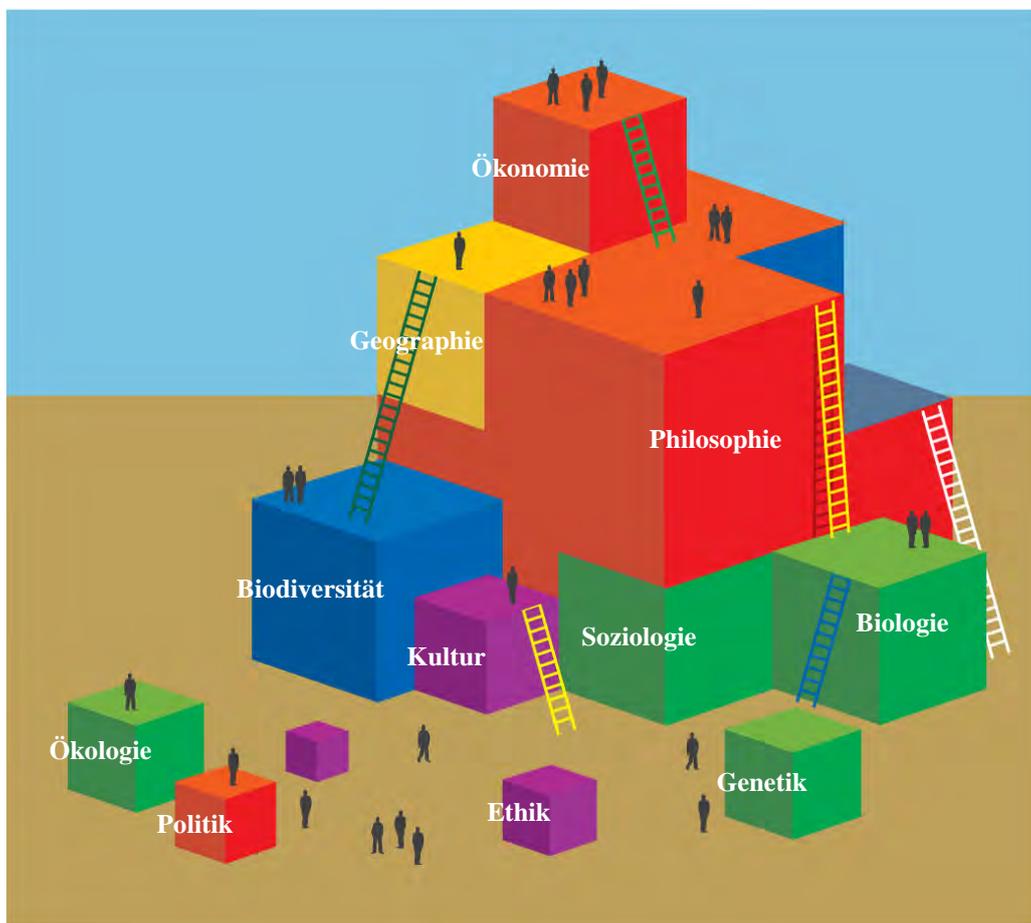


Ute Feit und Horst Korn (Hrsg.)

Treffpunkt Biologische Vielfalt XIII

Interdisziplinärer Forschungsaustausch
im Rahmen des Übereinkommens über
die biologische Vielfalt



Treffpunkt Biologische Vielfalt XIII

**Aktuelle Forschung im Rahmen des Übereinkommens
über die biologische Vielfalt vorgestellt auf einer
wissenschaftlichen Expertentagung an der
Internationalen Naturschutzakademie Insel Vilm
vom 18. - 22. August 2013**

**Herausgegeben von
Ute Feit
Horst Korn**



Titelbild: Annette Pahl

Adresse der Herausgeberin und des Herausgebers:

Ass. iur. Ute Feit

Dr. habil. Horst Korn

Bundesamt für Naturschutz

INA Insel Vilm

18581 Putbus

Fachbetreuung des F+E-Vorhabens durch das BfN:

Ass. iur. Ute Feit

Fachgebiet II 5.1 „Biologische Vielfalt“

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

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

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

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

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

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

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

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-105-4

Bonn - Bad Godesberg 2014

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	7
KATJA HEUBACH	
The Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) – Historie, Status nach IPBES-1 und Trends	9
GESA DODT	
IPBES – Eine effektive Schnittstelle zwischen Wissenschaft und Politik? Anforderungen an die Gestaltung und Ausrichtung der Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES).....	17
Nachhaltiges Landmanagement, Agrobiodiversität	
MICHAEL HEBENSTREIT, JAN BARKMANN	
Biodiversitätsschutz als Risiko? Umweltgerechtigkeit und Verständigung im Spannungsfeld Landwirtschaft-Naturschutz	23
KARIN PIRHOFFER-WALZL, MARION TAUSCHKE, ZACHARY KAILER, MICHAEL GLEMNITZ, MARINA MÜLLER, ARTHUR GESSLER	
Biodiversität in Agrarlandschaften.....	29
TORE-ALIOCHA KURSCH-METZ	
Untersuchungen zur Agrobiodiversität von nützlichen Insekten am Beispiel von Trichogramma-Schlupfwespen	35
JUTTA REIKER, VOLKER WISSEMANN, BIRGIT GEMEINHOLZER	
Vielfalt bewahren? – Der Einfluss gebietsfremden Saatguts auf heimische Pflanzenpopulationen am Beispiel von <i>Daucus carota</i> L.	41
CHRISTOPH V. REDWITZ, BÄRBEL GEROWITT	
Unkräuter auf norddeutschen Maisflächen im Rahmen des Verbundprojekts „Nachhaltiges Landmanagement im norddeutschen Tiefland“ (NaLama-nT)	47
JAN FÖRSTER	
Wachstumsverlauf von Ackerkulturen konventioneller und ökologischer Anbauverfahren mit Bezug zur Habitateignung für Agrarvögel	53
DANIEL DAEDLOW, BÄRBEL GEROWITT	
Samenprädation als biologische Unkrautkontrolle?.....	57
Biodiversität und Bildung	
THEA LAUTENSCHLÄGER	
Etablierung eines Botanischen Gartens an der Universität Kimpa Vita (Nord-Angola) als Maßnahme zum Erhalt der Biodiversität.....	61
CLAUDIA WULFF	
Das Thema Biodiversität in der Lehrerbildung, Leitgedanken und Beispiele aus der Universität Kassel	67
Biodiversität in Wäldern	
CLAUDIA NORMANN, CHRISTOPH SCHERBER, TEJA TSCHARNTKE	
Wie beeinflussen Baumartenvielfalt und Randeffekte die Artenvielfalt von Krautschichtpflanzen und Laufkäfern in Wäldern	75

STEPHANIE CASPERS, PHILIP SCHMITZ, KLAUDIA WITTE	
Ist der Tisch für Wisente gedeckt? Vegetationsanalyse zur Bestimmung der Biodiversität im Freisetzungsgelände der Wisente.....	81
In-situ Erhaltung/ Gebietsfremde Arten	
PHILIP SCHMITZ, STEPHANIE CASPERS, KLAUDIA WITTE	
Ein Wildtier aus Menschenhand – Entwicklung des natürlichen Scheuverhaltens bei zur Auswilderung vorbereiteten Wisenten	89
TOBIAS SANDNER	
Auswirkungen von Inzucht und Umweltstress auf Pflanzen.....	95
ANNETTE HÜBNER, ELKE RICHERT	
Untersuchungen zur Ökologie des Scheidenblütgrases (<i>Coleanthus subtilis</i>) und Ableitungen für Erhaltungsmaßnahmen	101
ANDRE KOCH, EVY ARIDA	
Vernachlässigt Vielfalt in einem Biodiversitätshotspot: Die Amphibien und Reptilien von Sulawesi, Indonesien	109
MARTIN WIESMAIR	
Auswirkungen der Erosionsprozesse auf die pflanzliche Diversität im Großen Kaukasus (Georgien)....	117
MARIE-LUISE FABHAUER	
Vom rechtlichen Umgang mit Invasiven Arten.....	121
Biodiversität und Ethik	
AURELIE HALSBAND	
Die Erhaltung der Biodiversität als intergenerationelle Pflicht.....	127
MALTE TIMPTE	
Globale Bürgerdialoge zu Maßnahmen und Zielkonflikten zur Erhaltung der biologischen Vielfalt.....	135
XILING YANG	
Zur Entwicklung des Bio-Konsums als Strategie für Biodiversitätsschutz.....	141
Sicherung und Nutzung genetischer Ressourcen/ gerechter Vorteilsausgleich	
KLAUS ANGERER	
Die Regulierung von Access & Benefit-sharing – Lehren aus dem Fallbeispiel des Froschkaloids Epibatidin	147
ELKE ZIPPEL	
Saatgutbanken und Erhaltungskulturen für Wildpflanzen – Beiträge der Botanischen Gärten in Deutschland zur Umsetzung der Nationalen Biodiversitätsstrategie	155
MATTHIAS JOHANNES ANNWEILER	
Die Bewirtschaftung genetischer Ressourcen des Meeresbodens jenseits der Grenzen nationaler Hoheitsgewalt	161
Biodiversität und Klimawandel	
MAREIKE HOLTKAMP	
Vereinbarkeit von kleinstbewirtschafteten Palmöl- und Gummipflanzungen mit nachhaltigem Landmanagement?.....	167

LISA FREUDENBERGER, PIERRE L. IBISCH	
Priorisierungsansatz zur Erhaltung der Biodiversität nach den Prinzipien der ökosystembasierten Anpassung	173
Biodiversität der Städte	
NORBERT MÜLLER, KATJA ELSNER, ANTJE WITTMANN	
Der URBIO Index – ein Bewertungssystem zur Nachhaltigkeit von Grünflächen	181
Taxonomie	
ANDRE KOCH, TORBEN RIEHL	
Die Jungen Systematiker (JuSys) – Förderung der taxonomisch-systematischen Grundlagenforschung	191

Vorwort

Geht man davon aus, dass die Weltbevölkerung bis zum Jahr 2050, wie erwartet, um ein weiteres Drittel auf über 9 Milliarden Menschen anwächst, dann steht die Welt in den nächsten Jahren vor einem enormen ökonomischem Wachstumsbedarf. Die Bevölkerung der heute entwickelten Regionen wird dann voraussichtlich kaum mehr als 15 % der Weltbevölkerung ausmachen, während die Bevölkerung der weniger entwickelten Regionen auf einen Anteil von 85 % anwachsen wird. Der Großteil der noch vorhandenen globalen Biodiversität befindet sich aber gerade in den Entwicklungsländern. Diese Länder sind mit dem zunehmenden Nutzungsdruck und dem Schutz der biologischen Vielfalt allein überfordert. Eine intakte Biodiversität ist die Grundlage für die meisten Ökosystemdienstleistungen. Sie kann beispielsweise die Resilienz gegen den Klimawandel steigern oder garantiert die Bereitstellung von Nahrung und Trinkwasser. Solche Zusammenhänge müssen künftig verstärkt erforscht und für die Öffentlichkeit sichtbar gemacht werden.

Entsprechend brauchen wir für die komplexen und vielfältigen Problembereiche, die im Rahmen der Konvention über die biologische Vielfalt (CBD) verhandelt werden, die Unterstützung durch eine umfassende Biodiversitätsforschung in Deutschland. Eine integrative Forschungsperspektive, die neben ökologisch-naturwissenschaftlichen auch soziale und ökonomische Aspekte berücksichtigt, ist dafür unverzichtbar.

Das Bundesamt für Naturschutz (BfN) setzt sich seit Jahren für eine Stärkung der Biodiversitätsforschung in Deutschland ein. Dem bundesweiten Aufruf des BfN folgend, trafen sich auch 2013 wieder 35 Nachwuchswissenschaftlerinnen und Nachwuchswissenschaftler aus den unterschiedlichsten Fachbereichen und Universitäten an der Außenstelle, der Internationalen Naturschutzakademie Insel Vilm, um eine Auswahl an aktueller Biodiversitätsforschung vorzustellen. Der vorliegende Tagungsband gibt in Kurzform die in neun Themenblöcken präsentierten wissenschaftlichen Beiträge wieder. Die Bandbreite der behandelten Forschung reicht unter anderem von Themen wie nachhaltiges Landmanagement, Agrobiodiversität und In-Situ Erhaltung bis hin zur Biodiversität im Zusammenhang mit Städten, Klima, Bildung und Ethik. Anhand der Bandbreite der behandelten Themen wird der interdisziplinäre Charakter der Veranstaltung sehr gut deutlich. In diesem Jahr stellten nicht Biologen, sondern Agrarwissenschaftler, die Mehrheit der Tagungsteilnehmer. Daneben waren aber auch Juristen, Ökonomen, Landschaftsplaner, Soziologen und Politologen vertreten.

Die Zusammenarbeit zwischen BfN und den Universitäten im Rahmen der Nachwuchsförderung hat sich erneut bewährt. Die Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler nehmen den drängenden Forschungsbedarf und die Fragen aus der Praxis wahr und werden so motiviert, umfassend zu forschen. Sie erfahren, dass der Einsatz für interdisziplinäre und problemorientierte Forschung durch das BfN aktiv gefördert wird.

Die Umsetzung der Konvention über die biologische Vielfalt und damit der Erhalt der Biodiversität weltweit ist heute eine existenzielle Herausforderung für alle Länder. Der Wissenschaft kommt hier eine Schlüsselrolle zu. „Gut leben innerhalb der Belastbarkeitsgrenzen unseres Planeten“ lautet daher auch das 7. Umweltaktionsprogramm der EU für die Zeit bis 2020, in dem erneut eine Verbesserung der Wissens- und Faktengrundlage als eines von 9 prioritären Zielen festgelegt wurde.

Für die immensen und komplexen Probleme dieser Zeit brauchen wir heute neben exzellenter Wissenschaft auch Mut, Visionen und Idealismus für die Zukunft. All das bringen die jungen motivierten Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler, dokumentiert in ihren Beiträgen im vorliegenden Tagungsband, mit. Lesen Sie selbst!

Prof. Dr. Beate Jessel

Präsidentin des Bundesamtes für Naturschutz

The Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) – Historie, Status nach IPBES-1 und Trends

KATJA HEUBACH, ELISABETH MARQUARD, CARSTEN NEBHÖVER

keywords: science-policy interface, intergovernmental platform, global environmental governance, biodiversity, ecosystem services

1 Der neue „Weltbiodiversitätsrat“ nimmt seine Arbeit auf

Die Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) wurde 2012 ins Leben gerufen. Es soll als unabhängiges, zwischenstaatliches Gremium das Wissen zum Zustand und der Entwicklung der biologischen Vielfalt und zu den Ursachen ihres weltweiten Verlustes zusammentragen. Aus den Erkenntnissen der regelmäßig zu erstellenden, thematischen Berichte („assessments“) sollen anschließend Handlungsoptionen abgeleitet werden, die politische Entscheidungsträger bei der Gestaltung ihrer biodiversitäts- und ökosystemleistungs-bezogenen Politiken unterstützen sollen. Die hierfür benötigten Werkzeuge und Methoden („policy tools“) sowie die zu schließenden Forschungslücken sollen von IPBES identifiziert („knowledge generation“) und relevante Akteure befähigt werden, an diesen Prozessen teilzunehmen („capacity building“). Dabei gilt es, der Politik nicht vorzuschreiben, was getan werden muss, sondern verschiedene alternative Lösungsansätze für die Bewältigung drängender Probleme zur Verfügung zu stellen („policy relevant but not policy prescriptive“, UNEP/IPBES/3/L.2/Rev.1, S. 5, Absatz 6.e). IPBES fungiert damit als Schnittstelle zwischen der Wissensgemeinschaft und der Politik, die zur Verbesserung der Kommunikation und des Wissensaustauschs – in beide Richtungen – und damit zu stärker wissensbasierten Politikentscheidungen beiträgt („science-policy interface“).

Während des ersten Treffens der Plattform (IPBES-1), das am Sitz seines künftigen Sekretariats im Januar 2013 in Bonn stattfand, haben die Vertreter der damals 105 Mitgliedsstaaten (derzeit 114 Mitglieder; Stand 11/2013) die Regeln für die künftige Arbeit, die Organisationsstruktur sowie die Besetzung verschiedener Gremien festgelegt. Das zweite Plenum (IPBES-2) findet im Dezember 2013 in türkischen Antalya statt. Mitgliedsstaaten und andere Stakeholder, die die Entwicklung der Plattform beobachten und gestalten, haben hohe Erwartungen an dieses zweite Treffen. Insbesondere der Verabschiedung des Arbeitsprogrammes für 2014-2018, das festlegen wird, welche Inhalte IPBES in den kommenden vier Jahren bearbeiten wird, wird mit Spannung entgegengesehen. Aber auch das konzeptionelle Rahmenwerk von IPBES, die Einbindung verschiedener Stakeholder sowie Vereinbarungen zu strategischen Partnerschaften und den Verfahrensregeln für die zukünftige, ausgewogene Besetzung des wissenschaftlichen Gremiums sollen während IPBES-2 verhandelt werden.

Im Folgenden erläutern wir die Funktionen von IPBES, seine Struktur und Prinzipien. Es folgen eine Zusammenfassung der bei IPBES-1 gefassten Beschlüsse, ein Überblick über die in der intersessionalen Phase relevanten Themen sowie ein Ausblick auf die Erwartungen an IPBES-2. Zuletzt werden die Herausforderungen für IPBES als Science-Policy-Interface und die Beteiligungsmöglichkeiten von Wissenschaftler/innen besprochen.

2 Was ist IPBES und warum wurde es gegründet?

2.1 Hintergrund & Historie der Gründung des Gremiums

Damit umweltpolitische Entscheidungen auf dem besten zur Verfügung stehenden Wissen getroffen werden können („informed decisions“), sind zwei Dinge nötig: Erstens muss das Wissen durch glaubwürdige Prozesse und politisch unabhängige Institutionen generiert werden. Zweitens muss es eine systemische Betrachtung der komplexen sozial-ökologischen Interaktionen zwischen Biodiversität, Ökosystemleistung-

gen und der Gesellschaft beinhalten – Wissenschaft muss sich zunehmend mit Fragen auseinandersetzen, die (gesellschafts-)politische Relevanz besitzen („issue-driven science“).

Vor diesem Hintergrund und als Antwort auf das Millennium Ecosystem Assessment (MA), dessen Fazit war, dass der Großteil der weltweiten Ökosysteme degradiert ist und der globale Biodiversitätsverlust weiterhin anhält (MA 2005, GBO3), und der daraus abgeleiteten Dringlichkeit der Biodiversitätsproblematik rief der französische Präsident Jaques Chirac im Jahr 2005 den International Mechanism of Scientific Expertise on Biodiversity (IMoSEB) ins Leben. Aus diesem Konsultationsprozess resultierte die neuerliche Idee eines internationalen unabhängigen Gremiums zu Biodiversität und Ökosystemleistungen, das sich mit den drängenden Fragen zur Biodiversität auf zwischenstaatlicher Ebene auseinandersetzen sollte. Ein entsprechendes Konzept wurde der UNEP 2007 zur Prüfung vorgelegt.

Ein unabhängiges, wissenschaftliches Gremium schien auch deshalb nötig, da der wissenschaftliche Beirat der Konvention zur Biologischen Vielfalt (Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity, CBD-SBSTTA) von vielen beteiligten Akteuren und Beobachtern als zu politisiert empfunden wurde. Das Gleichgewicht zwischen politischer Relevanz und wissenschaftlicher Glaubwürdigkeit müsse gewahrt werden. Der Bericht des IMoSEB führte weitere Anforderungen an ein effektives internationales Gremium zu Biodiversität und Ökosystemleistungen an. Es müsse auch die bestehenden internationalen Konventionen und Prozesse mit Biodiversitätsbezug adressieren, direkte Verbindungen zur nationalen Biodiversitätswissenschaft und -politik und zu den im Themenfeld bestehenden Netzwerken herstellen sowie aktiv zum Capacity Building beitragen (UNEP 2010).

Die Gründung von IPBES wurde im Rahmen dreier Multi-Stakeholder-Treffen (Putrajaya 2008, Nairobi 2009 und Busan 2010) weiter ausgehandelt und vorbereitet, und schließlich formell durch die Generalversammlung der Vereinten Nationen (New York 2010) beschlossen. Damit löste IPBES seine beiden Vorläuferprozesse MA und IMoSEB ab. Auf zwei Gründungssitzungen in 2011 und 2012 folgte Anfang 2013 das erste offizielle Plenumtreffen der Mitgliedsstaaten (IPBES-1).

2.2 Globale Einbettung von IPBES

Auf globaler Ebene existieren bereits zahlreiche Institutionen, die sich mit der Erhaltung und Nutzung von Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen beschäftigen und diesbezügliche Maßnahmen beschließen. Hier sind u. a. die multilateralen Umweltabkommen zu nennen (z. B. CITES, CBD, CCD, RAMSAR) und die UN-Organisationen UNEP, UNDP, UNESCO und FAO. IPBES wird zu all diesen Institutionen in enger Beziehung stehen, beispielsweise im Hinblick auf eine effektive Zusammenarbeit für die Assessments oder der Entwicklung von politischen Strategien und Aktivitäten. Viele der gemeinsamen Aktivitäten und Interaktionen müssen jedoch noch konkretisiert werden. Dabei sollen ausdrücklich Doppelstrukturen vermieden und Synergien geschaffen werden.

Die genannten UN-Organisationen spielen für IPBES auch deshalb eine große Rolle, weil IPBES administrativ bei ihnen beheimatet ist (IPBES ist zwar selbst keine UN-Organisation, aber verwaltungstechnisch bei der UN eingegliedert, die UNEP ist in administrativen IPBES-Belangen federführend). Die Anfragen von multilateralen Umweltabkommen oder UN-Organisationen an IPBES haben, neben denen der Mitgliedsstaaten, eine hohe Priorität.

Wie die Verbindung zu zivilgesellschaftlichen Institutionen aussehen wird, wird derzeit im Rahmen der Entwicklung einer „Stakeholder Engagement Strategy“ intensiv diskutiert, deren Verabschiedung für IPBES-2 erwartet wird.

3 Welche Aufgaben hat IPBES?

3.1 Die vier Arbeitsbereiche von IPBES

Als strukturelles Vorbild von IPBES gilt der IPCC, der ‚Weltklimarat‘, der sich mit der Entwicklung des globalen Klimas beschäftigt. Bei der Einrichtung des IPCC lag der Fokus noch sehr einseitig auf der Erstellung der Assessment-Reports, andere Aspekte wie z. B. das Capacity Building spielten zunächst keine Rolle. In den vergangenen 20 Jahren musste man jedoch feststellen, dass diese Fokussierung die Glaubwürdigkeit, Legitimität und Relevanz des IPCC-Prozesses einschränkt (BECK 2012). Die an der Gründung von IPBES beteiligten Akteure betonten daher ausdrücklich, dass IPBES von vornherein ein umfangreicheres Aufgabenspektrum besitzen müsse, das auch Capacity Building und Politikberatung einschließt.

Die vier Arbeitsbereiche von IPBES, die während des dritten Multi-Stakeholder-Dialogs in Busan im Jahr 2010 festgelegt wurden (Busan Outcome), sind:

- **Assessments:** IPBES soll globale und (sub-)regionale Berichte zum Wissensstand über Biodiversität und Ökosystemleistungen erarbeiten, die auf die Anfragen von Mitgliedsregierungen, multilateralen Umweltabkommen, UN-Organisationen sowie anderen Stakeholdern, z. B. NGOs, antworten.
- **Knowledge Generation:** IPBES soll identifizieren und priorisieren, welche wissenschaftlichen Informationen für politische Entscheidungsträger am wichtigsten sind und dabei helfen, notwendiges, neues Wissen hervorzubringen.
- **Policy Tools:** IPBES soll politische Entscheidungen und ihre Implementierung unterstützen, indem es politikrelevante Werkzeuge und Methoden identifiziert. Damit soll das vielfach diskutierte Problem der fehlenden Anwendbarkeit von Assessment-Ergebnissen in der Praxis behoben werden.
- **Capacity Building:** IPBES soll identifizieren, welchen Bedarf es hinsichtlich der nötigen Kompetenzen gibt, sich am IPBES-Prozess zu beteiligen, z. B. bei der Erstellung von Assessment-Reports. Für die dringendsten Maßnahmen soll IPBES Unterstützung bereitstellen oder zur Unterstützung aufrufen.

Wenngleich diverse Institutionen, darunter auch NGOs und andere zivilgesellschaftliche Akteure, Anfragen an IPBES stellen dürfen, so werden diese doch nach einer gewissen Hierarchie behandelt. Die höchste Priorität besitzen Anfragen von Regierungen sowie von multilateralen Umweltabkommen und UN-Organisationen. Anfragen von anderen Stakeholdern werden nur dann berücksichtigt, wenn das Plenum sie als angemessen betrachtet. Besonders begrüßt werden gemeinsame Anfragen von mehreren Akteuren.

IPBES selbst wird keine Forschung betreiben oder fördern, sondern dient ausschließlich der Zusammenführung bestehender Erkenntnisse, Informationen und Daten und soll in diesem Rahmen bestehende Lücken identifizieren.

4 Wie ist IPBES aufgebaut?

Das höchste Gremium von IPBES ist das Plenum, die Vollversammlung der Mitgliedstaaten, die als einzige stimmberechtigt sind. Alle anderen Stakeholder können als sog. ‚Observer‘ zu den Sitzungen zugelassen werden und besitzen lediglich Rederecht. Darunter fallen unter anderem Repräsentanten anderer Konventionen, Nichtregierungsorganisationen und wissenschaftliche Einrichtungen. Zu den Aufgaben des Plenums gehört u. a. zu entscheiden, zu welchen Themen Assessments und andere Aktivitäten durchgeführt werden sollen. Es beschließt außerdem den Finanzplan und besetzt die Untergremien (z. B. Büro und MEP, siehe unten). Entschieden wird im Plenum in allen wesentlichen Fragen nach dem Konsensprinzip.

Das Plenum erteilt auch Arbeitsaufträge an das Sekretariat, das seinen Sitz in Bonn hat. Neben der Vor- und Nachbereitung von Sitzungen gehören die Erstellung von Dokumenten und die Einarbeitung eingegangener Kommentare zu den Hauptaufgaben des Sekretariats.

Das Büro ist das administrative Leitungsgremium. Der/die Vorsitzende des Büros leitet die Plenarsitzungen. Das Büro „beaufsichtigt“ die Arbeit des Sekretariats und beteiligt sich auch an der Erstellung von Entwurfs-Dokumenten (z. B. für das Arbeitsprogramm).

Das Multidisciplinary Expert Panel (MEP) ist das wissenschaftliche Gremium von IPBES. Es koordiniert den Arbeitsablauf während der Assessments (z. B. Auswahl der Autoren, Identifikation relevanter Akteure) und überprüft die wissenschaftliche Qualität der Reports. Das aktuelle Interim-MEP umfasst insgesamt 25 Personen, die für die ersten zwei Jahre nach IPBES-1 zu gleichen Teilen aus den fünf UN-Regionen rekrutiert wurden (die zukünftige Zusammensetzung des MEP wird Gegenstand von IPBES-2 sein, siehe unten).

5 Nach welchen Prinzipien arbeitet IPBES?

Für die Gestaltung von IPBES spielen die folgenden drei Kriterien eine herausragende Rolle, die gemeinhin als Schlüsselfaktoren für die effektive Gestaltung von Science-Policy-Interfaces betrachtet werden (vgl. z. B. GÖRG et al. 2010, SPIERENBURG 2012):

- i. Relevanz („relevance“) = die empfundene Bedeutung bzw. Passgenauigkeit des Prozesses,
- ii. Glaubwürdigkeit („credibility“) = die empfundene Wahrheit bzw. Qualität der generierten Aussagen und Ergebnisse, und
- iii. Legitimität („legitimacy“) = die empfundene Angemessenheit des Verfahrens bzw. der Beteiligung für den Prozess relevanter Akteure.

An diesen Kriterien wird sich IPBES letztlich messen lassen müssen, denn sie gelten als Voraussetzungen dafür, dass sich die Mitgliedsstaaten und andere Stakeholder die Ergebnisse von IPBES zu eigen machen und adäquat berücksichtigen.

Darüber hinaus hat sich IPBES den folgenden Arbeitsprinzipien („operating principles“) verschrieben (UNEP 2010):

- Zusammenarbeit mit existierenden Initiativen,
- wissenschaftliche Unabhängigkeit und Glaubwürdigkeit,
- transparente Arbeitsweise und Entscheidungsfindung,
- politikrelevant aber nicht vorschreibend,
- vollständige und effektive Beteiligung der Entwicklungsländer,
- regionale Ausgewogenheit,
- Inter- & Multidisziplinarität und
- Geschlechtergleichheit.

6 Beschlüsse des ersten Plenumstreffens (IPBES-1), die intersessionale Phase und IPBES-2

Die Hauptaufgabe des ersten IPBES-Plenums war es, die Plattform formal beschlussfähig zu machen. So wurden insbesondere administrative und organisatorische Punkte diskutiert und verabschiedet: die Wahl des Vorsitzenden, die Besetzung des Interim-MEP, die Festlegung der Verfahrensregeln (z. B. Konsensprinzip) sowie die Verabschiedung des Budgets für 2013. Darüber hinaus wurden die konzeptionellen

Überlegungen zum Arbeitsprogramm weiter vorangetrieben. Keine Einigung wurde erzielt hinsichtlich der Strukturen für die Bearbeitung des Arbeitsprogramms (z. B. ob und welche ständige Arbeitsgruppen einberufen werden sollten). Dies ist auch darauf zurückzuführen, dass das Arbeitsprogramm selbst noch in der Entwicklung ist; seine Verabschiedung wird für IPBES-2 erwartet.

Für den Zeitraum zwischen IPBES-1 und IPBES-2, d. h. für die intersessionale Phase, haben die Mitgliedstaaten Arbeitsaufträge an das Sekretariat, das Büro, das MEP sowie weitere externe Institutionen und Akteure vergeben. Beispielsweise erhielten das MEP und das Büro die Aufgabe, das erste IPBES-Arbeitsprogramm für den Zeitraum 2014-2018 zu entwerfen, auf Basis von Vorschlägen der Mitgliedsländer, internationaler Konventionen und anderer Stakeholder. An IUCN und ICSU erging die Einladung, in enger Zusammenarbeit mit Vertretern verschiedener weiterer Akteursgruppen (z. B. der wissenschaftlichen Institutionen, der NGOs, indigenen Gruppen und der Wirtschaft) eine ‚Stakeholder Engagement Strategy‘ für die Unterstützung der Umsetzung des Arbeitsprogramms zu entwickeln.

Weitere Themen der intersessionalen Phase sind: das Vorgehen zur Priorisierung der Anfragen an IPBES, die Einbeziehung verschiedener Wissenssysteme, der konzeptionelle Rahmen der Plattform, die zukünftige Zusammensetzung des MEP, das Scoping-Verfahren zu beschlossenen Themen, die Strategischen Partnerschaften sowie das Verhältnis von IPBES zum UN-System.

In diesem Zeitraum wurden fünf Dokumente – die Entwurfsfassungen des Arbeitsprogramms, der Stakeholder Engagement Strategy, der Verfahrensregeln für die Erarbeitung der IPBES-Produkte, des Nominierungsverfahrens für MEP-Mitglieder sowie der Strategischen Partnerschaften – einer offenen Online-Konsultation unterzogen, an der sich die Regierungen der Mitgliedsstaaten sowie alle am IPBES-Prozess interessierte Stakeholder-Gruppen beteiligen konnten (Juni/Juli 2013, Entwürfe unter <http://www.ipbes.net/intersessional-process/current-review-documents-ipbes2.html>). Die anhand der eingegangenen Kommentare überarbeiteten Papiere werden IPBES-2 zur Abstimmung vorgelegt. Darüber hinaus werden weiterhin Verhandlungen zum Budget ab 2014, den Links zwischen IPBES und dem UN-System, der Mitgliedschaft von Wirtschaftszusammenschlüssen (z. B. EU) und der Regelung zur Zulassung von Beobachtern erwartet.

7 Welchen Herausforderungen muss sich IPBES stellen?

IPBES ist eine noch junge Plattform, die sich in der internationalen Arena erst noch beweisen muss. Die Weltöffentlichkeit, insbesondere aber die Mitgliedsstaaten stellen hohe Erwartungen an das neue Gremium. Sollte es nicht gelingen, relevant, glaubwürdig und legitim zu sein, dann werden die beteiligten Regierungen wenig politischen Willen beweisen, die Ergebnisse und Produkte von IPBES in ihre Politiken zu integrieren und entsprechend umzusetzen. Hier muss einerseits die Integration in die Belange der CBD und damit in den globalen Kontext gelingen. Andererseits müssen die Ergebnisse auch auf der (sub-) regionalen und nationalen Ebene relevant sein.

Ein weiterer entscheidender Faktor für die Effektivität der Plattform wird die Beteiligung aller relevanten Stakeholder sein. Nur durch deren adäquate, d. h. regional, institutionell und disziplinär ausgewogene, Teilhabe am Prozess kann gewährleistet werden, dass die IPBES-Produkte auch angenommen werden. Der Dialog mit den letztlich Nutzern der IPBES-Produkte sowie das Einfließen ihres Wissens sind essentiell, um Maßnahmen kontextspezifisch zu gestalten und schließlich mit Erfolg auf lokaler Ebene umzusetzen.

Die Herausforderungen an IPBES im Hinblick auf sein Arbeitsprogramm – das Herzstück der Plattform – ergeben sich zunächst aus dessen avisierten Umfang: Der derzeitige Entwurf umfasst fünf Assessments (global und (sub-)regional sowie thematisch) sowie zahlreiche weitere Aktivitäten zur Umsetzung der vier Arbeitsbereiche von IPBES und darf als ambitioniert bezeichnet werden. Es ist fraglich, ob der angestrebte Zeithorizont von vier Jahren (2014-2018) eingehalten werden kann. Eine weitere Herausforderung ergibt sich aus dem Anspruch, das Wissen relevanter Stakeholder aus verschiedenen Wissenssystemen zu berücksichtigen. Hierzu muss zunächst einmal geklärt werden, wie man das Wissen unterschiedlicher

Systeme (z. B. traditionelles Wissen, indigenes Wissen, wissenschaftliches Wissen) validiert und integriert. Dazu werden eine starke Zusammenarbeit zwischen Experten unterschiedlicher Wissenssysteme und eine auch diesen Aspekt berücksichtigende Kommunikationsstrategie benötigt (vgl. auch Report des International Expert Workshop connecting diverse Knowledge Systems in the context of IPBES, INA BfN, 22.-25. April 2013, <http://www.biodiv.de/index.php?id=147&L=1>).

Schließlich bleibt zu hoffen, dass IPBES ausreichend finanzielle Ressourcen zur Verfügung stehen werden, um die angestrebten, ambitionierten Ziele auch nach 2013 zu erreichen. Angestrebt wird ein Fondmodell mit freiwilligen Beitragszahlungen.

8 Wie können sich Wissenschaftler/innen und andere Stakeholder am IPBES-Prozess beteiligen?

Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler werden sich auf vielfältige Weise am IPBES-Prozess beteiligen können (vgl. PE'ER 2013). So können sie beispielsweise durch ihre Regierungen für das MEP vorgeschlagen werden und bei Ernennung in diesem Gremium wirken. Sie können auch in technischen Expertengruppen mitarbeiten, und als (Leit-)Autoren Beiträge zu Assessment-Reports und anderen IPBES-Produkten liefern. Darüber hinaus können sie, wie auch alle anderen Stakeholder und Organisationen der Zivilgesellschaft, die Entwurfsdokumente von IPBES kommentieren.

NGOs und wissenschaftliche Dachorganisationen können sich als Beobachter für die Plenums-Treffen registrieren und akkreditieren lassen. Im Vorfeld der Plenen findet regelmäßig ein ‚Stakeholder Day‘ statt, der interessierte Stakeholder über den bisherigen Prozess und über das Selbstverständnis und die Ziele von IPBES informiert und ihnen eine offene Plattform zur Diskussion ihres möglichen Engagements im Rahmen von IPBES bietet.

9 Literaturverzeichnis

BECK, S. (2012): Between Tribalism and Trust: The IPCC Under the "Public Microscope". - *Nature and Culture* 7(2): 151-173.

GBO3 (2010): Global biodiversity outlook 3. – Montreal (Secretariat of the Convention on Biological Diversity) www.cbd.int/doc/publications/gbo/gbo3-final-en.pdf (assessed April 22, 2013).

GÖRG, C., NEBHÖVER, C., PAULSCH, A. (2010): A new link between biodiversity science and policy. - *GAIA* 19/3: 183-186.

MA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005): *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. – Washington (Island Press)

PE'ER, G., MCNEELY, JEFFREY A., DIETERICH, M., JONSSON, B-G, SELVA, N., FITZGERALD, J. M., NESSHÖVER, C. (2013): IPBES: Opportunities and Challenges for SCB and Other Learned Societies. - *Conservation Biology* 27(1): 1-3

SPIERENBURG, M. (2012): Getting the Message Across: Biodiversity Science and Policy Interfaces – A Review. - *GAIA* 21(2): 125-134

UNEP (2010): Busan Outcome. Third ad hoc intergovernmental and multi-stakeholder meeting on an intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services. - Busan, 7-11- June 2010.

Das Netzwerk Forum zur Biodiversitätsforschung (NeFo) stellt auf seiner Homepage (<http://www.biodiversity.de/index.php/ipbes>) aktuelle Informationen über die Entwicklung von IPBES zur Verfügung und bietet zahlreiche Workshops zu unterschiedlichen Themen an.

*Dr. Katja Heubach
Netzwerk Forum zur Biodiversitätsforschung (NeFo)
Department Naturschutzforschung
Helmholtz Zentrum für Umweltforschung UFZ Leipzig
Permoser Str. 15
04318 Leipzig
katja.heubach@ufz.de*

IPBES - Eine effektive Schnittstelle zwischen Wissenschaft und Politik?

Anforderungen an die Gestaltung und Ausrichtung der Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES)

GESA DODT

Schlagwörter: Biodiversität; Science-Policy Interface; IPBES; Governance von Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen

Einleitung

Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen stehen in einem engen Zusammenhang zum menschlichen Wohlergehen. Der stetige Verlust der biologischen Vielfalt wirkt sich dementsprechend auch auf die Lebensqualität und die Entwicklungsmöglichkeiten des Menschen aus. Für den Schutz und die nachhaltige Nutzung von Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen ist es notwendig, wissenschaftliche Erkenntnisse über den Zustand und die Entwicklung der biologischen Vielfalt effektiv mit politischen Entscheidungen zu verknüpfen (vgl. CASH et al. 2002; IUCN 2010: 1 f.; LARIGAUDERIE/MOONEY 2010: 1). Dies geschieht jedoch noch nicht im ausreichenden Maße (vgl. VAN DEN HOVE/CHABASON 2009: 8ff.). Ein Grund dafür liegt in den zahlreichen Lücken und Defiziten der bereits existierenden Schnittstellenmechanismen, den Science-Policy Interfaces (SPIs). Um die Schnittstelle zwischen biodiversitätsbezogener Forschung und Politik insgesamt zu stärken, wurde auf Initiative der UNEP, dem Umweltprogramm der Vereinten Nationen, im April 2012 die Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) gegründet. Sie soll als ein globales Politikberatungsgremium politischen Entscheidungsträgern zuverlässige, glaubwürdige und unabhängige Informationen über den Zustand und die Entwicklung der Biodiversität in angemessener Form zur Verfügung stellen, dabei fachübergreifende Fragen und Zusammenhänge zum menschlichen Wohlergehen berücksichtigen sowie damit verbundene Handlungsempfehlungen offerieren (vgl. IUCN 2010: 3f.). An dieses neue SPI für den Bereich von Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen, das häufig als Pendant zum Weltklimarat (IPCC) gesehen wird, stellen sich bestimmte Anforderungen, damit es sich als eine effektive Schnittstelle zwischen biodiversitätsbezogener Forschung und Politik herausstellen kann. In der Diskussion über die Effektivität eines SPIs werden häufig die Aspekte Glaubwürdigkeit, Relevanz und Legitimierung als Schlüsselemente genannt und in der bestehenden Literatur zu diesem Thema auch als solche identifiziert (vgl. CASH et al. 2003; FARRELL/JÄGER 2005). So soll auch IPBES, um als effektive Schnittstelle zwischen Biodiversitätsforschung und politischen Entscheidungsprozessen fungieren zu können, relevant, legitimiert und glaubhaft sein (vgl. IUCN 2010: 4; GÖRG et al. 2010: 184).

Glaubwürdigkeit, Relevanz und Legitimierung

Die Glaubwürdigkeit eines SPIs zeigt sich in der empfundenen Wahrheit und Qualität. Sie bezieht sich auf die Informationen, Methoden und Prozesse innerhalb des jeweiligen SPIs. Für die Glaubwürdigkeit eines SPIs ist entscheidend, dass das beste zur Verfügung stehende Wissen verwendet wird. Die Methoden und die Verfahren, wie Informationen und Daten generiert, geprüft, begutachtet und ausgewertet werden, sollten so transparent wie möglich sein. Gleichzeitig sollten die Prozesse aber auch offen sein und so Wissen und Experten aus allen relevanten Bereichen einbeziehen. Damit diese Prozesse glaubwürdig sind, müssen sie bestimmten wissenschaftlichen und technischen Standards entsprechen und zudem unabhängig von äußeren Einflüssen stattfinden. Diese Unabhängigkeit sollte sich auch in den getroffenen Schlussfolgerungen eines SPIs wiederfinden. Diese sollten unvoreingenommen gezogen werden. Entsprechend dieser Aspekte sollten durch ein SPI zuverlässige, fehlerfreie und vertrauenswürdige Informationen und Daten hervorgebracht werden, die in einer verständlichen Art den entscheidenden Ak-

teuren zur Verfügung gestellt werden (vgl. CASH et al. 2002: 2 ff.; GLASER/BATES 2011: 6; UNEP 2009: 12). Die Relevanz von Informationen und von einem SPI hängt davon ab, inwieweit es sich drängenden politischen und gesellschaftlichen Fragestellungen im Bereich von Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen widmet. Ein SPI sollte angepasst sein an den jeweiligen Kontext, zeitgemäße Informationen liefern und auf die Bedürfnisse, Interessen und Anliegen der politischen Entscheidungsträger beziehungsweise der Nutzer der Informationen insgesamt eingehen, diese aufnehmen und adressieren (vgl. CASH et al. 2002: 4f.). Darüber hinaus ist für die Relevanz entscheidend, dass Prozesse und Ergebnisse eine Vielzahl von möglichen Sichtweisen und Standpunkten repräsentieren (vgl. KOETZ et al. 2011: 8). Die *Legitimierung* eines SPIs zeigt sich in der wahrgenommenen Fairness, der politischen Annehmbarkeit, der Transparenz und in dem Vertrauen in die Prozesse eines SPIs (vgl. UNEP 2009: 12). Für die Legitimierung eines SPIs und von Informationen ist entscheidend, dass es zu einer breiten und weltumspannenden Beteiligung an den Prozessen kommt. Wichtig für die Ergebnisse, dass sie bei politischen Entscheidungen berücksichtigt werden, ist zudem, dass die Prozesse eines SPIs politisch legitimiert sind (vgl. CASH et al. 2002: 5; CASH et al. 2003: 8086; IUCN 2010: 1). Zwischen den drei Schlüsselfaktoren Glaubwürdigkeit, Relevanz und Legitimierung bestehen enge Wechselbeziehungen. Ziel von SPIs sollte es demzufolge sein, alle drei Aspekte in einem ausgewogenen Maße zu beachten und so eine unabhängige und politikrelevante wissenschaftliche Beratung zu bieten, die auf dem besten zur Verfügung stehenden Wissen beruht und unterschiedliche Wissensarten und Perspektiven berücksichtigt (vgl. GLASER/BATES 2011: 5).

