics of Ecosystems and Biodiversity 2010.

Die bzgl. der betroffenen Subjekte jeweils weitere Kreise ziehenden Ansätze, konkret der pathozentrische (alle Lebewesen, die Schmerz empfinden können), biozentrische (alles Leben), ökozentrische (alles Leben inklusiv der Ökosysteme) und holistische (die Gesamtheit der Erde, einschließlich Steinen, Landschaften usw.) Ansatz, kommen alle, wollen sie realistisch bleiben und sich nicht in Selbstwidersprüche verwickeln, nicht um eine gewisse Sonderstellung des Menschen herum, da nur der Mensch für sein Handeln verantwortlich sein kann.

Genau in der Stellung des Menschen liegt aber bereits eine zentrale Schwierigkeit der genannten Ansätze, da eine ökologische Ethik im gleichen Maß, in dem sie z. B. biozentrisch ist, mit Birnbacher etwas überspitzt formuliert, misanthrop ist.<sup>14</sup> Diese Ansätze beinhalten zumindest auch die Gefahr einer romantischen Naturverklärung und einer antitechnischen Haltung<sup>15</sup>, was freilich einer breiten Rezeption und etwa auch dem Anliegen der CBD, ökologische, ökonomische und soziale Aspekte im Umgang mit biologischer Vielfalt in Einklang zu bringen<sup>16</sup>, entgegenstehen würde. Theologisch ergibt sich u. a. die Problematik, dass bio-, ökozentrische oder holistische Ansätze die Tendenz zum Pantheismus haben, sie also alles als Gott betrachten und Gott damit in der Welt aufgehen lassen.

Da es stets und ausschließlich der Mensch ist, welcher Wert beimessen und Verantwortung übernehmen kann, ist aus rein logischen bzw. methodischen Gründen an einer gemäßigten Anthropozentrik festzuhalten. Bereits Charles Darwin sah den Hauptunterschied des Menschen zur übrigen Tierwelt in seiner Moralfähigkeit.<sup>17</sup>

Berechtigt ist die Kritik, welche all diese Ansätze gegen den Anthropozentrismus vorbringt, wonach die Welt allein um des Menschen willen vorhanden sei und lediglich ihm nutzbar gemacht werden muss.

Theologischerseits bemerkt Markus Vogt, dass „das anthropozentrische Welt- und Schöpfungsverständnis, das davon ausgeht, dass die Natur nur um des Menschen willen geschaffen sei, [...] weder erkenntnistheoretisch, noch naturwissenschaftlich noch theologisch begründet werden kann“<sup>18</sup>. Eine hilfreiche begriffliche Differenzierung ist die von Anthropozentrismus und Anthropozentrik, wonach ersterer dem Menschen allzu leicht imperialistische Naturbeherrschung zugesteht, letztere dagegen v. a. formal zu beschreiben versucht, dass es der Mensch ist, der bei einer ethischen Beurteilung und den daraus resultierenden Handlungskonsequenzen in Verantwortung und von daher auch „im Zentrum“ steht.<sup>19</sup> Auch Papst Franziskus kritisiert in seiner Umweltzyklika dezidiert den Anthropozentrismus und stellt fest, dass dieser zu einem fehlgeleiteten Lebensstil führe, wonach der Mensch seinen Vorteilen absoluten Vorrang gebe und alles relativ werde.<sup>20</sup>

Um seitens der Theologie das Beziehungsverhältnis von Mensch, Natur und Gott herauszustellen, wurde bereits vor einigen Jahren ein, wenngleich nicht viel beachteter Begriff eingeführt, welcher die Sonderrolle des Menschen und seine damit ihm zukommende Verantwortung zugleich enthält, nämlich die Anthroporelationalität.<sup>21</sup>

---

<sup>14</sup> Vgl. Birnbacher, Dieter 1991, 296.

<sup>15</sup> Vgl. Schlitt, Michael 1992, 121.

<sup>16</sup> Vgl. CBD 1992; <https://www.cbd.int/convention/text/default.shtml> (Stand 25.07.2015).

<sup>17</sup> Vgl. Darwin, Charles 1871, 91.