Normative Anforderungen

Neben den aufgeführten Schlüsselfaktoren gibt es eine Reihe von normativen Anforderungen, die sich an ein effektives SPI im Bereich von Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen stellen. Diese Anforderungen ergeben sich größtenteils aus den Lücken und Defiziten der bereits existierenden SPIs in diesem Bereich. Demnach ist es wichtig, dass ein SPI effektive Mechanismen zur Kommunikation bereitstellt und dafür sorgt, dass es zwischen den Bereichen von Wissenschaft und Politik zu einer gemeinsamen Sprache kommt. Durch ein SPI sollte eine gemeinsame und geteilte Wissensbasis entstehen, die Wissensgenerierung gefördert und das vorhandene Wissen koordiniert werden. Entscheidend ist auch, dass in die Prozesse eines SPIs verschiedene Wissensformen und -systeme einbezogen werden, so auch multi- und interdisziplinäres Wissen. Ein SPI sollte eine aktive Politikberatung gewährleisten. Hierfür ist auch die Erstellung von regelmäßigen und bedürfnisorientierten Assessments wichtig. Diese sollten politikrelevant, aber nicht vorschreibend sein, Zusammenhänge zwischen Biodiversität, Ökosystemdienstleistungen und dem menschlichem Wohlergehen berücksichtigen, Wissenslücken sowie auch Unsicherheiten und Grenzen aufzeigen. Für die Effektivität ist zudem entscheidend, dass ein SPI die Prozesse, die Akteure und das Wissen über verschiedenen Ebenen und Skalen hinweg koordiniert, sodass es zu einem effektivem Zusammenspiel dieser und auch der verschiedenen existierenden SPIs kommt. Ein SPI sollte unterschiedliche Kapazitäten wahrnehmen und den Aufbau neuer notwendiger unterstützen. Insgesamt sollten die Prozesse eines SPIs offen und partizipativ sein. Es sollten unterschiedliche Standpunkte und Sichtweisen sowie auch verschiedene disziplinäre Perspektiven einbezogen werden und Wechselwirkungen berücksichtigt werden. Wichtig für die Effektivität eines SPI sind zudem eine gesicherte Finanzierung und ein Monitoring und eine Evaluierung der Ergebnisse und Prozesse (vgl. VAN DEN HOVE/CHABASON 2009; VOHLAND et al. 2011).

Im Vergleich zu anderen Umweltbereichen ist Biodiversität und auch ihr Verlust durch eine hohe Komplexität gekennzeichnet. Durch diese ergeben sich besondere Herausforderungen und somit weitere Anforderungen an ein SPI im Bereich von Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen. Die hohe Komplexität zeigt sich in Form von zahlreichen Einflussfaktoren, vielfachen Wechselbeziehungen sowie unsicherem und fehlendem Wissen. Biodiversität ist ein Querschnittsthema und somit eng verknüpft mit anderen Bereichen, Themen und Entwicklungen. Im Bereich der Governance von Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen kommt es zu einem Zusammenspiel vieler verschiedener Ebenen, Prozesse und Akteure auf lokaler, nationaler und globaler Ebene. Dies erfordert eine gute Abstimmung und Koordinierung. Zu-

dem erstreckt sich Biodiversität, wie auch die Triebfaktoren für ihren Verlust, über eine Vielzahl von unterschiedlichen Ebenen und Skalen. Demzufolge reicht auch die Governance von Biodiversität über viele verschiedene administrative Ebenen und räumliche, zeitliche und ökologische Skalen hinweg (vgl. VAN DEN HOVE/CHABASON 2009: 5f.). Eine effektive Governance von Biodiversität muss auf diesen hohen Grad an Komplexität, Dynamiken und vielfältigen Interaktionen verschiedener Bereiche und Ebenen ausgerichtet sein, um effektiv dem kontinuierlichen Verlust an biologischer Vielfalt und Ökosystemfunktionen entgegen wirken zu können (vgl. ebd.: 6).

Erkenntnisinteresse

Ausgehend von diesen für die Effektivität eines SPIs entscheidenden Schlüsselfaktoren und Anforderungen zielt die vorliegende Arbeit darauf ab, IPBES dahingehend zu untersuchen und zu analysieren, inwieweit sie den Anforderungen an ein effektives SPI im Bereich von Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen gerecht wird beziehungsweise werden kann, um so die Schnittstelle zwischen Biodiversitätsforschung und politischen Entscheidungen zu stärken. In der Arbeit wird untersucht, ob IPBES in ihrem Ansatz, ihrer Ausrichtung und ihren vorgesehenen Funktionsweisen und Aufgaben diesen Anforderungen und dem bestehenden Bedürfnis nach einem effektiveren SPI gerecht werden kann. Dabei ist von besonderem Interesse, wie dies von unterschiedlichen Seiten auf nationaler Ebene aus gesehen wird: von Seiten der Biodiversitätswissenschaftler, der politischen Entscheidungsträger, Akteuren von IPBES und von Umweltverbänden beziehungsweise Naturschutzorganisationen. Es wird untersucht, wie Vertreter dieser Gruppen die Innovationskraft und das Potential von IPBES einschätzen, den bestehenden Anforderungen bezüglich eines effektiven SPIs und den Herausforderungen der Governance von Biodiversität gerecht zu werden. Hierfür wurden mit den ausgewählten Vertretern der vier verschiedenen Gruppen leitfadengestützte Experteninterviews geführt.

Ergebnisse der Experteninterviews

Durch die Analyse der Experteninterviews ergab sich eine Konkretisierung der Schlüsselfaktoren Glaubwürdigkeit, Relevanz und Legitimierung, der normativen Anforderungen als auch von Erfolgsfaktoren eines SPIs im Bereich von Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen. Insgesamt zeigt sich bei den Experten eine überwiegend positive Einschätzung der bisherigen Entwicklung und des Potentials von IPBES den bestehenden Anforderungen gerecht zu werden. Es wird aber auch deutlich, dass die Experten dieses Potential und somit die Effektivität und den Erfolg von IPBES in Abhängigkeit von der weiteren Entwicklung und insbesondere der weiteren Ausgestaltung und Ausrichtung sehen. Insgesamt zeigt sich bei den Experten, unter Reflexion der normativen Anforderungen und der bestehenden Herausforderungen für IPBES sowie der Betrachtung der bestehenden Literatur zum Potential von IPBES, eine reflektierte und realistische Einschätzung von IPBES. Dieses größtenteils einheitliche Bild mag damit zu begründen sein, dass die Vertreter der einzelnen Gruppen sich insgesamt schon intensiv mit IPBES und den bisherigen Prozessen auseinandergesetzt haben beziehungsweise teilweise sogar selber an diesen beteiligt waren. Vergleicht man die Aussagen der vier Gruppen miteinander, zeigen sich große Überschneidungen in den Einschätzungen. Unterschiede in der Wahrnehmung der Prozesse und des Potentials von IPBES können zum einen mit den verschiedenen Hintergründen der entsprechenden Experten, mit der Zugehörigkeit zu den jeweiligen Gruppen und deren spezifischen Interessen sowie einem unterschiedlich intensiven Kontakt mit den IPBES-Prozessen begründet werden.

Potential von IPBES

Die Ergebnisse zeigen, dass IPBES mit dem bisherigen Ansatz und den angedachten Aufgabenbereichen und Funktionsweisen, wie sie im Busan Outcome¹ festgelegt wurden, über ein vielversprechendes Potential verfügt, den bestehenden Anforderungen gerecht zu werden und die Schnittstelle zwischen Wissenschaft und Politik zu stärken. Zum momentanen Zeitpunkt ist es aber schwierig, das Potential von IPBES abschließend und umfassend einzuschätzen, da die Plattform sich noch im Aufbau befindet und wichtige Grundsatz- und Detailfragen noch ausstehen, über die auf den kommenden Treffen entschieden wird. Die Effektivität und somit der letztendlicher Erfolg von IPBES wird demnach maßgeblich von der weiteren Entwicklung abhängen und zudem davon, ob IPBES es schafft, den identifizierten Anforderungen gerecht zu werden und den besonderen Herausforderungen der Governance von Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen zu begegnen. Damit IPBES das Gelingen kann, ist es entscheidend, dass sie es schafft, die notwendige Glaubwürdigkeit, Relevanz und Legitimierung in ausreichendem Maße sicherzustellen. Hierfür wird es von großer Bedeutung sein, dass alle relevanten Stakeholder sowie verschiedenen Wissensformen und -typen in die Prozesse integriert werden. Dies kann nur gelingen, wenn IPBES auf den verschiedenen Ebenen sowie über die verschiedenen Skalen und Bereiche hinweg effektive nicht-lineare Strukturen aufbaut und dabei die besondere Bedeutung der lokalen Ebene berücksichtigt. Um das Wissen zu Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen koordinieren, zusammenzufassen, analysieren und aufbereiten sowie Handlungsoptionen offerieren zu können, ist neben dem Aufbau der nötigen Strukturen entscheidend, dass es IPBES gelingt, alle vier vorgesehenen Aufgabenbereiche umfassend auszufüllen und diese wirkungsvoll zu integrieren.

IPBES kann dann erfolgreich sein, wenn sie es schafft, gesellschaftspolitische Fragen sowie Zusammenhänge und Wechselwirkungen mit anderen Bereichen, Thematiken und Entwicklungen, wie beispielsweise dem menschlichen Wohlergehen, den Millennium Development Goals oder wirtschaftlichen Entwicklungen, aufzugreifen und zu thematisieren. Hierfür ist es wichtig, den Fokus der Wissenschaft zu erweitern und über reine Fragen zum Schutz der Umwelt hinauszugehen, um so Biodiversitätsfragen für andere Politikbereiche sowie für die breite Öffentlichkeit zu einem relevanten Thema zu machen. Für den Schutz und die nachhaltige Entwicklung von Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen ist entscheidend, dass das Bewusstsein für den Wert der Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen und ihres Verlusts nicht nur in der Biodiversitätsforschung und -politik vorhanden ist, sondern auch in anderen Politikbereichen und besonders in denen, deren Entscheidungen sich wesentlich auf die Entwicklung der Biodiversität auswirken. Biodiversitätsfragen müssen als ein relevanter Faktor in Entscheidungen eingehen und diese im Sinne des Schutzes und einer nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt beeinflussen. Hierfür ist es wichtig, dass IPBES sich als ein effektives Politikberatungsgremium etabliert, das dafür steht, unabhängige, zuverlässige und wissenschaftlich fundierte Informationen zur Verfügung zu stellen. Dies kann IPBES erreichen, indem sie glaubwürdig, relevant und legitimiert ist. Solange IPBES in dem Sinne keine Macht hat (z. B. Sanktionen zu verhängen oder in anderer Form aktiv in Entwicklungen einzugreifen), ist es von großer Bedeutung, dass der Verlust von Biodiversität zu einem relevanten Thema auch für andere Politikbereiche, die Wirtschaft und die breite Öffentlichkeit wird. Es muss IPBES gelingen, das Bewusstsein für den Wert der Biodiversität und von Ökosystemdienstleistungen zu bilden beziehungsweise zu stärken und sich Gehör zu verschaffen. Besonders am Anfang muss IPBES beweisen, dass sie diese drei für die Effektivität entscheidenden Faktoren sicherstellt und steigert. Wichtig ist dabei, besonders für die Erstellung von Assessments, dass IPBES auf einem erweiterten Wissenschaftsverständnis aufbauen und sich auf eine inter- und transdisziplinäre Forschung stützen kann. Diese muss sich an gesellschaftspolitischen Fragen orientieren und sich mit politischen Prozessen auseinandersetzen, mit ihren Zyklen, Problemen, Ansprüchen und Herausforderungen. Diese Forderungen an IPBES, sich an den Bedürfnissen der Politik zu orientieren und gesellschaftspolitische Fragen aufzugreifen, sind bereits im Ansatz von IPBES

¹ Auf dem dritten internationalen Beratungstreffen zu IPBES 2010 in Busan (Südkorea) wurde das sog. *Busan Outcome* beschlossen. In diesem wurden die wesentlichen Grundzüge für die Ausgestaltung und übergeordneten Ziele und grundlegenden Prinzipien von IPBES festgehalten.

verankert, müssen jedoch noch auf die Strukturen übertragen werden und sich in den Assessments wiederfinden. Wichtig ist, dass IPBES durch ihre Prozesse und Strukturen genau die geforderten Änderungen in der Biodiversitätsforschung unterstützt und voranbringt, sodass die Assessments und die Weiterentwicklung der Biodiversitätsforschung als parallele Prozesse ablaufen, die sich gegenseitig positiv beeinflussen.

Fazit

In naher Zukunft wird es darum gehen, das bestehende Potential zu nutzen und weiter auszubauen. Mit der Gründung von IPBES und der bisherigen Ausgestaltung wurde schon die Grundlage für die Stärkung der Schnittstelle geschaffen. Die kommenden Entscheidungen und die weitere Entwicklung müssen sich immer an den bestehenden Anforderungen und den Erfolgsfaktoren orientieren. Wichtig ist in diesem Zusammenhang, die weitere Entwicklung und die gesamten Prozesse von IPBES kontinuierlich zu reflektieren sowie zu evaluieren und bei Bedarf zu ändern oder anzupassen. Die Aufgabe, eine gute Balance zwischen der Festlegung der nötigen Strukturen und der gleichzeitig bestehenden Notwendigkeit, flexibel und lernfähig zu bleiben, stellt eine der größten Herausforderungen dar, ist jedoch für die Governance von Biodiversität unerlässlich. Insgesamt ist es aber nicht ratsam, eine Perfektion von IPBES abzuverlangen. Dafür ist das Themenfeld zu komplex und es bestehen noch zu viele offene Fragen und Unsicherheiten. IPBES wird auch nicht die Lösung für alle bestehenden Probleme sein. Es stellt ein notwendiges und bedeutendes Element für eine effektivere Biodiversitätsgovernance dar. Aber IPBES allein wird nicht ausreichen, sondern es bedarf weiterer effektiver Instrumente und Prozesse sowie eines starken politischen Willens für den Schutz und die nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt. Es wäre ein Fehler, den Fokus zu sehr auf IPBES zu legen, da ein Zusammenspiel der einzelnen Mechanismen entscheidend ist. Demnach ist es wichtig, dass IPBES mit den anderen Prozessen und insbesondere mit der CBD gut zusammenarbeitet, ihre Prozesse aufeinander aufbauen und voneinander profitieren. Es wird wichtig sein, dass IPBES die für eine gute Zusammenarbeit wichtigen Strukturen aufbaut und Prozesse initiiert und voranbringt. Für ein effektives Zusammenspiel und somit für die Stärkung der Biodiversitätsgovernance müssen bestehende Prozesse gestärkt werden, damit IPBES auf diesen aufbauen kann und insgesamt ein effektives Netzwerk entsteht. In diesem wird IPBES hoffentlich im doppelten Sinne eine zentrale Rolle einnehmen: zum einen darin, dass von ihr als zentrales SPI die Strukturen ausgehen und zu ihr hinführen, sie die anderen Prozesse koordiniert und zusammenführt und zum anderen darin, dass IPBES als effektives SPI eine zentrale Bedeutung für die Biodiversitätsgovernance und letztendlich für den Schutz von Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen einnehmen wird. Zudem hat IPBES mit ihrem Innovationspotential die Möglichkeit, Änderungen zu bewirken und neue Wege aufzuzeigen. Folglich wird es für die gesamte Biodiversitätsgovernance bedeutend sein, dass sich IPBES zu einem effektiven SPI entwickelt, bestimmte Strukturen und Prozesse hervorbringt, anstößt und unterstützt. Bei der weiteren Entwicklung wird es wichtig sein, dass im Interesse der IPBES und somit im Interesse des Schutzes und der nachhaltigen Nutzung von Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen entschieden und gehandelt wird. Die Prozesse dürfen nicht durch politische Interessen beeinflusst oder durch administrative Abläufe oder Eigeninteressen verlangsamt oder sogar blockiert werden. Für ihren Erfolg wird es zudem entscheidend sein, dass IPBES den Mut beweist, auch Themen aufzugreifen und zu bearbeiten, die kontrovers diskutiert werden. IPBES darf dementsprechend nicht davor zurückschrecken, Ergebnissen oder Schlussfolgerungen Gehör zu vermitteln, die gravierende Konsequenzen für bestimmte Staaten, Verhaltensweisen oder Wirtschaftspraktiken bedeuten können. IPBES muss es schaffen, einerseits politikrelevant zu sein, aber andererseits auch so unabhängig von der Politik, dass sie diese Themen aufgreifen und wenn nötig Ergebnisse mit unangenehmen Wahrheiten nach außen kommunizieren kann.

Insgesamt verfügt IPBES mit ihrem Ansatz und ihrer bisherigen Ausrichtung über ein großes Potential, sich zu einem effektiven SPI zu entwickeln, die Schnittstelle zwischen biodiversitätsbezogener Wissenschaft und Politik zu stärken Bedeutung und einen wichtigen Beitrag zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung von Biodiversität und Ökosystemdienstleistung zu leisten. Alle relevanten Akteure müssen nun aktiv daran arbeiten, dieses Potential auszubauen und die besten Voraussetzungen dafür zu schaffen, dass

IPBES sich zu einem effektiven SPI entwickeln kann. Die Aussagen der befragten Experten zeigen, dass es hierfür einer guten Kommunikation zwischen den verschiedenen Bereichen bedarf. Hinsichtlich dieses Aspekts können die Experten in einem gewissen Maße als Vorbild für andere Akteure dienen, da sich in ihren Aussagen zeigt, wie wichtig eine inter- und transdisziplinäre Sichtweise und das Verständnis für die Sichtweisen und Prozesse anderer Bereiche für eine effektive Kommunikation sind.

Literatur

- CASH, D.W. et al. (2002): Saliency, Credibility, Legitimacy and Boundaries: Linking Research, Assessment and Decision Making. KSG Faculty Research Working Paper 02-046. – Cambridge (John F. Kennedy School of Government, Harvard University)
- CASH, D.W. et al. (2003): Knowledge Systems for sustainable development. - Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 100 (14): 8086-8091.
- FARRELL, A.E. & JÄGER, J. (2005): Assessments of Regional and Global Environmental Risks: Designing Processes for the Effective Use of Science in Decision making. – Washington (RFF Press)
- GLASER, G. & BATES, P. (2011): Enhancing Science Policy Links for Global Sustainability. Paper Stakeholderforum SDG 2012. - Unter: <http://www.stakeholderforum.org/sf/index.php/our-publications/governance-papers#phds> (Stand: 16.12.2012).
- GÖRG, C.; NEBHÖVER, C. & PAULSCH, A. (2010): A New Link Between Biodiversity Science and Policy. - GAIA, 19 (3): 183-186.
- IUCN (INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE) (2010): Enhancing the Science Policy Interface on Biodiversity and Ecosystem Services. IUCN's vision for an Intergovernmental and Multi-stakeholder Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). Unter: http://cmsdata.iucn.org/downloads/ipbes_information_paper.pdf (Stand: 16.12.2012).
- KOETZ, T.; FARRELL, K.N. & BRIDGEWATER, P. (2011): Building better science-policy interfaces for international environmental governance: assessing potential within the Intergovernmental Platform for Biodiversity and Ecosystem Services. - International Environmental Agreements. 12 (1): 1-21.
- LARIGAUDERIE, A. & MOONEY, H. (2010): The Intergovernmental science-policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services: moving a step closer to an IPCC-like mechanism for biodiversity. - Current Option in Environmental Sustainability, 2 (1-2): 9-14.
- PERRINGS, C. et al. (2011): The Biodiversity and Ecosystem Services Science-Policy Interface. - Science Magazine, 331: 1139-1140.
- UNEP (2009): Gap analysis for the purpose of facilitating the discussions on how to improve and strengthen the science-policy interface on biodiversity and ecosystem services. - UNEP/IPBES/2/INF/1.
- VAN DEN HOVE, S. & CHABASON, L. (2009): The Debate on an Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES): Exploring gaps and needs. Diskussionspapier 01/2009. - Institute du développement durable et des relations internationales.
- VOHLAND, K. et al. (2011): How to ensure a credible and efficient IPBES? - Environmental Science and Policy, 14: 1188–1194.

*Gesa Dodt
Rellinger Straße 41
20257 Hamburg
gesadodt@googlemail.com*

Biodiversitätsschutz als Risiko? Ein Beitrag zu Umweltgerechtigkeit und Verständigung im Spannungsfeld Landwirtschaft-Naturschutz

MICHAEL HEBENSTREIT, JAN BARKMANN

Schlagwörter: Bundesnaturschutzgesetz, Naturschutzmaßnahmen, Enteignung, Entschädigung, Anreiz, Vertragsnaturschutz, Umweltgerechtigkeit, Diskurstheorie, Akzeptanz, Vertrauen, Landtausch

In der Bundesrepublik Deutschland ist der Natur- und Biodiversitätsschutz bundeseinheitlich im Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz – BNatSchG) geregelt (vgl. JEROMIN 2010). Das BNatSchG dient u. a. der Umsetzung der Biodiversitätskonvention (CBD) (1992) und der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS) (2007). Auf dieser gesetzlichen Grundlage können Landeigentümern Nutzungsbegrenzungen auferlegt und in besonderen Fällen kann Land enteignet werden. Auflagen erfolgen entsprechend ihrer Zumutbarkeit entschädigungslos oder sie werden monetär entschädigt. Enteignungen sind grundsätzlich mit Geld zu entschädigen (BNATSchG §§ 65, 68).

Die normative Akzeptabilität und Legitimität von naturschutzrechtlichen Einschränkungen des Eigentumsrechts sind umstritten. Begründet werden Eingriffe in das Eigentumsrecht privater Landeigentümer zu Gunsten des Natur- und Biodiversitätsschutz u. a. mit den normativen Geltungsansprüchen der Gerechtigkeit, insbesondere der Generationengerechtigkeit und der Anerkennung des Eigen- oder Selbstwertes der Natur (vgl. CBD; NBS; ESER et al. 2011, 2012). Aus den naturschutzbehördlichen Eingriffen in ihr Eigentumsrecht ergeben sich für betroffene Landwirte Nachteile und Risiken. Mehrere Studien weisen darauf hin, dass Landwirte diese unfreiwilligen Naturschutzmaßnahmen fürchten. Darüber hinaus werden oftmals eine mangelnde Akzeptanz und ein allgemeines Misstrauen gegenüber dem Naturschutz überhaupt sowie eine mangelnde Bereitschaft von Landwirten zur Teilnahme an Maßnahmen des freiwilligen Naturschutzes beklagt. Für die Entwicklung unserer kleinen empirischen Studie nahmen wir an, dass zwischen der dargelegten Rechtssituation im Naturschutz und diesen Befunden über die Einstellung der Landwirte zum Naturschutz ein Zusammenhang besteht. Deshalb stellten wir Landwirten und anderen Bürgern Fragen zu ihrer prädiskursiven Beurteilung der Risiken, der Legitimität und der Effektivität dieser rechtlichen Regelung des Biodiversitätsschutzes.

Im ersten Abschnitt (1.) stellen wir die theoretisch-normativen Grundlagen aus der Diskurs- und Gerechtigkeitstheorie unserer Studie dar und geben Einblick in den gegenwärtigen Stand der Forschung zur Furcht der Landwirte vor dem Naturschutz. Es folgt ein kurzer Abschnitt über die Methoden der Datenerhebung und -auswertung (2.). Erste empirische Ergebnisse werden im dritten Abschnitt vorgestellt und kurz diskutiert (3.). Wir schließen mit einem Fazit (4.). Unsere Studie verstehen wir als Beitrag zur Erarbeitung rationaler Verständigungsperspektiven im Spannungsfeld Landwirtschaft und Naturschutz und zur Verbesserung von Legitimität und Effektivität des Biodiversitätsschutzes im Hinblick auf die Umsetzung von CBD und NBS.

1 Akzeptabilität, Verständigung und Gerechtigkeit

Habermas hebt in „Faktizität und Geltung“ (1992) für moralische und rechtliche Normen hervor, dass diese genau dann „gültig“ seien, wenn ihnen „alle möglicherweise Betroffenen als Teilnehmer an rationalen Diskursen zustimmen könnten“ (HABERMAS 1998, 138). Demnach gründet die Legitimität von Normen in ihrer Akzeptabilität. Findet eine Norm faktisch keine Akzeptanz unter den Betroffenen, so ist dies kein hinreichender Grund, um auf fehlende Akzeptabilität zu schließen. Landwirt/innen führen jedoch auch prima facie legitime Gründe an, die geltende Naturschutznormen in Frage stellen (s. u.). Sind diese Gründe der Diskursgemeinschaft (vulgo „der Öffentlichkeit“) weitgehend unbekannt, werden die Gründe

missverstanden oder missachtet, sind dies erste Hinweise, dass es trotz formalrechtlicher Geltung an der moralischen Akzeptabilität der Normen mangeln könnte.

Die „Legitimität des Legalen“ im Naturschutz kann unter anderem aus Sicht von Gerechtigkeitsüberlegungen in Frage gestellt werden. Bei Eser, Neureuther & Müller (2011) wird beispielsweise Gerechtigkeit als eines der drei Hauptargumente zur Rechtfertigung und Umsetzung der NBS diskutiert. Eser & Benzinger (2012, 2013) weisen weiterhin auf die Bedeutung der Generationengerechtigkeit und der „ökologischen“ Gerechtigkeit gegenüber der Natur hin. Gerechtigkeitskonflikte existierten jedoch auch zwischen gegenwärtig lebenden Menschen, insbesondere im Hinblick auf Schutz- und Nutzungsinteressen an Natur und Landschaft: „Wo die einen Naturerlebnisräume sicherstellen oder Rücksicht auf Tiere und Pflanzen nehmen wollen, wollen andere den ökonomischen Nutzen optimieren.“ Angehörige beider Gruppen würden Gerechtigkeitsargumente vorbringen. Es sei strittig, welches Interesse höherrangig sei (dies. 2012, 20). Nutzungseinschränkungen hätten etwa Landwirte hinzunehmen, die weniger ertragreiche Formen der Landnutzung anwenden sollen (ESER, NEUREUTHER & MÜLLER 2011, 42). Hier müsse im Einzelnen ergründet werden, ob hinreichende Gründe für die Auferlegung der Einschränkungen sprechen und ob die Nachteile des Biodiversitätsschutzes gerecht verteilt sind (vgl. BENZING & ESER 2013, 202-203).

Und hier setzt die landwirtschaftliche Kritik an. Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (2002) nennt unter den Hauptgründen für faktische Akzeptanzdefizite im Naturschutz ökonomische Nachteile zu Lasten der Landeigentümer und -nutzer sowie deren Furcht vor dem Naturschutz (SRU 2002, 45 ff.). Die Furcht sei in gewissem Umfang verständlich (ebd. 45). Sogar für freiwillige Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes gibt es wegen der Empfindung autoritären Zwanges Akzeptanzprobleme (ebd. 48). Es hat sich ein generelles Misstrauen gegenüber dem Naturschutz entwickelt, das auch Naturschutzpraktikern nicht verborgen geblieben ist (vgl. VAN ELSSEN et al. 2006, 11). Die Furcht der Landwirte bezieht sich insbesondere auf Eingriffe in ihre Eigentumsrechte und die betriebliche Entscheidungsfreiheit (HEILAND 1999, 127). Es wird befürchtet, dass sich im Rahmen einer freiwilligen Naturschutzmaßnahme auf den eigenen Flächen Arten oder Biotope von hohem Naturschutzwert einstellen, die dann dem rechtlichen (Zwangs-) Zugriff der Naturschutzbehörden unterliegen. Als Folge verlören die Landwirte „die Kontrolle über die Bewirtschaftung der eigenen Flächen“ (HEILAND 1999, 127f).

Wie stark sich Misstrauen und Angst auswirken, hängt neben der einzelbetrieblichen Situation insgesamt vom Vertrauensverhältnis zwischen Landwirtschaft und Naturschutz ab (LEISEN 2003, 71). Dieses Vertrauensverhältnis wird auch durch Verständigungsprobleme zwischen Landwirten, Naturschützern und Bürgern, die wiederum durch Perspektiven- und Wahrnehmungsdifferenzen der verschiedenen Gruppen von Betroffenen bedingt sind, negativ beeinflusst (vgl. HEILAND 1999, 125 ff). In ihrer Überblicksstudie über die wesentlichen Einflussfaktoren, die Landwirte veranlassen, sich freiwillig an Naturschutzmaßnahmen zu beteiligen, stellen Knierim & Siebert (2005) fest, dass Landwirte aufgrund der öffentlichen Kritik eine „defensive Selbstwahrnehmung“ und „Existenzängste“ äußern (ebd. 496). Unfreiwillige Maßnahmen würden aus „inhaltlichen Gründen“ und aufgrund der „Vorgehensweise“ abgelehnt. Allgemein sprächen sich Landwirte für freiwillige Maßnahmen aus (ebd. 495). Finanziellen Kompensationen und Anreizen würden in der Forschung zwar eine große Rolle zugeschrieben (ebd. 489, 493f), diese seien jedoch nur notwendige und nicht hinreichende Bedingungen für die Akzeptanz freiwilliger Maßnahmen im Biodiversitätsschutz (ebd. 497).

2 Datenerhebung und Methode

Dörschner & Mußhoff untersuchten (dies. 2013) mit dem Internet-Computer-Planspiel „Produktion und Artenschutz“ die Anreizwirkung verschiedener agrarpolitischer Maßnahmen zum Biodiversitätsschutz. Ein Schwerpunkt der Untersuchung ist das Verhalten landwirtschaftlicher Betriebsleiter, wenn verschiedene betriebliche Risiken vorliegen, u. a. Risiken aus der Teilnahme an freiwilligen Naturschutzmaßnahmen. Im Anschluss an dieses Planspiel präsentierten wir den Teilnehmenden 13 Aussagen mit jeweils 5 Reaktionsmöglichkeiten (Lickert-Skala: trifft zu [Codierung 5], trifft eher zu, weder noch, trifft eher nicht zu, trifft nicht zu [Codierung 1]). Erhoben wurden Daten von 82 Landwirten (L), 110 Studierenden der

Agrarwissenschaften (hier nicht dargestellt) und 93 anderen Teilnehmern des Planspiels (Nicht-Landwirte; NL). Der Wortlaut der Fragen wurde teilweise für die verschiedenen Teilnehmergruppen angepasst und kann bei den Autoren angefordert werden. Einen Mittelwertvergleich führten wir mit SPSS 15 durch (t-Test, Annahme inhomogener Varianzen).

3 Ergebnisse und Diskussion

Mit Ausnahme von Fragen 1, 4 und 11 finden sich statistisch signifikante Unterschiede in den Mittelwerten der Antworten zwischen L und NL (Tab. 1).

Tab. 1: Naturschutz und Gerechtigkeit: Zustimmung von Landwirten (L; n=82) und Nicht-Landwirten (NL) (n=93) zu Einstellungs- und Überzeugungsaussagen (L: Landwirtschaft/Landwirte; NatSch: Naturschutz; BD: Biodiversität)

Frage	Mittelwertvergleich		
	L	NL	P (2-seitig)
1 Befürchtung: NatSch kann heute aufgrund der Rechtslage in L eingreifen	4,0	4,0	0,830
2 Befürchtung: NatSch kann heute aufgrund der Rechtslage enteignen	2,3	3,0	0,001
3 Umweltfreundliche Landwirtschaft erhöht Risiko von NatSch-Eingriffen	3,0	2,5	0,012
4 Ohne NatSch-Risiken würden L mehr für Arten und Habitate tun	3,0	2,6	0,054
5 L verhindern Ansiedlung geschützter BD durch Landnutzung aktiv	2,6	3,1	0,018
6 Bei sicherer Entschädigung lassen L geschützte BD eher zu	3,3	3,9	0,000
7 Bei sicherer Entschädigung nehmen L eher an BD-Maßnahmen teil	3,5	4,2	0,000
8 Enteignungen von L aufgrund NatSch auch bei hoher Geldzahlung ungerecht	4,3	3,3	0,000
9 Enteignungen weniger ungerecht, wenn Entschädigung in Land	4,0	3,6	0,026
10 Lieber Geld- statt Landentschädigung	1,8	2,4	0,002
11 Lieber freiwillig NatSch-würdiges Land verkaufen statt Enteignung	4,4	4,2	0,205
12 Naturschutz grundsätzlich freiwillig: nur so gerecht für L	4,0	2,8	0,000
13 Freiwillige Maßnahmen sind Köder; später kann Zwangs-NatSch kommen	4,0	3,2	0,000

Die Furcht der L vor Eingriffen des Naturschutzes aufgrund der gegenwärtigen Rechtssituation konnte empirisch bestätigt und quantifiziert werden (Frage 1; Zustimmung 74 % bzw. Mittelwert 4,0). Wird spezifisch nach der Beurteilung von Enteignungen gefragt, äußern L zu einem kleineren Anteil Furcht (2: 20 % bzw. 2,3). Einzelgespräche lassen vermuten, dass die niedrigere Wahrscheinlichkeit einer Enteignung ein wesentlicher Grund für die niedrigere Risikowahrnehmung sein könnte. NL zeigen überwiegend Verständnis für die Furcht der Landwirte (1: 4,0; 2: 3,0). Das Verständnis für die Furcht der L vor Enteignungen nimmt bei NL im Vergleich zum Verständnis für die Furcht vor Eingriffen ab. Wir vermuten, dieser Befund lässt sich mit der höheren Bewertung monetärer Kompensationen durch NL erklären (s. u.) Die pauschalisierte Risikowahrnehmung „umweltfreundlicher Landwirtschaft“ ist bei NL im Durchschnitt niedriger als bei L. Die insgesamt hohen Verständniswerte der NL für L sind interessant, weil die mediale Berichterstattung über naturschutzbehördliche Eingriffe und Enteignungen von der Schilderung von Konflikten geprägt ist und auch in der Forschungsliteratur überwiegend Konflikte und Perspektivendifferenzen der Betroffenen herausgestellt werden. Nach unseren Ergebnissen scheinen eine Übernahme und ein Verständnis weiter Teile der Öffentlichkeit für die Perspektive der L grundsätzlich möglich zu sein. Die weiteren im Detail dargestellten Ergebnisse zeigen aber, dass sich neben dieser Übereinstimmung bedeutende Unterschiede auf tun.

L sprechen sich grundsätzlich für das Prinzip der Freiwilligkeit im Naturschutz aus (12: 4,0). Obwohl NL die Befürchtungen der L verstehen, akzeptieren sie das Prinzip Freiwilligkeit für einen „gerechten“ Naturschutz größtenteils nicht (12: 2,8). Die Zustimmungsdifferenz für Frage 12 ist mit 4,0 zu 2,8 die größte absolute Differenz in den Antworten von L und NL. Hier scheinen für NL eigene und advokatorische Geltungsansprüche des Natur- und Biodiversitätsschutzes die Ansprüche der L zu überwiegen. Diese Vermutung wird durch das von NL geäußerte Misstrauen in die Bereitschaft von L an freiwilligen Maßnahmen teilzunehmen unterstützt (4: 49 % bzw. 2,6). Als Grund für die mangelnde Naturschutzbereitschaft der L vermuten NL zu niedrige Ausgleichszahlungen. Sie nehmen damit das an, was in der Forschungsliteratur gleichfalls als entscheidender Einflussfaktor für die Akzeptanz von Umwelt- und Naturschutzmaßnahmen behauptet wird. Bemerkenswert ist jedoch, dass es die NL sind, die allgemein monetä-

re Zahlungen hoch und höher als L bewerten (Fragen 6, 7, 8, 10). Wären finanzielle Aspekte für die Entscheidungen von L maßgeblich, wären hingegen auch bei L hohe Zustimmungsraten zu erwarten gewesen. Aber L stimmen den entsprechenden Aussagen (6: 3,3; 7: 3,5) wenig und höchstsignifikant weniger stark als NL (6: 3,9; 7: 4,2) zu. Mithin kann die Höhe der Anreiz- und Entschädigungszahlungen die mangelnde Akzeptanz des unfreiwilligen und des freiwilligen Naturschutzes in unserer Studie nicht ausreichend erklären.

Der Satz „Enteignungen von landwirtschaftlichen Flächen aufgrund des Naturschutzes sind ungerecht, auch wenn eine hohe Entschädigung gezahlt wird.“ hatte bei L mit 4,3 die zweithöchste Zustimmung aller Aussagen. Stattdessen äußern L eine klare Präferenz für Land statt Geld. Gäbe man L die Wahl mit Land oder mit Geld für Enteignungen entschädigt zu werden, würden sie sich zu 83 % für Land entscheiden (10: 1,8). Zudem beurteilen sie eine Entschädigung für Enteignungen mit Land statt mit Geld als weniger ungerecht (9: 4,0). Warum präferieren L Freiwilligkeit im Naturschutz und nutzen freiwillige Maßnahmen nicht in dem Maße, wie dies von Seiten der Bürger und des Naturschutzes gewünscht wird? Ein Einflussfaktor - weniger stark als erwartet - sind Geldzahlungen. Welchen Einfluss hat hingegen die von L geäußerte Furcht vor dem Naturschutz? Wir fragten, ob L aktiv ihre Landwirtschaft so einrichten, dass sich geschützte Arten und Biotope nicht ansiedeln (5). Während NL ein gewisses Misstrauen gegenüber L äußerten (5: 3,1) und damit in Übereinstimmung mit der Literatur zur Kritik an der Landwirtschaft stehen, ist die Zustimmung der L niedriger als bei NL (5: 2,6). Es erwies sich als sinnvoll, die Antworten der zwei Gruppen genauer anzuschauen (Fig. 1). Während die NL ein unimodales Antwortmuster zeigen, ist das Muster der L bimodal: Zwar halten die meisten L die Aussage klar für nicht zutreffend, es gibt aber eine Minderheit von über einem Drittel der L, das aktiv darauf achtet, dass sich keine geschützten Arten ansiedeln. Aus Sicht des Naturschutzes würde dies bedeuten, dass zumindest ein Teil des Misstrauens doch gerechtfertigt ist. Andererseits legen die anderen Ergebnisse unserer Studie nahe, dass der Grund für die aktive Verhinderung von geschützten Arten nicht in einer ideologischen Ablehnung des Naturschutzes liegen muss. Unsere von Einzelgesprächen untermauerten Ergebnisse deuten darauf hin, dass betriebliche, aus Naturschutzrecht und -praxis erwachsende Risiken ebenfalls eine gewichtige Rolle spielen.

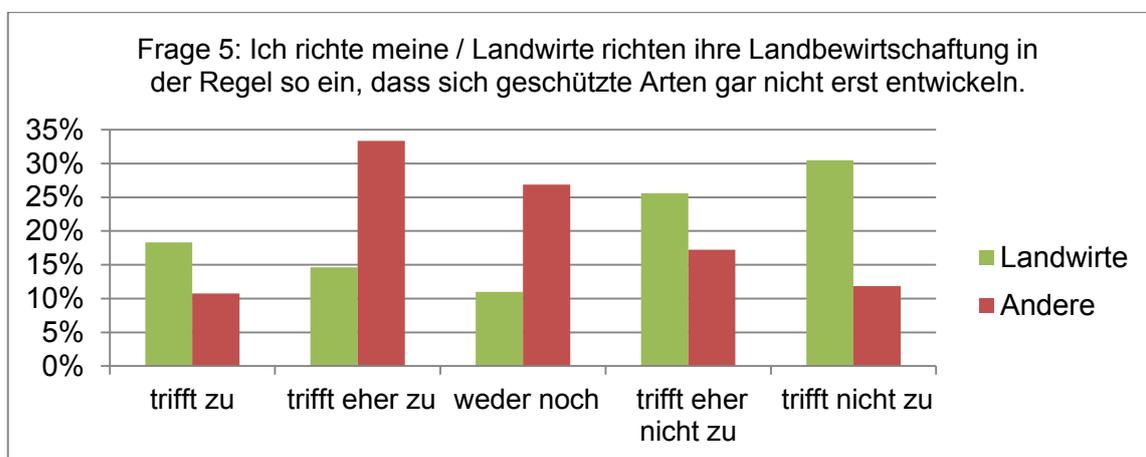


Abb. 1: Antwortverteilung Frage 5: bimodale Verteilung der Zustimmung der Landwirte

Unterstützt wird diese Interpretation durch weitere Daten. Der Aussage, dass auch freiwillige Naturschutzmaßnahmen, etwa im Rahmen des Vertragsnaturschutzes, nur ein „Köder“ sind, dem der Zwangsnaturschutz folgen kann (13), stimmten L „eher“ zu (4,0). L misstrauen dem Naturschutz und befürchten demnach, dass sich ohne aktive Verhinderung oder durch die Beteiligung an Biodiversitätsschutzmaßnahmen Situationen entwickeln, die unfreiwillige Maßnahmen zur Folge haben können. Zur Abschätzung des negativen Einflusses der gegenwärtigen rechtlichen Regelung auf die Effektivität des Naturschutzes haben wir gefragt (4), ob L ohne die Risiken nachträglicher Eingriffe und Enteignungen bereit wären, mehr für den Biodiversitätsschutz zu tun. Der Mittelwert von 3 verbirgt abermals eine komplexe Antwortstruktur. Nach eigenem Bekunden würden zwar 37 % der L nicht mehr, aber immerhin 41 % mehr

für den Biotop- und Artenschutz auf ihrem Land tun, wenn es die Risiken des unfreiwilligen Naturschutzes nicht gäbe.