<sup>18</sup> Vogt, Markus 2009, 255.

<sup>19</sup> Vgl. Schwarz, Benjamin U. 2013, 108.

<sup>20</sup> Vgl. Papst Franziskus 2015, Nr. 122, S. 111.

<sup>21</sup> Vgl. Nr. 88 in: Sekretariat der Deutschen Bischofskonferenz 1998, 47; Höhn, Hans-Joachim 2001, 89.

Eng verbunden mit der Beurteilung des außermenschlichen Lebens und der Verantwortung des Menschen für dieses ist die Frage nach einem Eigenwert der Natur. Zugespitzt stellt sich die Frage z. B. bei Arten, die für den Menschen keinen unmittelbaren Nutzen darstellen. Selbst ästhetische Begründungen, wonach eine Art von Menschen als schön empfunden wird und daher schützenswert wäre, versagen nicht selten, entweder weil bestimmte Arten ästhetischen Vorstellungen von Menschen nicht entsprechen oder so gut wie nicht sichtbar sind.

Eine Rede vom Eigenwert der Natur, welche von einer besonderen Würde des Menschen zu differenzieren ist, ist theologischer Schöpfungsethik nicht fremd.<sup>22</sup> Eine Begründungspflicht menschlicher Eingriffe in die Natur, wie sie eine holistische Position einfordert<sup>23</sup>, wäre durchaus mit einer christlichen Position kompatibel. Der Natur einen inhärenten Wert zuzuerkennen<sup>24</sup>, eröffnet Perspektiven eines sorgsam und verantwortungsbewussten Umgangs mit der Natur und macht den Menschen zugleich aber nicht handlungsunfähig. Eine gestufte Wertzuweisung gegenüber außermenschlichem Leben ist nicht nur theologisch gedeckt, sondern aus pragmatischen Gründen auch notwendig. Andernfalls käme man in schwere Konflikte oder zumindest in Selbstwidersprüche, wenn es z. B. darum ginge, Krankheiten zu bekämpfen, menschliches Leben vor Bedrohung zu schützen usw.<sup>25</sup>

Christlich bedeutet die Menschwerdung Gottes eine unübertreffliche Aufwertung der Schöpfung. Die Schöpfungs- und Kreuzestheologie können als ein Schlüssel zum Verständnis des Wertes und der Fülle des Lebens verstanden werden. Schöpfung und Erlösung wurden in der christlichen Theologie stets als Einheit betrachtet. Die Erlöstheit der gesamten Schöpfung durch das Kreuzesgeschehen ist eine Kernaussage paulinischer Theologie.

Schöpfung meint stets ein dynamisches Geschehen, denn sie ist nicht mit der creatio ex nihilo, der Schöpfung am Anfang abgeschlossen, sondern beinhaltet zugleich die creatio continua, die fortwährende Schöpfung Gottes, d. h., dass Gott die Schöpfung erhält, fortwährend ihr Ermöglichungsgrund und auch ihr Ziel ist. Das oben erwähnte Spannungsverhältnis von Stabilität und Dynamik in der Natur setzt sich beim Menschen als Teil der Natur fort und hat damit unweigerlich auch mit Gott zu tun, da keine Theologie ohne Anthropologie möglich ist.<sup>26</sup> Hier bietet eine „Theologie der Natur“ eine Chance, menschliche Erfahrungen, aber auch naturwissenschaftliche Erkenntnisse, etwa im Sinne Wolfhart Pannenberg<sup>27</sup>, ernst zu nehmen und darauf zu befragen, ob und inwiefern sie ein neues Licht auf die Theologie werfen.<sup>28</sup> Dabei geht es nicht um eine Wiederbelebung der „Natürlichen Theologie“ im neuscholastischen Sinne, also eines Weges von der Vernunft zum Glauben, sondern der Glaube wird

---

<sup>22</sup> Vgl. Schockenhoff, Eberhard 2009, 114.

<sup>23</sup> Vgl. z.B. Gorke, Martin 2000, 96f.