4 Fazit

Die Ergebnisse zeigen insgesamt, dass die gesetzlichen Möglichkeiten des Naturschutzes von Landwirten als Risiken wahrgenommen werden. Die Furcht der Landwirte, ihre Selbstbestimmung und die Bestimmung über ihr Land zu verlieren, konnte bestätigt und quantifiziert werden. Diese Furcht wird zwar von der allgemeinen Öffentlichkeit grundsätzlich verstanden, aber insgesamt unterschätzt. Aus den Antworten kristallisiert sich ein deutlicher kultureller Unterschied der L und der NL heraus: finanzielle Argumente werden von NL überbewertet und die Bedeutung von Land für L spiegelbildlich unterschätzt. Landwirtschaftliche Unternehmen sind oft als Familienbetriebe organisiert und landwirtschaftliche Betriebsleiter schätzen nicht nur das abstrakte Vorhandensein von Land als potentiell durch Geld substituierbaren Produktionsfaktor, sondern auch ihre Möglichkeit, ohne obrigkeitliche Einschränkungen „frei“ darüber verfügen zu können. Eigentum und Besitz an Land und die Möglichkeiten der „freien“ Verfügung sind zentrale, identitätsstiftende Kategorien ländlicher Kultur. Der Mehrheit der Landwirte ist nach unseren Ergebnissen tatsächlich selbst der freiwillige Naturschutz suspekt. Wesentliche Gründe sind mangelndes Vertrauen in den Naturschutz und die möglichen Zwangsfolgen, die die Beteiligung an freiwilligen Biodiversitätsschutzmaßnahmen zeitigen. Im Sinne eines legitimen und effektiven Biodiversitätsschutzes ist deshalb auch zu fragen, ob Naturschutzgesetzgebung und Naturschutzpraxis ausreichende Schritte unternehmen, den Landwirten ihre Nachteile auszugleichen sowie die Furcht vor späteren Zwangsmaßnahmen zu nehmen.

In normativen Diskursen sollen die Geltungsansprüche aller möglicherweise Betroffenen zur Geltung kommen. Die Gerechtigkeitsansprüche der L äußern sich – neben der Forderung nach allgemein ausreichenden Entschädigungen – in ihren Präferenzen für Freiwilligkeit und Entschädigungen in Land statt Geld. Sowohl in der Forschungsliteratur als auch in unserer Befragung werden Fragen der gerechten Behandlung von L aber weitgehend auf den rein finanziellen Aspekt der Entschädigung reduziert. In dieser Reduktion scheint uns ein kulturelles Kernproblem der Verständigungsprobleme zwischen Landwirtschaft und Naturschutz zu liegen. Unsere kleine empirische Studie kann insbesondere auf die normativen Fragen der Legitimität keine endgültige Antwort geben. Den Gerechtigkeitsansprüchen der Landwirtschaft stehen die Geltungsansprüche derjenigen gegenüber, die eine schutzwürdige Natur mit naturschutzfachlichen Gründen unter Schutz stellen wollen. Der Naturschutz kann dabei das Naturschutzrecht und die Naturschutzpraxis durch die Ansprüche der NL sowie advokatorisch Gründe der Umweltgerechtigkeit und der ökologischen Gerechtigkeit geltend machen. Unsere Studie hat aber gezeigt, wo im Spannungsfeld von Schutz und Nutzung der biologischen Vielfalt auch ein Netz fruchtbarer Kommunikation zwischen Landwirtschaft und Naturschutz gespannt sein könnte. In der Öffentlichkeit ist grundsätzlich eine Bereitschaft zur Perspektivenübernahme und Verständigung zu erkennen. Sie sieht die Nachteile und Risiken des Biodiversitätsschutzes und scheint die Furcht der L zu verstehen. Vermutlich könnten die Legitimität und Effektivität des Biodiversitätsschutzes verbessert werden, wenn die normative Konsistenz des freiwilligen Biodiversitätsschutzes, d. h. die Achtung des Prinzips der Freiwilligkeit, gewährleistet und nicht durch darauf folgende unfreiwillige Maßnahmen behindert werden würde. Hier wären gesetzliche und vertragliche Klarstellungen erforderlich. Darüber hinaus wäre zu beachten, dass L nach dem strittigen Prinzip der Freiwilligkeit eine klare Präferenz für eine Entschädigung in Land statt in Geld, wie es das BNATSchG vorschreibt, äußern. Es ist denkbar, dass aus naturschutzfachlichen Gründen Enteignungen und Nutzungsaufgaben in bestimmten Fällen erforderlich bleiben werden, es ist jedoch sowohl aus Gründen der Legitimität und Gerechtigkeit als auch der Effektivität dieser Maßnahmen ratsam, die Geltungsansprüche der betroffenen L stärker als bisher zu beachten. Eine verständigungsorientierte Handhabung, die Vertrauen entwickelt, muss im Lichte des gegenwärtig verbreiteten Misstrauens auch bei freiwilligen Maßnahmen nicht zu einer Verschlechterung der Bestände an wertvollen Arten und Lebensräumen führen. Denn nach eigenem Bekunden der L wird der Biodiversitätsschutz nicht prinzipiell abgelehnt, sondern eher durch den rechtlichen Rahmen der Naturschutzpraxis negativ beeinflusst.

5 Literaturverzeichnis

- BENZING, B. & ESER, U. (2013): Wer schützt, wer nutzt, wer zahlt? Schutz und Nutzung der biologischen Vielfalt gerecht teilen. - In: FEIT, U. & KORN, H. (Hrsg.) (2013): Treffpunkt Biologische Vielfalt XII. Interdisziplinärer Forschungsaustausch im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. – Bonn (BfN) (BfN-Skripten 335): 199-205
- DÖRSCHNER, T. & MUBHOFF, O. (2013): Das Planspiel „Produktion und Artenschutz?“ – Ein Experiment zur Analyse von Anreizsystemen. - In: FEIT, U. & KORN, H. (Hrsg.) (2013): Treffpunkt Biologische Vielfalt XII. Interdisziplinärer Forschungsaustausch im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. – Bonn (BfN) (BfN-Skripten 335): 83-88
- VAN ELSSEN, TH., MEYERHOFF, E., OPPERMAN, R. & WIERBINSKI, N. (Hrsg.) (2006): Naturschutzberatung für die Landwirtschaft. – Bonn (BfN) (BfN-Skripten 165)
- ESER, U. & BENZING, B. (2012): Zum Stellenwert von Gerechtigkeitsargumenten in der Naturschutzkommunikation aus Sicht der Kommunikation. - In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Gerechtigkeitsargumente. Chancen und Herausforderungen für die Naturschutzkommunikation. – Bonn (BfN): 16-22
- ESER, U., NEUREUTHER, A.-K. & MÜLLER, A. (2011): Klugheit, Glück, Gerechtigkeit. Ethische Argumentationslinien in der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Naturschutz und Biologische Vielfalt, 107
- HABERMAS, J. (1998): Faktizität und Geltung. Beiträge zur Diskurstheorie des Rechts und des demokratischen Rechtsstaats. - Frankfurt am Main
- HEILAND, S. (1999): Voraussetzungen erfolgreichen Naturschutzes. Individuelle und gesellschaftliche Bedingungen umweltgerechten Verhaltens, ihre Bedeutung für den Naturschutz und die Durchsetzbarkeit seiner Ziele. - Landsberg am Lech
- JEROMIN, C.M. (2010): Naturschutz versus Eigentumsfreiheit. Zur Neuregelung der Ausgleichs- und Entschädigungsansprüche im BNatSchG 2010. - Natur und Recht 32 (5): 301-308
- KNIERIM, A. & SIEBERT, R. (2005): Förderung des Biodiversitätsschutzes durch Landwirte. Eine Analyse des aktuellen Wissensstands. - In: Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus e. V., Umwelt- und Produktqualität im Agrarbereich, Band 40: 489-500
- LEISEN, E. (2003): Vertragsnaturschutz. Möglichkeiten und Grenzen aus Sicht der Landwirtschaft. - In: NOTTMEYER-LINDEN, K., MÜLLER, S. & PASCH, D. (Hrsg.) (2003): Angebotsnaturschutz. Vorschläge zur Weiterentwicklung des Vertragsnaturschutzes. – Bonn (BfN) (BfN-Skripten) 71-74
- DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) (2002): Für eine Stärkung und Neuorientierung des Naturschutzes: Sondergutachten des SRU. - Stuttgart

*Michael Hebenstreit, M.A. & Dr. Jan Barkmann
Georg-August-Universität Göttingen
Abteilung Umwelt- und Ressourcenökonomik
Platz der Göttinger Sieben 5
37073 Göttingen
E-Mail: m.hebenstreit@agr.uni-goettingen.de, j.barkma@gwdg.de*

Biodiversität in Agrarlandschaften

KARIN PIRHOFFER-WALZL, MARION TAUSCHKE, ZACHARY KAYLER, MICHAEL GLEMNITZ, MARINA MÜLLER, ARTHUR GESSLER

Schlagwörter: Heterogenität, Agrarlandschaft, stabile Isotope, arbuskuläre Mykorrhiza, agrarökologische Funktionen

Einleitung

Biodiversitäts-Laboratorien in Agrarlandschaften

Derzeit führen Veränderungen des Klimas, der biogeochemischen Stoffkreisläufe und der Landnutzung zu einer Abnahme der Biodiversität mit entsprechenden Effekten auf Ökosystemfunktionen. Forschungsstudien, die diese Zusammenhänge untersuchen, fokussieren hauptsächlich auf geschützte Gebiete oder extensiv genutzte Kulturlandschaften. Nur 25 % der gefährdeten Arten findet man aber in Schutzgebieten (=2 % der Landesfläche). Der Rest kommt in Wäldern und Agrarlandschaften vor, die 50 % bzw. 25 % der Landesfläche Deutschlands ausmachen (KAULE 1991). Deswegen ist es wichtig, die Biodiversität und ihre Rolle in Ökosystemprozessen und -funktionen und ihre ökosystemare Leistung auch außerhalb von Schutzgebieten zu untersuchen und zu schützen (PIMENTAL et al. 1992). Die Biodiversitäts-Laboratorien in Agrarlandschaften (Agricultural Landscape Laboratories=AgroScapeLabs) geben als Forschungsprojekt und -plattform Wissenschaftlern die Möglichkeit, Biodiversität in realen Agrarlandschaften zu untersuchen. Sie haben das Ziel, großskalige Manipulationen und Experimente innerhalb einer multifunktionalen Agrarlandschaft durchzuführen.

Feld-Heterogenität und ökosystemare Funktion von (arbuskulärer) Mykorrhiza

Die laufenden Projekte innerhalb von den „AgroScapeLabs“ spannen einen weiten Biodiversitäts- und Skalenbogen (<http://www.scapelabs.org>). Unter anderem untersuchen wir Zusammenhänge zwischen der Heterogenität in der landwirtschaftlichen Fläche und agrarökologischen Funktionen. Durch die industrielle Landwirtschaft hat sich die Homogenität auf Feld- und Landschaftsebene erhöht. Diese Entwicklung in Richtung Vereinfachung der Fläche und der Landschaft führt zu einem Rückgang der diversitätsgetriebenen ökosystemaren Funktion. Unser Ziel ist es die Heterogenität in Weizenfeldern mit ökosystemaren Funktionen, die das Pflanzenwachstum fördern, in Verbindung zu setzen. Das Pflanzenwachstum hängt von der Fotosynthese und anderen chemischen, physikalischen und biotischen Parametern ab, unter anderem von Bodennährstoffen (mit Stickstoff (N) als Hauptnährstoff) und Wasser. Etwa 80 % aller terrestrischen Pflanzengattungen gehen eine Symbiose mit arbuskulären Mykorrhizapilzen (AM) ein. Sie kommen in nahezu allen natürlichen und landwirtschaftlich genutzten Ökosystemen vor. Die Interaktion zwischen Pilz und Pflanze findet in der Pflanzenwurzel statt und führt zur Bildung der arbuskulären Mykorrhiza. Diese können unter anderem die Wasser- und Nährstoffaufnahme der Pflanzen unterstützen (HE et al. 2003). Wir stellen uns die Fragen: welche Rolle spielt die Mykorrhiza als Vermittler zwischen Bodennährstoff- und Wasserverfügbarkeit auf der einen und der Pflanze auf der anderen Seite und wie verhalten sich diese Zusammenhänge auf der Skala einer landwirtschaftlichen Fläche?

Material und Methoden

Wir haben die Heterogenität von einer mit Winterweizen (*Triticum aestivum* L. Sorte: Brilliant) bestellten landwirtschaftlichen Fläche in Nordostdeutschland (bei Helpt) mithilfe eines Traktor-basierten Sensors gemessen. In der Präzisions-Landwirtschaft wird dieser Sensor verwendet, um über die fotosynthetische Aktivität die Biomasse von Pflanzen zu messen, und folglich um eine räumlich präzise Stickstoff-Düngung zu geben. Diese Heterogenität beschreibt Unterschiede in der Architektur des Pflanzenbestandes, welche auf das Mikroklima und Pflanzenwachstumsfaktoren basieren. Die Nährstoff- und Wasserdyn-

namik im Pflanze-Boden-System wurden mithilfe von stabilen Isotopen untersucht. Das stabile Isotop ^{15}N kann die Stickstoffumsetzung und ^{13}C die Wassernutzungseffizienz von Pflanzen beschreiben. Diese schweren Isotope der chemischen Elemente N und Kohlenstoff (C) kommen in der Natur nur in geringer Menge vor und schon kleine Veränderungen in ihrem Vorkommen zeigen Veränderungen von biologischen Prozessen an. Der Mykorrhizierungsgrad der Wurzeln, als Maß für den Anteil der mit Mykorrhiza besiedelten Wurzeln, wurde nach Blaufärbung der Pflanzenwurzeln mithilfe eines Lichtmikroskops bestimmt.

Wir nutzen ein geographisches Informationssystem (GIS), um räumlich interpolierte Karten für stabile Isotopsignaturen, Wassernutzungseffizienzen der Weizenpflanzen und die Verteilung arbuskulärer Mykorrhiza zu entwickeln. Damit wir den Einfluss und speziell die Variation der Nährstoffdynamik und des Mykorrhizierungsgrades der Wurzeln auf den Weizenertrag auf Feldebene bestimmen können, werden die räumliche Nährstoffdynamik und der Mykorrhizierungsgrad mit realen Weizenerträgen in Verbindung gebracht.

Ergebnisse

Die Messung mithilfe eines Traktor-basierten Sensors ergab ein heterogenes landwirtschaftliches Feld, das auf Basis einer statistischen Verteilungsanalyse in vier Biomasse Kategorien eingeteilt werden konnte (SELIG, 2012; Abb. 1a). Mit dem Ziel die räumliche Heterogenität der landwirtschaftlichen Fläche abzudecken, wurden zwanzig Messpunkte, die gleichmäßig über die vier Biomasse Kategorien verteilt sind, ausgewählt (Abb. 1b).

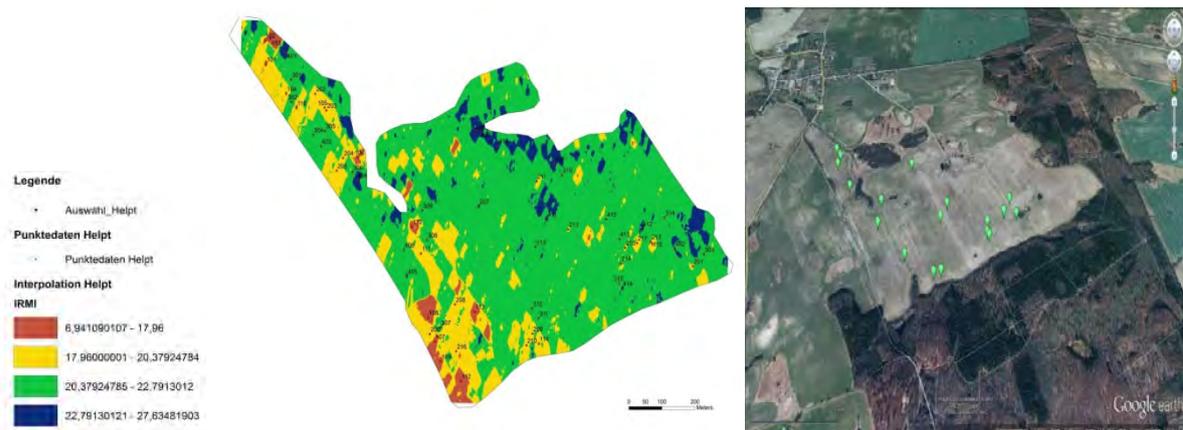


Abb. 1: a) Räumliche Karte des Biomasse-Indexes mit Messpunkten (20 Haupt- und 40 Nebenpunkten) der landwirtschaftlichen Fläche in Helpt. Der Biomasse-Index wurde mithilfe des Traktor-basierten Sensors indirekt über die Chlorophyll-Aktivität gemessen. Interpolation mithilfe der Kriging-Methode (ArcMap; SELIG, 2012). b) Landwirtschaftliche Fläche in GoogleEarth mit den zwanzig gleichmäßig über die vier Biomasse Kategorien verteilten Messpunkten.

Die gemessenen Nährstoff- und biotischen Parameter im Boden und in der Pflanze variierten im landwirtschaftlichen Feld (Tab. 1). Korrelationsanalysen zeigten, dass der organische Kohlenstoff (org. C)-Gehalt und der Gesamt N-Gehalt (N total) im Boden den Weizenertrag positiv beeinflussten (org. C: $p=0,003$; N total: $0,029$). Der organische C-Gehalt und der Gesamt N-Gehalt im Boden beeinflussten auch den Mykorrhizierungsgrad positiv (org. C: $p=0,008$; N total: $p=0,01$).

Tab. 1: Boden- und Pflanzenparameter gemessen an 20 Messpunkten (Abb. 1 b) am 10. Juli 2012 in einer mit Weizen bestellten landwirtschaftlichen Fläche in der Nähe von Helpt, Nordostdeutschland (n=20).

	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standardfehler
Boden				
% N total	0,10	0,17	0,13	± 0,004
% C total	0,89	1,44	1,20	± 0,036
% inorg. C total	0,01	0,04	0,02	± 0,001
% org. C total	0,78	1,43	1,13	± 0,039
Delta $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$	3,88	6,12	5,06	± 0,135
Delta $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$	-29,19	-27,27	-28,41	± 0,114
Pflanze				
Mykorrhizierungsgrad (%)	59	83	73	± 2
% N total	2,62	3,19	2,87	± 0,035
Delta $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$	-3,20	0,86	-1,14	± 0,282
Delta $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$	-27,4	-24,6	-25,7	± 0,173
Ertrag (dt ha ⁻¹)**	34,4	73,4	48,9	± 2,6

** Ertrag wurde im September gemessen.

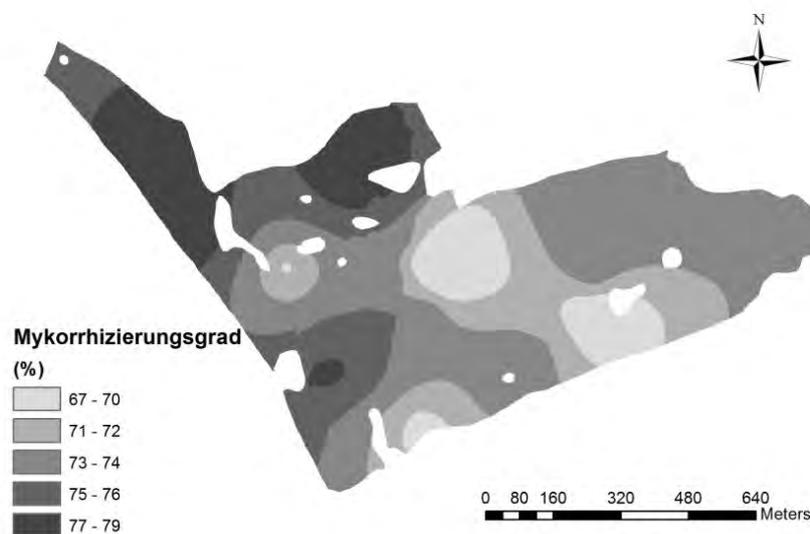


Abb. 2: „AM-Fungiscape“ Karte beschreibt die räumliche Verteilung des Mykorrhizierungsgrades (%) des landwirtschaftlichen Feldes auf Basis der 20 Messwerte und Interpolation mithilfe der Kriging-Methode.

Dieses Ergebnis bestätigt die von anderen Autoren gefundene Isotopenfraktionierung, bei der die Mykorrhiza bei der N-Aufnahme in die Pflanzenwurzel das leichtere Isotop ^{14}N gegenüber dem schweren Isotop ^{15}N bevorzugen (HE et al. 2009). Der Mykorrhizierungsgrad und der Ertrag waren allerdings nicht signifikant miteinander korreliert ($p=0,24$).

Diese Pilotstudie zielt darauf ab, Zusammenhänge zwischen Nährstoff- und biotischen Prozessen und Pflanzenertrag auf der Ebene der landwirtschaftlichen Fläche zu untersuchen. Deshalb sollen in noch ausstehenden Analysen Isoscapes (räumliche Verteilung der stabilen Isotopen Raten), „AM-Fungiscapes“ (Abb. 2) und die Verteilung der Wassernutzungseffizienz mit dem Ertrag in Zusammenhang gebracht werden.

Diskussion

Agrarökologische Funktion von arbuskulären Mykorrhiza

Unsere Pilotstudie hat gezeigt, dass es einen Zusammenhang zwischen der Besiedlung von Weizenpflanzen mit arbuskulärer Mykorrhiza und der Nährstoffdynamik im Boden-Pflanze System gibt. Die arbuskuläre Mykorrhiza stellt dabei eine „Zwischenhändler“-Rolle zwischen Boden und Pflanze dar. Diese komplexen agrarökologischen Interaktionen wirken sich letztlich auf die ökonomische Ebene des landwirtschaftlichen Systems, den Ertrag, aus.

Damit eine ökonomische und ökologische Nachhaltigkeit von Agrarökosystemen garantiert werden kann, müssen die komplexen Interaktionen verstanden werden, und Möglichkeiten der Integration des Wissens in das landwirtschaftliche Management aufgezeigt werden. Dafür sind aber, über unsere Beobachtungsstudien hinaus, Manipulations-Untersuchungen auf der Ebene der landwirtschaftlichen Fläche notwendig. Darüber hinaus ist es wichtig, solche Untersuchungen agrarökologischer Interaktionen zeitlich und räumlich auf die Landschaftsebene zu erweitern.

Bezug von den Biodiversitäts-Laboratorien in Agrarlandschaften („AgroScapeLabs“) zur CBD

Die Biodiversitäts-Laboratorien in Agrarlandschaften verbinden die Dynamik von Landschaftsstrukturen mit der Dynamik von Populationen und Bewegungsmustern, der Biodiversität verschiedener Taxa und Skalen sowie den Landschaftsfunktionen. Dabei sollen möglichst viele Organismengruppen mit unterschiedlichen Funktionen im Landschaftshaushalt abgedeckt sein (z. B. Säuger, Vögel, Insekten, Gefäßpflanzen, Mikroorganismen, Pilze). Die Ergebnisse aus diesen Untersuchungen sollen den Entscheidungsträgern helfen, Richtlinien zu erlassen, die das strategische Ziel B der Konvention über biologische Diversität (CBD; „Reduce the direct pressures on biodiversity and promote sustainable use“) unterstützen. Agrarlandschaften, als das Untersuchungsobjekt der „AgroScapeLabs“, beinhalten Flächen, die landwirtschaftlich genutzt werden, als auch Siedlungsflächen und natürliche Habitate. Diese integrierte Art der Untersuchungen zielt wie der „Ökosystem Ansatz“ der CBD darauf ab, Land, Wasser und Organismen ökologisch nachhaltig zu nutzen und zu schützen. Einerseits ist die landwirtschaftliche Nutzung eine wichtige Ursache des Biodiversitätsverlustes andererseits enthalten Agrarlandschaften einen großen Teil der Biodiversität (KAULE 1991). Diese Wechselbeziehung ist eines der thematischen Programme der CBD und Kern der „AgroScapeLabs“.

Referenzen

- HE, X.-H.; CRITCHLEY, C.; BLEDSOE, C. (2003): Nitrogen transfer within and between plants through common mycorrhizal networks (CMNs). - *Critical Reviews in Plant Sciences*, 22(6):531–567.
- HE, X.-H.; XU, M.; QIU, G.Y.; ZHOU, J. (2009): Use of ¹⁵N stable isotope to quantify nitrogen transfer between mycorrhizal plants. - *Journal of Plant Ecology* 2(3):107–118.
- KAULE, G. (1991): Artenschutz in intensiv genutzter Landschaft. - *Wiss. Beitr. Univ. Halle Wittenberg*, 6: 386–397.
- PIMENTAL, D.; STACHOW, U.; TAKACS, A.; BRUBAKER, W.; DUMAS, A.R.; MEANEY, J.S. et al. (1992): Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. - *Bioscience*, 432: 354–362.
- SELIG, C. (2012): Sensorgestützte Aufnahme von Strukturheterogenität in Kulturpflanzenbeständen und deren Bedeutung für die Biodiversität in Agrarlandschaften, dargestellt am Beispiel der Beikräuter: Diplomarbeit. – Düsseldorf (Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf)

*Karin Pirhofer-Walzl, Marion Tauschke, Zachary Kayler, Marina Müller, Arthur Gessler
Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V.
Institut für Landschaftsbiogeochemie
Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg
Email: Karin.Pirhofer-Walzl@zalf.de*

*Michael Glemnitz
Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V.
Institut für Landnutzungssysteme
Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg, Deutschland*

Untersuchungen zur Agrobiodiversität von nützlichen Insekten am Beispiel von *Trichogramma*-Schlupfwespen

TÖRE-ALIOCHA KURSCH-METZ

Schlagwörter: *Trichogramma*, Agrobiodiversität, Ökosystemdienstleistung

Trichogrammen sind Insekten die als Parasitoide leben (BOIVIN, 2010). Dies bedeutet, dass sie ihre Eier in einen Wirt hinein legen. Hierfür benutzen sie einen Legestachel am Hinterleib. Als Wirt dienen ihnen die Eier anderer Insekten, hauptsächlich von Schmetterlingen. Den Vorgang der Eiablage bezeichnet man als Parasitierung. Daher bezeichnet man Trichogrammen als Eiparasitoide. Die Wirtseier dienen dabei als Nahrung für die Larven der Trichogrammen, die sich innerhalb der Eihülle der Eier des Wirtes entwickeln (BOIVIN, 2010). Durch den Vorgang der Parasitierung wird der Wirt abgetötet. Trichogrammen gehören zur Ordnung der Hautflügler, zu denen z. B. auch die Honigbiene gehört. Die Bezeichnung als Schlupfwespen ist landläufig verbreitet, korrekterweise handelt es sich aber um Vertreter der Überfamilie der Erzwespen (*Chalcidoidea*).

Schmetterlinge können im Larvenstadium in der Landwirtschaft Schäden verursachen und werden als Schädlinge betrachtet. Da ihre Eier (BLOEM, BLOEM et al. 2005) von Trichogrammen parasitiert werden, bezeichnet man Trichogrammen auch als „natürliche Gegenspieler“ dieser Schädlinge, oder auch als „Nützlinge“. Sie leisten damit eine Ökosystemdienstleistung und sind Bestandteil der Agrobiodiversität. Unter Agrobiodiversität versteht man alle direkt genutzten Pflanzen und Tiere in der Landwirtschaft, sowie alle anderen Lebewesen, die eine Funktion übernehmen. Ein Beispiel sind z. B. Insekten, die Blüten bestäuben. Ungeachtet ihrer geringen Größe von ca. 0,5 mm wurden bisher weltweit ca. 180 Arten von Trichogrammen beschrieben (HONDA, TAYLOR et al. 2006). Für Deutschland sind bisher lediglich neun Arten gelistet (ZIMMERMANN & SCHÖLLER 2008). Aufgrund ihrer Eigenschaft, den Wirt im Laufe ihrer Entwicklung abzutöten, finden Trichogrammen Anwendung in der biologischen Schädlingsbekämpfung. Sie werden dabei sowohl im Haushalt zur Bekämpfung von Kleidermotten als auch im Agrarsektor eingesetzt, wobei im Agrarsektor der Einsatz in geschlossenen Systemen wie Gewächshäusern vorherrscht. Im Freiland finden sie Anwendung in Maisfeldern (SMITH 1996). Eine weitere Kultur mit potentiellen Wirten für *Trichogramma* sind Apfelanlagen. Schaden verursachen hier z. B. Apfelwickler oder Fruchtschalengewickler die potentielle Wirte für Trichogrammen sind (NOYES 2012). Primäres Ziel der noch bis Oktober 2013 laufenden Untersuchungen war die Erfassung der Diversität von *Trichogramma*-Arten in Apfelkulturen bzw. angrenzenden Strukturen wie Hecken bzw. Waldrändern sowie ihr saisonales Auftreten. Die Untersuchungen wurden auf drei ausgewählten Untersuchungsflächen durchgeführt, die sich im Umkreis von Darmstadt (Hessen), nämlich in Eberstadt, Hoxhohl und Frankenhausen, befinden. Es sind Streuobstwiesen, die zeitweilig beweidet wurden. Die bewirtschaftenden Betriebe sind zertifizierte Unternehmen des ökologischen Landbaus.

Methodische Grundlage für die Untersuchungen waren Köderfallen, in denen sich Getreidemotten (*Sitotroga cerealella*) befanden, die als Wirt akzeptiert werden, jedoch keinen Schaden in der Kultur verursachen. Diese Methode fand bereits in anderen Untersuchungen Anwendung (GARCIA-GONZALEZ, MERCADO-HERNANDEZ et al. 2011). Die Köderkarten wurden in Hecke und Kultur platziert mit Kontakt zur Vegetation. Der gewählte Abstand zwischen den Karten betrug in den Hecken ca. 4 m in einer Höhe von ca. 1,70 m. In den Kulturen hing jeweils eine Karte pro Obstbaum bzw. zwei pro Baum am Standort Hoxhohl, auf Grund der Größe der Bäume. Die Anzahl der Fallen variierte mit Größe der Hecken und der Anzahl der Obstbäume. In Eberstadt wurden jeweils 11 Karten in Kultur und Hecke positioniert. In Frankenhausen waren es 37 in der Apfelanlage und 13 in der Hecke. In Hoxhohl wurden 32 Köderkarten in der Apfelkultur und 18 in der Hecke ausgebracht. Nach einer Exposition im Freiland von zwei bzw. fünf Tagen erfolgte der Austausch. Die anschließende Inkubation bei 25°C ließ nach fünf Tagen erkennen, ob

Eier parasitiert wurden. Ihre Farbe verfärbte sich von ursprünglich weißlich zu dunkel metallisch. Nach dem Schlupf der Tiere folgte die Bestimmung der Arten basierend auf genetischen Unterschieden sowie der Färbung und dem Geschlechterverhältnis. Ausgangspunkt für die genetische Identifikation der Art ist die sogenannte ITS-2-Spacer-Region, einem Abschnitt in der DNA. Sie variiert in ihrer Länge und Sequenz von Art zu Art (STOUTHAMER, HU et al. 1999). Jede Art bzw. Stamm (Tiere einer Art von unterschiedlichen Köderkarten) wurde in Zucht genommen um spätere Charakterisierungen bzw. um eine praktische Anwendung zu ermöglichen. Parallel zur Erfassung der *Trichogramma*-Aktivität und Diversität wurde auch der Abfraß der Ködereier durch Prädatoren (räuberische Tiere, wie z. B. Ohrwürmer oder Flohrfliegenlarven) erfasst. Grundlage hierfür war die subjektive Schätzung in 5-Prozent-Schritten, wie viele der Eier pro Köderkarte abgefressen wurden.

Für die Darstellung der *Trichogramma*-Aktivität wurde die Anzahl von Köderkarten mit parasitierten Eiern ins Verhältnis zu den ausgebrachten Köderkarten im Untersuchungsgebiet gesetzt. Daraus ergab sich eine prozentuale Darstellung der Auffindungsrate der Köderkarten durch *Trichogramma*. Der prozentuale Verlust an Eiern durch Abfraß wurde pro Standort und Ködertermin gemittelt und abgebildet. So ergab sich ein Aktivitätsmuster des Auftretens von Trichogrammen in Hecke und Kultur sowie der Prädatoren-Aktivität. Die abgebildeten Daten stammen aus der ersten Hälfte der Untersuchungen aus dem Jahr 2013. Die Erhebung der Daten wurde noch bis Oktober/November 2013 fortgesetzt.

Für die drei Untersuchungsgebiete wurde ein ähnliches Auftreten von Trichogrammen festgestellt. Erste Aktivitäten wurden Ende April, Anfang Mai in Kultur und Hecke verzeichnet. Diese Aktivität erstreckte sich mit einigen kleineren Lücken bis Ende Mai bzw. Mitte Juni. Im Anschluss konnte bis einschließlich Mitte Juli keine *Trichogramma*-Aktivität beobachtet werden (Abb. 1; Abb. 2; Abb. 3).

Unter Vernachlässigung der Anzahl von parasitierten Köderkarten (qualitativ) deuteten sich nur im Untersuchungsgebiet Frankenhausen Unterschiede zwischen Hecke und Kultur an (Abb. 2). Diese deuteten sich so an, dass in mehr Köderzeiträumen Trichogrammen in der Hecke aktiv waren und Eier parasitierten. Zu sechs Terminen konnten Trichogrammen in der Hecke nachgewiesen werden. In der Kultur gab es nur innerhalb von drei Zeiträumen *Trichogramma*-Aktivität. Gleichzeitig war auch die prozentuale Auffindungsrate der Köderkarten in der Hecke größer als in der Kultur. Gleiches ließ sich auch aus dem Aktivitätsmuster in Hoxhohl ablesen (Abb. 3). Dagegen war die qualitative Aktivität in Kultur und Hecke ausgeglichen (Abb. 3). In Eberstadt ließ sich auf beiden Ebenen kein Unterschied ausmachen (Abb. 1). Ein zeitlich getrenntes bzw. aufeinanderfolgendes Auftreten in Hecke und Kultur von Trichogrammen konnte in keinem Gebiet nachgewiesen werden (Abb. 1; Abb. 2; Abb. 3). Die mittleren Abfraßraten stiegen im Verlauf der Monate an. In Eberstadt erreichten sie sowohl in der Hecke als auch in der Kultur den Bereich nahe 100 % (Abb. 1) In Frankenhausen und Hoxhohl waren sie dagegen moderater ausgeprägt. In Frankenhausen stiegen die Werte zeitweilig an die 100 % an, erreichten sie aber nicht. In Hoxhohl erreichten sie maximal knapp über 60 %.

Die Artendiversität war mit bisher zwei festgestellten Arten eher gering. Es handelte sich dabei um *Trichogramma cacoeciae* und *Trichogramma evanescens*. Beide Arten kamen in Eberstadt und Frankenhausen vor. In Hoxhohl trat nur *Trichogramma cacoeciae* auf.

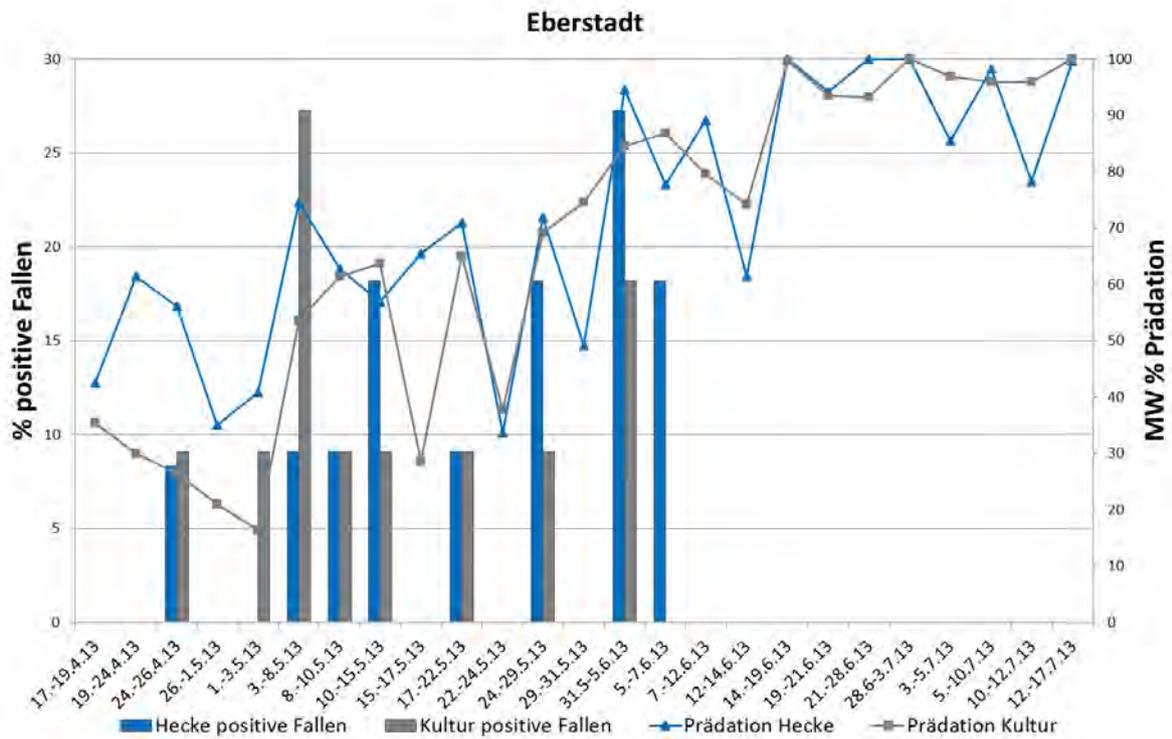


Abb. 1: *Trichogramma*- und Prädatoren-Aktivität im Untersuchungsgebiet Eberstadt. Prozentuale Auftragung der parasitierten Köderkarten (primäre Y-Achse) pro Köderzeitraum (X-Achse) in Kombination mit den prozentualen mittleren Abfraßraten (sekundäre Y-Achse).

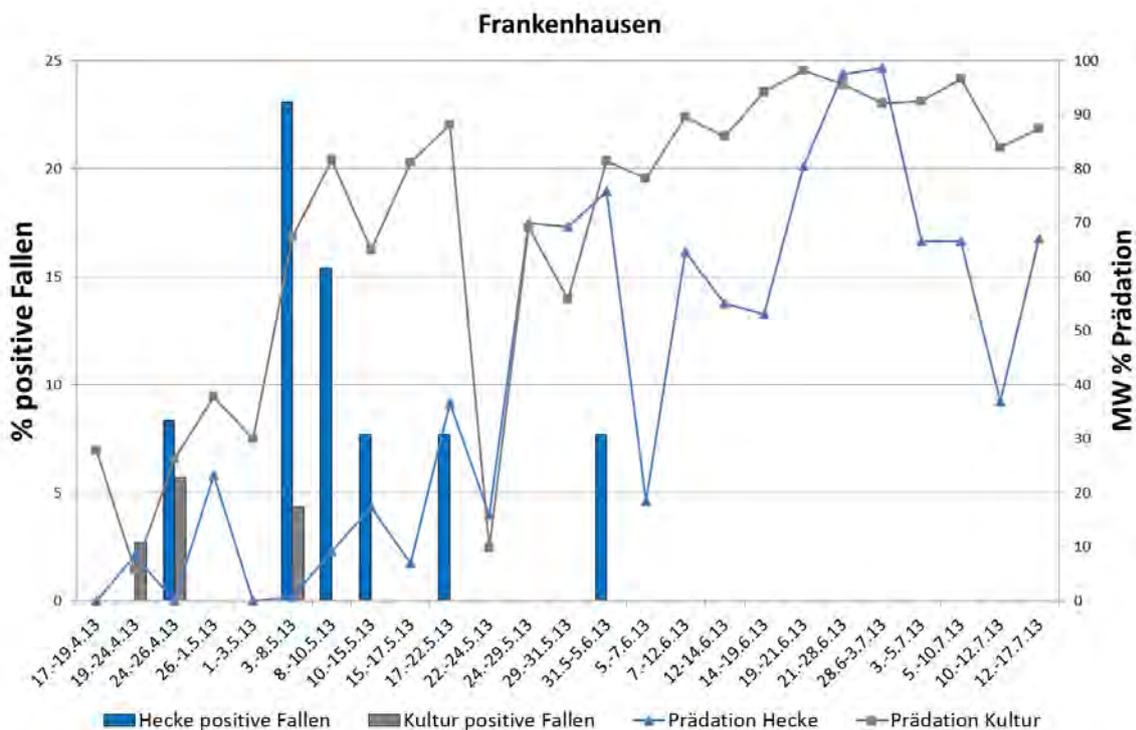


Abb. 2: *Trichogramma*- und Prädatoren-Aktivität im Untersuchungsgebiet Frankenhausen. Prozentuale Auftragung der parasitierten Köderkarten (primäre Y-Achse) pro Köderzeitraum (X-Achse) in Kombination mit den prozentualen mittleren Abfraßraten (sekundäre Y-Achse).