<sup>24</sup> Vgl. Piechocki, Reinhard 2010, 194f. Ein inhärenter Wert als von Nutzungsinteressen unabhängiger Wert der Natur für ein gutes und sinnerfülltes menschliches Leben ist zu unterscheiden vom intrinsischen Selbstwert, welcher der Natur einen Wert an sich zuspricht. Letzteren zu begründen gelingt philosophisch jedoch nur sehr unbefriedigend.

<sup>25</sup> Albert Schweitzer und K.M. Meyer-Abich, welche einen radikalen Biozentrismus proklamieren, haben den moralischen Schuldbegriff auf unvermeidbare Handlungen ausgeweitet, sodass kein Spielraum mehr für ethisch-verantwortbares richtiges Handeln bleibt. Vgl. Lochbühler, Wilfried 1996, 291.

<sup>26</sup> Vgl. Rahner, Karl 1975, S. 417.

<sup>27</sup> Vgl. Müller, A. M. Klaus & Pannenberg, Wolfhart 1970.

<sup>28</sup> Vgl. Lebkücher, Anja 2011, S. 18.

als eigentlicher Grund der Gotteserkenntnis als gnadenhaft vorausgesetzt, um ihn dann vernunftmäßig zu durchdringen.<sup>29</sup>

Die erfahrungsgemäße und naturwissenschaftliche Beobachtung eines Wechselspiels von Dynamik und Stabilität muss von einer Theologie der Natur nicht als schicksalsgegeben oder unergründlich eingestuft werden. Eine Theologie der Natur kann vielmehr ein neues, ein erweitertes Licht auf Erfahrungen und Fakten werfen und fragt nach tieferen, orientierungs- und sinnstiftenden Gehalten. Im Sinne des Thomas von Aquin, der bemerkte, dass „der Irrtum über die Geschöpfe in eine falsche Meinung von Gott [übergeht]“<sup>30</sup>, leistet eine Theologie der Natur einen Beitrag zu einem ganzheitlicheren Verständnis der Natur, des Lebens, des Menschen und damit auch für ein besseres – wenngleich stets nur analoges<sup>31</sup> – Verständnis Gottes.

Das evolutive Weltverständnis, welches per se auf einer dynamischen Entwicklung fußt, jedoch auch Phasen der Stagnation bzw. Stabilität<sup>32</sup> kennt, fügt sich in die hier umrissene Thematik nahtlos ein.

Eine Theologie der Natur kann zu zeigen versuchen, dass der biblische Gott, der „ein Freund des Lebens ist“ (Weish 11,26), nicht im Widerspruch zu erlebten Spannungen steht, sondern diese vielmehr in sich vereint und im cusanischen Sinne übertrifft, in diesen Spannungen zugleich anwesend ist und gerade durch diese hindurch erlöst.<sup>33</sup> Spannungen, so lehrt der große mittelalterliche Theologe Cusanus, müssen, wenngleich vordergründig bisweilen ein anderer Eindruck vorherrscht, einander nicht ausschließen. Sie sind gleichsam ein Preis dafür, nicht vollkommen zu sein, was mit Rahner gesprochen, ambivalent sein bedeutet. Die christliche Botschaft vermittelt, dass dies aber nicht per se schlecht ist, sondern Gott sich als Mensch gerade auch diesen Spannungen aussetzt und sie damit erlöst.

Für eine theologische Ethik bedeutet dies, dass Stabilität und Dynamik zwei Seiten einer Medaille sind und der Mensch nicht um eine Bewertung des Einzelfalls in Fragen des Artenschutzes herumkommt. Mitgeschöpflichkeit als ein zentrales Element theologischer Schöpfungsethik bietet die Grundlage einer Eigenwertigkeit von Natur und damit auch des Zugeständnisses von genügend Lebensraum für eine Vielfalt des Lebens. Konkret heißt dies, dass Großschutzgebiete wie Nationalparks ebenso wichtig sind wie kleinere Biotope bzw. die Erhaltung von Vielfalt in der Kulturlandschaft.<sup>34</sup> Das Wechselspiel von Dynamik und Stabilität ist auch hier von Bedeutung und muss in der Praxis je neu austariert werden. Ein reines

---

<sup>29</sup> Vgl. Kraus, Georg 1998, S. 679.