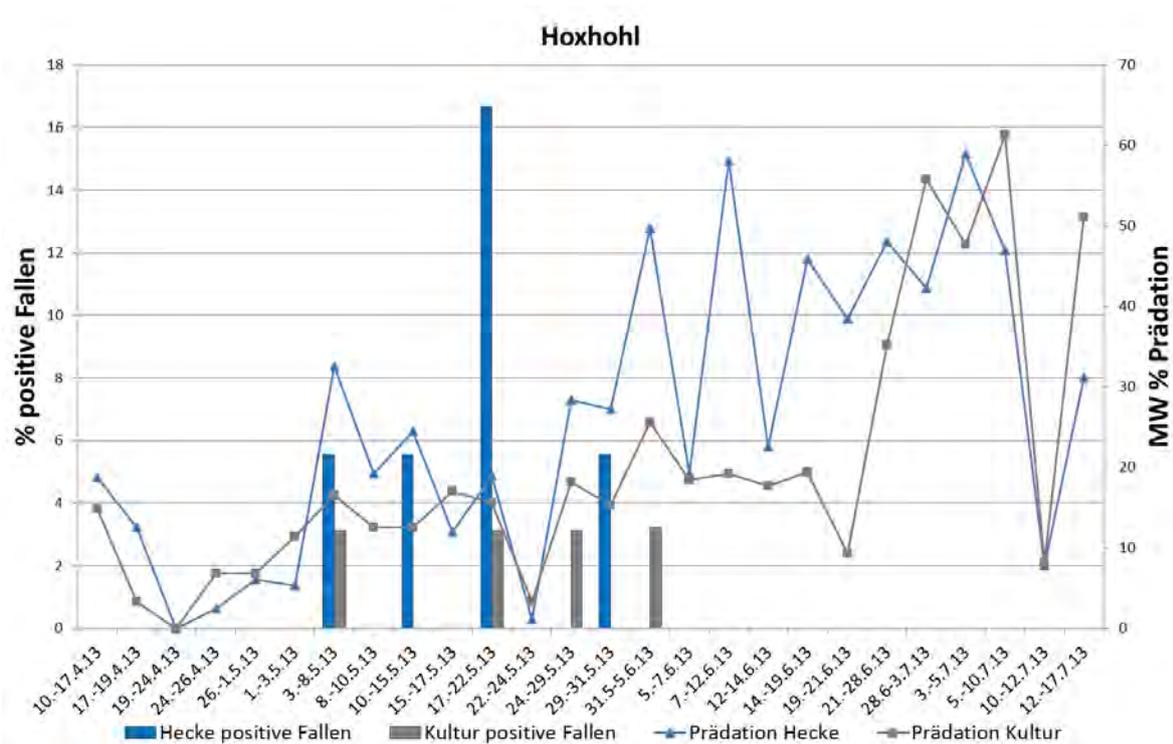


Abb. 3: *Trichogramma*- und Prädatoren-Aktivität im Untersuchungsgebiet Hoxhohl. Prozentuale Auftragung der parasitierten Köderkarten (primäre Y-Achse) pro Köderzeitraum (X-Achse) in Kombination mit den prozentualen mittleren Abfraßraten (sekundäre Y-Achse).

Trichogramma überwintert als Präpuppe (BABENDREIER, KUSKE et al. 2003), welche das letzte Larvenstadium vor der Verpuppung darstellt. Nach der Verpuppung kommt es zur Metamorphose und zur Umwandlung der Larve zum ausgewachsenen Individuum. Nach dem Schlupf sind die Tiere bereits geschlechtsreif. Im Frühjahr bedarf es bestimmter Temperaturen, damit dieser Prozess abgeschlossen werden kann. Steigen die Temperaturen wird die Entwicklung abgeschlossen und es kommt zum ersten Schlupf der *Trichogrammen*. Dieser erfolgt zeitlich versetzt zu den ersten warmen Tagen im Jahr. In den Untersuchungsgebieten fiel dieser Zeitpunkt auf Mitte April, Anfang Mai. In einer Studie zu *Trichogramma* in Weinbergen im Elsaß konnten ebenfalls erste Aktivitäten von *Trichogramma* im April verzeichnet werden (BARNAY, HOMMAY et al. 2001). Eine Zuwanderung aus wärmeren Gebieten ist unwahrscheinlich, da *Trichogrammen* nur kurze Distanzen im Meterbereich zurücklegen (MCDUGALL & MILLS 1997). Erschwerend kommt eine nur geringe Lebenserwartung des adulten Tieres von wenigen Tagen hinzu (BOIVIN 2010).

Die Hecken und Apfelkulturen bieten damit Möglichkeiten zur Überwinterung. Gezielte Versuche müssten jedoch noch klären, ob *Trichogramma* direkt in der Kultur oder in den Hecken überwintern. Insgesamt ist die Überwinterung ein noch wenig untersuchter Bereich. Gesichert ist aber, dass sowohl die Kulturen als auch die Hecken ausnahmslos einen Lebensraum bieten. Ein möglicher Grund für das Ausbleiben von weiteren parasitierten Köderkarten ab Juni sind zu hohe Temperaturen. Laborversuche zeigten, dass *Trichogrammen* bei höheren Temperaturen geringere Parasitierungsaktivitäten aufwiesen (KSENTINI, HERZ et al. 2011). In der Ex-situ Zucht wird eine Temperatur von 25°C verwendet um eine gute Parasitierung zu erhalten. Kritisch muss aber auch die Prädation mit einbezogen werden. Steigt sie, nimmt auch die Wahrscheinlichkeit zu, dass parasitierte Eier gefressen werden. Die Aussagekraft sinkt somit mit zunehmender Prädation. Sowohl in Eberstadt als auch in Frankenhausen lag die Prädation in der Kultur teilweise so hoch, das kaum noch auswertbare Köderkarten übrigblieben. Somit ist für den Zeitraum mit hoher Prädation keine gesicherte Aussage über *Trichogramma*-Aktivität zu machen.

Die Proben zur Bestimmung der Diversität sind noch nicht in ihrer Gänze ausgewertet. Bisher konnten jedoch insgesamt zwei Arten bestätigt werden. Bei einem Großteil der Proben handelt es sich um reine

Weibchen-Stämme, was nicht ungewöhnlich ist, da viele Hymenopteren sich ungeschlechtlich fortpflanzen können (HEIMPEL & DE BOER 2008). Teilweise ist dieses Phänomen genetisch festgelegt, wie bei *Trichogramma cacoeciae*, oder durch eine Infektion mit einem Bakterium hervorgerufen. Die Bestimmung der reinen Weibchen Stämme ergab bisher, dass es sich um *Trichogramma cacoeciae* handelt. Daher liegt die Vermutung nahe, dass es sich bei allen anderen reinen Weibchen-Stämmen ebenfalls um diese Art handelt. Die helle Färbung dieser Art im Vergleich zu den dunkleren anderen Arten untermauert diese These. Gesichert ist, dass es sich bei den Arten in Frankenhausen um *Trichogramma cacoeciae* und *T. evanescence* handelt. Für Eberstadt und Hoxhohl stehen die molekularen Artbestimmungen noch aus. Dies bedeutet, dass mindestens zwei von neun bisher bekannten Arten für Deutschland auftraten. Hinzu kommt, dass *Trichogramma aurosum* als eine in Deutschland auftretende Art nicht mit dem verwendeten Köder nachgewiesen werden kann.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass sowohl Apfelkultur als auch angrenzende Heckenstrukturen einen Lebensraum für Trichogrammen bieten und es 2013 zum ersten Auftreten im April und Mai kam. In allen Untersuchungsgebieten kamen Trichogrammen vor, was für eine hohe Durchdringung der Kulturlandschaft spricht. Die Kulturlandschaft leistet damit einen weiteren Beitrag zur Sicherung der Diversität und im Fall von *Trichogramma* auch der Agrobiodiversität. Damit tragen die Ergebnisse zu einer Erweiterung des Wissens um das Auftreten von *Trichogramma* bei. Hinzu kommt durch die weitere Züchtung der im Freiland gefangenen Arten und Stämme die Möglichkeit der weiteren Charakterisierung und späteren Nutzung im biologischen Pflanzenschutz. Diese Punkte überschneiden sich mit den Zielen der Konvention zur Biodiversität, da sie den Schutz, die Erfassung und nachhaltige Nutzung von Biodiversität einfordert. Auf nationaler Ebene unterstützen die Ergebnisse die nationale Strategie zur biologischen Vielfalt, da sie helfen die Ökosystemdienstleistung von *Trichogramma* zu erkennen und zu bewerten. Dies dient auch dem Schutz der Dienstleistung, was ein zentrales Anliegen der nationalen Strategie ist. Hinzu kommt der Wissensbeitrag zur Erfassung genetischer Ressourcen in der Landwirtschaft, was durch das Programm GENRES des Bundesamtes für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz verfolgt wird.

Danksagung

Ich möchte mich an dieser Stelle bei der Arthur und Aenne Feindt-Stiftung für die Finanzierung der Arbeiten und der Firma AMW Nützlinge GmbH für die Bereitstellung von Materialien und die Unterstützung während der Untersuchungen bedanken. Mein Dank gilt außerdem meinem Betreuer Dr. Karsten Mody (TU Darmstadt/FB10).

Literatur

- BABENDREIER, D.; KUSKE, S. & F. BIGLER (2003): Overwintering of the egg parasitoid *Trichogramma brassicae* in Northern Switzerland. - *Biocontrol* 48(3): 261-273.
- BARNAY, O.; HOMMAY, G.; GERTZ, C.; KIENLEN, J.C.; SCHUBERT, G.; MARRO, J.P.; PIZZOL, J. & P. CHAVIGNY (2001): Survey of natural populations of *Trichogramma* (Hym, Trichogrammatidae) in the vineyards of Alsace (France). - *Journal of Applied Entomology-Zeitschrift Für Angewandte Entomologie* 125(8): 469-477.
- BLOEM, K.A.; BLOEM, S. & J.E. CARPENTER (2005): Impact of Moth Suppression/Eradication Programmes Using the Sterile Insect Technique or Inherited Sterility. - In: DYCK, V.A.; HENDRICH, J.; ROBINSON, A.S. (Eds): *Sterile Insect Technique* - Heidelberg (Springer): 677-700.
- BOIVIN, G. (2010): Reproduction and Immature Development of Egg Parasitoids. - In: FERNANDO, L.; CÔNSOLI JOSÉ, R.P.; PARRA ROBERTO, A. & ZUCCHI (Eds): *Egg Parasitoids in Agroecosystems with Emphasis on Trichogramma*. - Heidelberg (Springer): 1-18.

- GARCIA-GONZALEZ, F.; MERCADO-HERNANDEZ, R.; GONZALEZ-HERNANDEZ, A. & M. RAMIREZ-DELGADO (2011): NATIVE *Trichogramma* (Hymenoptera: Trichogrammatidae) Species Collected In Agricultural Crops Of Northern Mexico. - *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales Y Del Ambiente* 17: 173-181.
- HEIMPEL, G.E. & J.G. DE BOER (2008): Sex determination in the Hymenoptera. - *Annual Review of Entomology* 53: 209-230.
- HONDA, J.Y.; TAYLOR, L.; RODRIGUEZ, J.; YASHIRO, N. & Y. HIROSE (2006): A taxonomic review of the Japanese *Trichogramma* (Hymenoptera : Trichogrammatidae) with descriptions of three new species. - *Applied Entomology and Zoology* 41(2): 247-267.
- KSENTINI, I.; HERZ, A.; KSANTINI, M.; JARDAK, T. & S.A. HASSAN (2011): Temperature and strain effects on reproduction and survival of *Trichogramma oleae* and *Trichogramma cacoeciae* (Hymenoptera: Trichogrammatidae). - *Biocontrol Science and Technology* 21(8): 903-916.
- MCDUGALL, S.J. & N.J. MILLS (1997): Dispersal of *Trichogramma platneri* Nagarkatti (Hym., trichogrammatidae) from point-source releases in an apple orchard in California. - *Journal of Applied Entomology-Zeitschrift Fur Angewandte Entomologie* 121(4): 205-209.
- NOYES, J. (2012): Universal Chalcidoidea Database. World Wide Web electronic publication. - <http://www.nhm.ac.uk/chalcidoids>
- SMITH, S.M. (1996): Biological control with *Trichogramma*: Advances, successes, and potential of their use. - *Annual Review of Entomology* 41: 375-406.
- STOUTHAMER, R.; HU, J.G.; VAN KAN, F.J.; PLATNER, G.R. & J.D. PINTO (1999): The utility of internally transcribed spacer 2 DNA sequences of the nuclear ribosomal gene for distinguishing sibling species of *Trichogramma*. - *Biocontrol* 43(4): 421-440.
- ZIMMERMANN, O. & M. SCHÖLLER (2008): Eiparasitoide der Gattung *Trichogramma* Westwood in Deutschland: Vergleich und Diskussion der vorliegenden Faunenlisten (Hymenoptera, Trichogrammatidae). - *Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent* 16: 347-352.

Tore-Aliocho Kursch-Metz
 Eulerweg 2
 64347 Griesheim
 kursch-metz@hotmail.de

Vielfalt bewahren? – Der Einfluss gebietsfremden Saatguts auf heimische Pflanzenpopulationen am Beispiel von *Daucus carota* L.

JUTTA REIKER, VOLKER WISSEMAN, BIRGIT GEMEINHOLZER

Schlagwörter: gebietsfremde krautige Pflanzen, Renaturierung, Genotypen, lokale innerartliche genetische Diversität, Mikrosatelliten, *Daucus carota*, Apiaceae

1 Einleitung

Der Erhalt der biologischen und genetischen Vielfalt ist eines der wichtigsten Ziele des Naturschutzes (NATIONALE STRATEGIE ZUR BIOLOGISCHEN VIELFALT S. 29, 2007). Hierbei ist es von zentraler Bedeutung, die Leistung und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes zu bewahren. Hierfür kann sowohl eine große biologische Artenvielfalt, als auch eine hohe genetische Diversität innerhalb der Arten von Vorteil sein (ORTNER 2005). 1992 wurde für diesen Schutzgedanken in Rio de Janeiro die internationale Konvention zum Erhalt der biologischen und genetischen Vielfalt verabschiedet (CBD, Gesetz zu dem Übereinkommen vom 05. Juni 1992 über die biologische Vielfalt). Trotz der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt und der Rio-Konvention ist es momentan in Deutschland jedoch üblich, bei Renaturierungsmaßnahmen, z. B. nach Straßenbauvorhaben bei denen Erdreich bewegt wurde, die nachfolgende Ansaat krautiger heimischer Arten mit kostengünstigem gebietsfremdem Saatgut durchzuführen. Potentiell kann als Folge der Massenansaat von gebietsfremden Genotypen die eigentliche, regionale genetische Diversität der krautigen Arten durch Genfluss stark verändert werden (SEITZ et al. 2007). Dies kann einerseits erfolgen, indem Samen der einen Population jeweils in das andere Gebiet einwandern. Gelingt dort die Etablierung und Reproduktion kann dies zu einer Verdrängung führen aufgrund der Konkurrenz um limitierte Ressourcen. Andererseits kann es zur Kreuzung (Hybridisierung) zwischen heimischen und gebietsfremden Individuen kommen. Die Folgen hiervon sind vielfältig und ungeklärt. So kann es sowohl zur Erhöhung der genetischen Diversität in der Region aufgrund einer Durchmischung und Erweiterung des Genpools kommen, als auch zu einer Reduktion genetischer Diversität aufgrund von Inzuchteffekten oder Auskreuzungsdepressionen. Dies ist insbesondere dann von großer Bedeutung, wenn bereits eine genetische Verarmung erfolgt ist, z. B. durch zu starke Fragmentierung von Populationen einzelner Arten und daraus resultierenden Inzuchteffekten. Ein evolutionär ähnlicher Effekt ist die Auskreuzungsdepression, bei der die lokale Angepasstheit einer Population durch zu starke Einkreuzungen gebietsfremder Herkünfte verloren geht. Untersuchungen an Ackerwildkräutern wie *Agrostemma githago*, *Papaver rhoeas* und *Silene alba* (KELLER et al. 2000), sowie bei *Medicago sativa* (MULLER et al. 2003) zeigten, dass sich Auskreuzungsdepressionen in einer verminderten generativen Fitness äußerten. In Untersuchungen an *Medicago sativa* (LADIZINSKY, 1985; ELLSTRAND & ELAM, 1993) sowie an *Beta vulgaris* (BARTSCH & ELLSTRAND, 1999) konnte nachgewiesen werden, dass Kulturformen eine deutlich geringere genetische Variabilität aufweisen als Wildformen der gleichen Art. Diese Reduzierung der genetischen Vielfalt wurde dabei dadurch erklärt, dass Gärtnereibetriebe in der Regel, meist aus Gründen der Automatisierung, bestimmte Phänotypen bevorzugen und selektieren (z. B. Saatguternte zu dem Zeitpunkt, an dem die meisten Samen reif sind – früher bzw. später reifende Genotypen werden vernachlässigt). Jedoch sind Untersuchungen über mögliche Langzeitkonsequenzen bei krautigen Arten bislang nicht erforscht.

Mit Inkrafttreten des Bundesnaturschutzgesetzes vom 01.03.2010 wird von naturschutzfachlicher Seite die Forderung erhoben, für Straßenbegrünungsmaßnahmen autochthones, d. h. gebietsheimisches Saat- und Pflanzgut einzusetzen (BNatSchG § 40 Abs. 4). Das Bundesgesetz befindet sich jedoch zurzeit in einer Übergangsphase, wodurch das Ausbringen von gebietsfremden Pflanzen de facto erst ab dem 01.03. 2020 genehmigungspflichtig wird. Ausnahmegenehmigungen sind bereits im Rahmen des Gesetzes vorgesehen. Die ökonomischen bzw. naturschutzrechtlichen Kriterien für diese Ausnahmeregelungen und für

welches Artenspektrum sie ausgesprochen werden sind bislang jedoch noch unklar, da Untersuchungen zum Einfluss von Straßenbegleitbegrünungsmaßnahmen auf die heimische krautige Flora bisher noch nie durchgeführt wurden. Dieses Projekt soll deshalb bisher fehlende wissenschaftliche Erkenntnisse liefern.

Das Ziel dieses Projektes ist es, zu analysieren, ob gebietsfremdes Saatgut bei krautigen Arten zur Renaturierung empfohlen werden kann, bzw. ob und mit welchem Einfluss auf die natürliche Vegetation und Diversität heimischer Arten gerechnet werden kann. Hierbei soll die genetische Diversität zwischen drei gebietsfremden älteren (ca. 15 Jahre alten) und drei jüngeren (ca. 5 Jahre alten) angesäten Populationen von renaturierten Flächen mit der von sechs heimischen Populationen, meist aus Schutzgebieten, verglichen werden. Die genetische Diversität wurde mittels Mikrosatelliten analysiert, um festzustellen, (1) ob genetische Diversität der verschiedenen Populationen und Herkünfte nach bekannten Zeiträumen immer noch existiert, bzw. (2) ob bestimmte Genotypen erfolgreicher sind und in den jeweils anderen Standort einwandern, bzw. eine Durchmischung der Genotypen erfolgt. Diese Analyse wird exemplarisch an *Daucus carota* L., der Wilden Möhre, durchgeführt.

2 Material und Methoden

Mit Hilfe der Straßenbauämter Frankfurt, Schotten und Gelnhausen wurden sechs Standorte in der Region Mittelhessen ausgewählt, von denen bekannt ist, zu welchem Zeitpunkt dort gebietsfremdes Saatgut eingebracht wurde. Die genaue regionale Herkunft des Saatguts ist nicht bekannt, jedoch kann alleine aus Kostengründen und der täglichen Praxis davon ausgegangen werden, dass das Saatgut aus gebietsfremden Herkünften stammt. Daraus folgt, dass ebenso über das Ernteverfahren des Saatguts bzw. die Diversität der Ursprungspopulationen nichts bekannt ist. Die Populationen aus dem gebietsfremdem Saatgut können in drei ältere (Standorte 8, 9, 10, Ansaatzzeitraum zwischen 1996-1998, d. h. 13-15 jährige Kultivierungsdauer,) und drei jüngere Standorte (Standorte 3, 4, 5, Ansaatzzeitraum zwischen 2003 bis 2007, d.h. 4-8 jährige Kultivierungsdauer) gegliedert werden.

Die Auswahl der sechs Standorte der gebietsheimischen Populationen erfolgte in Kooperation und mit Genehmigung der jeweiligen zuständigen Naturschutzbehörde. Die Blattmaterialentnahme aller Standorte in Mittelhessen erfolgte im Herbst 2011 (siehe Tab. 2 und Abb. 1).

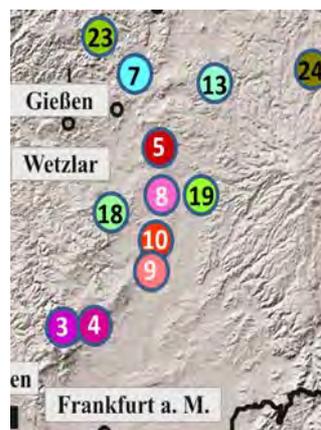


Abb. 1: Alle Standorte von *Daucus carota* Mittelhessen, rote Farbtöne = renaturierte Flächen mit gebietsfremdem Saatgut, blau grüne Farbtöne = autochthone Flächen.

Für die molekularen Analysen wurden am Standort Blattproben von *Daucus carota* von jeweils 20 Individuen pro Population entnommen und in Silicagel getrocknet. Die DNA-Isolation der Blattmaterialproben wurde mit dem DNeasy Plant Mini Kit (Qiagen) nach Angaben des Herstellers durchgeführt.

Die Mikrosatelliten-PCR erfolgte mit drei verschiedenen Primerpaarkombinationen (*forward/reverse*) aus Cavagnaro et al. 2011 (siehe Tab. 1, Primer GSSR 3, 16, 65). Die Ausgangs-DNA wurde 1/10 verdünnt. Pro PCR-Ansatz wurden 0,5 µl DNA mit ca. 3 bis 10 ng/µl verwendet. Die Einzelreaktionsvolumen für

die PCR waren wie folgt: 5 µl H₂O ultrarein, 1,5 µl 10 x DreamTaq-Puffer (Fermentas), 0,5 µl *forward* Primer (5pmol/µl), 0,5 µl *reverse* Primer (5pmol/µl), 1,5 µl dNTPs (2mM), 0,25 µl BSA (ng/µl), 2,5 µl Betain Monohydrat (5 M), 0,5 µl DMSO (10%) und 0,25 µl Dream Taq-Polymerase (5 units/µl, Fermentas). Die PCR erfolgte mit dem Mastercycler (epgradient-S Eppendorf) und umfasste 35 Zyklen. Die DNA wird im ersten Schritt bei 95 °C für 2 Minuten denaturiert, in den darauf folgenden Zyklen jeweils 30 Sekunden bei 95 °C. Anschließend hybridisieren die Primer bei 54 °C bis 57 °C für 30 Sekunden. Die PCR-Produkte werden bei 72 °C 45 Sekunden lang synthetisiert. Zum Schluss erfolgte eine finale Elongation für 15 Minuten bei 72 °C. Die Fragmentanalyse der Proben erfolgte extern (LGC Forensics IfB).

Tab. 1: Verwendete Mikrosatelliten-Primer aus Cavagnaro et al. 2011

Locus	Motiv		Primer Sequenz (5'-3')	Annealing Temp.
GSSR-03	(AG)6tgga(GGAG)3	F	TTCTTCTTCATCTCTCCACAAGG	54°C
		R	TAAAACAGTCACACATCTCTC	
GSSR-16	(TG)9tacgc(ATGT)3	F	ATGCAAACGACAATATCCACAG	57°C
		R	GCCCAGCCACTTCCTAGAT	
GSSR-65	(TG)8	F	ACTGCAAAACAGAAACCCAGA	57°C
		R	TAGGTCATGGCGATTGATGTAG	

Die erstellten Rohdaten der Mikrosatelliten wurden mit dem Programm GeneMarker® V1.90 der Firma SoftGenetics (SoftGenetica, LLC. PA, USA) bearbeitet. Dabei wurden die Längen der DNA-Fragmente anhand des internen Längenmarkers ROX 500 standardisiert. Es wurden Fragmente im Bereich von 100 bis 500 Basenpaaren ausgewertet und manuell eine Datenmatrix der Allele/Merkmale erstellt (0/1-Matrix). Es erfolgte eine Neighbor-Joining (NJ)-Analyse mit dem Programm PAUP* 4.0b10 (SWOFFORD, 2002) für Microsoft Windows™. Die Darstellung des phylogenetischen Netzwerk-Rekonstruktion erfolgte mit TreeView (Win32) 1.6.6, Copyright © Roderic D.M., Page, 2001. Mit der 0/1-Matrix wurde die Allellhäufigkeit per Bayessche Methode (nicht-einheitlichen Verteilung, ZHIVOTOVSKY 1999) berechnet. Von dieser Allellhäufigkeit wurde der Anteil von polymorphen Loci und die genetische Diversität (Hj), sowie deren Varianz (varHj) nach Lynch & Milligan (1994) mit der Software AFLPsurv, Version 1.0 (VEKEMANS 2002) berechnet (siehe Tab. 2).

Tab. 2: Standorte von *Daucus carota* (Mittelhessen) und Mikrosatelliten Ergebnisse.

Nr.:	Standort	Status+Nr.:	Ansaat Jahr	Koordinaten	P%	Hj	varHj
3	Eschbach		2007	50°22',8°68'	20,5	0.06281	0.000144
4	Eschbach		2007	50°23',8°70'	16,7	0.06356	0.000138
5	Fernwald		2003	50°57',8°76'	20,5	0.06366	0.000118
8	Griedel		1996	50°45',8°75'	21,8	0.05551	0.000164
9	Bad Nauheim		1998	50°39',8°73'	17,9	0.05278	0.000160
10	Bad Nauheim		1998	50°40',8°72'	15,4	0.04697	0.000166
7	Daubringen	FFH- 5318-303	Natur	50°64',8°74'	21,8	0.06304	0.000173
13	Reiskirchen	Heuwiese	Natur	50°58',8°83'	24,4	0.06472	0.000116
18	Niederkleen	FFH-5517-301	Natur	50°48',8°62'	23,1	0.06350	0.000133
19	Hungen	Heuwiese	Natur	50°47',8°88'	24,4	0.06324	0.000181
23	Oberes Verstal	NSG 318895 IV	Natur	50°69',8°58'	19,2	0.06459	0.000117
24	Lauterbach	FFH-5322-305	Natur	50°68',9°38'	25,6	0.06744	0.000165

Nr. = Nummer der besammelten Standorte; Status+Nr. = Schutzgebiet; Ansaat Jahr = Ansaat der renaturierten Flächen oder heimische Standorte; Koordinaten = Nord-Ost, P% = Prozent der polymorphen Loci; Hj= Nei's genetische Diversität; varHj = Varianz (Hj).

3 Ergebnisse und Diskussion

Es konnten sechs heimische und sechs gebietsfremde Populationen mit drei Mikrosatellitenprimern analysiert werden, die in 78 polymorphe Loci resultieren. Die Populationsdiversität der heimischen Vertreter (Standorte 7, 13, 18, 19, 23, 24 siehe Hj in Tab. 2) ist meistens größer, als diejenigen der nichtheimischen Standorte (3, 4, 5, 8, 9, 10). Bei den nicht heimischen Standorte fallen besonders die älteren renaturierten Flächen (Standorte 8, 9, 10) mit einem geringen Hj-Wert auf.

Da generell davon ausgegangen werden kann, dass nicht-heimische Genotypen meist nur von einem Standort stammen und häufig zu nur einem bestimmten Reifezeitpunkt der Samen und innerhalb eines Jahres gesammelt wurden, entspricht dieses Ergebnis den Erkenntnissen, die zur Aufsammlung von Wildpflanzensaatgut gewonnen werden konnten (PRASSE et al 2010). Die große genetische Diversität der heimischen Populationen entspricht aufgrund des weiten Verbreitungsgebietes der Untersuchungspflanze, der guten Bestäuberaktivität, die an den Doppeldolden beobachtet werden können, sowie mit einer wahrscheinlich im Boden gut vertretenen Samenbank, den Erwartungen. Wird die genetische Diversität in Form einer Baumtopologie dargestellt (Abb. 2), ist zu erkennen, dass trotz eines relativ großen Untersuchungsgebietes, die Bestäubungs- bzw. Ausbreitungsaktivitäten zwischen den Populationen weit überschritten wird und keine Clusterbildung einheimischer Genotypen zu detektieren ist, die potentielle Populationsstrukturen widerspiegeln könnten. Die über das gesamte Untersuchungsgebiet beobachtbare genetische Diversität entspricht einem Muster einer funktionierenden „Metapopulationsdynamik“.

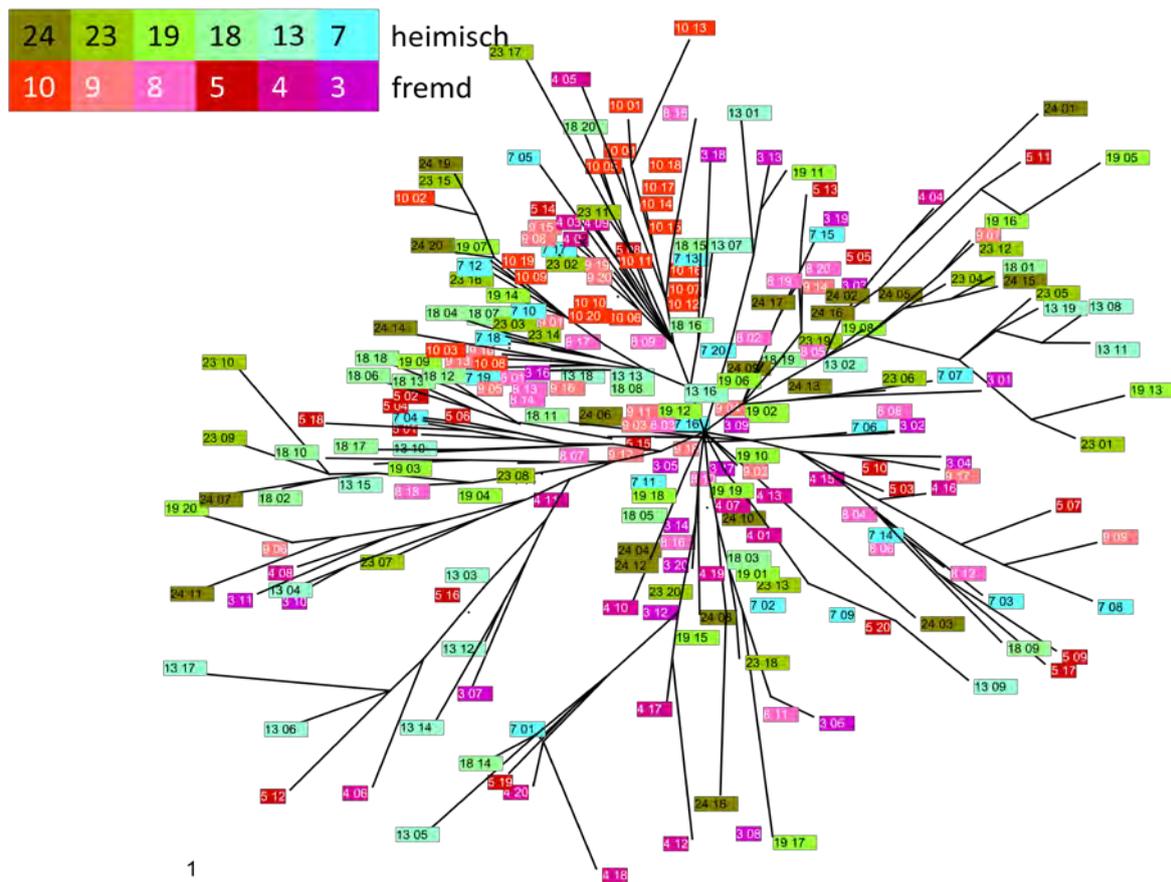


Abb. 2: TreeView Darstellung der Standorte 3, 4, 5 (fremd 2003 bis 2007), 8, 9, 10 (fremd 1996 bis 1998), 7, 13, 18, 19, 23, 24 (heimisch). Farbcode siehe Legende oben links

Betrachtet man die Individuen der angesäten Standorte, so ist zu erkennen, dass deren genetische Diversität tendenziell geringer ist. Besonders deutlich zeigt nur der Standort 10 eine relativ starke Clusterbildung. Dies könnte bedeuten, dass die Ursprungspopulation dieser angesäten Fläche genetisch relativ homogen war. Aufgrund der Standortpersistenz seit der Aussaat auf den renaturierten Flächen scheint jedoch eine beginnende Durchmischung von heimischen und fremden Genotypen zu erfolgen. Leider ist

derzeit eine Aussage über die Ausbreitungsbewegung – von den heimischen Genotypen in die angepflanzten Gebiete bzw. *vice versa* – noch nicht möglich.

Betrachtet man die Populationen 3, 4 und 5 (jüngere renaturierte Flächen aus dem Jahre 2003 bis 2007), ist ersichtlich, dass diese sich noch relativ stark von den heimischen Genotypen unterscheiden, da sie sich zum größeren Teil auf der unteren Hälfte der Abbildung wiederfinden. Die jüngeren renaturierten Flächen sind genetisch divers (siehe H_j Werte Tab. 2). Ihre genetische Diversität ist hoch im Vergleich zu den heimischen Populationen. Betrachtet man hingegen die Individuen der älteren renaturierten Flächen der Standorte 8, 9 und 10 aus dem Jahre 1996 bis 1998, so ist ersichtlich, dass diese geringere Astlängen haben und anhand ihres Diversitätsmusters (Abb. 2) besonders stark an die heimischen Populationen annähern. Diese Standorte weisen jedoch durchwegs eine geringere genetische Diversität auf (siehe H_j Werte Tab. 2), als die heimischen Populationen.

Die hier gezeigte Darstellung und Ermittlung der genetischen Diversität zeigt zum jetzigen Zeitpunkt nur ein deutliches Muster der genetischen Durchmischung zwischen angesäten und heimischen Standorten. Dabei ist jedoch unklar, ob die Genotypen von den heimischen Standorten in die angesäten Flächen eingewandert sind, bzw. eine Auskreuzung von den renaturierten Flächen in die Naturstandorte erfolgt ist. Je länger zeitlich betrachtet die Renaturierung einer Fläche zurück liegt, desto ähnlicher ist die genetische Diversität dieses Standortes mit denjenigen der heimischen Individuen. Dies kann darauf zurückzuführen sein, dass die Nachkommen aus nicht-heimischen Herkünften sich an den ausgesäten Flächen aufgrund anderer ökologischer Bedingungen nicht langfristig etablieren konnten und freie Nischen von einheimischen Genotypen besetzt wurden, oder es erfolgte eine Einkreuzung mit beobachtbarer Erhöhung der genetischen Diversität sowohl auf den renaturierten Flächen, als auch in den Naturschutzgebieten. Laufende Untersuchungen werden die „Wanderbewegungen“ zwischen den Populationen zum Fokus haben sowie die jeweilige Fitness des Wuchs- und Blühverhaltens von Individuen der jeweiligen Herkünfte, was für die ökologische Lebensgemeinschaft (Insekten) von Bedeutung sein kann. Erst diese Ergebnisse lassen eine endgültige naturschutzfachliche Empfehlung zu. Zum jetzigen Zeitpunkt wäre zu empfehlen, bei Renaturierungsmaßnahmen vorwiegend Saatgut aus heimischen Herkünften zu verwenden, da eine Durchmischung des Genpools mit Sicherheit erfolgt. Allerdings können wir ohne Auswertung der Fitnessuntersuchungen (erfolgt Ende Herbst 2013) noch nicht belegen, ob dies zum Nachteil von *Daucus carota* im Untersuchungsgebiet ist – also eine genetische Verarmung zu Inzuchteffekten bzw. Auskreuzungsdepressionen geführt hat. Die Einbringung fremden Saatguts könnte u. U. auch eine höhere genetische Diversität mit potentiell größeren Möglichkeiten zur Anpassung an sich verändernde Umweltbedingungen bedeuten. Weitere Untersuchungen, die sich auf ein größeres Untersuchungsgebiet und eine größere Anzahl an Mikrosatellitenprimern beziehen, laufen derzeit an, um unsere ersten Ergebnisse zu unterstützen.

Danksagung

Wir bedanken uns für die finanzielle Unterstützung des Projektes bei der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) sowie der Heidehofstiftung. Desweiteren danken wir den Ämtern für Straßenbau Frankfurt, Schotten und Gelnhausen für die Bereitstellung der Daten über renaturierten Flächen. Für die Betretung und Besammlung der heimischen Flächen im Naturschutzgebiet „Obers Verstal“ danken wir dem Regierungspräsidium Gießen. Zudem bedanken wir uns für die Beratung über die Wahl der heimischen Flächen beim Verband des Deutscher Wildsamens- und Wildpflanzenproduzenten e. V. Für die Unterstützung der Herstellung der molekularen Daten bedanken wir uns bei den Biologisch-technischen Assistentinnen der AG Spezielle Botanik, Gießen.

5 Literatur

BARTSCH, D. & ELLSTRAND, N.C. (1999): Genetic Evidence for the Origin of Californian Wild Beets (genus *Beta*). - Theoretical and Applied Genetics 99: 1120-1130.

- BUNDESNATURSCHUTZGESETZ, GESETZ ÜBER NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (BNATSCHG) VOM 29.07.2009 (BGBl. I S. 2542), in Kraft getreten am 01.03.2010
- CAVAGNARO, P.F., CHUNG, S.-M., MANIN, S., YILDIZ, M., ALI, A., ALESSANDRO, M.S., IORIZZO, M., SENALIK, D.A., SIMON, P. W. (2011): Microsatellite isolation and marker development in carrot - genomic distribution, linkage mapping, genetic diversity analysis and marker transferability across Apiaceae. - BMC Genomics 2011, 12:386
- CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY – CBD, UNITED NATIONS 1992
- DEUTSCHER BUNDESTAG (2007): Unterrichtung durch die Bundesregierung: Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt.– Drucksache des Deutschen Bundestages und Bundesrates 16. Wahlperiode Nr. 7082.
- ELLSTRAND, N. & ELAM, D. (1993): Population Genetic Consequences of Small Population Size - Implications for Plant Conservation. - Annual Review of Ecology and Systematics 24: 217-242.
- GENEMARKER® V1.90 DER FIRMA SOFTGENETICS (SOFTGENETICA, LLC. PA, USA)
- HUSON, D.H. & BRYANT, D. (2006): Application of Phylogenetic Networks in Evolutionary Studies. - Mol. Biol. Evol., 23(2): 254-267. (Splits-Trew4.0)
- KELLER, M., KOLLMANN, J. & EDWARDS, P.J. (2000): Genetic introgression from distant provenances reduces fitness in local weed populations. - Journal of Applied Ecology 37: 647 -659.
- KUNZMANN D., PRASSE R. & SCHRÖDER, R. (2010): Entwicklung und praktische Umsetzung naturschutzfachlicher Mindestanforderungen an einen Herkunftsnachweis für gebietseigenes Wildpflanzensaatgut krautiger Pflanzen: Abschlussbericht zum Forschungsprojekt (DBU). - Hannover.
- LYNCH, M., MILLIGAN B.G. (1994): Analysis of population genetic structure with RAPD markers. - Molecular Ecology, 3: 91–99.
- MULLER, M.H., PROSPERI, J.M., SANTONI, S. & RONFORT, J. (2003): Inferences from mitochondrial DNA patterns on the domestication history of alfalfa (*Medicago sativa*). - Molecular Ecology 12: 2187-2199.
- ORTNER, D. (2005): Zur naturschutzrechtliche Verpflichtung der Verwendung autochthonen Saat- und Pflanzguts bei der Straßenbegleitbegrünung. - NuR 2: 91- 99.
- SEITZ, B., JÜRGENS, A. & KOWARIK, I. (2007): Erhaltung genetischer Vielfalt: Kriterien für die Zertifizierung regionalen Saat- und Pflanzguts: Literatur-Studie. – Bonn (BfN) (BfN-Skripten, 208)
- VEKEMANS, X. (2002): AFLP-SURV version 1.0. Laboratoire de Genetique et Ecologie Vegetale. - Université Libre de Bruxelles, Belgium.
- ZHIVOTOVSKY, L.A. (1999): Estimating population structure in diploids with multilocus dominant DNA markers. - Molecular Ecology, 8: 907–913.

Jutta Reiker
 AG Spezielle Botanik
 Justus-Liebig-Universität Gießen
 Heinrich-Buff-Ring 32
 35392 Gießen
 Jutta.Reiker@bot1.bio.uni-giessen.de

Unkräuter auf norddeutschen Maisflächen im Rahmen des Verbundprojekts „Nachhaltiges Landmanagement im norddeutschen Tiefland“ (NaLama-nT)

CHRISTOPH V. REDWITZ, BÄRBEL GEROWITT

Schlagwörter: Mais, Unkraut, Norddeutschland, Ordination

Einleitung

In den letzten zehn Jahren hat sich die mit Mais bestellte Ackerfläche in Deutschland um $\frac{2}{3}$ auf 2,5 Mio. ha erhöht. Damit ist Mais nach Winterweizen (2,9 Mio. ha) die Feldfrucht mit der größten Anbaufläche in Deutschland (BMELV, 2012). Das liegt vor allen Dingen am stetigen Züchterfolg, der die Anbaugrenze immer weiter nach Norden schiebt und die Rentabilität erhöht. In Deutschland wird dieser Zuwachs allerdings zusätzlich von der Energiepolitik gefördert (GEVOERNENERG, 2000). Die Nutzung von Mais in Biogasanlagen stellt geringere Ansprüche an das Erntegut und ermöglicht den Maisanbau auf Flächen, die sich ansonsten nicht eignen würden.

Unkräuter stellen weltweit, aber auch in Deutschland, die stärkste Bedrohung für hohe Maiserträge dar (OERKE, 2006). Im Kontrast dazu ist die Aufmerksamkeit, die den Unkräutern in Mais auf Seiten der Forschung geschenkt wird, relativ gering. Das liegt wohl an der guten Bekämpfbarkeit und damit recht geringem Leidensdruck der Landwirte. Die gute Bekämpfbarkeit sorgt dafür, dass die meisten Maisäcker kaum Unkräuter aufweisen. Dadurch fehlt nicht nur der Teil der Biodiversität, der direkt von der Fläche erbracht wird (GEROWITT, 2003), sondern auch die Grundlage für viele höhere trophische Ebenen, wie z. B. Insekten und Vögel (DE SNOO, 1999).

Material & Methoden

Im Projekt NaLama-nT wurden vier Regionen in Norddeutschland definiert, in denen alle Erhebungen, Versuche und Modellierungen des Projekts stattfinden. Diese Regionen bilden ein Transekt von West nach Ost und sind der Reihenfolge nach: „Diepholz“, „Uelzen“, „Fläming“ und „Oder-Spree“.

Im Teilprojekt „Unkrauterhebung in Mais“ wurden Landwirte dafür gewonnen, auf kleinen Teilstücken ($\sim 100\text{m}^2$) von Praxisflächen keine Unkrautbehandlung durchzuführen. Auf diesen „Spritzfenstern“ wurden in $10 \times 0,1\text{m}^2$ Stücken Unkräuter gezählt und bestimmt. Wegen des frühen Erfassungstermins im vegetativen Stadium konnte letzteres teilweise nur auf Gattungsebene geschehen, wobei trotzdem im Folgenden von „Arten“ die Rede sein wird.

Zur Analyse des gemeinsamen Auftretens der verschiedenen Unkräuter wurde eine „nicht metrische multidimensionale Skalierung“ (NMDS) genutzt. Das Distanzmaß war „Bray-Curtis“ und es waren 20 Iterationen. Die in den Grafiken genutzten Abkürzungen für Unkräuter folgen dem EPPO-Code (EPPO, 2012). Regionale Unterschiede in Artenzahlen und Unkrautdichten wurden mit linearen Modellen ($p = 0,05$) untersucht, wobei Unkrautdichten vor der Analyse log-transformiert wurden.

Alle Statistischen Auswertungen wurden mit R 2.15 (R CORE TEAM 2013) durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Es wurden Daten der Jahre 2011 und 2012 analysiert. In diesen Jahren wurden insgesamt 162 Spritzfenster untersucht, die Verteilung auf die Regionen war ausgewogen. In diesen wurden im Mittel 9 Arten/ m^2 gefunden und 167 Pflanzen/ m^2 gezählt (Tab. 1).

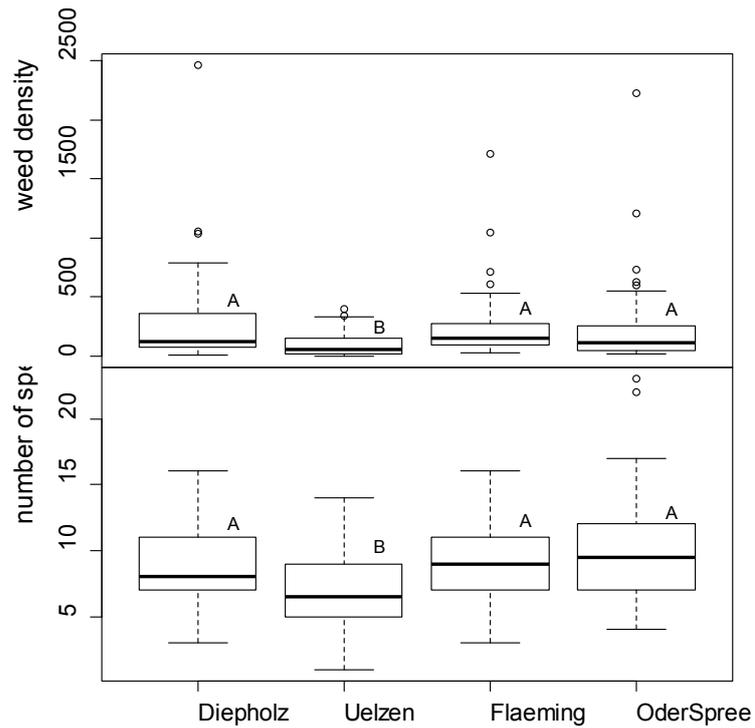


Abb. 1: Es wurden regionale Unterschiede in den Artenzahlen und Unkrautdichten festgestellt

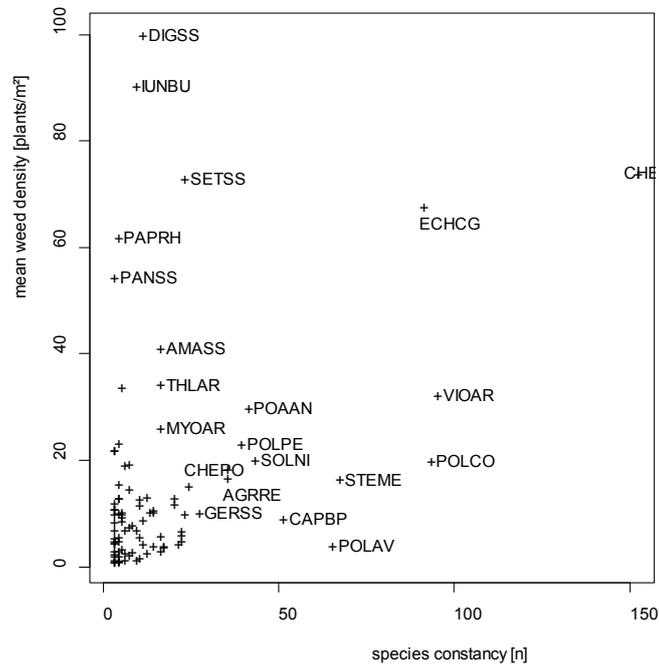


Abb. 2: Die häufigsten Arten waren *Chenopodium album*, *Polygonum convulvulus*, *Viola arvensis* und *Echinochloa crus-galli*. Die Arten mit den höchsten Dichten waren *Digitaria* spp., *Juncus bufonius*, *Chenopodium album*, *Setaria* spp. und *Echinochloa crus-galli*.

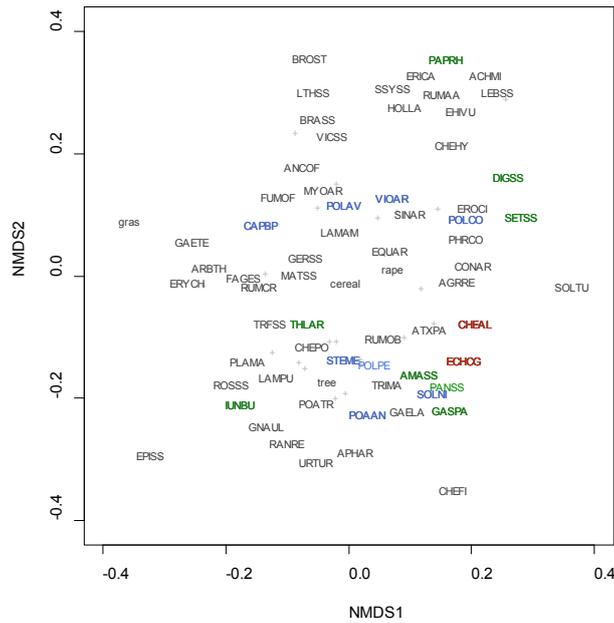


Abb. 3: Die Vergesellschaftung der Arten wurde mit Hilfe einer NMS2 beschrieben

Tab. 1

Fruchtart	Artenzahl	Unkrautdichte	Quelle
Raps		165	Goerke et al. 2008
Getreide		>150	Pallutt 2000; Salonen 1993
Raps	10-11		Goerke und Gerowitt 2010
Mais	12		Baessler und Klotz 2006
Mais	9	167	vorliegende Untersuchung

Die hier gefundenen 9 Arten/m² sind sehr niedrig. Das liegt zum einen an der genutzten Boniturmethode. Die genutzte Methode zur Unkrauterhebung wird in kaum einem Fall die gesamte Unkrautflora eines Ackers erfassen können. Dazu ist 1 m² Boniturfäche zu wenig. Allerdings wird durch die große Zahl an untersuchten Feldern insgesamt eine große Fläche genau ausgezählt und bonitiert, so dass insgesamt zumindest die überall vorkommenden Arten komplett erfasst werden sollten. Flächenspezifische seltene Arten werden verpasst. Trotzdem liegt diese Zahl noch unter den mit der gleichen Methode erhobenen Zahlen für Raps von Goerke und Gerowitt (2010). Die Unkrautdichte ist mit 167 Pflanzen/m² dagegen nicht auffällig.

Regionale Unterschiede an diesen Kennzahlen konnten nur für die Region Uelzen festgestellt werden (Abb. 1). Das liegt vermutlich am sehr hohen Hackfruchtanteil in der Region, was ein sehr intensives Pflanzenschutzregime mit sich bringt. Dadurch wird der Unkrautdruck auf der Fläche auch für weitere Kulturen gesenkt.

In der einzigen uns bekannten großen Unkrauterhebung in Mais war *Chenopodium* spp. wie in der vorliegenden Arbeit die häufigste Art. Auch bei den Arten *P. convulvulus*, *E. crus-galli* und *V. arvense* stimmen die Ergebnisse überein (MEHRTENS 2005). Das war nicht unbedingt zu erwarten, da sich diese Erhebung auf Schwerpunkte des Maisanbaus konzentrierte (z. B. Niedersachsen) und in anderen Regionen (z. B. Brandenburg) weit weniger Aufnahmen hatte.

Bei der Betrachtung des Vorkommens von Unkräutern (Abb. 2) können verschiedene Gruppen identifiziert werden. Die einen kommen fast überall in geringen bis mittleren Stärken vor (z. B. *Stellaria media* oder *P. convulvulus*). Andere Unkräuter kommen auf viel weniger Flächen, dafür mit hohen mittleren Dichten vor (z. B. *Digitaria* spp. oder *Setaria* spp.). *E. crus-galli* und *C. album* fallen auf, da sie beide Kriterien erfüllen und damit die wichtigsten Unkräuter sind.

Insgesamt ordnen sich die Arten mit hoher Stetigkeit im Ordinationsdiagramm (Abb. 3) um die Mitte zerstreut an (blau), was einem unspezifischen Auftreten entspricht. An den Rändern finden sich in einem Bogen angeordnet die in hohen Dichten auftretenden „Spezialisten“ (grün). Hier wird auch deutlich, dass es nicht eine einzige „typische“ Maisunkrautflora in Norddeutschland gibt. Es differenzieren sich verschiedene heraus. Die eine eher mit *Setaria* und *Digitaria* Arten durchsetzt, die andere um *E. crus-galli* und *C. album* (rot) gruppiert, die nicht nur oft und in hohen Dichten auftreten, sondern das auch noch gemeinsam tun. Eine weitere mögliche Maisverunkrautung ist eher mit untypischen Maisunkräutern wie *Thlaspi arvense* oder *Iuncus bufonius* ausgestattet.

Ausblick

Die weitere Analyse soll zunächst die Möglichkeiten des Managements, abgesehen von direkter Unkrautbekämpfung, zur Steuerung der Verunkrautung aufzeigen. Danach soll der Einfluss des Klimawandels auf die regionale Verunkrautung abgeschätzt werden.

Quellen

- BAESSLER, C. & S. KLOTZ (2006): Effects of changes in agricultural land-use on landscape structure and arable weed vegetation over the last 50 years. - *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 115(1-4): 43–50.
- BMELV (2012): Kap. C Landwirtschaft: 98 Anbau, Ertrag und Ernte der Feldfrüchte, Statistisches Bundesamt, BMELV (123).
- DE SNOO, G.R. (1999): Unsprayed field margins: Effects on environment, biodiversity and agricultural practice. - *Landscape and Urban Planning*, 46(1-3): 151–160.
- EPPO (2012): EPPO Plant Protection Thesaurus. - <http://eppt.eppo.org/search.php> 01.08.2013.
- GEROWITT, B. (2003): Development and control of weeds in arable farming systems. - *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98: 247–254.
- GEROWITT, B. (2003): Development and control of weeds in arable farming systems. - *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98: 247–254.
- GEVOERNENERG, (2000): Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien, 2000. - revised version, 2009.
- GOERKE, K.; RICHTER, U.; SCHULTE, M. & B. GEROWITT (2008): Regionale Unterschiede in der Rapsunkrautflora Deutschlands. - *Gesunde Pflanzen*, 60(4): S. 151–158.
- HANZLIK, K. & B. GEROWITT (2010): Verändern pfluglose Bodenbearbeitung und Frühsaaten die Unkrautvegetation im Winterraps? *Gesunde Pflanzen*, 62(1): 1–9.
- MEHRTENS, J. (2005): Räumliche und zeitliche Verteilung von Unkräutern in Mais. Ph.D. thesis. - Universität Hohenheim.
- OERKE, E.-C. (2006): Crop losses to pests. *Journal of Agricultural Science*, 144(1): 31–43.
- PALLUTT, B. (2000): Unkrautunterdrückung und -bekämpfung durch Fruchtfolgegestaltung, Bodenbearbeitung, Aussaatzeit, Saatmenge und Stickstoffversorgung., Kap. 6. – Braunschweig (BBA): 35–46.
- R CORE TEAM (2012): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. - Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

SALONEN, J. (1993): Weed infestation and factors affecting weed incidence in spring cereals in Finland - a multivariate approach. - *Agricultural Science in Finland*, 2(6): 525–536.

Christoph v. Redwitz
Universität Rostock
Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät
Phytomedizin
Satowerstr. 48
18051 Rostock
christoph.redwitz@uni-rostock.de

Wachstumsverlauf von Ackerkulturen konventioneller und ökologischer Anbauverfahren mit Bezug zur Habitataignung für Agrarvögel

JAN FÖRSTER

Schlagwörter: Agrarvögel, Wachstumsverläufe, Agrobiodiversität, Habitate, Anbauregime

Einleitung

Agrarvögel sind ein wichtiger Bestandteil der Biodiversität in Agrarlandschaften. Lebensraum der Agrarvögel sind die vom Menschen geprägten Agrargebiete. Sie sind dabei auf die verschiedensten Formen der Agrarlandschaften mit ihren naturnahen Kleinstrukturen wie Hecken und Kleingewässern sowie den eigentlichen Nutzflächen angewiesen. Jedoch haben die Intensivierung der Landwirtschaft, Flächenvergrößerungen und die Verringerung der Kulturen in den Fruchtfolgen das Agrarland verändert. Somit haben sich auch die Lebensräume für Agrarvögel entscheidend geändert. Diese Veränderungen haben negative Effekte auf die Agrarvögelpopulationen gehabt, wie der nationale Vogelindikator für den Teillebensraum Agrarland zeigt (BMU 2011, SUDFELDT et al. 2010). Vögel sind nicht nur erhaltenswert, weil sie bedroht sind, sie haben sie auch wichtige Funktionen, wie die Regulation von Pflanzenfressern und die Samenausbreitung, was zur Verbesserung und Erhaltung der biologischen Vielfalt beiträgt (WEIJDEN et al. 2010). Daher ist es von großem Interesse, dem Populationsrückgang entgegen zu wirken. Teil der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt ist es, die Vielfalt in der Kulturlandschaft zu steigern und zu wahren (BMU 2007). Um dies zu erreichen, ohne zwangsläufig Produktion aufzugeben oder erheblich einzuschränken, muss man die Einflussmöglichkeiten der landwirtschaftlichen Regime kennen und deren Effekte auf die Habitate analysieren und bewerten. Ziel der Arbeit war es daher, den Einfluss den das Regime auf die Entwicklung von Vegetationsstrukturen von Beständen und deren potentieller Habitataignung für Agrarvögel hat, aufzuklären und wenn möglich Einflussmöglichkeiten zu finden, die Habitataignung zu verbessern. Dazu wurden Wachstumsverläufe mehrerer Kulturpflanzen unter verschiedenen Regimen erfasst und in Bezug zu ihrer Habitataignung gesetzt.

Material und Methoden

Um Vergleichsmöglichkeiten zu haben, wurden keine Praxis schläge betrachtet, sondern Versuchsbestände. Diese stehen auf den Versuchsflächen des Julius-Kühn Institutes Kleinmachnow/Dahnsdorf. Die Versuchsfläche hat eine Größe von 38 ha, eine mittlere Ackerzahl von 48 und Hauptbodenart ist Sandlöß. Die verschiedenen Faktoren die Beachtung finden und verglichen werden sollen zeigt Tab. 1.

Tab. 1: Untersuchte Kulturen und Prüffaktoren; X zeigt die Prüfung der Kultur auf diesen Faktor (Anbausysteme bzw. Regime, Pflanzenschutzstrategien, Bodenbearbeitung, Folgeabschätzungen (Extrembedingungen), die Sorten und zwischen den Kulturen)

	Winterweizen	Winterroggen	Wintergerste	Mais	Luzerne-Klee-Grass	Winterraps
Anbausystem/Regime	X	X				
Pflanzenschutzstrategie	X	X	X	X	X	X
Bodenbearbeitung	X	X				X
Sorten	X					
Extrembedingungen		X	X			
Kulturvergleich	X	X	X	X	X	X

Der Erfassungszeitraum begann mit Vegetationsbeginn am 11.04.2013 und endete mit Vegetationsende bzw. der Ernte am 06.08.2013. In wöchentlichem Rhythmus wurden die Versuchsbestände begangen und bonitiert. Ein Bestand wird hierbei als Summe aus Kulturpflanzen, Segetalflora und Stoppeln betrachtet. Ermittelt wird die Entwicklung der Vegetationsstruktur über die Zeit. Die Vegetationsstruktur ergibt sich aus Bestandshöhe, gemessen in cm, dem Bedeckungsgrad des Bestandes, geschätzt in Prozent und der sich aus beiden Größen ergebenden Bestandsdichte, vermerkt als Boniturnote. Tab. 2 zeigt die hierfür speziell entwickelte Matrix (HOFFMANN et al. 2013).

Tab. 2: Boniturnatrix zur Erfassung von Bedeckungsgrad (in %), Höhe (in cm) und Dichte (Boniturnoten: G=gering, M=mittel, H=hoch, SH=sehr hoch)

Bedeckungsgrad/Höhe	0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%
0-25 cm	G	G / M	M	M / H
>25-50 cm	G	M	M / H	H
>50-75 cm	M	M	H	H / SH
> 75 cm	M	M / H	H	SH

Aus der sich ergebenden Datenmenge wurde mit der Statistik- und Modellierungssoftware SAS eine Anpassung bereits bekannter Wachstumsfunktionen vorgenommen. Es wurden Wachstumsfunktionen für Bestandshöhe und Bedeckungsgrad ermittelt, welche grafisch dargestellt wurden. In die Grafiken wurden die Bestandsdichten eingetragen. Um auf eine potentielle Habitateignung zu prüfen, wurden Bestandsindizes genutzt, diese stammen aus vorangegangenen Untersuchungen und geben Aussage über optimale Bestandshöhen, Bedeckungsgrade und Bestandsdichten (HOFFMANN et al., 2012). Da die Habitateigenschaften für jede Vogelart unterschiedlich sind, müssen für jede zu prüfende Vogelart eigene Indizes herangezogen werden, sofern diese bekannt sind. In der ersten Phase liegt der Fokus auf der Prüfung der potentiellen Habitateignung für die Feldlerche (*Alauda arvensis*, Linnaeus C. 1758), da für diese die Indizes bekannt sind und die Art als gefährdet gilt.

Ergebnisse/Erwartungen

Das folgende Ergebnis zeigt die Entwicklung von Winterweizen vom 101. Tag im Jahr 2013 bis zum 216. Tag. Eingefügt wurden für die drei betrachteten Parameter (Bestandshöhe, Bestandsdichte und Bedeckungsgrad) die Zeitfenster in denen der Bestand potentiell optimale Habitateigenschaften hat. Bei der betrachteten Vogelart handelt es sich um die Feldlerche (*Alauda arvensis*, Linnaeus C. 1758).

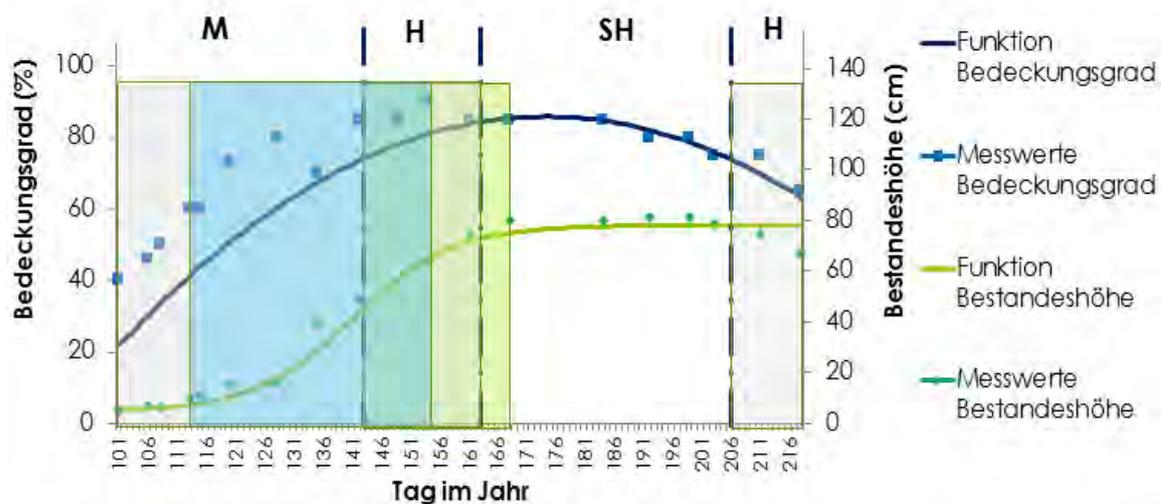


Abb. 1: Bestandsentwicklung von einer Winterweizenparzelle (Gute fachliche Praxis, mit Pflugeinsatz) mit eingefügten Zeitfenstern für potentiell optimale Habitateigenschaften für Fledlerchen, grün = Bestandshöhen/Zeitfenster für Höhe, blau = Bedeckungsgrad/Zeitfenster für Bedeckungsgrad, grau/schwarze Boniturnoten (M=mittel, H=hoch, SH=sehr hoch) = Bestandsdichten/Zeitfenster für Dichte

Abgebildet sind hier die Messwerte und die mit ihnen angepassten Wachstumsfunktionen. Auf der x-Achse sind die Tage im Jahr abzulesen. Die gestrichelten Linien trennen die verschiedenen Bestandsdichten voneinander. Die Boniturnote M steht dabei für eine mittlere Dichte, H für eine hohe und SH für eine sehr hohe Dichte. Es wurde kein Zeitraum mit geringer Dichte, Boniturnote G, vermerkt. Links ist der Bedeckungsgrad von 0-100 % abzulesen, rechts die Höhe in cm. Die farbigen Kästen markieren die Zeitfenster der Bestands-Indizes für die Feldlerche. In der Abbildung ist zu sehen, dass die drei Zeitfenster nur einen relativ kurzen Zeitraum, etwa vom 141. bis 155. Tag, übereinanderliegen. Dieses Dreierfenster markiert also den Zeitraum in dem der Bestand ein potentiell optimales Habitat dargestellt hat. Das Zeitfenster für die Bestandshöhe ist das kürzeste, das für die Dichte das am längsten offene. Die Grenzen dürfen jedoch nicht als starr betrachtet werden, es gibt vielmehr einen laufenden Übergang von geeignet zu ungeeignet.

Die Erwartung, die an diese Untersuchung gestellt wird, ist zum einem die Erprobung der Methode sowie die Verifizierung von Einflussgrößen. Aus den Vergleichen der verschiedenen Regime sollen Aussagen getroffen werden, welche landwirtschaftlichen Maßnahmen positive Effekte haben und welche nicht. Es geht bei dem Fernziel darum Handlungsempfehlungen zu formulieren bzw. eine Abschätzung der Folgen von bestimmtem Handeln geben zu können.

Dank

Diese Untersuchungen im Rahmen einer Masterarbeit wären ohne die Unterstützung von Dr. Hoffmann vom JKI und Prof. Dr. Engels von der Humboldt Universität zu Berlin nicht möglich gewesen. Besonderer Dank gebührt außerdem Dr. Wittchen vom JKI, ohne den die Modellierung unmöglich gewesen wäre.

Literatur

- BMU (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. – Paderborn (Bonifatius GmbH)
- BMU (2011): Indikatorenbericht 2010 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. – Berlin (BMU, Referat Öffentlichkeitsarbeit)
- HOFFMANN, J.; WITTCHEN, U.; BERGER, G. & U. STACHOW (2013): Identification of habitat requirements of farmland birds based on a hierarchical structured monitoring and analysis scheme. - Chinese Birds, in press.
- HOFFMANN, J.; BERGER, G.; WIEGAND, I.; WITTCHEN, U.; PFEFFER, H.; KIESEL, J. & F. EHLERT (2012): Bewertung und Verbesserung der Biodiversität leistungsfähiger Nutzungssysteme in Ackerbaugebieten unter Nutzung von Indikatorvogelarten. – Berichte aus dem JKI; 163.
- LINNAEUS, C. (1758): Systema naturae per regna tria naturae, secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis. Laurentius Salvius: Holmiæ (= Stockholm).
- SUDFELDT, C.; DRÖSCHMEISTER, R.; LANGGEMACH, T. & J. WAHL (2010): Vögel in Deutschland-2010. – Münster (DDA, BfN, LAG VSW)
- WEIJDEN, W.; TERWAN, P. & A. GULDEMOND (Eds.) (2010): Farmland Birds Across The World. – Barcelona (Ingoprint)

*Jan Förster
Wedellstraße 20
12247 Berlin
janmoe@hotmail.de*

Samenprädation als biologische Unkrautkontrolle?

DANIEL DAEDLOW, BÄRBEL GEROWITT

Schlagworte: Ökosystemfunktionen, Ökosystemleistungen, Granivore, Getreide, Biologische Unkrautregulierung, Herbizide

Einleitung

Den Pflanzenschutzmitteleinsatz in der Landwirtschaft zu reduzieren, ist ein wichtiges Ziel in der Agrarpolitik. Umweltrisiken wie Einträge in Oberflächen- und Grundwasser oder aber auch Kosteneinsparungspotenziale für Landwirt*innen werden als Beweggründe genannt. Speziell für die Gruppe der Herbizide liegt einer der Beweggründe darin, dass Unkräuter eine wichtige Komponente der Biodiversität an Ackerstandorten sind und der übliche Einsatz von Herbiziden als eine der Ursachen für rückläufige Artenzahlen bei der Ackerbegleitflora gilt.

Ackerunkräuter mit Herbiziden zu bekämpfen, ist eine Standardmaßnahme in der agrarischen Praxis. Daneben helfen kulturtechnische Maßnahmen, Unkräuter zu regulieren. Biologische Maßnahmen, z. B. die Nutzung des Samenfraßes durch Tiere, die sogenannte Samenprädation, sind ein bisher wenig erforschter und wenig beschrittener Weg. In einer geschickten Kombination verschiedener Maßnahmen liegt ein großes Potenzial, um agronomische und ökologische Zielstellungen besser zu vereinbaren.

Samenprädation ist ein wichtiger Bestandteil des Nahrungsnetzes. Jedoch werden von Landwirt*innen meist samenarme Äcker angestrebt, auf denen möglichst kein Unkraut wächst. Es sollte hinterfragt werden, ob dies wirklich notwendig ist, da erst ein gewisser Unkrautbesatz die Ökosystemfunktion Samenprädation garantiert und damit einen Grundstein für weitere Systemfunktionen auf höheren trophischen Ebenen legt.

Die Förderung und Nutzung der Ökosystemfunktion Samenprädation könnte, wie in der CBD gefordert, eine der Möglichkeiten darstellen, Biodiversität zu konservieren und nachhaltig zu nutzen.

Samenprädation reguliert die Populationsdynamik von Unkräutern, wenn so erhebliche Anteile neu gebildeter Samen konsumiert werden, dass der Samenbankeintrag substantiell reduziert wird. Jährliche Verlusten durch Samenprädation bewegen sich im Bereich von 50 – 90 % (DAVIS et al., 2011), Wirkungsziele von Herbizidanwendungen bei 90-95 %.

Häufig treten Unkräuter nestartig auf und Unkrautnestern wird ein hohes Potential zugesprochen, im Folgejahr die umliegenden Bereiche zu „infizieren“. Ihnen gilt daher besonderes Augenmerk. Es ist wenig bekannt, inwieweit Samenprädation auf Unkrautnester im Feld wirkt. Im Sinne einer biologischen Unkrautkontrolle ist Samenprädation am effizientesten, wenn gezielt Bereiche höherer Samendichten aufgesucht und dort höhere Anteile an Samen gefressen werden, als in Bereichen niedrigerer Dichten (eine sogenannte direkte dichteabhängige Reaktion). Samendichten werden im Feld angeglichen und die Anzahl an Samen reduziert, aber nicht eliminiert.

Versuche zu Dichteabhängigkeit der Samenprädation

2008 und 2009 wurde auf je vier konventionellen Getreideschlägen in Mecklenburg-Vorpommern (MV) und in Nordostspanien (NOS) Samenfraßraten in Abhängigkeit der Samendichte ermittelt und die beteiligten Samenprädatoren bestimmt. Zur Simulierung von Unkrautnestern wurden unterschiedliche Samendichten (0-7500 Samen m⁻²) von *Lolium multiflorum* Lam. (Wellsches Weidelgras) etabliert. Die Flächen waren 15 × 15 m groß außer im Jahr 2009 in NOS, in welchem wir die Flächengröße zwischen einem und 9 m² variierten. In diesen Nestern wurden Samen zum Fraß angeboten, a) auf Samenkarten und b) direkt

auf der Bodenoberfläche in sogenannten Samenrahmen. Samenkarten sind die Standardmethode in diesem Forschungsfeld (WESTERMAN et al., 2003), liefern Kurzzeitraten (2-7 Tage) und bieten die Möglichkeit, den Verlauf der Samenprädation direkt im Feld zu verfolgen. Die Exposition von Samen in Samenrahmen (BARAIBAR et al., 2012) ist deutlich arbeitsaufwändiger, jedoch ist die Expositionsdauer verlängert (10-20 Tage) und die Samen werden auf Boden angeboten. Im Gegensatz zum Sandpapier der Samenkarten ist Boden ein natürliches Medium am Standort Acker.

In MV wurden Ausschlusskäfige (Maschenweite 10 mm) genutzt, um zwischen dem Samenfraß durch Vertebraten und Invertebraten zu unterscheiden. In NOS konnten wir davon ausgehen, dass Mäuse die Hauptrolle bei der Samenprädation spielen würden, da durch das System einer Bewässerung durch periodischen Überstau, Laufkäfer nicht oder nur sehr erschwert im Feld überleben können. Samenkarten mit engmaschigem Ausschluss (0,6 mm) dienten als Kontrolle in MV und NOS, um Verfälschungen durch andere Faktoren wie z. B. durch Regen und Wind korrigieren zu können. Als weitere Kontrolle wurden Samenrahmen ohne Samen in den simulierten Unkrautnestern ausgelegt, um einen potentiellen Sameneintritt in die Samenrahmen durch Regenspritzer oder Samenausfall benachbarter Unkräuter zu dokumentieren. Flankierend wurden Vertebraten (mittels Sherman-Lebendfallen) und Invertebraten (mittels Barber-Fallen) gefangen, die Unkrautflora aufgenommen sowie der Samenvorrat im oberflächennahen Boden ermittelt.

Nach der Exposition wurde das Bodensubstrat in den Samenrahmen mittels Wasch- und Siebetechniken von Steinen und organischer Substanz und dann mittels einer gesättigten NaCl-Lösung Steine von organischer Substanz getrennt. Die verbliebenen Samen und die auf den Samenkarten verbliebenen Samen wurden um die Werte der Kontrollen korrigiert, um schließlich den prozentualen Anteil gefressener Samen zu erhalten.

Der Anteil an Samenkarten bzw. Samenrahmen, die befallen wurden, diente als Indikator für die Fähigkeit der Samenprädatoren Unkrautnester zu finden. Da die Verteilung der Daten links-schief war, wurden die Ergebnisse als Median, erstem und drittem Quartil präsentiert und zur weiteren Analyse logit-transformiert. Mit Hilfe des Pakets lme4 (BATES & MAECHLER, 2010) der Statistiksoftware R, version 2.12.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2010) wurden generalisierte lineare gemischte Modelle formuliert, um zu untersuchen, ob die Prädationsraten von Dichte und Größe der Unkrautnester beeinflusst waren. Es wurde eine Modellselektion zwischen allen möglichen Untermodellen durchgeführt. Auf der Suche nach dem besten Modell, dienten Akaike's Informations Kriterium (AIC), Parsimonie und der auf die Residuen angewandte Shapiro-Wilk-Test als Entscheidungskriterien. Varianzhomogenität wurde visuell in den Plots der Residuen geprüft.

Sowohl in MV als auch in NOS wurden nahezu alle Samenkarten und Samenrahmen gefunden. Nur sehr wenige Samen (3,5 % im Mittel aller Versuche) verschwanden durch Wind und Regen. Ebenfalls nur sehr wenige Samen (4 Samen/Rahmen im Mittel aller Versuche) kamen durch Regenspritzer und Samenausfall benachbarter Pflanzen in die Samenrahmen.

In MV bewegte sich die Samenprädation auf niedrigem Niveau ($32,7\% \times 18 \text{ Tage}^{-1}$; BARAIBAR et al., 2012), hauptsächlich verursacht durch granivore Mäuse der Art *Apodemus sylvaticus* L. und granivore Laufkäfer (mit den Hauptvertretern: *Amara aenea* DeGeer, *Harpalus rufipes* DeGeer, sowie dem omnivoren *Calathus cinctus* Motschulsky). Bezogen auf die Samendichte reagierten die Prädatoren erwartungsgemäß direkt dichteabhängig, allerdings für Laufkäfer statistisch nicht gesichert. In NOS maßen wir deutlich höhere Raten (Mittelwert von drei Feldern: $91,9\% \times 10 \text{ Tage}^{-1}$; DAEDLOW et al., accepted), jedoch sanken die Raten mit zunehmender Dichte leicht. Dominant und in deutlich höheren Dichten als in MV waren hier die Arten *Mus spretus* L. und *Apodemus sylvaticus* L. vertreten.

Die leicht sinkenden Prädationsraten bei zunehmender Samendichte sind möglicherweise auf Sättigung und ein im Verlauf des Versuchs zunehmend attraktiveres alternatives Nahrungsangebot zurückzuführen. Der Einfluss auf die Samenbank ist bei 92 % Verlustrate jedoch als so beträchtlich anzusehen, dass ein Wachstum von Unkrautnestern unwahrscheinlich erscheint. Entsprechend schließen wir, trotz der beo-

bachteten dichteabhängigen Reaktion, auf eine ausreichende Regulierung der Unkrautdichten. Im vierten der Felder in NOS waren die Prädationsraten niedriger. Dies ist wahrscheinlich auf den geringen Bedeckungsgrad der Kultur und die das Feld umgebende Apfel-Dauerkultur zurückzuführen, beide Faktoren machen das Feld als Nahrungshabitat für Mäuse unattraktiv.

Versuche zum Einfluss von Bewirtschaftungsweise und Nähe zu natürlicher Vegetation auf Samenprädation

Landwirtschaft in MV ist gekennzeichnet durch große Schläge (im Durchschnitt 75 ha) und wenig natürliche Vegetation zwischen den Feldern. Weiterhin sind kurze Fruchtfolgen typisch, die häufig nur aus Raps und Wintergetreide bestehen und die einen hohen Einsatz an Pflanzenschutzmitteln bedingen.

Angeregt durch die gefundenen niedrigen Raten der Samenprädation und niedrigen Aktivitätsdichten der Granivoren in MV, die auch im Widerspruch zu früherer Forschung standen (DAEDLOW et al., 2007), wurde untersucht, ob die Art der Landnutzung eine Ursache für das beobachtete niedrige Niveau der Samenprädation in MV sein könnte. 2011 wurden daher in fünffacher zeitlicher Wiederholung Samenkarten in einem regelmäßigen Raster von 100×100 m auf drei ökologisch und drei konventionell bewirtschafteten Getreideschlägen ausgelegt. *Lolium multiflorum* Lam. wurde als Modellsamen genutzt. Wiederum wurden Ausschlusskäfige genutzt, um zwischen dem Samenfraß unterschiedlicher Prädatorengruppen zu unterscheiden. Es wurde gegen die Hypothesen getestet, dass die Fraßraten erhöht sind a) auf ökologisch bewirtschafteten im Vergleich zu konventionell bewirtschafteten Feldern und b) in der Nähe des Schlagrandes im Vergleich zum Feldinnern. Die Berechnung der Raten und die statistische Analyse wurden genauso wie bei den oben beschriebenen Versuchen durchgeführt. Wiederum machte die Verteilung der Daten eine logit-Transformation nötig.

Die niedrigen Samenprädationsraten aus 2008/2009 wurden im Wesentlichen bestätigt: Der Samenfraß durch Invertebraten ($21,7 \% \times 7 \text{ Tage}^{-1}$) war vergleichbar mit anderen Studien (u. a. Westerman et al., 2003), hingegen war die Samenprädation durch granivore Mäuse ($12,2 \% \times 7 \text{ Tage}^{-1}$) deutlich niedriger. Bezogen auf die Gesamtfraßrate aller Samenprädatoren wirkte sich die Nähe des Feldrandes positiv aus, aber während Vertebraten eher in Randnähe fraßen, wurden für Invertebraten höhere Raten im Feldinneren gemessen. Dies könnte mit dem Fraßverhalten zusammenhängen, da granivore Mäuse bei der Nahrungssuche Feldränder bevorzugen, Invertebraten hingegen eher im Feldinnern oder überall zu finden sind.

Samenprädationsraten sind in komplex strukturierten Landschaften generell höher, als in strukturarmen (z. B. MENALLED et al. 2000), da wenig oder nicht gestörte Rückzugs- und Überwinterungshabitate (zu) rar sind. Es ist denkbar, dass die großräumig genutzte Landschaft in MV die Höhe der Samenprädation entscheidend beeinflusste.

Die Hypothese, dass auf ökologisch bewirtschafteten Flächen Samen in höheren Fraßraten konsumiert werden, konnte nicht bestätigt werden. Gründe hierfür vermuten wir zum einen in der Bodenbearbeitungsintensität der ökologisch bewirtschafteten Felder. Zwei der konventionell bewirtschafteten Flächen wurden zu den Vorfrüchten nicht wendend bearbeitet. Es ist denkbar, dass sich der Pflanzenschutzmitteleinsatz im konventionellen und die intensivere Bodenbearbeitung im ökologischen Landbau ähnlich auf die Samenprädation auswirkten. Alternativ könnte allerdings auch wiederum die Landschaftsstruktur verantwortlich sein, denn während in komplexer Landschaft Samenprädationsraten in ökologisch bewirtschafteten Feldern höher als in konventionell bewirtschafteten ausfallen, dreht sich dieser Trend mit abnehmender Landschaftskomplexität um (FISCHER et al., 2011).

Aus Sicht der Biodiversitätsforschung erscheinen Samenprädatoren in mehrfacher Hinsicht vielversprechend. Vorausgesetzt, dass Samenprädatoren am Standort abundant sind und die vorkommenden Unkrautsamen als Nahrung annehmen, haben sie durchaus Potential, Unkräuter biologisch zu regulieren und somit eine gewisse Alternative zum Einsatz von Herbiziden darzustellen. Eine Förderung von Samenprädatoren führt auf jeden Fall dazu, dass Nahrungsnetze dichter werden. Samenprädatoren sind seit Ur-

zeiten Bestandteil des Ökosystems und wie u. a. die Versuche in NOS zeigten, lassen sie „letzte“ Samen liegen; aus Sicht des reinen Artenschutzes scheint daher Artenverlust aufgrund von Samenprädatoren recht unwahrscheinlich. Des Weiteren üben sie nicht denselben Selektionsdruck aus wie Herbizide. Sie könnten daher einen Lösungsansatz zur Problematik der Herbizidresistenz darstellen. Bezogen auf Samenprädatoren wird eine Verbesserung der Habitataignung des Agroökosystems erreicht, wenn Ausstattung und Bewirtschaftungsweise so gestaltet werden, dass Biodiversität erhalten und Migration der Organismen ermöglicht wird.

Literatur

- BARAIBAR, B.; DAEDLOW, D.; DE MOL, F. & GEROWITT, B. (2012): Density dependence of weed seed predation by invertebrates and vertebrates in winter wheat. - *Weed Research* 52 (1): 79-87.
- BATES, D. & MAECHLER, M. (2010): lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4 classes. R package version 0.999375-37. - URL: <http://www.r-project.org> (last accessed 08/26/2013).
- DAEDLOW, D.; DE MOL, F. & GEROWITT, B. (2007): Gradient of weed seed predation from the boarder into a wheat field. Proc. 2nd Workshop of the EWRS Working Group “Weeds and Biodiversity”: 2-3.
- DAEDLOW D, WESTERMAN P R, BARAIBAR B, ROUPHAEL S & GEROWITT B (accepted): Weed seed predation rate in cereals as a function of seed density and patch size, under high predation pressure by rodents. *Weed research*.
- DAVIS, A.S.; DAEDLOW, D.; SCHUTTE, B.J. & WESTERMAN, P.R. (2011): Temporal scaling of episodic point estimates of seed predation to long-term predation rates. - *Methods in Ecology and Evolution* 2: 682-690.
- FISCHER, C.; THIES, C. & TSCHARNTKE, T. (2011): Mixed effects of landscape complexity and farming practice on weed seed removal. - *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 13: 297–303.
- MENALLED, F.D.; MARINO, P.C.; RENNER, K.A. & LANDIS, D.A. (2000): Post-dispersal weed seed predation in Michigan crop fields as a function of agricultural landscape structure. - *Agric. Ecosyst. Environ.* 77: 193–202.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2010): R: A language and environment for statistical computing. – Vienna (R Foundation for Statistical Computing), URL: <http://www.r-project.org> (last accessed 08/26/2013).
- WESTERMAN, P.R.; HOFMAN, A.; VET, L.E. & VAN DER WERF, W. (2003): Relative importance of vertebrates and invertebrates in epigeaic weed seed predation in organic cereal fields. - *Agriculture, Ecosystems & Environment* 95: 417-425.

*Daniel Daedlow (M. sc. agr.)
Arbeitsgruppe Phytomedizin
Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät
Universität Rostock
Satower Str. 48
18051 Rostock
0381/4983170
daniel.daedlow@uni-rostock.de*

Etablierung eines Botanischen Gartens an der Universität Kimpa Vita (Nord-Angola) als Maßnahme zum Erhalt der Biodiversität

THEA LAUTENSCHLÄGER

Hintergrund

Botanische Gärten sind nicht nur schöne Parks mit netten Informationsschildern, sie erfüllen neben der Erholungsaufgabe zahlreiche weitere Funktionen. So dienen sie an erster Stelle als Grundlage für wissenschaftliche Arbeiten zur Biodiversitätsforschung und der Lehre im Fachbereich Botanik. Oft unterstehen die botanischen Gärten daher auch der Verwaltung einer Universität. Die Pflanzensammlungen der botanischen Gärten dienen außerdem dem Erhalt der Artenvielfalt. Aus diesem Grund erfolgt die Erfassung aller im Garten vorkommenden und gesammelten Pflanzensamen, zusammengefasst im Index Seminum, der als Basis für weltweiten Samentausch gilt. Auch allgemeine Bildungsaufgaben für ein breites Publikum zu beispielsweise ökologischen Fragestellungen werden von botanischen Gärten übernommen.

Nun befinden sich die meisten botanischen Gärten weltweit in den gemäßigten Breiten, dort also, wo die Artenvielfalt der Pflanzen deutlich geringer ist als im Tropen-Subtropen-Gürtel. In diesen Regionen gibt es jedoch nur vereinzelt Gärten, die oft auch im miserablen Zustand sind. Das vorliegende Projekt knüpft genau an dieser Stelle an: In den kommenden Jahren soll in der Provinz Uíge im Norden Angolas ein 1.700 ha großer botanischer Garten entstehen, dessen Schwerpunkt auf den regionalen Nutz- und Heilpflanzen gelegt werden soll. Der Garten ist integriert in die Etablierung einer neu gegründeten Universität, der Universidade Kimpa Vita (im Folgenden UniKiVi).