<sup>30</sup> „Nam error circa creaturas redundat in falsam de Deo sententiam.“ ScG II,3. Vgl. Albert, Karl & Engelhardt, Paulus 2001, S. 10f.

<sup>31</sup> Es gilt für eine „Theologie der Natur“ wie für die gesamte Theologie freilich unverändert die Erkenntnis des IV. Laterankonzils, dass zwischen dem Schöpfer und dem Geschöpf keine so große Ähnlichkeit festgestellt werden kann, ohne dass zwischen ihnen keine noch größere Unähnlichkeit festzustellen wäre („inter creatorem et creaturam non potest tanta similitudo notari, quin inter eos maior sit dissimilitudo notanda“ DH 806).

<sup>32</sup> Vgl. Vrba, Elisabeth 1985: Die Paläontologin formulierte die sog. „turnover-pulse-hypothesis“, welche besagt, dass auf Phasen längerer Stabilität in der Evolution infolge bestimmter Impulse etwa durch Klimaveränderungen usw. Phasen schneller Veränderungen auftreten. Heute geht man davon aus, dass weder der sog. Punktualismus (dazu würde man Vrbas Hypothese zählen) noch der Gradualismus (dies meint eine kontinuierliche, graduelle Evolution von Arten; davon ging bereits Darwin aus) absolut zu setzen sind, sondern es beides gibt.

<sup>33</sup> Erinnerung sei hier an Rahner, der die Erlösung „mitten durch Fleisch und Staub hindurch“ betont. Vgl. Rahner, Karl zitiert nach Lehmann, Karl & Raffelt, Albert 2014, S. 43.

<sup>34</sup> Zur Differenzierung von Prozessschutz und Kulturlandschaftsschutz vgl. auch Eser, Uta 1999, 128ff.

Konservieren kann ebenso wenig zielführend sein wie ein schlicht unregelmäßiges Laufenlassen von Prozessen, aktuell v. a. des Schwundes von Biodiversität, v. a. weil der Mensch hier als Verursacher und damit auch Verantwortungsträger zu gelten hat.

## Handlungsperspektiven der Kirche

Besonders in Deutschland und Österreich haben die christlichen Kirchen aufgrund zahlreicher Liegenschaften und als „Träger öffentlicher Belange“<sup>35</sup> Potential direkt beim Biodiversitätsschutz mitzuwirken. Aber auch kirchliche Gebäude und v.a. die Pastoral und Bildungsarbeit sind Handlungsfelder, in denen Kirche für die Schöpfungsverantwortung sensibilisieren kann. Nicht zuletzt kann sie Vorbildfunktion übernehmen.<sup>36</sup> Die gelebte Schöpfungsverantwortung wäre auch eine Chance für eine Brücke zwischen Kirche, Gesellschaft und anderen Religionen.

Klöster und Ordensgemeinschaften sind teilweise bereits beispielhaft und umfassend im Biodiversitätsschutz aktiv, etwa in Form von Ökolandbau, Renaturierungsmaßnahmen, Umweltbildung und im Bereich der Schöpfungsspiritualität. Jedoch wäre hier, v.a. auch auf pfarrlicher Ebene noch viel Potential, was bislang ungenutzt ist. Zugunsten der Artenvielfalt und in Verantwortung für die Schöpfung könnte die Kirche beispielsweise bei der Auswahl von Pächtern ihrer Flächen die Ökologie mehr berücksichtigen.