Angola

Angola assoziiert man oft mit Bürgerkrieg und Elend – nicht zu Unrecht. Dem 14 Jahre andauernden Unabhängigkeitskrieg folgte ein jahrzehntelanger Bürgerkrieg, der erst 2002 beendet wurde. Seither befindet sich das Land in einem stetigen Aufbau. Trotzdem sind die tiefen Wunden überall noch sichtbar und fühlbar.

Eines der erklärten Ziele der Regierung ist die Bildung. Um das Hochschulwesen zu dezentralisieren, sieht sie u. a. die Gründung sechs provinzübergreifender Universitäten verteilt über das ganze Land vor. Im Norden soll die UniKiVi die Regionen Uíge und Cuanza Norte bildungspolitisch miteinander verbinden. Einige Schwierigkeiten sind bei der Realisierung jedoch noch zu überwinden. Einerseits erfolgt die finanzielle Planungssicherheit für den neuen Campus nur teilweise durch die Provinzregierungen, vieles muss von der Nationalregierung in Luanda genehmigt werden. Andererseits ist es schwierig, gut ausgebildetes Lehrpersonal für die Provinzen im weniger attraktiven Hinterland zu gewinnen. Zahlreiche Lehrer mussten im Krieg in die Nachbarstaaten fliehen oder wurden umgebracht¹. Personal aus dem Ausland steht häufig vor dem Problem der Verständigung, da die Bevölkerung in Nordangola neben der Amtssprache Portugiesisch und den Stammesprachen Kimbundu und Kikongo aufgrund der Nähe zur Republik Kongo auch teilweise Französisch spricht, nicht jedoch Englisch.

Auch die Vegetation Angolas zeigt deutliche Spuren des Krieges. Die Region um die Stadt Uíge galt aufgrund der hohen Jahresniederschläge von 1.600 mm als Hauptkaffeeanbauzone Angolas (KUDER & MÖHLIG 1994: 58). Die ursprünglich durch Regen- und Nebelwaldformationen geprägten Primärwälder wurden durch den intensiven Kaffeeanbau, aber auch durch Holzraubbau nachhaltig geprägt und gestört. Im Unabhängigkeitskrieg wurden die Kaffeeplantagen zerstört, um der portugiesischen Besatzungsmacht die wirtschaftliche Grundlage zu entziehen. Weite Gebiete wurden so devastiert und erscheinen heute als

¹ Transitions Online: www.chalkboard.tol.org

ausgedehnte savannenartige Grasländer. Interessanterweise geht die Bevölkerung, soweit diese Aussage unsere bisherigen Befragungen zulassen, davon aus, dass diese die ursprüngliche Vegetationsform darstellen. Dieses Phänomen, dass eine Generation den Naturzustand aus ihrer eigenen Lebenserfahrung definiert und frühere Naturzustände dabei unberücksichtigt bleiben, wird als „shifting baseline“ bezeichnet. Satellitenbild- und Vegetationsanalysen werden über die Entwaldungsraten in Uíge in Vergangenheit und Gegenwart Klarheit bringen können.

Hintergrund zur Hochschulkooperation

Seit 2011 existiert zwischen der UniKiVi und der TU Dresden ein Kooperationsvertrag, der als Basis für die im Januar 2012 initiierte und vom DAAD (Deutscher Akademischer Austauschdienst) finanzierte Hochschulkooperation fungierte. Erklärtes Ziel ist es, auf dem Gelände des neuen Universitätscampus in Uíge einen botanischen Garten zu etablieren und gleichzeitig den Curriculum für Biologie und biologienanwendungsorientierte Fächer dementsprechend anzupassen. Seit 2012 wurden daher mehrere Forschungsreisen nach Angola unternommen, die unterschiedliche Anliegen zum Ziel hatten:

- 1 Geländesichtung und Raumplanung
- 2 Sicherung der Finanzierung durch Vorstellung des Projekts auf politischer Ebene
- 3 Screening der regionalen Pflanzen- und Tierwelt
- 4 Interviews zur Verwendung lokaler Heilpflanzen

Die regionale wie überregionale Presse nahm mehrfach vom Projektziel wie auch vom -verlauf Kenntnis. Gouverneure und zuständige Ministerien wurden informiert.

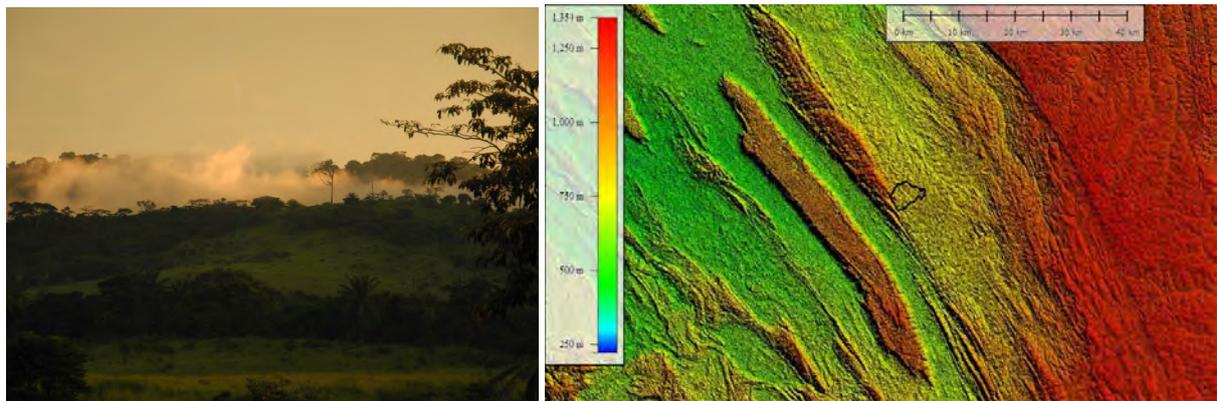


Abb. 1: Das Gartengelände mit einer Größe von fast 1.700 Hektar (rechts schwarz umrandet) liegt zwischen der Stadt Uíge und einer Bergkette. Auf den Bergketten befinden sich die letzten mehr oder weniger intakten Waldreste der Region, die es nicht allein als Pflanzenreservoir für den Botanischen Garten zu schützen gilt.

Bisherige Tätigkeiten

Um einen Botanischen Garten anlegen zu können ist es unerlässlich, die regionale Flora zu kennen. Auch grundlegende Kenntnisse zur Fauna der Region, insbesondere die Wechselwirkungen zur Pflanzenwelt, sind für die Erarbeitung von Pflanz- und Pflegeplänen eines Botanischen Gartens essentiell.

Die bisher getätigten Arbeiten tangieren daher verschiedene wissenschaftliche und praktische Bereiche, die auch in Zukunft gemeinsam mit den Dozenten und Studenten der UniKiVi verfolgt werden sollen.

1. Abiotische Rahmenbedingungen:
 - a. Mithilfe von genauen Satellitenbildern konnten erste detaillierte Reliefkarten des Untersuchungsgebiets erstellt werden. Höhenlinien und -profile zeigen, wie heterogen das Gelände des Gartens und der angrenzenden Kordilleren sind.

- b. Eine Diplomarbeit (KATHER 2013, unveröffentlicht) konnte die Bodenverhältnisse im Gartengelände definieren. Insbesondere saure Ferrossole (pH <4) bestimmen das Gebiet.
- c. Wasseranalysen beschrieben pH-Werte, Härtegrade und Nitratbelastungen der Oberflächengewässer und wiesen gleichzeitig einen hohen Gehalt an coliformen Mikroorganismen auf.

2. Kenntnisstand zur Flora und Fauna:

Die für den Garten thematisch vorgesehene Bepflanzung soll auf der regionalen Flora, insbesondere Nutz- und Heilpflanzen basieren. Daher ist ein intensives Flora- als auch Faunascreening der bislang noch existierenden Restwälder unbedingt erforderlich. Die dadurch erfolgende Inwertsetzung kann gleichzeitig für umweltbildende Maßnahmen genutzt werden.

- a. 2012 wurden durch Clausnitzer & Dijkstra erste Aufnahmen der lokalen Libellenvorkommen durchgeführt. Neben 51 Erstbeschreibungen für Angola konnten auch drei komplett neue Arten beschrieben werden.
- b. 2013 führte Nuss erste Tag- und Nachtfänge von Schmetterlingen durch. Die Auswertungen laufen momentan.
- c. Ditsch & Lautenschläger führten 2013 erste Untersuchungen zur regionalen Flora durch. Über 400 Herbarbelege wurden gesammelt.
- d. 2013 wurden zeitgleich erste Interviews und Sammlungen zur lokalen Heilpflanzenwelt durch Lautenschläger durchgeführt.
- e. 2013 wurde eine Baumschule etabliert, in der lokale Baumarten angezogen werden, die in den kommenden Jahren im Gartengelände ausgepflanzt werden sollen.

3. Planungen für den Campus:

- f. Das Institut für Wissensarchitektur der TU Dresden erarbeitete zahlreiche Entwürfe für erste Gebäude des Universitätscampus Kimpa Vita. Diese wurden in Uíge erfolgreich vorgestellt.
- g. Rödel (2013, unveröffentlicht) erarbeitete in einer Diplomarbeit einen Flächennutzungsplan des gesamten Campusgeländes. In diesem wird für die ersten 73 Hektar ein detaillierter Pflanzplan mit umfangreichen Hinweisen aufgestellt.

Kommunikationsstrategien für erfolgreiches Arbeiten zwischen den Universitäten

Die Unterschiede in den Voraussetzungen, die den beiden kooperierenden Hochschulen zugrunde liegen, könnten größer nicht sein. Im Vergleich zur Dresdner Universität, die seit 185 Jahren existiert, wurde die UniKiVi erst 2009 gegründet. Die Anzahl der angebotenen Studiengänge und damit auch die Studentenzahlen in Dresden liegen deutlich höher als bei ihrer angolanischen Partneruniversität. Um hier eine erfolgreiche Zusammenarbeit zu gewährleisten, müssen in einem ersten Schritt einzelne Schwerpunkte der gemeinsamen Arbeit gesetzt werden. Im vorliegenden Projekt erfolgt dies auf zwei Ebenen: auf der Ebene der Ausbildung und der Ebene kleiner wissenschaftlicher Projekte.

Dank der für vier Jahre vom DAAD finanzierten Hochschulkooperation ist es neben den Forschungsreisen deutscher Wissenschaftler und Gärtner nach Angola möglich, die angolanischen Partner nach Deutschland einzuladen. Geplant sind Dozenten-, Studenten- und Gärtneraustausche. Schwerpunkte der Ausbildung werden die Erarbeitung von relevanten Praktikumsinhalten für Kurse an der angolanischen Universität, die Einarbeitung in wissenschaftliche Kontexte wie Bestimmungsübungen und Sammlungstätigkeiten sowie gärtnerische und planerische Arbeiten sein. Außerdem werden Workshops und Vorträge durch die Wissenschaftler während der Forschungsaufenthalte in Angola durchgeführt, die nicht nur die

aktuellen Forschungsergebnisse vorstellen, sondern diese auch in den Kontext setzen und gleichzeitig Methodenkompetenzen lehren.

Mithilfe kleiner wissenschaftlicher Projekte, die gemeinsam durchgeführt werden, sollen erste wissenschaftliche Ergebnisse erbracht werden. Ein solches sehr interdisziplinäres Projekt setzt sich mit essbaren Insekten, im konkreten Fall mit Schmetterlingslarven auseinander. In der Untersuchungsregion werden schätzungsweise Larven von 5-8 verschiedenen Arten gegessen. Ziel der Untersuchung soll es sein, die Schmetterlingsarten zu identifizieren. Im Interview mit den Marktfrauen werden neben dem ortsüblichen Namen auch Erntezeit, Vorkommensort und -zeit sowie Konservierungsmethoden erfragt. Außerdem werden die Futterpflanzen der Larven identifiziert. Meist handelt es sich dabei um Blätter von in den Restwäldern vorkommenden Bäumen. An der TU Dresden werden die Tier- und Pflanzenarten bestimmt. Neben der Botanik, der Zoologie und der Ethnologie wird auch die Ökonomie einbezogen: Langfristig werden hierfür von angolanischen Studenten Angebots- und Preisstatistiken der Larven auf dem Markt angefertigt. So können eventuell Aussagen über die sinkende Verfügbarkeit aufgrund von zunehmend bedrohten Lebensräumen getroffen werden. Lebensmittelchemiker der TU Dresden analysieren die Inhaltsstoffe der essbaren Larven. Das Projekt ist aufgrund seiner Vielschichtigkeit und ökonomischen Relevanz auch für die angolanischen Partner interessant. Unser Interesse liegt dabei insbesondere auf der Illustration von Pflanzen-Tier-Interaktionen, die auch für einen funktionierenden botanischen Garten wichtig sind, besonders, wenn der Fokus auf Nutz- und Heilpflanzen liegen soll.



Abb. 2: links: Marktfrauen in Uíge, die geräucherte Raupen feilbieten; rechts: Interviews zur Verwendung lokaler Heilpflanzen.

Herausforderungen in der Zukunft

Für die kommenden Jahre werden die zwei genannten Arbeitsebenen, die Ausbildung und die gemeinsame Bearbeitung von Kleinprojekten, im Vordergrund stehen. Gleichzeitig wird die Zusammenarbeit mit dem Umweltministerium in Luanda intensiviert, um mittelfristig für die verbliebenen Restwälder einen Schutzstatus zu erlangen und damit einen Pool an genetischen Ressourcen für das geplante Gartengelände zu sichern und ein Mikroklima zu erhalten, welches Landwirtschaft in der Gegend weiterhin ermöglicht. Das Umweltministerium selbst ist an Informationen zur Flora und Fauna in den untersuchten Gebieten sehr interessiert, da solche bislang nicht durchgeführt wurden. In einer nationalen Strategie ist vorgesehen, 15 % der Fläche bis 2016 unter Schutz zu stellen. Um einen Schutzstatus zu erlangen, wurde beim DAAD ein Folgeantrag eingereicht, um die Artenvielfalt umfangreicher zu erfassen und die wissenschaftlichen wie planerischen Grundlagen für den Schutz der Restwälder ökologisch, wirtschaftlich und sozial nachhaltig zu erarbeiten.

Neben den wissenschaftlichen Abschlussberichten der jeweiligen Forschungsreisen ist für 2014 die Erarbeitung und Veröffentlichung eines Bestimmungsbuches geplant, in dem mit einfachen Worten ökologische Zusammenhänge anhand von lokalen Artengemeinschaften erklärt werden sollen. Zielgruppe sind neben den Studenten auch Bevölkerung, insbesondere Schüler der Umgebung Uíges.

Die Etablierung des Gartengeländes hängt maßgeblich von den politischen Gegebenheiten in der Provinz ab. Das Gartengelände muss nach außen gesichert und ein detaillierteres Nutzungskonzept ausgearbeitet werden. Die zu verwendenden Heilpflanzen werden in weiteren Befragungen eruiert und in ersten Untersuchungen auf ihre Inhalts- und Wirkstoffen hin analysiert.

Weitere Marktanalysen werden die lokale Verwendung verschiedener Nutzpflanzen beschreiben. Neben den Heil- und Nahrungspflanzen sind hier auch Pflanzenarten für Bau- und Brennmaterialien, Kulturgegenstände etc. zu betrachten. Die Analysen zu Angebot, Nachfrage und Preisentwicklung werden mit den existierenden ökologischen Rahmenbedingungen in Kontext gesetzt, so dass daraus Schlüsse zu notwendigen Schutzmaßnahmen, nachhaltiger Bewirtschaftung und landwirtschaftlichen Versuchsflächen auf dem Campusgelände gerechtfertigt werden können.

Literatur

KATHER, S. (2013): Bodenverhältnisse des zukünftigen Botanischen Gartens in Uíge, Angola: Analyse und Bewertung der Böden als potentielle Pflanzenstandorte. Diplomarbeit TU Dresden, unveröffentlicht.

KUDER, M. & MÖHLIG, W.J. (1994): Angola – Naturraum, Wirtschaft, Bevölkerung, Kultur, Zeitgeschichte und Entwicklungsperspektiven. – München (Weltforum Verl.) (Afrika Studien 122)

RÖDEL, K. (2013): Konzeption des botanischen Gartens der Universidade Kimpa Vita in Uíge/ Angola: Diplomarbeit. – Dresden (TU Dresden, unveröffentlicht)

Transitions Online: <http://chalkboard.tol.org/angola> [03.08.2013]

Die Abbildungen wurden von der Autorin selbst erstellt.

*Dr. Thea Lautenschläger
Institut für Botanik
TU Dresden
01062 Dresden
thea.lautenschlaeger@tu-dresden.de*

Das Thema Biodiversität in der Lehrerbildung - Leitgedanken und Beispiele aus der Universität Kassel

CLAUDIA WULFF

Schlagwörter: Biodiversität, Lehramtsausbildung, Bildung für nachhaltige Entwicklung, Globales Lernen

Biodiversität ist ein Schlüsselthema in der Bildung für nachhaltige Entwicklung (BREITING et al. 1996, MAYER 1996, MENZEL 2010). In der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt wird im Kapitel „Gesellschaftliches Bewusstsein“ folgendes Ziel angestrebt: „Im Jahr 2015 zählt für mindestens 75 % der Bevölkerung die Erhaltung der biologischen Vielfalt zu den prioritären gesellschaftlichen Aufgaben.“ (BMU 2007: 60). Um dieses Ziel zu erreichen, müssen enorme Anstrengungen sowohl auf der Ebene der schulischen und außerschulischen Bildung, aber auch auf der Ebene der Multiplikatoren und insbesondere der Lehrerbildung gemacht werden. In der Bildung zur biologischen Vielfalt spielen neben der schulischen Bildung die außerschulischen Lernorte Botanische und Zoologische Gärten, Museen und Gewächshäuser eine wichtige Rolle (HETHGE 2011, BUSSE & MENZEL 2013). Vor diesem Hintergrund förderte das Bundesamt für Naturschutz (BfN) 2008/2009 ein Forschungs- und Entwicklungs-Vorhaben: „Innovative Bildungsangebote in Botanischen Gärten, Zoos und Freilichtmuseen“. Während sich eine Vielzahl von Veröffentlichungen und Unterrichtsmaterialien mit der Bildung für nachhaltige Entwicklung im Allgemeinen und dem Thema biologische Vielfalt im Besonderen auf der Ebene von Bildungsangeboten für Kinder, Jugendliche und Schülerinnen und Schüler beschäftigt (TROMMER 2010, DEUTSCHE UMWELTHILFE [DUH] 2012), ist das Thema Biologische Vielfalt in der Lehrerbildung bisher nur punktuell vorhanden. Zwar führt der Orientierungsrahmen für Globales Lernen auf vier Seiten auch das Thema Biologische Vielfalt als zentrales Thema für die Lehrerbildung (BMZ & KMK 2007) auf, aber oft taucht dieses Thema in der Lehrerbildung nur sporadisch auf. Deshalb soll hier der Fokus darauf gelegt werden, welche Schwierigkeiten bestehen, Biodiversität als systematisches Konzept in die Lehramtsausbildung zu integrieren (LINDEMANN-MATHIES et al. 2009). Dabei wird hier in keiner Weise ein Anspruch auf Vollständigkeit und Allgemeingültigkeit gelegt, sondern das Ziel besteht eher darin, Fragen zu stellen, Anregungen für eine Diskussion zu bieten und einige Leitgedanken zur Förderung eines stärkeren Biodiversitätsbezuges in der Lehrerbildung zu entwickeln.

Das Konzept Biodiversität im Hinblick auf die Lehrerbildung

In Artikel 13a der CBD wird die Bildung als Teil der Bewusstseinsbildung erwähnt, ohne die Bildung von Multiplikatoren oder die Lehrerbildung zu nennen: „The Contracting Parties shall [...] promote and encourage understanding of the importance of, and the measures required for, the conservation of biological diversity, as well as its propagation through media, and the inclusion of these topics in educational programmes“ (Die Vertragsparteien 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) (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2011). Während hier die Forderung nach „Bildungsprogrammen“ noch relativ allgemein gehalten ist, werden in der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt (BMU 2007) zumindest die „Herausgabe von Unterrichtsmaterialien“ und die „Intensivierung der Fortbildung von Lehrenden“ als „Maßnahmen zur Umsetzung der Handlungsziele“ genannt. Allerdings stellt sich zunehmend die Frage, was sich hinter dem Konzept Biodiversität verbirgt. Seit 1988 hat die Anzahl der Fundstellen bei einer Internetrecherche mit Hilfe einer großen Suchmaschine zum Begriff Biodiversity exponentiell zugenommen (1988: 1 Fundstelle, 1993:188 Fundstellen, 2003: 454 000 Fundstellen, 2013: 38 Mill. Fundstellen. TÜRKAY 2003 und eigene Recherche). Hier drängt sich die Frage auf, ob das Kon-

zept Biodiversität uns in seiner Bedeutung aufgrund der zunehmenden Komplexität entgleitet und wie sich diese Bedeutungsvielfalt strukturieren lässt. Schaut man sich die Begriffe in Kasten 1 an, lässt sich vordergründig eine Dreiteilung in die Kernbedeutung der Biodiversität, in die komplexen Bedeutungsinhalte und in die mit menschlichen Eingriffen konnotierten Begriffe einteilen.

Kasten 1

Facetten des Biodiversitätsbegriffes

- Artenvielfalt
- Lebensraumvielfalt
- Genetische Vielfalt
- Vielfalt der Beziehungen und Funktionen
- Vielfalt in räumlichen Dimensionen
- Vielfalt in verschiedenen Zeitdimensionen
- Stabilität und Dynamik von Biodiversität
- Geologische und klimatische Vielfalt
- Vielfalt von Nutztieren- und -pflanzen
- Schutz der Biodiversität
- Nutzen von Biodiversität (für Mensch und Natur)
- Wert von Biodiversität
- Politisch-ökonomische Bedeutung des Begriffs

Bei näherem Hinsehen verwischen aber die Grenzen, z. B. überschneidet sich der Begriff Vielfalt der Nutztiere und -pflanzen mit der genetischen Vielfalt. Biodiversität beschreibt die Vielfalt des Lebens auf allen Organisationsebenen. [...] Es geht also weniger um reine Artenvielfalt als vielmehr um strukturierte Komplexität“ (TÜRKAY 2003). Diese Komplexität bezieht sich nicht nur auf eine inhaltliche Komplexität des Biodiversitätskonzeptes, sondern auch auf eine begriffliche Komplexität, die eine ordnende Struktur zunehmend schwieriger macht. Für eine Integration in ein Curriculum für Schulunterricht und Lehrerbildung ist aber gerade eine Strukturierung und Kategorisierung des Biodiversitätskonzeptes eine notwendige Voraussetzung. Dabei müsste eine Lehrerbildung folgenden Prinzipien genügen:

1. Sie ist Teil der Bildung für Nachhaltige Entwicklung und des Globalen Lernens (BMZ & KMK 2007) und verfolgt deren Ziele zur Ausbildung von (Gestaltungs-)Kompetenzen (HAAN 2008).
2. Sie ist von der Organisation her systematisch interdisziplinär.
3. Sie zielt auf ein anschlussfähiges Wissen in unterschiedlichen biologischen Fachrichtungen (Systematik, Ökologie und Ökophysiologie, Genetik, Evolution, Biogeographie) sowie auf geographische, soziologische, ökonomische und politische Kenntnisse.

Rahmenbedingungen der Lehrerbildung

Lehrerbildung vollzieht sich in drei Phasen: der universitären Lehramtsausbildung (Phase 1), der schulischen Lehramtsausbildung (Phase 2) und der Lehrerfortbildung. Alle drei Phasen zielen letztendlich auf den Unterricht in der Schule und die Bildung von Schülerinnen und Schülern. Gleichzeitig sind sie abhängig von Rahmenbedingungen der Kultusministerien der Länder und der Kultusministerkonferenz. Der Fokus der hier vorlegten Leitgedanken liegt auf der 1. Phase der Lehramtsausbildung.

Geprägt ist die heutige Lehramtsausbildung von den Umstellungen im Rahmen des sogenannten „Bologna-Prozesses“, der Anpassung des Studiums an die anglo-amerikanischen Modelle der BA und MA, und von den weitreichenden Veränderungen in der deutschen Bildungslandschaft nach PISA und TIMSS. Beide Prozesse zielen auf stärkere Standardisierungen sowohl in der schulischen als auch in der universitären Lehre.

Lehramtsstudierende sind im heutigen Studium klaren Vorgaben für den Studienverlauf, einer regelmäßigen Benotung und einem engen Zeitplan unterworfen. Es gibt wenig Zeit und Freiheit, interessengeleitet zu studieren. Auch Gelegenheiten für außeruniversitäre Aktivitäten haben gegenüber dem früheren Studium abgenommen. Zudem müssen viele Studierende aufgrund der gestiegenen Lebenshaltungskosten neben dem Studium ihren Lebensunterhalt verdienen. Kooperationen zwischen einzelnen Fachgebieten bzw.

systematisch interdisziplinäre Veranstaltungen finden nur punktuell statt (NOLLE 2004). Eine Schwerpunktsetzung auf das Thema Biodiversität würde hier grundlegende Änderungen in der Struktur des Lehramtsstudiums voraussetzen.



Abb. 1: Studentin und Schüler untersuchen Teichorganismen im Rahmen von FLOX

Die nationalen Bildungsstandards der KMK (2005) legen fest, welche Kompetenzen Schülerinnen und Schüler zu bestimmten Zeitpunkten in ihrer Schullaufbahn haben sollten. Damit geben sie auch fachdidaktische Inhalte in der Lehramtsausbildung vor. Die Einführung des Prinzips der Kompetenzorientierung in der Lehre kommt den Zielen für eine Bildung für Biodiversität und Globalem Lernen entgegen. So führt z. B. die Integration des Kompetenzbereichs Bewerten in die Bildungsstandards Biologie zu einer notwendigen Verknüpfung naturwissenschaftlicher, sozioökonomischer und philosophischer Inhalte. Auch die Schwerpunktsetzung auf beispielhaftes und praxisorientiertes Lernen fördert eine der Komplexität des Biodiversitätskonzeptes angemessene Bildung. Eine Frage ist, ob es für Studierende leistbar ist, sich die für ein Verständnis der Biodiversität notwendige Menge an Fachwissen in unterschiedlichen Disziplinen in den heutigen Strukturen der Lehramtsausbildung anzueignen.

Festzuhalten bleibt, dass einem immer komplexer werdenden Konzept Biodiversität eine Lehrerausbildung gegenüber steht, die sich in engen zeitlichen und strukturellen Grenzen vollzieht.

Kriterien für eine Lehramtsausbildung mit dem Schwerpunkt Biodiversität

Aus dem bisher Gesagten lassen sich verschiedene Kriterien für eine Lehramtsausbildung nennen. Sie sind nicht neu und viele von ihnen decken sich mit den Zielen und Strukturen einer Bildung für Nachhaltige Entwicklung (BMZ & KMK 2007):

- Exemplarische Angebote,
- Vom Konkreten zum Übergeordneten vorgehen,
- Fachliche Tiefe,
- Vernetzung aufzeigen,
- Interdisziplinarität,
- Projektorientierung,
- Kompetenzorientierung,
- Wertorientierung,
- Handlungsorientierung.

In manchen bisher vorhandenen Projekten der Lehramtsausbildung wird ein Teil dieser Kriterien erfüllt. Hier sollen zwei Beispiele aus der Universität Kassel benannt, kurz beschrieben und auf diese Kriterien hin überprüft werden, um dann anschließend einige Forderungen an eine systematische Integration des Themas Biodiversität in die Lehrerbildung stellen zu können.

Beispiel 1: Globales Lernen an lokalen Lernorten in Botanischen Gärten

Dieses von der DBU geförderte Projekt wurde im Mai 2010 aus der Taufe gehoben und endete 2013. Drei Botanische Gärten, drei Universitäten und der Verband Botanischer Gärten Deutschland e.V. arbeiten hier mit dem Ziel zusammen „bestehende Bildungsangebote zur Biodiversität fortzuentwickeln und neue Programme zum Globalen Lernen zu erarbeiten.“ (BUSSE & MENZEL 2013). Einige praxisorientierte Bildungsangebote liegen vor (z. B. BECKER, HETHGE, ROSCHER & WÖHRMANN 2012). Von der Universität Kassel beteiligten sich die Didaktik der Politik und das Tropengewächshaus Witzenhausen an diesem Projekt. Auf drei zentralen Projektworkshops, an denen pädagogische Mitarbeiterinnen und -mitarbeiter der botanischen Gärten und der Universitätsinstitute teilnahmen, wurden Zwischenschritte vorgestellt und besprochen. In einem Evaluationsvorhaben, das in das Projekt integriert war, wurde ein spezielles Evaluierungswerkzeug entwickelt und erprobt (BUSSE & MENZEL 2013). Obwohl das Projekt auf Bildungsmaterialien für Schülerinnen und Schüler zielt, wurden punktuell auch Lehramtskandidaten einbezogen. Sie entwickelten Unterrichtsmodule, betreuten Schülergruppen und begleiteten den Prozess mit Examensarbeiten. Eine systematische Einbindung in die Lehramtsausbildung, z. B. spezielle Seminare für Lehramtskandidaten zu diesem Projekt gab es aber nicht.

Beispiel 2: Das Dönche-Projekt der Experimentier-Werkstatt Biologie FLOX

Die Experimentier-Werkstatt Biologie FLOX (Forschen und Lernen durch Offenes Experimentieren) der Universität Kassel ist eine Einrichtung der Abteilung Didaktik der Biologie der Universität Kassel. Sie erfüllt gleichzeitig Aufgaben eines Schülerlabors, einer universitären Studienwerkstatt und einer Einrichtung für Lehrerfortbildung. Regelmäßig kommen Schulklassen in die Experimentier-Werkstatt, um hier systematisches und selbständiges Experimentieren zu lernen. Studierende des Lehramts Biologie stellen einen integralen Bestandteil des Lehrkonzepts der Experimentier-Werkstatt dar. Als praxisnahes Lern- und Übungsfeld ergänzt FLOX das Angebot der Veranstaltungen der Biologiedidaktik. Durch regelmäßig in jedem Semester stattfindende Seminare zur Arbeit von FLOX werden die Studierenden systematisch in die Arbeit in der Experimentier-Werkstatt eingebunden. Sie lernen hier einen kompetenzorientierten Unterricht kennen und haben die Möglichkeit selbst Kompetenzen für die Lehre zu erwerben. Begleitend zu den Seminaren und zu den Angeboten für Klassen findet eine evaluierende Forschung statt.



Abb. 2: Experimentieren für Biodiversität

Die Seminare in jedem Sommersemester finden an dem außerschulischen Lernort „Freilandlabor Dönche“ statt. Lehramtsstudierende erarbeiten Unterrichtsmaterialien für den Jahrgang 7 und erproben diese in einem dreitägigen Projekt mit einer 7. Klasse einer Kasseler Schule. Dabei werden sowohl auf der Ebene des Universitätsseminars als auch auf der Ebene des Schulprojektes die Themen Biodiversität – Experimentieren – Bau eines biodiversitätsfördernden Biotops systematisch und logisch aufeinander aufbauend bearbeitet. Ziel ist ein kompetenzorientiertes Lernen, das Elemente der MINT-Bildung und der BNE verbindet und Studierenden und Schülern beispielhaft Handlungsperspektiven aufzeigt. Im Rahmen dieses Projektes werden verschiedene Examensarbeiten durchgeführt, in denen das Projekt evaluiert wird. Eine theoretische Grundlage stellt die Arbeit von Klippert (2013) dar. 2012 wurde in dem Seminar ein-

schließlich des Schülerprojektes ein Film gedreht. Im Dezember 2012 wurde der Leiterin der Experimentier-Werkstatt für diese Arbeit der Naturschutzpreis der Stadt Kassel verliehen.

Das Besondere dieses Projektes ist die systematische Einbindung des Themas Biodiversität in die Lehrerbildung. Allerdings ist die workload innerhalb dieser teilgeblockten Veranstaltung für die Studierenden sehr hoch. Dies führt auch dazu, dass die erwünschte fachliche Tiefe (genaue Artbestimmung, systematische Kenntnisse, politisch-ökonomische Rahmenbedingungen) z. T. nicht erreicht werden kann.

Vergleicht man beide Projekte anhand der oben genannten Kriterien ergibt sich folgendes Bild:

Kriterien	Projekt Globales Lernen	Dönche-Projekt
Exemplarische Angebote	Ja	Ja
Vom Konkreten zum Übergeordneten	Ja	teilweise
Vernetzung aufzeigen	Ja	Ja
Interdisziplinarität	Ja	Nein
Projektorientierung	Ja	Ja
Kompetenzorientierung	Ja	Ja
Handlungsorientierung	Ja	Ja
Fachliche Tiefe	Kann nicht beurteilt werden	teilweise
Lehramtseinbindung	Teilweise	Ja

Im Vergleich beider Projekte wird deutlich, dass die Frage einer Lehramtsausbildung, die das Thema Biodiversität angemessen berücksichtigt, nach wie vor unbefriedigend bleibt, entweder wird das Thema Biodiversität nur in engen inhaltlichen Grenzen behandelt oder die Lehramtsausbildung spielt nur eine untergeordnete Rolle.

Leitgedanken zur Förderung eines stärkeren Biodiversitätsbezuges in der Lehrerbildung

Um eine Lehramtsausbildung zu konzipieren, die in den gegebenen Rahmenbedingungen bleibt, aber einen Fokus auf das Thema Biologische Vielfalt legt, müsste es für Studierende möglich sein, schon früh (im 2. Semester) sich dieses Thema als Leitthema des eigenen Studiums zu wählen. Das hieße, dass Studierende ihr Studium und die Wahl von Referats- und Hausarbeitsthemen auf dieses Thema ausrichten würden und quer zu den pädagogischen, fachwissenschaftlichen und fachdidaktischen Seminaren das Thema während der Zeit ihres Studiums aus verschiedenen Perspektiven bearbeiten könnten. Dies wäre durchaus in der Studienorganisation möglich und könnte sich auch auf andere Schwerpunktthemen beziehen. Aber die Voraussetzung wäre, dass Fachdidaktiker, Fachwissenschaftler und Erziehungswissenschaftler miteinander kooperieren müssten, um diese Schwerpunktthemen, hier: Biodiversität, innerhalb von Veranstaltungen angemessen zu berücksichtigen. Solch ein Modell erfordert eine interdisziplinäre Kooperation und eine gute organisatorische Struktur innerhalb der beteiligten Fachbereiche der Lehrerbildung, würde aber Strukturen der Studienordnungen nutzen und nicht eine Reform der Rahmenbedingungen voraussetzen.

Literatur

- BECKER, U.; HETHGE, M.; ROSCHER, K. & WÖHRMANN F. (Hrsg.) (2012): Flower Power – Energiepflanzen in Botanischen Gärten. - Kassel (Universität Kassel Eigenverlag)
- BfN (Hrsg.) (2009): Innovative Bildungsangebote in Botanischen Gärten, Zoos und Freilichtmuseen: Ergebnisse des F+E-Vorhabens. – Bonn (BfN).
- BMU (Hrsg.) (2007): Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt. - Berlin.
- BMZ & KMK (2007): Orientierungsrahmen für den Lernbereich Globale Entwicklung im Rahmen einer Bildung für nachhaltige Entwicklung. – Bonn (INWENT)

- BREITING, S.; CSOBOD, E.; LINDEMANN-MATTHIES, P. & MAYER, J. (1996): Consequences of the New Strategy of IUCN for Environmental (Biodiversity) Education - In: ELCOMÉ, D. (Hrsg.): Education and Communication for Biodiversity. Key concepts, strategies and case studies in Europe. – Gland (IUCN): 36 - 39.
- BUSSE, M. & MENZEL, S. (2013). Globales Lernen in Botanischen Gärten – Evaluation von Bildungsangeboten im Spannungsfeld zwischen Wissenschaft und Praxis.- In: OVERWIEN, B. & H. RODE (Hrsg.), Bildung für nachhaltige Entwicklung. Lebenslanges Lernen, Kompetenz und gesellschaftliche Teilhabe, Schriftenreihe Ökologie und Erziehungswissenschaft der Kommission BNE der DGfE. - Opladen (Budrich)
- HAAN, G. DE (2008). Gestaltungskompetenz als Kompetenzkonzept der Bildung für nachhaltige Entwicklung. – In: Bormann, I. & G. de Haan (Hrsg.): Kompetenzen der Bildung für nachhaltige Entwicklung. Operationalisierung, Messung, Rahmenbedingungen, Befunde. - Wiesbaden (Verlag für Sozialwissenschaften): 23-43.
- DUH (2012): Bildung für Biologische Vielfalt. - www.duh.de/uploads/media/DUH_Hintergrundpapier_Biodiv_01.pdf
- HETHGE, M. (2011): Die Rolle der Botanischen Gärten im Kontext von Biodiversität und Bildung für nachhaltige Entwicklung/Globalem Lernen. – In: Gritschke, H.; Metzner, C. & B. Overwien (Hrsg.): Erkennen, bewerten, (Fair-)Handeln, Kompetenzerwerb im globalen Wandel. – Kassel (kasseluniversity press): 176-196.
- KMK (2005). Bildungsstandards im Fach Biologie für den Mittleren Bildungsabschluss. Beschluss der KMK vom 16.12.2004.
- KLIPPERT, C. (2013): Zur Kongruenz von Offenem experimentieren und Zielen der Bildung für Nachhaltige Entwicklung: Wissenschaftliche Hausarbeit Didaktik der Biologie. – Kassel (Universität Kassel)
- LINDEMANN-MATHIES, P.; CONSTANTINO, C.; JUNGE, X; KÖHLER, K.; MAYER, J.; NAGEL, U.; RAPER, G., SCHÜLE, D. & KADJI-BELTRAN, C. (2009): The integration of biodiversity education in the initial training of primary school teachers: four comparative case studies from Europe. - Environmental Education Research, 15(1): 17 – 37.
- MAYER, J. (1996): Biodiversitätsforschung als Zukunftsdisziplin. Ein Beitrag der Biologiedidaktik. – Münster (Universität Münster) 19 - 41. (Berichte des Instituts für Didaktik der Biologie (IDB); 5)
- MENZEL, S. (2010). Biologische Ressourcen als Lebensgrundlage für alle. Biodiversität als Kontext des Globalen Lernens im Biologieunterricht. Zeitschrift für Internationale Bildungsforschung und Entwicklungspädagogik. - Biodiversität und Globales Lernen 33/2: 10-15.
- NOLLE, A. (2004). Evaluation der universitären Lehrerinnen- und Lehrerausbildung. Erhebung zur Pädagogischen Kompetenz von Studierenden der Lehramtsstudiengänge. - München (M-Press)
- SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2011).Convention on Biological Diversity.Text and annexes. - Montreal.
- TROMMER, G. (2010). Wilde Vielfalt – Biodiversität in Bildungs- und Öffentlichkeitsarbeit. - www.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Elementbibliothek/Master-Bibliothek/Landwirtschaft_und_Umwelt/N/Naturschutzkonferenz_2010/Naturschutzkonferenz_2010_Gerhard_Trommer_Wilde_Vielfalt_Biodiversität.pdf
- TÜRKAY, M. (2003). Was ist Biodiversität? – In: GRADSTEIN, S.R.; WILLMANN, R. & G. ZIZKA (Hrsg.): Biodiversitätsforschung: Die Entschlüsselung der Artenvielfalt in Raum und Zeit. - Stuttgart (Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung): 9-12.

*Dr. Claudia Wulff
Universität Kassel
Fachbereich 10
Didaktik der Biologie
Heinrich-Plett-Str. 40
34132 Kassel
Claudia.wulff@uni-kassel.de*

Wie beeinflussen Baumartenvielfalt und Randeffekte die Artenvielfalt von Krautschichtpflanzen und Laufkäfern in Wäldern?

CLAUDIA NORMANN, CHRISTOPH SCHERBER, TEJA TSCHARNTKE

Schlagwörter: Baumartenvielfalt, Randeffekt, Biodiversität, Laufkäfer, Krautschicht, Wälder

1 Einleitung

„Für einen erfolgreichen Artenschutz ist es ... notwendig, das Wissen um alle in Deutschland vorkommenden Arten und deren Gefährdung zu verbessern“ (BMU 2010). Hierzu gehört auch die Erforschung der Verteilungsmuster von Biodiversität in unseren Ökosystemen.

Der ökologische Waldumbau ist der Teil der meisten Waldbauprogramme in Deutschland. Ein wesentliches Ziel dabei ist es, bisherige Monokulturen in Laubmisch- und Laubwälder mit einer erhöhten standortgerechten (Laub)baumartenvielfalt umzuwandeln. Außerdem geht mit dem ökologischen Waldumbau meist auch eine Änderung der Betriebsform einher. Dadurch sollen möglichst viele ökonomische, ökologische und soziale Funktionen des Waldes verbessert werden (FRITZ 2006).

„Der ökologische Waldumbau soll somit neben einer verbesserten Wappnung gegenüber dem Klimawandel langfristig und global auch zum Erhalt der Biodiversität beitragen“ (FRITZ 2006). Ist er also ein Beitrag zur Umsetzung der Biodiversitätskonvention (CBD)? Wie wird sich eine erhöhte Baumartenvielfalt auf Faktoren wie Stoffflüsse, Ökosystemdienstleistungen, Produktivität und Biodiversität in Deutschlands Wäldern auswirken? Diese Fragen zu klären ist Ziel des DFG-Graduiertenkollegs 1086: „Die Bedeutung der Biodiversität für Stoffkreisläufe und biotische Interaktionen in temperaten Laubwäldern“, in dessen Rahmen ich mich mit der Auswirkung auf Pflanzen- und Insektengemeinschaften beschäftige. Graslandstudien zeigen, dass eine erhöhte Pflanzenartenvielfalt in der Regel mit einer erhöhten Arthropodenartenvielfalt (Arthropoden = Gliederfüßer) einhergeht (SCHERBER et al. 2010). Es gibt Hinweise darauf, dass sich dieser Zusammenhang auch auf Waldökosysteme übertragen lässt, jedoch ist hierüber weit weniger bekannt und die Ergebnisse sind weniger eindeutig. Fördert die Baumartenvielfalt in Wäldern also die Artenvielfalt von Krautschichtpflanzen und Insekten?

Ein zweiter für den Naturschutz wichtiger Aspekt ist nicht nur in Deutschland, sondern auch global, die starke Fragmentierung von Wäldern (FAHRIG 2003). Ein Problem von Habitatfragmentierung ist, dass die verbleibenden Fragmente oft effektiv viel kleiner sind als sie durch ihre reine Flächengröße erscheinen, denn an den Rändern werden Habitate (= Lebensräume) von vielen Außenfaktoren wie Strahlung, Wind oder Pestizideinträgen beeinflusst. Diese Außenfaktoren können die Randbereiche so stark beeinflussen, dass sie sich von der Innenzonen des Habitats unterscheiden. Randzonenhabitate entstehen, die sich durch einige Eigenschaften vom Waldinneren unterscheiden können. Je kleiner ein Waldfragment ist, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit, dass es nur noch aus Randzonenhabitat besteht und auch im Mittelpunkt kein Waldinnenklima mehr aufweist. Es gibt jedoch Arten, die auf das feuchte Mikroklima und die schattigen Bedingungen von Waldinnenbereichen angewiesen sind und an den Habitaträndern langfristig nicht überleben können.

Aus naturschutzfachlicher Sicht ist es also wichtig zu wissen, wie weit Randeffekte in Wälder hineinreichen bzw. wie groß Wälder sein müssen, um Waldinnenzonen und ihr entsprechendes Arteninventar zu beherbergen. Eine weitere Frage ist, ob dies abhängig von der Baumartenvielfalt in Wäldern ist. Reichen also Randeffekte weiter in baumartenarme als in baumartenreiche Wälder hinein? Diese Fragen möchte ich im Rahmen meines Projektes beantworten.

2 Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen dieser Studie fanden im Hainich Nationalpark statt. Der Hainich ist ein bewaldeter Muschelkalkhöhenzug im Nord-Westen Thüringens. Er ist von verschiedenen Kalkbuchenwaldgesellschaften geprägt (NATIONALPARKVERWALTUNG HAINICH 2008). Der südliche Teil ist seit 1997 Nationalpark und seine Kernzone wurde 2011 in die UNESCO-Weltnaturerbestätte "Buchenurwälder der Karpaten und Alte Buchenwälder Deutschlands" aufgenommen. Der Hainich Nationalpark ist als Untersuchungsgebiet für diese Studie sehr gut geeignet. Vor der Ausweisung zum Nationalpark war der südliche Teil des Hainichs militärisches Sperrgebiet und wurde forstwirtschaftlich kaum genutzt. Dies begünstigte eine naturnahe Entwicklung des Waldes. Außerdem ist er durch einen Kontrast zwischen Waldbereichen mit einer niedrigen und Bereichen mit einer hohen Laubbaumartenvielfalt geprägt. Bereiche, die eine niedrige Baumartenvielfalt aufweisen, sind fast ausschließlich von der Rotbuche geprägt. Hingegen weisen Bereiche mit einer hohen Baumartenvielfalt bis zu 14 Laubbaumarten pro Hektar auf.

Darüber hinaus ist der Hainich das größte unzerschnittene Laubwaldgebiet Deutschlands. Dies erlaubt es, Randeffekte auf einer vergleichsweise großen räumlichen Skala zu untersuchen. Das ist insofern wichtig, als dass viele bisherige Studien Randeffekte nur bis zu einer Distanz von ca. 50 m in den Innenbereich des Waldes hinein beobachteten (MURCIA 1995; MAGURA 2002). Eine neuere Untersuchung zeigt jedoch, dass Laufkäfergemeinschaften in Neuseeland bis zu 1 km in den Wald hinein von Randeffekten beeinflusst werden (EWERS & DIDHAM 2008). Daher kann angenommen werden, dass Randeffekte auch in Mitteleuropa bis zu einer größeren räumlichen Distanz in Wälder hineinreichen.



Abb. 1: Beispiel für Bestand mit a) niedriger Baumartenvielfalt und b) hoher Baumartenvielfalt

3 Methoden

Im Rahmen dieser Arbeit wurden unter anderem die Krautschichtvegetation und die Laufkäfergemeinschaft untersucht. Laufkäfer (Carabidae) sind eine artenreiche Familie der Käfer (Coleoptera). Wir besitzen einen guten ökologischen Kenntnisstand über sie. Somit erlaubt das Vorkommen bestimmter Arten, Rückschlüsse auf strukturelle und abiotische Eigenschaften des Lebensraumes, wie Trockenheit, Habitatkontinuität, Störungsereignisse oder den Zustand des Lebensraumes zu ziehen. So lassen sie sich auch gut ihrer Habitatbindung entsprechend in Gruppen einteilen und werden in ökologischen Studien gerne als sogenannte Indikatorgruppe verwendet (RAINIO & NIEMELÄ 2003).

Einige der im Hainich vorkommenden Laufkäferarten, insbesondere einige Waldspezialisten, gehören zu den Arten, für die Deutschland im Rahmen der CBD (Übereinkommen über die biologische Vielfalt) eine besondere Verantwortung trägt (GRUTTKE 2010). Das bedeutet, dass Deutschland international für diese Arten eine besondere Erhaltungsverantwortlichkeit hat, weil sie nur in Deutschland vorkommen oder weil ein hoher Anteil der Weltpopulation in Deutschland vorkommt.

Für die Untersuchung der Krautschichtvegetation, der Laufkäfer und anderer Arthropodengruppen (Arthropoden = Gliederfüßler) wurden 12 Transekte angelegt, die vom Waldrand bis zu 500 m in den

Wald hineinreichten. Sechs von ihnen befanden sich in baumartenarmen, sechs in baumartenreichen Waldbereichen. Die Baumartenzahl und der Buchenanteil sind dabei stark aneinander gekoppelt. Baumartenarme Waldbereiche wiesen eine mittlere Baumartenzahl von 2,6 (SE \pm 0,23) und einen mittleren Buchenanteil von 88 % (SE \pm 2,46) auf. In baumartenreichen Waldbereichen lag die mittlere Baumartenzahl bei 6 (SE \pm 0,3) und der Buchenanteil im Durchschnitt bei 19,7 % (SE \pm 4,19). Baumartenreiche Bereiche waren neben der Rotbuche vor allem geprägt von Esche, Berg- und Spitzahorn, Stiel- und Traubeneiche, sowie Sommer- und Winterlinde. In verschiedenen Distanzen zum Waldrand (0, 4, 8, 32, 80, 200 und 500 m) wurden entlang dieser Transekte Vegetationsaufnahmen durchgeführt und mittels Bodenfallen die Laufkäferfauna und andere Arthropodengruppen erfasst. Des Weiteren wurden flugfähige Käfer mit Hilfe von Luftklektoren im Kronenraum und in der Strauchschicht des Waldes gefangen.

4 Vorläufige Ergebnisse

4.1 Frühjahrsvegetation

Die derzeitigen Ergebnisse für die Frühjahrsvegetation zeigen in Übereinstimmung mit früheren Studien (MÖLDER et al. 2008; VOCKENHUBER et al. 2011) eine erhöhte Artenvielfalt zweikeimblättriger Kräuter in Beständen mit erhöhter Baumartenvielfalt (mittlere Artenzahl: 13,7 (SE \pm 0,85) in baumartenarmen Beständen; 19,25 (SE \pm 1,29) in baumartenreichen Beständen). Dies kann in erster Linie durch die Faktoren Streuschichtdicke, Lichtverfügbarkeit und pH-Wert erklärt werden, die mit der Baumartenvielfalt bzw. dem Buchenanteil korreliert sind.

Die Artenzahl sank in beiden Baumdiversitätsstufen mit zunehmender Distanz vom Waldrand in die Waldmitte hinein. Hier konnten Veränderungen bis zu einer Distanz von 500 m in den Wald nachgewiesen werden, wobei die stärksten Veränderungen innerhalb der ersten 80 m stattfanden. Es ist jedoch keine Interaktion zwischen diesen beiden Effekten feststellbar, was bedeutet, dass der Randeffect in beiden Diversitätsstufen eine ähnliche Ausprägung hat.

Für eine tiefergehende Betrachtung der Struktur der Pflanzengemeinschaft wurden die Arten verändert nach Schmidt et al. (2011) in vier Waldspezialisierungsgruppen eingeteilt: 1. Waldspezialisten (geschlossener Wald), 2. Waldgeneralisten (Wald wie Offenland), 3. Waldrandarten (Waldränder- und Verlichtungen), 4. Offenlandarten (auch Wald, aber Schwerpunkt Offenland und reine Offenlandarten). Ihr jeweiliger Anteil innerhalb der Pflanzengemeinschaft wurde abhängig von der Distanz zum Waldrand und des Buchenanteils mittels eines multinomialen Modells analysiert und vorhergesagt.

Unterschiede zeigten sich vor allem bei den Waldspezialisten und -generalisten. Insgesamt wurden die Waldspezialistenarten mit zunehmender Distanz zum Waldrand immer dominanter. Parallel dazu nahm der Anteil der Waldgeneralistenarten, also der Arten, die sowohl im Wald als auch im Offenland vorkommen können, ab. Es zeigte sich aber, dass dieser Effekt stark von der Dominanz der Buche abhängt. Während bei einem hohem Buchenanteil (80 %) die Waldspezialistenarten die Pflanzengemeinschaft beinahe unmittelbar vom Waldrand an dominierten, trat dieser Effekt desto tiefer im Waldinneren auf je geringer der Buchenanteil und somit höher die Baumartenvielfalt war. Bei einem Buchenanteil von 50 % war dies zwischen 100 und 200 m Distanz vom Waldrand der Fall, bei einem Buchenanteil von 20 % erst zwischen 300 und 400 m. Veränderungen konnten bis zu einer Distanz von 500 m in den Wald nachgewiesen werden.

4.2 Laufkäfer

4.2.1 Artenvielfalt

Insgesamt wurden mehr als 7.400 Individuen und 49 Arten erfasst. 23 davon können als „echte“ Waldarten klassifiziert werden (MÜLLER-MOTZFELD 2001). Diese Arten weisen eine strenge Bindung an den Lebensraum Wald auf und umfassen sowohl stenöke als auch euryöke Arten.

Eine erhöhte Baumartenzahl beeinflusste die Gesamtartenzahl der Laufkäfer positiv (mittlere Artenzahl/Falle: 9,43 (SE \pm 0,5) in baumartenarmen Beständen; 12,08 (SE \pm 0,56) in baumartenreichen Be-

ständen). Dabei wurden in erster Linie solche Arten gefördert, die nicht als explizite Waldarten gelten, also Arten, die auch oder überwiegend im Offenland vorkommen. Bei den Generalisten unter den Waldarten gab es nur einen sehr schwachen positiven Effekt auf die Artenzahl. Kein Unterschied konnte bei den Waldspezialisten festgestellt werden. Die Carabidenvielfalt wurde vor allem von indirekten Einflüssen der Baumartenvielfalt, nämlich Deckungsgrad der Krautschicht, Streuschichtdicke und Kronenschluss gesteuert.

Weder bei der Gesamtartenzahl, noch bei der Artenzahl einzelner Habitatbindungsgruppen konnte bisher ein Einfluss des Randeffektes nachgewiesen werden. Dies überrascht zunächst, da Ränder in der Regel als besonders artenreiche Habitats gelten, in denen Arten aus zumindest zwei aneinandergrenzenden Lebensräumen und häufig zusätzlich spezielle Randarten aufeinander treffen. Andere Studien zeigen allerdings, dass die Wald-Offenlandgrenze für viele Laufkäferarten, insbesondere für mit Wäldern oder Offenland assoziierte Arten, eine starke Barriere darstellt, die diese nur selten überwinden (MAGURA 2002; NIE-MELÄ et al. 2007).

4.2.2 Artenzusammensetzung

Bei einer multivariaten Analyse der Artenzusammensetzung der Laufkäfergemeinschaft zeigt sich, dass es auch hier Unterschiede zwischen Beständen mit hoher und Beständen mit niedriger Baumartenvielfalt gibt. Die meisten Arten, die in baumartenarmen Bereichen vorkamen, waren auch in baumartenreichen Bereichen zu finden. Umgekehrt war dies nicht unbedingt der Fall.

Auch die Distanz zum Waldrand hat einen deutlichen Einfluss auf die Zusammensetzung der Laufkäfergemeinschaft. Interessant ist, dass die Artenzusammensetzung innerhalb der ersten 80 m sehr ähnlich ist. Bis zu dieser Distanz war insgesamt auch eine hohe Variabilität innerhalb der Artenzusammensetzung feststellbar. Erst danach sind Unterschiede zu erkennen und die Zusammensetzung wird deutlich spezifischer. Das bedeutet, dass es Arten gibt, die eine deutliche Präferenz für die Waldinnenzone ab einer Distanz von 200 m zum Waldrand zeigen. Ein Beispiel hierfür ist *Abax ovalis*, eine stenöke Waldart, für die Deutschland eine besondere Erhaltungsverantwortlichkeit hat.

Eine Interaktion zwischen Baumartenvielfalt und Randeffekten konnte hinsichtlich der Artenzusammensetzung bisher nicht festgestellt werden.

4.2.3 Verantwortungsarten

Insgesamt konnten 6 Arten nachgewiesen werden, für deren Erhalt Deutschland eine besondere Erhaltungsverantwortlichkeit trägt. Dabei handelt es sich um die Arten Gekielter Breitkäfer (*Abax carinatus*), Paralleler Breitläufer (*Abax parallelus*), Ovaler Breitkäfer (*Abax ovalis*), Schluchtwald-Laufkäfer (*Carabus irregularis*), Großer Striemenläufer (*Molops elatus*) und Metallischer Grabkäfer (*Pterostichus burmeisteri*) (GRUTTKE 2010).

Zwei der Verantwortungsarten, *Abax ovalis* und *Pterostichus burmeisteri*, zeigten eine Präferenz für buchendominierte Bestände. Beide gelten als charakteristische Buchenwaldarten (MÜLLER-KRÖHLING 2013). *Abax parallelus* kam hingegen bevorzugt in diverseren Beständen vor. Die Abundanz dieser Art, die bevorzugt in baumartenreichen Eichen-Hainbuchenwäldern vorkommt (ASSMANN 1995; MÜLLER-KRÖHLING 2013), war positiv mit der tatsächlichen Baumartenzahl korreliert.

Für das Vorkommen von *Molops elatus* konnte kein Unterschied zwischen buchendominierten und diverseren Beständen festgestellt werden (obwohl auch sie als Buchenwald-Art gilt). Die beiden übrigen Arten, *Abax carinatus* und *Carabus irregularis*, die sowohl auf der gesamtdeutschen als auch auf der thüringischen Roten Liste stehen, wurden im Untersuchungsgebiet so selten erfasst (jeweils < 0,5 % der gesamt erfassten Individuen), dass über sie keine statistische Aussage getroffen werden kann.

5 Zusammenfassung

Insgesamt lässt sich bisher festhalten, dass eine erhöhte Baumartenvielfalt im Gegensatz zu Buchenreinbeständen zu einer erhöhten Artenvielfalt der zweikeimblättrigen Kräuter der Krautschicht führt. Sie sinkt jedoch mit zunehmender Distanz zum Waldrand. Dieser Effekt ist bis 500 m in den Wald hinein nachweisbar. Auch eine steigende Dominanz der Waldspezialistenarten bis zu dieser Distanz konnte gezeigt werden. Die Ausprägung dieses Effekts hängt jedoch stark von der Buchendominanz ab.

Die Artenvielfalt der Laufkäfer wurde durch eine erhöhte Baumartenvielfalt gefördert. Hingegen konnten hier bisher keine Randeffekte gezeigt werden. Im Hinblick auf die Artenzusammensetzung der Laufkäfer zeigten sowohl Baumartendiversität als auch Randeffekte signifikante Einflüsse. Die Gemeinschaftsstruktur ändert sich bis zu 500 m in den Wald hinein und einige Arten zeigten eine deutliche Präferenz für die Waldinnenbereiche.

Die bisherigen Untersuchungsergebnisse bestätigen also die eingangs formulierten Erwartungen und zeigen, dass es durchaus notwendig ist, Randeffekte auf einer großen räumlichen Skala zu untersuchen, um naturschutzfachliche Fragestellungen zu beantworten. Außerdem sollte der Einfluss von Baumartenvielfalt auf die gesamte Biodiversität des Waldes bei der Wahl von Waldbau-Strategien berücksichtigt werden.

6 Danksagung

Ich möchte mich bei Prof. Dr. Teja Tschardt und Dr. Christoph Scherber für die Betreuung meiner Dissertation bedanken. Mein Dank gilt weiterhin meinen Kollegen aus der Agrarökologie, besonders Verena Rösch und Hella Schlinkert, sowie der DFG für ein Promotionsstipendium.

7 Literaturverzeichnis

- ASSMANN, T. (1995): Laufkäfer als Reliktarten alter Wälder in Nordwestdeutschland. - *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie*, 10: 305–308.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hrsg.) (2010): Indikatorenbericht 2010 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. – Berlin (BMU)
- EWERS, R.M. & DIDHAM, R.K. (2008): Pervasive impact of large-scale edge effects on a beetle community. - *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105: 5426–9.
- FAHRIG, L. (2003): Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. - *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34: 487–515.
- FRITZ, P. (Hrsg.) (2006). *Ökologischer Waldbau in Deutschland. Fragen, Antworten, Perspektiven.* oekom Verlag, München.
- GRUTKE, H. (2010): Verantwortlichkeit für den Schutz und Raumbedeutsamkeit von Laufkäfern in Deutschland: Taxa welcher Lebensräume Deutschlands sind betroffen? - *Angewandte Carabidologie*, 9: 11–24.
- MAGURA, T. (2002): Carabids and forest edge: spatial pattern and edge effect. - *Forest Ecology and Management*, 157: 23–37.
- MÖLDER, A., BERNHARDT-RÖMERMANN, M. & SCHMIDT, W. (2008): Herb-layer diversity in deciduous forests: Raised by tree richness or beaten by beech? - *Forest Ecology and Management*, 256: 272–281.
- MÜLLER-KRÖHLING, S. (2013): Prioritäten für den Wald-Naturschutz – Die Schutzverantwortung Bayerns für die Artenvielfalt in Wäldern, am Beispiel der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae). - *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 13: 57–72.

- MÜLLER-MOTZFELD, G. (2001): Laufkäfer in Wäldern Deutschlands. - Angewandte Carabidologie Supplement II: 9–20.
- MURCIA, C. (1995): Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. - Trends in Ecology & Evolution, 10: 58–62.
- NATIONALPARKVERWALTUNG HAINICH (Hrsg.). (2008): Wälder im Nationalpark Hainich - Ergebnisse der 1. permanenten Stichprobeninventur 1999 – 2001: Erforschen Band 1. – Bad Langensalza (Nationalparkverwaltung Hainich)
- NIEMELÄ, J., KOIVULA, M. & KOTZE, D.J. (2007): The effects of forestry on carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in boreal forests. - Journal of Insect Conservation, 11: 5–18.
- RAINIO, J. & NIEMELÄ, J. (2003). Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. - Biodiversity & Conservation, 12: 487–506.
- SCHERBER, C., EISENHAUER, N., WEISSER, W.W., SCHMID, B., VOIGT, W., FISCHER, M., SCHULZE, E.-D., ROSCHER, C., WEIGELT, A., ALLAN, E., BESSLER, H., BONKOWSKI, M., BUCHMANN, N., BUSCOT, F., CLEMENT, L.W., EBELING, A., ENGELS, C., HALLE, S., KERTSCHER, I., KLEIN, A.-M., KOLLER, R., KÖNIG, S., KOWALSKI, E., KUMMER, V., KUJ, A., LANGE, M., LAUTERBACH, D., MIDDELHOFF, C., MIGUNOVA, V.D., MILCU, A., MÜLLER, R., PARTSCH, S., PETERMANN, J.S., RENKER, C., ROTTSTOCK, T., SABAIS, A., SCHEU, S., SCHUMACHER, J., TEMPERTON, V.M. & TSCHARNTKE, T. (2010): Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment. - Nature, 468: 553–6.
- SCHMIDT, M., KRIEBITZSCH, W.-U. & EWALD, J. (2011). Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. – Bonn (BfN) (BfN-Skripten, 299): 1–111.
- VOCKENHUBER, E., SCHERBER, C., LANGENBRUCH, C., MEIBNER, M., SEIDEL, D. & TSCHARNTKE, T. (2011): Tree diversity and environmental context predict herb species richness and cover in Germany's largest connected deciduous forest. - Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics, 13: 111–119.

Claudia Normann
Georg-August-Universität Göttingen
Department für Nutzpflanzenwissenschaften, Agrarökologie
Grisebachstraße 6
D – 37077 Göttingen
claudianormann@yahoo.de

Ist der Tisch für Wisente gedeckt? Vegetationsanalyse zur Bestimmung der Biodiversität im Freisetzungsgebiet der Wisente

STEPHANIE CASPERS, PHILIP SCHMITZ, KLAUDIA WITTE

Schlagwörter: Wisente, Artenschutz, Diversität, Evenness, Artenzahl, Formation, Pflanzenphänologie

1 Einleitung

Der Wisent (*Bison bonasus*) war noch nach dem Ende der letzte Eiszeit über weite Gebiete Europas und Asiens verbreitet. Durch menschliche Einwirkung, wie Lebensraumfragmentierung, Jagd, Konkurrenz durch Hausrinder und Krankheiten verschwand diese Art in historischer Zeit und wurde 1927 im Kaukasus durch den Abschuss des letzten dokumentierten Wisents in freier Wildbahn ausgerottet. Die Art entging der völligen Ausrottung durch 12 Tiere, welche in Tierparks und Reservaten überlebten und als Gründerpopulation in ein internationales Erhaltungszuchtprogramm eingingen. Heutzutage besteht die weltweite Population wieder aus über 4.000 Tieren, von welchen mehr als die Hälfte als freilebende Herden in Polen, Russland, der Ukraine und anderen Ländern Osteuropas vorkommt (KRASINSKA & KRASINSKI, 2008).



In Westeuropa gab es bislang keine freilebende Wisentpopulation. Bestrebungen, den Wisent modellhaft in einer frei lebenden Population im Rothaargebirge in Nordrhein-Westfalen zu etablieren, laufen seit 2003. Im Frühjahr 2010 wurden die ersten neun Wisente auf ihre Auswilderung in einem eingezäunten Areal vorbereitet. Die Freisetzung von 8 Wisenten erfolgte im Frühjahr 2013.

Ziel ist die Etablierung einer frei lebenden Wisentpopulation mit 20-25 Individuen. Weiterhin soll gezeigt werden, wie sich in einer dicht besiedelten Kulturlandschaft menschliche Nutzungsinteressen mit den Lebensraumansprüchen der Wisente vereinbaren lassen (LINDNER et al. 2006).

Hier stellt sich nun die Frage, wie sich der Wisent als einer der letzten frei lebende Vertreter des Ernährungstyps der Gras- und Raufutterfresser in dicht besiedelten und von Menschen überprägten Kulturlandschaften Mitteleuropas integriert. Bietet das vom Menschen geprägte Gebiet eine ausreichende Nahrungsgrundlage?

Viele der bisherigen Untersuchungen in anderen Projekten zum Raumnutzungs- und Nahrungswahlverhalten der Wisente liefern Hinweise, wie sich die Population im Rothaargebirge entwickeln und verhalten könnte. Um aber gezielt Aussagen zu dieser Population treffen zu können, war es wichtig, die Habitatsigenschaften vor Ort zu analysieren, da diese große Unterschiede zu den untersuchten Habitaten anderer Wisentpopulationen aufweisen.

Daher wurde im Rahmen einer Diplomarbeit im E+E-Vorhaben „Wisente im Rothaargebirge“ im Zeitraum 2012/2013 eine umfangreiche Habitatanalyse mit einem Fokus auf die Biodiversität der krautigen Vegetation in einem Wirtschaftswald, dem zukünftigen Gebiet für freilebende Wisente, an definierten Standorten im Jahresverlauf durchgeführt.

2 Material und Methode

Das Projektgebiet erstreckt sich über eine Fläche von ca. 4.500 ha im Kreis Siegen-Wittgenstein. Es umfasst Höhenlagen von 450 – 750 m über NN (Abb. 2). Es handelt sich ausschließlich um private Wald-

und Landwirtschaftsflächen, bei welchen der größte Teil zum Besitz der Wittgenstein-Berleburg'schen Rentkammer gehört.

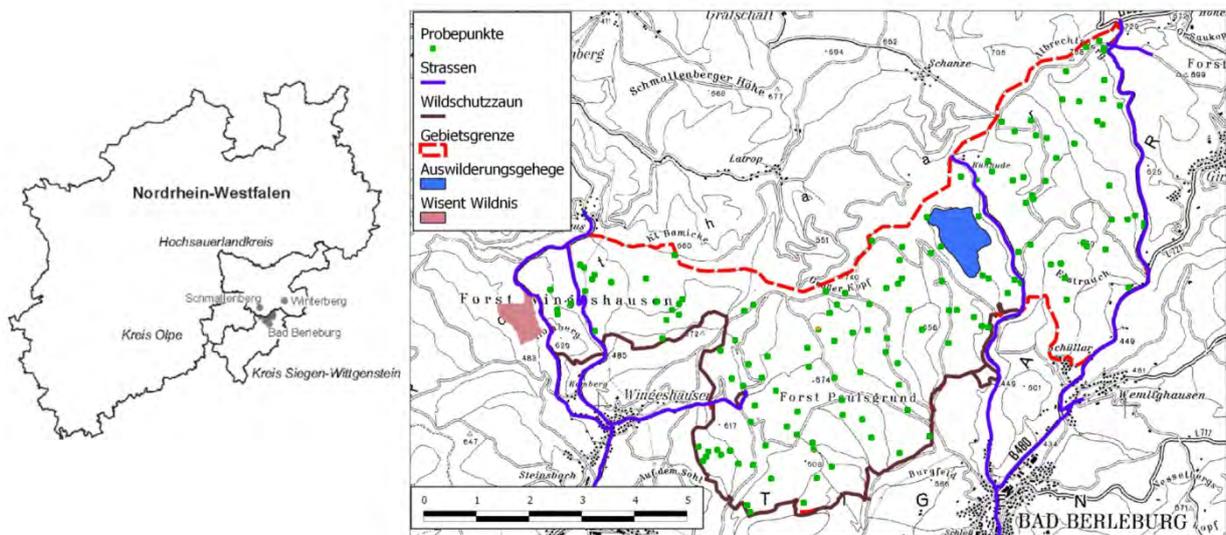


Abb. 2: Lage des Projektgebietes und der Probeflächen. Übersichtskarte aus Tillmann et al. 2012.

Die im Projektgebiet vorkommende Vegetation wurde in 10 Formationen eingeteilt (Aufzählung der Formationen in Tab. 1). Als Formation werden Vegetationseinheiten bezeichnet, die einander in Artzusammensetzung und ökologischen Zusammenhängen ähnlich sind (RAUSCHERT 1969). Als Datengrundlage dienten die digitale Forstkarte des Waldbesizers und ergänzende Angaben (Bestandsdatenblatt).

Die Hauptbaumarten im Projektgebiet sind Fichte und Rotbuche, weiterhin kommen kleinere Eichen-, Lärchen- und Douglasienbestände vor. Auf geeigneten Standorten stocken Erlenbruch- und Schluchtwälder. Bei den einzelnen Waldparzellen handelt es sich zumeist um Reinbestände, welche bestimmten Altersklassen zugeordnet werden können (LINDNER et al 2006).

Auf den Standorten ehemaliger Wälder werden ca. 9 % des Projektgebietes als Mähwiese und Wild-äsungsfläche landwirtschaftlich genutzt, bei welchen es sich ausschließlich um Kulturflächen handelt.

Auf jeder Formation wurden GIS-gestützt randomisiert je 10 Probepunkte verteilt (DIERSCHKE 1994). Hieraus ergab sich ein Gesamtumfang von 100 Probepunkten, die Verteilung dieser Probepunkte und anderer wichtiger Komponenten ist in Abb. 2 dargestellt. An jedem Aufnahmeort wurden in den phänologischen Jahreszeiten Frühling, Sommer und Herbst Beprobungen durchgeführt.

Zunächst wurde eine Artenliste der krautigen und holzigen Vegetation innerhalb der Probefläche erstellt. Außerdem wurden die Deckungsgrade der einzelnen Arten möglichst prozentgenau geschätzt. Der Deckungsgrad ist der prozentuale Anteil der Teilflächen, die bei senkrechter Projektion aller oberirdischen Pflanzenteile auf dem Boden gebildet wird (DIERSCHKE 1994).

Die in den Untersuchungen genutzten Größen für die Aufnahmefläche von Probeflächen richtet sich nach den in DIERSCHKE (1994) beschriebenen „Erfahrungswerten für die Größe von Aufnahmeflächen in Pflanzengesellschaften Mitteleuropas“ und wurde jeweils in Form eines Rechteckes aufgenommen. Die Probeflächen in Wäldern und auf den Schlagflächen hatten demzufolge eine Größe von 100 m² (5 m x 20 m), Wege und Grünlandvegetationen wurden in Streifen von 10 m² (1 m x 10 m) beprobt.

Das Einmessen der Probeflächen erfolgte mittels eines Kompenden (Recta DS 40) und eines GPS-Gerätes (Garmin Etrex Venture CX). Die Seitenlängen der Probeflächen wurden mit einem handelsüblichen Maßband von 20 m Länge vermessen, welches gleichzeitig als Rahmen während der Aufnahmen diente. Die Eckpunkte wurden zum Wiederauffinden mit Forstmarkierfarbe gekennzeichnet, weiterhin wurden die Probeflächen systematisch skizziert und fotografisch aufgenommen.

Um die Diversität der einzelnen Formationen zu ermitteln, wurden die mittlere Artenzahl und die Evenness jeder Formation berechnet.

Die mittlere Artenzahl ist als Ausdruck des Artenreichtums ein charakteristisches Merkmal einer Gesellschaft (WALTER 2004). Die Evenness (E) ist ein Maß für die Ausgewogenheit der Arten, oder auch der „Ausbildungsgrad der Diversität“ innerhalb eines Biotopes. Da bei einem Vergleich der verschiedenen Ökosysteme der Diversitätsindex allein nicht erkennen lässt, ob sein Wert aufgrund einer hohen Artenzahl mit jeweils unterschiedlicher Individuenzahl oder durch gleichmäßige Verteilung der Individuen auf wenige Arten entstanden ist, benutzt man als Vergleichsmaß die berechnete Evenness. Sind beispielsweise alle Arten einer Fläche mit gleichen Deckungswerten vorhanden, erreicht die Evenness einen Wert von eins, je stärker jedoch einzelne Arten dominieren, umso stärker sinkt der Index gegen null (MÜHLENBERG 1993, TRAXLER 1997, TREMP 2004).

3 Ergebnisse

In Abb. 3 wird sichtbar, wie sich die Kraut-Artenzahl im Jahresverlauf auf den einzelnen Formationen darstellte und veränderte. Offensichtlich sind grundsätzliche Unterschiede in der Artenzahl auf den verschiedenen Formationen weitgehend unabhängig von der Jahreszeit. So wies die Formation „Mähwiese“ höchste Werte in allen drei phänologischen Jahreszeiten mit einem Höchstwert im Sommer auf. Die „Wildäusungs-“ und „Schlagflächen“ waren mit im Mittel über 10 Arten pro Fläche über alle Jahreszeiten zu den Artenreichsten zu zählen. Die Formationen „andere Laubhölzer“ und „Weg“ erreichten diese Artenzahlen nur mit fortschreitendem Jahresverlauf, wobei in der Formation „andere Laubhölzer“ im Sommer eine deutliche Zunahme und im Herbst eine Abnahme der Artenzahlen zu beobachten war. Relativ gleich hohe Werte waren auf der Formation „andere Nadelhölzer“ gefunden worden, ähnliche Werte wiesen die alten Fichtenbestände auf. Geringste Artenzahlen fanden sich in den jungen Buchen- und Fichtenbeständen. Da sich das Verhältnis der Artenzahlen zwischen den Formationen im Jahresverlauf nur unwesentlich änderte, wurden für die folgenden Berechnungen die Daten aller Aufnahmen zusammengefasst.

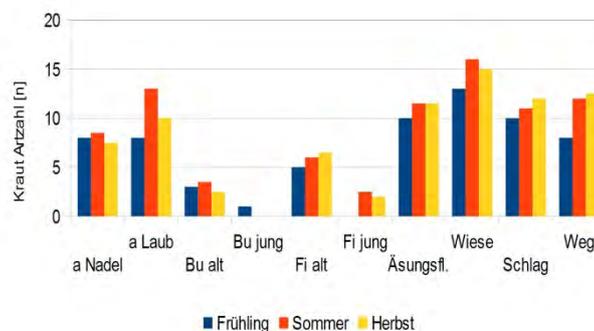


Abb. 3: Veränderung der Kraut-Artenzahl auf den einzelnen Formationen im Jahresverlauf: dargestellt sind die Mediane der jeweils 10 Beprobungsergebnisse für jede Formation und Jahreszeit.

Nach TUOMISTO (2012) lässt sich die Diversität direkt aus der Formel **Artenzahl * Evenness** berechnen.

Bei der Einteilung der Variablen (Artenzahl, Evenness und Diversität) zur Ermittlung der ökologischen Klassifikation (Abb. 4) der Formationen ließen sich vier Gruppen voneinander abgrenzen. Diese Gruppen wurden zur besseren Übersicht farblich unterlegt. Dabei sind farblich fließende Übergänge gewählt worden, da die jeweiligen Bereiche sich nicht scharf voneinander abgrenzen lassen.

- grün = sehr hoch, sehr homogen
- gelb = hoch, homogen
- orange = gering, inhomogen
- rot = sehr gering, sehr inhomogen

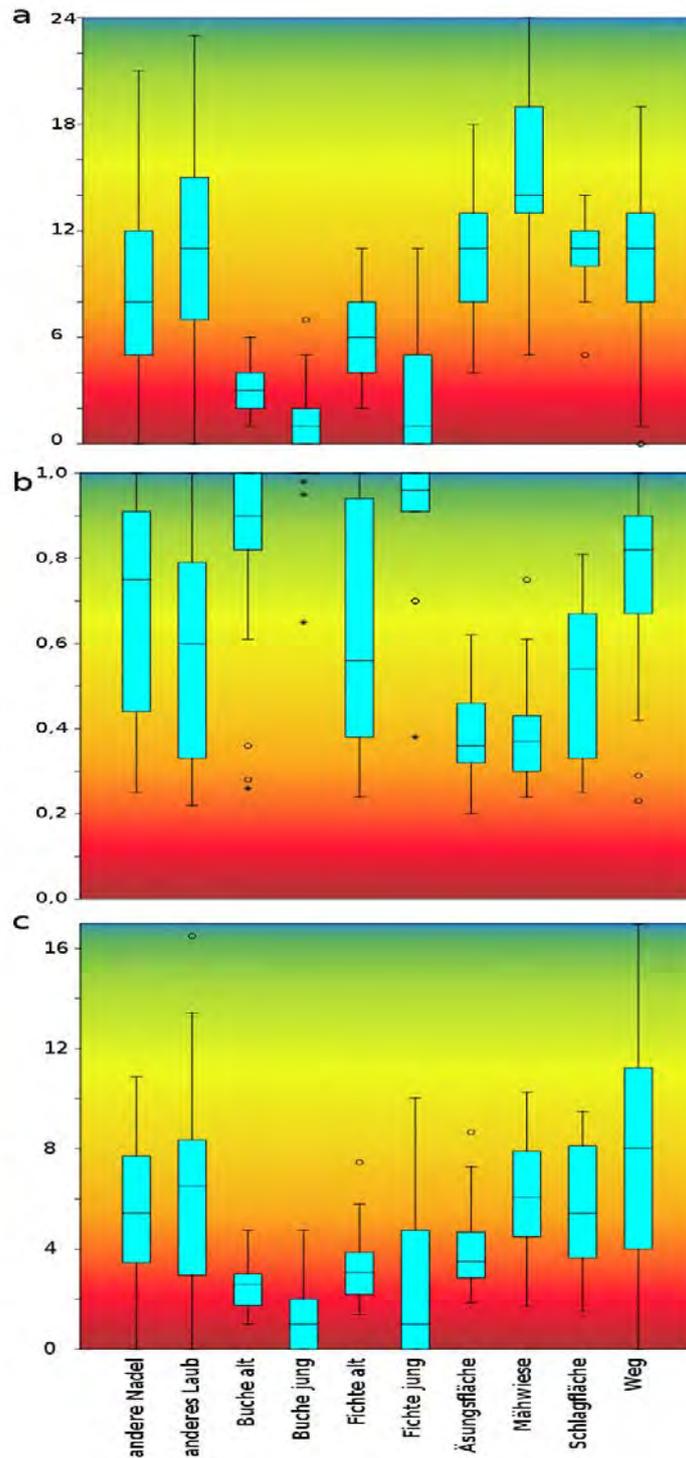


Abb. 4: Artenzahlen (a), Evenness (b) und errechnete Diversität (c) auf den Probeflächen. Farblich angedeutet ist die Wertung hinsichtlich der ökologischen Klassifikation, wobei im roten, unteren Bereich die niedrigsten Werte liegen, welche aufsteigend höher werden.

Die Boxplots verdeutlichen den Median und die Streuung der einzelnen Werte innerhalb einer Formation. Die Formation „andere Nadelhölzer“, „andere Laubhölzer“ und „Weg“ zeichneten sich durch relativ hohe Artenzahl und Evenness aus. Diese Formationen waren somit die Diverseseiten. Alle anderen Formationen unterschieden sich hiervon und wurden als weniger divers klassifiziert. Die Formation „Buche junger Bestand“, „Buche alter Bestand“ und „Fichte junger Bestand“ besaßen ebenfalls hohe Werte für Evenness, umfassten jedoch nur äußerst geringe Artenzahlen. Auf den Formationen „Fichte alter Bestand“ und „Schlagfläche“ wurden relativ durchschnittliche Werte für Artenzahl, und Evenness gefunden. Die For-

mationen „Wildäsungsfläche“ und „Mähwiese“ schließlich besaßen hohe Artenzahlen jedoch jeweils eine niedrige Evenness.

Grundsätzlich lassen sich die Flächen also unterscheiden in Flächen mit hoher Artenzahl und homogen vorkommender Artzusammensetzung, was zu einer guten ökologischen Bewertung, also einer relativ hohen Diversität führte und Flächen mit hoher Artenzahl aber heterogenem Artvorkommen, was eine weniger gute ökologische Klassifikation bedeutete.

4 Diskussion und Ausblick

Der Begriff „Diversität“ ist nicht fest definiert und eine Interpretation richtet sich stets nach der jeweiligen Fragestellung. Die hier gefundenen Werte können daher nur als Richtwerte für diese Untersuchung gelten und nicht als absolute Größe.

In Tab. 1 wurde der Versuch unternommen, anhand des verwendeten Farbcodes und der errechneten Diversität eine übersichtliche Einteilung der einzelnen Formationen vorzunehmen. Je höher der Zahlenwert der Diversität ist, desto idealer sind Evenness und Artenzahl auf der untersuchten Formation ausgeprägt. Da bei der Wertung der Diversität der Median zugrunde gelegt wurde, ist diese mit orange und rot im unteren Bereich angesiedelt. Das gesamte gefundene Spektrum weist also auch durchaus hohe und sehr hohe Diversitätswerte auf (z. B. auf den Formationen „Weg“ oder „anderes Laub“), diese sind aber nicht die Regel. Es darf auch nicht vergessen werden, dass der benutzte Farbcode allein eine Einordnung der betrachteten Flächen im Kontext dieser Untersuchung darstellt.

Tab. 1: Überblick der berechneten Diversitätsparameter, jeweils auf einer vierstufigen Farbskala. Die Diversität ist als Produkt aus Artenzahl und Evenness berechnet. Angegeben sind jeweils nur die Mediane. (Wertebereiche sind: Artenzahl 0-24; Evenness 0,0-1,0; Diversität 1-17).

Formation	Artenzahl	Evenness	Diversität
andere Nadelhölzer	gering (8)	homogen (0,75)	5,42
andere Laubhölzer	gering (11)	homogen (0,60)	6,52
Buche alt	sehr gering (3)	sehr homogen (0,89)	2,57
Buche jung	sehr gering (0,5)	sehr homogen (1,0)	0,5
Fichte alt	gering (5,5)	homogen (0,51)	3,04
Fichte jung	sehr gering (0,5)	sehr homogen (0,96)	0,50
Äsungsfläche	gering (10,5)	inhomogen (0,36)	3,50
Mähwiese	hoch (14)	inhomogen (0,37)	6,02
Schlagfläche	gering (11)	homogen (0,52)	5,34
Weg	gering (11)	sehr homogen (0,82)	7,69

Es lässt sich ein gewisser Trend hinsichtlich Artenzahl, Evenness und somit auch der Diversität auf den einzelnen Formationen erkennen. Besonders auffällig sind hier die Formationen „Fichte“ und „Buche junger Bestand“, welche durch eine sehr geringe Diversität auffallen. Diese lässt sich unter anderem durch starke Beschattung des Bodens und der besonders im Fichtenwald hinzukommenden Bodenversauerung erklären, welcher nur wenige krautige Arten der Bodenschicht trotzen können. Die verhältnismäßig hohe Diversität auf der Formation „Weg“ und „andere Laubhölzer“ könnte durch stärkeren Lichteinfall, weniger intensive Einflüsse der Baumschicht und bessere Bodenverhältnisse für die krautige Vegetation begründet werden.

Die Untersuchungen dieser Arbeit ergaben, dass es sich bei dem Freisetzungsbereich der Wisente um ein zwar von wirtschaftlich genutzten Fichten- und Buchenbeständen dominiertes, aber dennoch heterogenes Habitat handelt, welches vermutlich den verschiedenen Lebensraumansprüchen der Wisente gerecht wird.

Grundsätzlich ist festzuhalten, dass Wisente, wie auch anderes Wild, nicht nur nach dem Vorhandensein von Äsungsbiomasse ihr Habitat selektieren, sondern auch Aspekte wie beispielsweise Deckung und Schutz vor Witterungseinflüssen eine Rolle bei der Habitatwahl spielen (MYSTERUD & IMS 1998).