Die Schöpfungsspiritualität, welche innerkirchlich eine lange Tradition hat, jedoch meist nur eine Randerscheinung blieb<sup>37</sup>, wäre gründend auf den schöpfungstheologischen Überlegungen eine Motivationsquelle für eine verstärkte Schöpfungsverantwortung. In diese Richtung weist z. B. auch die Umweltenzyklika von Papst Franziskus.<sup>38</sup> Schöpfungstheologisch und spirituell ist von einer „universalen Geschwisterlichkeit“ mit allen Mitgeschöpfen zu sprechen: „Wenn [...] das Herz wirklich offen ist für eine universale Gemeinschaft, dann ist nichts und niemand aus dieser Geschwisterlichkeit ausgeschlossen. Folglich ist es auch wahr, dass die Gleichgültigkeit oder die Grausamkeit gegenüber den anderen Geschöpfen dieser Welt sich letztlich immer irgendwie auf die Weise übertragen, wie wir die anderen Menschen behandeln.“<sup>39</sup>

## Literatur

- ALBERT, K. & ENGELHARDT, P. (Hrsg.) (2001): Thomas von Aquin – Summa contra gentiles. Band 2. – Darmstadt (Wissenschaftliche Buchgesellschaft)
- AUER, A. (1984): Autonome Moral und christlicher Glaube. - Zweite, um einen Nachtrag erweiterte Auflage. – Düsseldorf (Patmos Verlag)
- BIRNBACHER, D. (1991): Mensch und Natur. Grundzüge der ökologischen Ethik. - In: BAYERTZ, K. (Hrsg.): Praktische Philosophie. Grundorientierungen angewandter Ethik. – Hamburg (Rowohlt Verlag)

---

<sup>35</sup> Vgl. Nr. 268 in: Sekretariat der Deutschen Bischofskonferenz 1998, 123f.: Als Träger öffentlicher Belange hat die Kirche z.B. die Möglichkeit bei Flächennutzungs- und Bebauungsplänen sowie Raumordnungsverfahren mitzuwirken. Faktisch wird dies jedoch nur sehr selten wahrgenommen.

<sup>36</sup> Vgl. dazu ausführlich: Schwarz, Benjamin U. 2013.

<sup>37</sup> Zu nennen wären z.B. Franz von Assisi oder Hildegard von Bingen. Aber auch über diese wohl bekanntesten Heiligen in Sachen Schöpfung hinaus gibt es weitere Quellen christlicher Schöpfungsspiritualität – nicht zuletzt die Bibel selbst –, welche zu beleben sehr lohnenswert wäre.

<sup>38</sup> Vgl. Papst Franziskus 2015.

<sup>39</sup> Papst Franziskus 2015, Nr. 92, S. 83f.; vgl. auch Nr. 221, S. 196 und Nr. 228, S. 201.

- BIRNBACHER, D. (2006): *Natürlichkeit*. – Berlin (De Gruyter)
- CBD, BIODIVERSITÄTSKONVENTION (Convention on Biological Diversity) (1992): vgl. <https://www.cbd.int/convention/text/default.shtml> (Stand 25.07.2015).
- DARWIN, C. (1871): *Die Abstammung des Menschen und die geschlechtliche Zuchtwahl*. Band I. – Stuttgart (E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung)
- DH; DENZINGER, H. (2005): *Enchiridion symbolorum. Kompendium der Glaubensbekenntnisse und kirchlichen Lehrentscheidungen*. – Freiburg (Herder Verlag)
- Eser, U. (1999): *Der Naturschutz und das Fremde. Ökologische und normative Grundlagen der Umweltethik*. – Frankfurt (Campus-Verlag)
- GEBHARD, U. (2013): *Kind und Natur. Die Bedeutung der Natur für die psychische Entwicklung*. – Wiesbaden (Springer VS)
- GORKE, M. (2000): Was spricht für eine holistische Umweltethik? - *Natur und Kultur* 1/2: 86-105.
- HABERMAS, J. (1991): Vom pragmatischen, ethischen und moralischen Gebrauch der praktischen Vernunft. - In: HABERMAS, J.: *Erläuterungen zur Diskursethik*. - Frankfurt/M. (Suhrkamp Verlag): 100-118.
- Höhn, H.-J. (2001): *Ökologische Sozialethik. Grundlagen und Perspektiven*. – Paderborn (Ferdinand Schöningh-Verlag)
- KOLBERT, E. (2015): *Das sechste Sterben. Wie der Mensch Naturgeschichte schreibt*. - Berlin (Suhrkamp)
- KRAUS, G. (1998): *Natürliche Theologie*. In: *LThK*, Bd. 7. - 3. Aufl. – Freiburg (Herder Verlag): 676-681.
- LEBKÜCHER, A. (2011): *Theologie der Natur. Wolfhart Pannenberg's Beitrag zum Dialog zwischen Theologie und Naturwissenschaft*. – Neukirchen Vlyun (Neukirchener Verlags-gesellschaft)
- LEHMANN, K. & RAFFELT, A. (2014): *Karl Rahner-Lesebuch*. – Freiburg (Herder Verlag)
- LOCHBÜHLER, W. (1996): *Christliche Umweltethik: schöpfungstheologische Grundlagen, philosophisch-ethische Ansätze, ökologische Marktwirtschaft*. – Frankfurt/M. (Peter Lang)
- MAYR, E. (1991): *Eine neue Philosophie der Biologie*. – München (Piper)
- MÜLLER, A.M. & PANNENBERG, W. (1970): *Erwägungen zu einer Theologie der Natur*. - Gütersloh (Gütersloher Verlagshaus Gerd Mohn)
- NUSSBAUM, M.C. (1999): *Gerechtigkeit oder das gute Leben*. – Frankfurt (Suhrkamp)
- OTT, K. (2009): Zur ethischen Dimension von Renaturierungsökologie und Ökosystemrenaturierung. - In: ZERBE, S. & WIEGLEB, G. (2009): *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa*. – Heidelberg (Spektrum): 423-439.
- PAPST FRANZISKUS (2015): Enzyklika ‚Laudato si‘. Über die Sorge um das gemeinsame Haus. [http://w2.vatican.va/content/francesco/de/encyclicals/documents/papa-francesco\\_20150524\\_enciclica-laudato-si.html](http://w2.vatican.va/content/francesco/de/encyclicals/documents/papa-francesco_20150524_enciclica-laudato-si.html) (Stand 25.07.2015).
- PIECHOCKI, R. (2010): *Landschaft Heimat Wildnis. Schutz der Natur – aber welcher und warum?* – München (C.H. Beck)
- POPPER, K.R. (1984): *Logik der Forschung*. - 8. Aufl. – Tübingen (Siebeck)
- RAHNER, K. (1975): *Schriften zur Theologie. Band XII*. – Zürich (Benziger Verlag)

- RAITH, A. & LUDE, A. (2014): Startkapital Natur: Wie Naturerfahrung die kindliche Entwicklung fördert. – München (Oekom)
- SCHLITT, M.L. (1992): Umweltethik. Philosophisch-ethische Reflexionen – Theologische Grundlagen – Kriterien. – Paderborn (Ferdinand Schöningh Verlag)
- SCHOCKENHOFF, E. (2009): Ethik des Lebens. Grundlagen und neue Herausforderungen. – Freiburg (Herder Verlag)
- SCHWARZ, B.U. (2013): Schöpfungsverantwortung konkret. Kirchliches Engagement im Bereich Naturschutz und Biodiversität. – Saarbrücken (Akademiker Verlag)
- SEKRETARIAT DER DEUTSCHEN BISCHOFSKONFERENZ (1998): Handeln für die Zukunft der Schöpfung. - In: Die Deutschen Bischöfe – Kommission für gesellschaftliche und soziale Fragen, Nr. 19. - Bonn.
- STORCH, V.; WELSCH, U. & WINK, M. (2013): Evolutionsbiologie. - 3. Aufl. – Berlin (Springer)
- TEEB (2010): Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität: Die ökonomische Bedeutung der Natur. – In: Entscheidungsprozesse integrieren. <http://www.teebweb.org/our-publications/teeb-study-reports/synthesis-report/> (Stand: 25.07.2015).
- VOGT, M. (2009): Prinzip Nachhaltigkeit. Ein Entwurf aus theologisch-ethischer Perspektive. – München (Oekom)
- VRBA, E. (1985): Environment and evolution: Alternative causes of temporal distribution of evolutionary events. - South African Journal of Science 81: 229-236.

*Benjamin Schwarz*  
*Walchenseestr. 32*  
*82438 Eschenlohe*  
✉ [benjamin.schwarz@ur.de](mailto:benjamin.schwarz@ur.de)