Die pflanzensoziologischen Aufnahmen stellen einen stichprobenartigen „Status Quo“ der Vegetation der einzelnen Formationen im Projektgebiet unter verschiedenen Einflüssen, wie etwa von Wild und Witterung vor der Freisetzung der Wisente dar. Wie sich der Einfluss einer kleinen Wisentpopulation auf die Vegetation im Projektgebiet auswirken wird, müssen weitere Untersuchungen nach der Freisetzung zeigen. Auf Grundlage der erhobenen Daten erscheint es jedoch möglich, Prognosen zu Aufenthaltswahrscheinlichkeiten und Präferenzen in der Nutzung von Habitaten durch die Wisente ableiten zu können. Die Habitatanalyse kann helfen, Prognosen zum Raumnutzungsverhalten der Wisente durchzuführen und somit das Management der freigesetzten Tiere zu erleichtern.

Zu beachten ist an dieser Stelle jedoch, dass es sich bei diesen Betrachtungen um ein hochgradig heterogenes System mit vielen Einflussgrößen handelt, welches grundsätzlich Berechnungen und Prognosen nur grob zulassen kann (JAX 1994).

5 Literaturverzeichnis

- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie: Grundlage und Methoden. – Stuttgart (Ulmer)
- JAX, K. (1994): Mosaik-Zyklus und Patch-dynamics: Synonyme oder verschiedene Konzepte? Eine Einladung zur Diskussion. - Z. Ökologie und Naturschutz, 3(2): 107-112
- KRASINSKA, M. & KRASINSKI, Z.A. (2008): Der Wisent. – Hohenwarsleben (Westarp) – (Die neue Brehm-Bücherei; 74)
- LINDNER, U., BUNZEL-DRÜCKE, M., REISINGER, E. (2006): Vorstudie zum E+E- Vorhaben „Wiederansiedlung von Wisenten im Rothaargebirge“. - Taurus Naturentwicklung e.V.
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. – 3. Aufl. – Heidelberg (Quelle und Meyer)
- MYSTERUD, A. & IMS, R.A. (1998): Functional Responses in Habitat Use: Availability Influences Relative Use in Trade-Off Situations. - Z. Ecology. Ecological Society of America 79: 1435-1441
- RAUSCHERT, S. (1969): Über einige Probleme der Vegetationsanalyse und Vegetationssystematik. - Archiv Naturschutz und Landschaftsforschung. 9(2): 153-174
- TILLMANN, J., BUNZEL-DRÜCKE, M., FINCK, P., REISINGER, E. & RIEKEN, U. (2012): Etablierung einer frei lebenden Wisentherde im Rothaargebirge: Ein Entwicklungs- und Erprobungsvorhaben des Bundes. - Naturschutz und Landschaftsplanung 44(9): 267-272
- TUOMISTO, H. (2012): An updated consumer's guide to evenness and related indices. - Oikos 121: 1203-1218
- TRAXLER, A. (1997): Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings. Methoden, Praxis, angewandte Projekte: Teil A: Methoden. – Wien (Umweltbundesamt Wien)
- TREMP, H. (2004): Aufnahme und Analyse vegetationsökologischer Daten. – Stuttgart (Ulmer)
- WALTER, S. (2004): Die Vegetation der Wälder des Rothaargebirges und ihre Veränderung im 20. Jahrhundert.- In: HENDRICKS, A. (Hrsg.), Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde. – Kronach (Druck & Media GmbH)

*Stephanie Caspers
Am Hilgenacker 12
57319 Bad Berleburg
stefficaspers@gmail.com*

Ein Wildtier aus Menschenhand – Entwicklung des natürlichen Scheuverhaltens bei zur Auswilderung vorbereiteten Wisenten

PHILIP SCHMITZ, STEPHANIE CASPERS, KLAUDIA WITTE

Schlagworte: Europäischer Bison, Wisent, Auswilderung, Fluchtdistanz, Habituation, natürliches Verhalten

1 Einleitung

Im Rahmen des E+E-Vorhabens „Wisente im Rothaargebirge“ wurde seit dem Frühjahr 2010 das ehrgeizige Ziel verfolgt, eine Herde von freilebenden Wisenten in einem privaten forstwirtschaftlich und touristisch genutzten Wald zu etablieren (SCHMITZ & WITTE 2012). Das Projektgebiet umfasst über 4.000 ha Wirtschaftswald der Mittelgebirgsstufe und liegt im östlichen Nordrhein-Westfalen im Rothaargebirge nördlich der Stadt Bad Berleburg. Das Projekt wurde über mehrere Jahre intensiv wissenschaftlich betreut, um die Eignung der aus menschlicher Obhut stammenden Tiere für eine Auswilderung, ihren Einfluss auf Flora und Fauna sowie deren Akzeptanz in der Bevölkerung zu untersuchen. Schließlich konnten die Tiere im April 2013 aufgrund der gewonnenen wissenschaftlichen Erkenntnisse freigesetzt werden und etablieren seither ihr neues Streifgebiet.

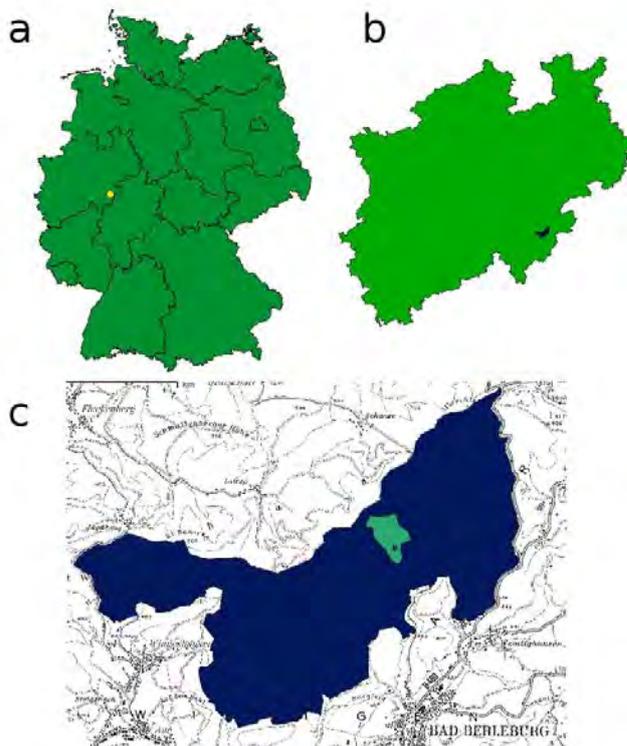


Abb. 3: Lage des Projektgebietes. Der zur Verfügung gestellte Privatwald befindet sich im Osten Nordrhein-Westfalens (a, b) nördlich der Stadt Bad Berleburg (c). Das Gebiet umfasst mehr als 4.000 ha zusammenhängenden Waldes.

Dieses Projekt hat als Pilotstudie einen Vorbildcharakter für andere Auswilderungsprojekte und kann den Weg für weitere ähnliche Projekte in Europa bereiten (TILLMANN et al. 2012). Der herausragende modellhafte Charakter des Projektes besteht vor allem darin, dass gezeigt werden konnte, dass die Ansiedlung einer gemanagten Wisentherde in einem intensiv genutzten Wirtschaftswald den anthropogenen Nutzungsinteressen nicht entgegensteht. Zwar erfüllt die Herde im Rothaargebirge nicht die Voraussetzungen von selbst erhaltungsfähigen Populationen, wie sie die Bison Specialist Group (KRASINSKA & KRASINSKI 2008, PUCEK et al. 2004) und die IUCN (2013) vorgeben, denn die Herde und ihr Bestand müssen weiterhin gemanagt werden, jedoch eröffnet sich hier unter anderem die Möglichkeit, die gewonnenen Erkenntnisse in andere ähnlich gelagerte Artenschutzprojekte zu projizieren und den gewonnenen Erfahrungen – sofern sie publiziert werden – teilhaben zu lassen. Weiterhin stellt diese Wisentherde eine weitere genetische Ressource der zurzeit existierenden „Metapopulation“ dar. Durch die räumliche Trennung verschiedener kleiner Herden bei gleichzeitigem genetischen Austausch durch zuchtbuchgestützte Kooperationen wird eine

Risikominimierung für die Spezies erreicht, da lokal auftretende Krankheiten oder Naturkatastrophen nun nur auf einen Teil der Population einwirken können. Zudem sind die hier ausgewilderten Tiere und ihre Nachkommen ideal zum Aufbau weiterer in Freiheit lebender Wisentherden geeignet.

Ein zentraler Aspekt im Vorlauf des Auswilderungsprozesses war die Untersuchung der Fluchtdistanz der Wisente. Im Jahr 1927 wurde der letzte wildlebende Wisent im Kaukasus gewildert und alle heute lebenden Wisente gehen auf 12 Gründerindividuen aus menschlicher Obhut zurück. Die ins Rothaargebirge gebrachten Individuen stammten alle aus kleineren Gehegen und Zoologischen Gärten und waren somit an menschliche Präsenz habituiert. Aus Begegnungen zwischen den Tieren und Menschen könnten daher möglicherweise gefährliche Situationen erwachsen, was vor einer Auswilderung ausgeschlossen werden musste.

Im Rahmen der hier beschriebenen Arbeit wurde die fluchtauslösende Distanz der Tiere bei menschlicher Annäherung gemessen und ihre Entwicklung im Laufe der Zeit verfolgt.

2 Material und Methode

Bevor die Herde freigesetzt wurde, wurde sie in einem 89 ha großen umzäunten Gebiet gehalten, in dem sie - bis auf wenige Ausnahmen - keinen Kontakt zum Menschen hatten. Um die Fluchtdistanz der Tiere zu messen und deren Entwicklung zu verfolgen, wurde ein experimenteller Ansatz verwendet. Dabei simulierten freiwillige Feldassistenten eine Wandergruppe und näherten sich den Tieren kontrolliert an. Die Versuche wurden maximal einmal monatlich durchgeführt, um einen Gewöhnungseffekt zu minimieren.

Es kamen jeweils drei Feldassistenten pro Versuch zum Einsatz. Die Tiere waren ihnen gegenüber naiv, die Personen führten keine Stöcke, Schirme, Regenmäntel oder andere Gegenstände mit sich. Der Versuchsleiter suchte die Herde im Vorfeld auf, um ein Videoprotokoll des Experiments zu erstellen. Die Feldassistenten wurden von ihm über Funk eingewiesen und zum Herdenstandort dirigiert. Ein Beobachtungstag umfasste jeweils einen Test innerhalb der hellen Tagesstunden. Die Feldassistenten waren dabei in gedeckten Farben gekleidet und unterhielten sich in normaler Lautstärke. Die Annäherung an die Tiere erfolgte in einem geradlinigen Kurs, wobei in gewissen definierten Abständen die Entfernung zur Herde mit einem Laser-Entfernungsmesser gemessen wurde. Die Messwerte wurden per Sprechfunk an den Versuchsleiter übermittelt und im Videoprotokoll festgehalten. Die Zeiten und Entfernungen der ersten Aufmerksamkeit, der ersten messbaren Reaktion der Tiere auf die Wanderer sowie die erste Fluchtbewegung der Tiere wurden festgehalten. Ebenso wurde protokolliert, welches Tier die erste Fluchtreaktion zeigte, wann die erste Reaktion erfolgte (Latenz) und in welcher Gangart sich das jeweilige Tier bewegte. Auch wurde die nach einer Flucht eingenommene Distanz gemessen. Als abiotische Faktoren wurden Niederschlag, Windgeschwindigkeit und -richtung zu Beginn und Ende des Versuchs vom Versuchsleiter festgehalten.

Bei einem Mindestabstand von 20 m wurde der Versuch jeweils abgebrochen und das Ergebnis als „keine Fluchtreaktion“ gewertet.

Zusätzlich zum Grunddesign von drei Wanderern wurden Sonderszenarien getestet, auf die die Wisente nach Freilassung treffen könnten: Skiläufer, Fahrradfahrer, Hundeführer, Tierfotografen und Camper.

Die Distanzmessungen fanden in jedem Fall außerhalb des umgatterten Fütterungsbereiches statt, da die Tiere dort einer potentiellen Störungsquelle nicht ausweichen konnten.

3 Ergebnisse

Bislang wurden 21 Experimente zur Fluchtdistanzmessung in verschiedenen Szenarien durchgeführt, 12 während der Vegetationsperiode (April – Oktober) und sechs außerhalb der Vegetationsperiode. Drei Experimente (Camper, Jagdsimulation) waren nicht vergleichbar auszuwerten und wurden getrennt betrachtet. Generell zeigte sich, dass die Fluchtreaktion der Tiere sehr stark kontextabhängig war. Während der Vegetationsperiode betrug die in den Experimenten gemessene Fluchtdistanz im Mittel $40,42 \pm 17,61$ m.

Die Tiere zogen sich nach einer Flucht auf eine Entfernung von $125,5 \pm 89,4$ m zurück. Außerhalb der Vegetationsperiode hielten sich die Tiere oft in der Nähe des Fütterungsbereiches auf. Hier waren die Fluchtreaktionen auf die Wanderer deutlich geringer.



Abb. 4: Die Wisentherde. Die Sichtweiten können je nach Geländetyp, Jahreszeit und Annäherungsrichtung stark unterschiedlich sein.

Befanden sich die Tiere im Winter nahe der Fütterung, so zeigten sie in vielen Fällen keine oder nur sehr verhaltene Fluchtreaktionen. Generell beeinflussten äußere Faktoren wie Wind, Geländere relief und Sichtweite die Ergebnisse und das Verhalten der Tiere musste als sehr dynamisch angesehen werden. Die Sonderszenarien unterschieden sich innerhalb der Schwankungsbreite nicht messbar von den Grundszenarien.

Bemerkenswert war, dass sich die Wisente niemals ohne direkten Sichtkontakt von den sich annähernden Feldassistenten entfernten. Die Sehleistung von Wisenten wird im Allgemeinen als schlecht beschrieben, während der Gehör und Geruchssinn sehr gut ausgeprägt sind (KRASINSKA & KRASINSKI 2008, BASKIN & DANELL 2003). Möglicherweise ist dies durch einen Beobachtereffekt durch den Versuchsleiter zu erklären, da trotz aller Vorsichtsmaßnahmen durch die Anwesenheit des Versuchsleiters in der Nähe der Herde menschliche Witterung und Geräusche der Feldassistenten überdeckt worden sein können. Diesen Effekt auszuschließen, war jedoch mit dem gewählten Versuchsdesign nicht möglich.

Auch während der länger andauernden Experimente (Camper, Jagdsimulation) ergab sich keine bedrohliche Situation. Während eines Experiments (Camper) ignorierten die Tiere die Feldassistenten komplett, während des zweiten Experiments näherten sich die Tiere am Abend und in den frühen Morgenstunden den Zelten und Ausrüstungsgegenständen an und entfernten sich nach wenigen Minuten wieder. Bei der Jagdsimulation zeigten die Wisente nur bei Knallgeräuschen in ihrer Nähe (< 50 m) eine Fluchtreaktion und ignorierten die Feldassistentin ansonsten.

4 Diskussion

Unsere Experimente zeigen, dass die aus menschlicher Obhut stammenden Tiere in kurzer Zeit natürliche Scheu vor dem Menschen entwickelt haben. Die in den Experimenten gemessene Fluchtdistanz deckte sich mit den Angaben aus der Literatur (BASKIN & DANELL 2003) zu freilebenden Wisenten. Sie wiesen

jedoch ebenfalls große Schwankungsbreiten auf, (BASKIN & DANELL 2003). BALCIAUSKAS (1999) berichtet, dass Wisente vor sich nähernden Menschen auf 100 m und vor herannahenden Autos auf 200 m flüchten.



Abb. 5: Auch während Ruheperioden beobachten die Tiere ihre Umgebung. Zeiten, in denen alle Tiere eine verminderte Aufmerksamkeit zeigen, finden sich vor allem des Nachts.

Persönliche Erfahrungen bestätigen dieses Bild. In den Karpaten an der ukrainischen Grenze war es dem Autor nicht möglich, sich einem erwachsenen Bullen bzw. einer Gruppe von drei bis vier Kühen auf weniger als 50 m zu nähern. Sichtkontakt bestand bei einer mehrstündigen Suche für etwa 15 Sekunden. Auf einer Exkursion nach Westpommern versuchten fünf Personen für vier bis fünf Stunden, sich einer besenderten Herde zu nähern. Hier bestand für wenige Sekunden Sichtkontakt auf eine Entfernung von ca. 150 m, bis sich die Tiere in einen Birkenwald zurückzogen.

Die von uns erhobenen Daten müssen jedoch im jeweiligen Kontext gesehen werden. Von 12 Fluchtdistanzmessungen während der Vegetationsperiode fand bei zehn Durchgängen eine Flucht statt. Von sechs Messungen außerhalb der Vegetationsperiode flüchteten die Tiere bei zwei Versuchen. Es konnte kein signifikanter Unterschied zwischen den verschiedenen Gruppen nachgewiesen werden.

Die Tiere im Rothaargebirge stammten alle aus menschlicher Obhut und waren an den Umgang mit Menschen gewöhnt. Wisente habituierten schnell an Fütterungen und verknüpfen daraufhin offenbar den Menschen mit Futter (CABON-RACZYNSKA et al. 1983). Da die untersuchte Wisentherde aus Managementgründen das ganze Jahr hindurch gefüttert wurde, war dieser Gewöhnungseffekt auch im Verhalten der Herde erkennbar. Auch andere Wildtiere (Rothirsch, Muffel) zeigten in solchen Situationen keine oder nur sehr schwache Fluchtreaktionen (RÖHL, pers. Mitt.; RATH, pers. Mitt.; eigene Beobachtung).

Bei $\frac{2}{3}$ der durchgeführten Feldversuche zogen sich die Tiere von den Feldassistenten zurück. Die Situationen, wo die Tiere keine Fluchtreaktion zeigten, befanden sie sich in fünf von sechs Fällen in unmittelbarer Umgebung des Fütterungsbereiches, bei vier dieser Situationen zur Zeit der Winterfütterung. Die Raufuttergabe war bei Schneelagen die einzige leicht zu erreichende Futterquelle im gesamten Gebiet. Bei der letzten Situation, in der sich die Tiere nicht zurückgezogen hatten, näherten sich die Feldassistenten innerhalb einer Stunde gut sichtbar und auf maximal 40 m. Die fluchtauslösende Distanz war bei dieser Entfernung nicht erreicht. Dass sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den Jahreszeiten nachweisen ließen, war offenbar dem geringen Stichprobenumfang und der großen Varianz der Daten geschuldet. Die Tiere zeigten außerhalb der Vegetationsperiode deutlich geringere Fluchtreaktionen.

Wenn die Tiere Fluchtverhalten zeigten, so initiierte oft ein rangniederes Tier die Flucht. Oft waren die Ω -Tiere auch die ersten, die eine Reaktion auf sich nähernde Menschen zeigten. Sofern sich aber die ranghohen Tiere nicht fortbewegten, blieb die übrige Herde ebenfalls stehen. Wurden die Tiere von Menschen überrascht, fiel die Reaktion deutlich heftiger aus. Die Wisente entfernten sich und sicherten, wie ebenfalls in der Literatur beschrieben (CABON-RACZYNSKA et al. 1987, KRASINSKA & KRASINSKI 2007). Es konnte keine Situation beobachtet werden, in der die Tiere ohne direkten Sichtkontakt zum Menschen eine Fluchtreaktion gezeigt hatten. Aufgrund der Geländestruktur war die Sichtweite im Gelände oft eingeschränkt. Die mittlere Distanz, bei der die Feldassistenten der Tiere ansichtig wurden (und somit die größte mögliche Fluchtdistanz der Herde) lag bei $80,22 \pm 31,96$ m.

Es steht bislang nicht zu erwarten, dass sich das Verhalten der Tiere grundlegend ändert. Jedoch ist erkennbar, dass die Tiere schnell an menschliche Präsenz habituieren, aber auch an das Fehlen derselben (eigene Beobachtung, unveröffentlicht). In Zeiten, wo sich die Tiere in Gebieten mit hoher menschlicher Präsenz aufhalten, ist die subjektive Fluchtdistanz deutlich verringert. Im Gegensatz dazu findet man bei längerem Aufenthalt in einem ungestörten Terrain den gegenteiligen Effekt. Dennoch hat sich an den grundsätzlichen Bedingungen nichts geändert: die Tiere sind in ihrem Kerneinstand weitgehend ungestört, menschliche Kontakte gehen dort in den allermeisten Fällen mit Futtergabe oder keiner besonderen Interaktion einher. Für die Tiere bedrohlich empfundene Situationen finden nur bei Immobilisationen statt.

Abschließend können aus den bisherigen Untersuchungen vier Schlussfolgerungen als Fazit gezogen werden:

- Das experimentell gemessene Fluchtverhalten der Wisente ist vergleichbar zu Literaturangaben zum Verhalten freilebender Wisente. Das heißt, die Tiere zeigten nach etwa einem Jahr schon natürliches Scheu- und Fluchtverhalten gegenüber dem Menschen, obwohl alle Tiere aus menschlicher Obhut (Zoos, Gehegen) stammten.
- Das Tierverhalten variiert deutlich zwischen den Jahresperioden.
- Die Wisente zeigten kein agonistisches Verhalten gegenüber den Wanderern und bewegten sich auch niemals deutlich auf die Assistenten zu. Zumeist entfernten sie sich außer Sichtweite oder verblieben am Ort.
- Das Fluchtverhalten ist stark beeinflusst von Managementmaßnahmen, ebenso wie der Habitatstruktur und anderen externen Faktoren.

Somit sind die hier ausgewilderten Tiere und ihre Nachkommen ideal zum Aufbau weiterer in Freiheit lebender Wisentherden geeignet.

5 Literatur

- BASKIN, L. & DANELL, K. (2003): Ecology of Ungulates: A Handbook of Species in Eastern Europe and Northern and Central Asia. - Berlin (Springer)
- CABON-RACZYNSKA, K.; KRASINSKA, M. & KRASINSKI, Z. (1983): Behaviour and Daily Activity Rhythm of European Bison in Winter. - Acta Theriologica 28: 273-299
- CABON-RACZYNSKA, K.; KRASINSKA, M.; KRASINSKI, Z. A. & WOJCIK, J.M. (1987): Rhythm of daily Activity and Behavior of European Bison in the Bialowieza Forest in the Period without Snow Cover. - Acta Theriologica 32: 335-372
- IUCN (2013): The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1. Downloaded on 27.07.2013
- KRASIŃSKA, M. & KRASIŃSKI, Z. (2007): European bison: The nature monograph. -Mammal Research Institute, Polish Academy of Science.
- KRASIŃSKA, M. & KRASIŃSKI, Z. (2008): Der Wisent. Bison bonasus. - Hohenwartsleben (Westarp) (Die neue Brehm-Bücherei; 74)
- PUCEK, Z.; BELOUSOVA, I.; KRASINSKA, M.; KRASINSKI, Z. & OLECH, W. (2004): Status Survey and Conservation Action Plan. European Bison. - In: PUCEK, Z. (ed.): IUCN/SSC Bison Specialist Group. – Gland (IUCN)
- SCHMITZ, P. & WITTE, K. (2012): E+E-Vorhaben „Wisente im Rothaargebirge“. - In: FEIT, U. & KORN, H. (ed.): Treffpunkt Biologische Vielfalt 11. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz) (BfN_Skripten; 309): 107-111

TILLMANN, J.; BUNZEL-DRÜKE, M.; FINCK, P.; REISINGER, E. & RIECKEN, U. (2012): Etablierung einer freilebenden Wisentherde im Rothaargebirge. - Naturschutz und Landschaftsplanung 44: 267-272

Philip Schmitz
University of Siegen
Department of Chemistry and Biology
Section of Biology
Research Group Ecology & Behavioural Biology
Adolf-Reichweinstr. 2
D-57068 Siegen
schmitz@biologie.uni-siegen.de

Auswirkungen von Inzucht und Umweltstress auf Pflanzen

TOBIAS SANDNER

Schlagwörter: Fragmentierung, kleine Populationen, Inzuchtdepression, ex-situ Erhaltung

1 Einführung

Für die Bewahrung der biologischen Vielfalt ist es wichtig, große Populationen von Arten zu erhalten. Werden Populationen klein, geht durch zufällige Prozesse („genetische Drift“) genetische Vielfalt innerhalb der Arten verloren – schon diese ist ein Teil der Biologischen Vielfalt im Sinne der CBD (Artikel 2). Der Erhalt genetischer Vielfalt ist allerdings nicht nur ein Selbstzweck, sondern auch unerlässlich für den Erhalt der Populationen und Arten. Denn in einem sogenannten „Aussterbestrudel“ (PRIMACK 1995) wird eine kleine Population häufig durch sich gegenseitig verstärkende Prozesse wie genetische Drift, Inzuchtdepression und die Auswirkungen der Stochastizität der Umwelt immer kleiner, bis sie schließlich ausstirbt. Wenn Arten einmal selten geworden sind, wird es also zunehmend schwieriger, ihr Aussterben aufzuhalten – selbst wenn sie formal durch Schutzgebiete oder in Botanischen Gärten oder Zoos „geschützt“ sind.

Eine zentrale Komponente des Aussterbestrudels ist Inzucht. Wenn Populationen kleiner werden, nimmt durch genetische Drift die genetische Vielfalt ab und es kommt unweigerlich zu häufigerer Paarung nah verwandter Individuen (Inzucht). Häufig führt Inzucht zu einer reduzierten Fitness der Nachkommen (Inzuchtdepression). Bei Pflanzen ist Selbstbestäubung eine besonders starke Form der Inzucht und in kleinen Populationen häufig erhöht. Der häufigste Grund für Inzuchtdepression ist die vermehrte Ausprägung rezessiver negativer Allele: Viele negative Varianten eines Gens (z. B. Krankheiten) sind rezessiv, treten also nicht zutage, solange sie nur von einem der Eltern vererbt worden. Inzucht steigert die Wahrscheinlichkeit, dass ein Individuum solche Allele zweimal besitzt und die negativen Erbanlagen zur Ausprägung kommen. Da diese Nachkommen aber ein geringeres Wachstum und eine geringere Wahrscheinlichkeit zu überleben haben, produzieren sie weniger Nachkommen als nicht ingezüchtete Individuen. Dies kann dazu führen, dass die negativen Allele langsam aus der Population verschwinden. Nach mehreren Generationen der Inzucht kann deshalb die Inzuchtdepression abnehmen, man spricht von Purging („Reinigung“). Dies wird in der Züchtung gezielt eingesetzt, birgt aber für natürliche Populationen erhebliche Risiken, da genetische Diversität verloren geht, die unter anderen Bedingungen von Vorteil sein könnte, und da im Extremfall alle Nachkommen sterben können.

1.1 Inzuchtdepression in Botanischen Gärten?

In Botanischen Gärten wachsen oft extrem kleine Populationen von Pflanzen, wir erwarten also eine sehr hohe Inzucht. Es ist aber wenig darüber bekannt, welche Folgen dies hat. Wir pflanzten Samen der Hundszunge (*Cynoglossum officinale*, Boraginaceae, Abb. 1a) aus 12 Botanischen Gärten in einen Versuchsgarten. Die neutrale molekulargenetische Vielfalt nahm mit der Dauer der vorangegangenen Kultivierung der Art in den Botanischen Gärten sehr stark ab ($r^2 = 0.51$, $p < 0.05$) – eine Folge der genetischen Drift in kleinen Populationen (ENBLIN, SANDNER & MATTHIES 2011).

Um die Inzuchtdepression zu studieren, bestäubten wir einige der Pflanzen jeweils mit eigenem Pollen („Selbst-“) oder Pollen einer anderen Pflanze („Fremdbestäubung“). Im Gegensatz zur genetischen Drift wurde Inzuchtdepression nicht beobachtet – sowohl die Samenzahl als auch die Samenmasse unterschieden sich nicht signifikant zwischen selbst- und fremdbestäubten Pflanzen. Nach drei Wochen Wachstum hatten die selbstbestäubten zwar etwas kleinere Blätter als fremdbestäubte Pflanzen (Inzuchtdepression = 12 %), aber später verschwand dieser Unterschied wieder (SANDNER 2009).

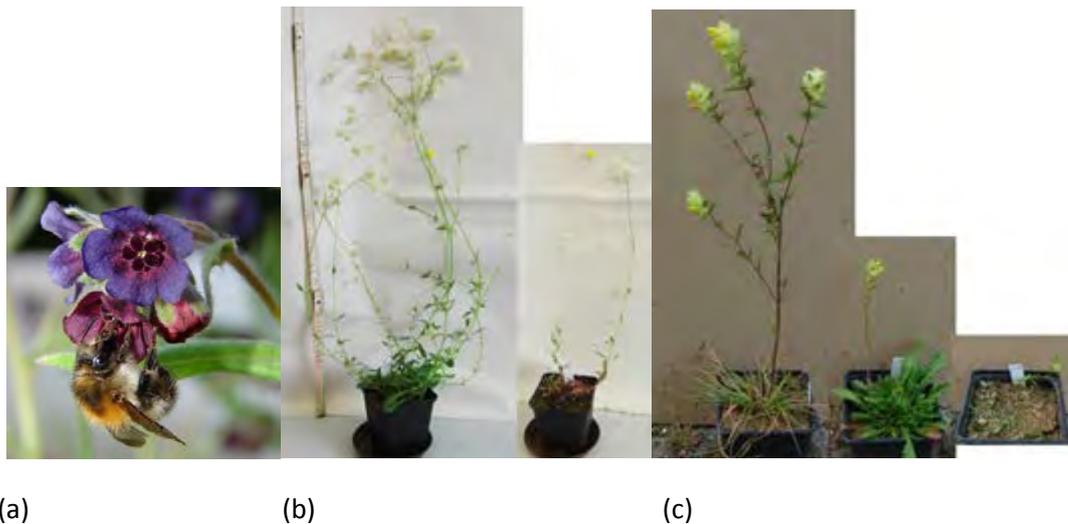


Abb. 1: a) Blüten von *Cynolossium officinale* mit Bestäuber; b) *Silene vulgaris* im Stressexperiment, Kontrollpflanze (links) und unter starkem Nährstoffmangel gewachsene Pflanze (rechts); c) *Rhinanthus alecatorolophus* Pflanze zur Blütezeit mit unterschiedlich guten Wirten. Links guter Wirt (*Lolium perenne*), in der Mitte schlechter Wirt (*Leucanthemum vulgare*) und rechts kein Wirt.

Eine sehr geringe oder fehlende Inzuchtdepression in kleinen Populationen kurzlebiger Pflanzen ist nicht ungewöhnlich, sondern die Regel (HUSBAND & SCHEMSKE 1996, ANGELONI et al. 2011) und wird durch Purgung erklärt. Die Hundszunge ist als kurzlebige, ruderales Art auf die Produktion von Samen angewiesen – die Pflanzen sterben nach der Blüte (meist im zweiten Jahr), deshalb bestäuben sie sich sogar selbst, wenn Bestäuber ausbleiben. Nach wenigen Generationen sind viele negative Allele aus der Population verschwunden.

2 Was bestimmt die Stärke der Inzuchtdepression?

Welche Rolle Inzuchtdepression für die Gefährdung der Arten spielt, ist schwer abzuschätzen. Arten unterscheiden sich sehr stark in ihrer Anfälligkeit gegenüber Inzuchtdepression. So zeigen regelmäßig selbstbestäubende Arten wie *C. officinale* eine geringere Inzuchtdepression als normalerweise fremdbestäubende Arten; in großen Populationen, in denen Inzucht selten auftritt, ist Inzuchtdepression stärker als in kleinen, in denen es schon oft zu Inzucht kam (HUSBAND & SCHEMSKE 1996, ANGELONI et al. 2011). Aber auch die Umwelt hat einen starken Einfluss auf die Folgen der Inzucht. So war z. B. bei der amerikanischen Dünenpflanze *Sabatia angularis* die Inzuchtdepression in der Natur deutlich stärker als im Gewächshaus (DUDASH 1990). Daraus ergibt sich eine wichtige Frage für den Erhalt der Biodiversität: Ist Inzuchtdepression generell stärker unter Stress als unter günstigen Bedingungen? Anders gesagt: Kann es sein, dass unter guten Bedingungen Inzucht keine negativen Folgen hat, während diese unter härteren Bedingungen deutlich werden? Das wäre gefährlich für viele Wiederansiedlungen von Pflanzen und Tieren aus Zoos und Botanischen Gärten, wo es aufgrund der kleinen Populationen oft zu Inzucht kommt, die sich dort vielleicht nur aufgrund der günstigen Bedingungen nicht negativ auswirkte. Aber auch in der Natur könnten seltene Arten bei sich veränderndem Klima noch stärker unter Inzucht leiden als bisher.

In den letzten 20 Jahren hat es eine Reihe von Studien an Pflanzen und Tieren gegeben, die Inzuchtdepression unter verschiedenen Stressbedingungen untersucht haben. In der Ökologie wird der Begriff „Stress“ für eine Bedingung verwendet, die das Überleben erschwert und das Wachstum und die Reproduktion verringert. Von verschiedenen Umwelten wird also diejenige als stressreicher betrachtet, die Komponenten der Fitness (z. B. das Wachstum von Pflanzen) stärker reduziert (ARMBRUSTER & REED 2005). Die Mehrzahl der Studien fand eine stärkere Inzuchtdepression unter Stress; dieser Effekt war aber oft nicht sehr ausgeprägt und einige Studien kamen sogar zu gegenteiligen Ergebnissen (ARMBRUSTER & REED 2005). Manche Autoren nehmen an, dass Inzuchtdepression mit der Stressstärke linear zunimmt, und dass Studien, die keinen Zusammenhang fanden, nur zu schwachen Stressbedingungen untersucht ha-

ben (FOX & REED 2011). Es gibt in diesem Zusammenhang aber zwei entgegengesetzte Hypothesen, die beide ihre Berechtigung haben (CHEPTOU & DONOHUE 2011): Die erste nimmt an, dass Inzuchtdepression mit der Stressintensität zunimmt, also z. B. Pflanzen, die aus Selbstbestäubungen hervorgegangen sind, im Vergleich zu solchen aus Fremdbestäubungen umso schlechter wachsen, je stressreicher die Umwelt ist. Die zweite Hypothese dagegen nimmt an, dass fremdbestäubte Individuen gute Bedingungen besser ausnutzen können, während unter Stress alle gleichermaßen leiden – Inzuchtdepression nähme also mit der Stressintensität ab.

Anhand einiger Beispiele möchte ich im Folgenden zeigen, welchen Einfluss unterschiedliche Stressbedingungen auf die Stärke der Inzuchtdepression bei Pflanzen haben.

2.1 Inzucht in der Natur und im Versuchsgarten

In einer mageren Wiese wurden Samen des aufgeblasenen Leimkrautes *Silene vulgaris* (Caryophyllaceae) gesammelt und Pflanzen im Gewächshaus angezogen und jeweils selbst- oder fremdbestäubt. Im Gegensatz zur Hundszunge (s. o.) gab es bei *S. vulgaris* schon bei frühen Merkmalen Inzuchtdepression: Selbstbestäubte Blüten bildeten 27 % weniger Samen als fremdbestäubte, von diesen keimten 9 % weniger, und die Sterblichkeit der gekeimten Samen war um 16 % erhöht. Da diese Maße der Inzuchtdepression unabhängig voneinander sind, kann man sie kombinieren und erhält allein für diese „frühen Merkmale“ eine Inzuchtdepression von 44 %.

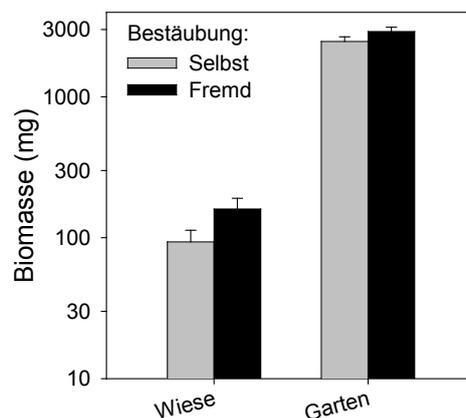


Abb. 2: *Silene vulgaris*. Biomasse von selbst- und fremdbestäubten Pflanzen in Wiese und Versuchsbeet.

Um zu testen, ob Inzuchtdepression in der Natur größer ist, wurden die überlebenden Nachkommen zu gleichen Teilen entweder in eine Wiese am Fachbereich Biologie der Universität Marburg gepflanzt oder in Töpfen in ein Versuchsbeet im Botanischen Garten Marburg gestellt. Die Biomasse der Pflanzen im Versuchsbeet war mehr als zehnmals so hoch wie die der Pflanzen in der Wiese – die Natur war hier also die stressreichere Umwelt. Die Inzuchtdepression betrug in der Natur 41 %, im Versuchsbeet dagegen nur 15 % (Abb. 2). Kombiniert man dieses Ergebnis noch mit der frühen Inzuchtdepression, ergibt sich eine Gesamtinzuchtdepression von 67 % in der Natur und 52 % im Versuchsgarten – d. h. die Fitness selbstbestäubter Pflanzen war weniger als halb so groß wie jene fremdbestäubter Pflanzen. Die Inzuchtdepression war also insgesamt sehr stark und unter Stress noch stärker als unter günstigen Bedingungen.

2.2 Inzucht unter verschiedenen Stressbedingungen

Ein Vergleich des Wachstums von Pflanzen in der Natur und im Gewächshaus oder Versuchsgarten ist aufschlussreich, doch die Ursachen unterschiedlich guten Wachstums sind unklar. In einer Wiese können Pflanzen verschiedensten Stressoren ausgesetzt sein, wie z. B. Wasser- und Nährstoffmangel, Konkurrenz durch andere Pflanzen und Herbivorie. Deshalb wurde mit Keimlingen aus demselben Kreuzungsexperiment auch ein kontrolliertes Stressexperiment durchgeführt. Selbst- und fremdbestäubte Keimlinge wurden dazu durch Stecklinge vermehrt und im Gewächshaus unter acht kontrollierten Umweltbedingungen angezogen. Zusätzlich zu einer Kontrollbehandlung gab es zwei Stufen von Nährstoffmangel, zwei Stufen

von Schatten, Trockenheit, simulierte Mahd und eine Behandlung mit einem Schwermetall (Kupfer). Bedingungen, die das Wachstum stärker reduzierten, wurden als stressreicher angesehen (Abb. 1b).

Selbstbestäubte Pflanzen waren unter allen Behandlungen kleiner als fremdbestäubte, aber das Ausmaß dieser Inzuchtdepression nahm nicht generell unter Stress zu, sondern war unter manchen Bedingungen etwas höher, unter anderen etwas niedriger als in der Kontrolle (Abb. 3). Die untersuchten Pflanzen kamen aus einem Habitat, in dem Trockenheit, Nährstoffmangel und Mahd durchaus üblich sind – es könnte sein, dass Selektion dazu geführt hat, dass sich die Art an diese spezifischen Stressarten genetisch angepasst hat und die Inzuchtdepression unter diesen Bedingungen durch Purgung schon reduziert war, aber das bleibt durch weitere Experimente zu überprüfen.

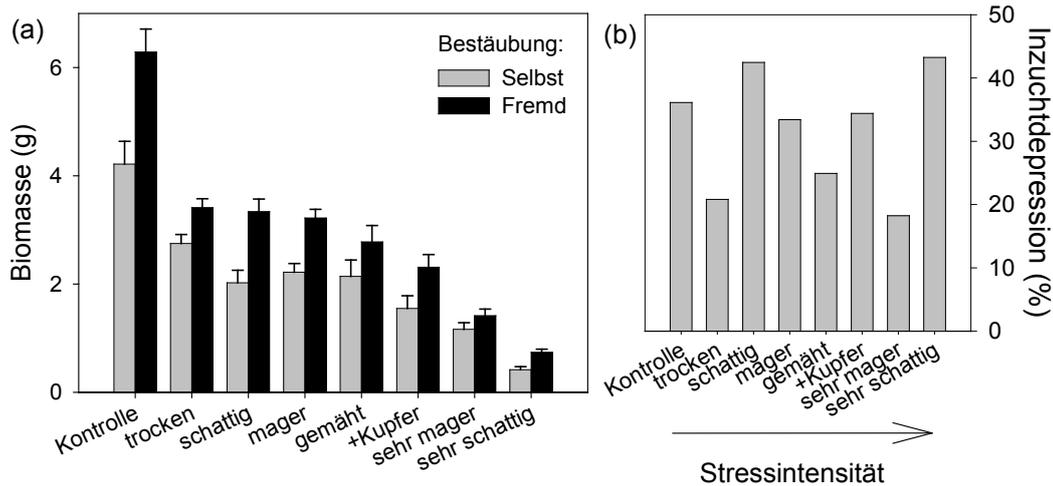


Abb. 3: *Silene vulgaris*. a) Biomasse von selbst und fremdbestäubten Pflanzen unter acht verschiedenen Stressbedingungen, nach zunehmender Stressintensität geordnet. b) Inzuchtdepression unter den acht verschiedenen Stressbedingungen.

2.3 Ein besonderer Stress: Schlechte Wirte für eine parasitische Pflanze

Der zottige Klappertopf (*Rhinanthus alectorolophus*, Orobanchaceae) war früher eine häufige Art der Wiesen Mitteleuropas. Heute ist sein Lebensraum sehr reduziert und fragmentiert. Inzucht wird in den verbleibenden Populationen daher immer wahrscheinlicher. Als Halbparasit hängt sein Wachstum stark davon ab, welche Pflanzen ihm als Wirt zur Verfügung stehen. Mit speziellen Organen seiner Wurzeln („Haustorien“) entzieht *R. alectorolophus* seinen Wirten Wasser und Nährstoffe. Mit guten Wirten (vor allem Gräsern und einigen Leguminosen) kann er recht groß werden, während er mit schlechten Wirten oder ohne Wirt sehr klein bleibt (Abb. 1c). Ist Inzuchtdepression nun unter Stress, also bei Wachstum mit schlechten Wirten, stärker als mit guten Wirten? Wir zogen selbst- und fremdbestäubte Parasiten mit 13 verschiedenen Pflanzenarten an, die sich in ihrer Qualität als Wirt deutlich unterscheiden.

Die Höhe des Parasiten wurde nur bei Anzucht mit einigen guten Wirten durch Inzucht negativ beeinflusst, bei Anzucht mit schlechten Wirten hatte Inzucht dagegen keine negativen Auswirkungen auf die Größe des Parasiten (Abb. 4). Dieses Ergebnis widerspricht der Standardhypothese, dass Inzuchtdepression grundsätzlich unter Stress zunimmt, und unterstützt eher die alternative Hypothese. Fremdbestäubte Pflanzen konnten besonders stark von guten Wirten profitieren, die Inzuchtdepression war dann stärker als unter stressreichen Bedingungen.

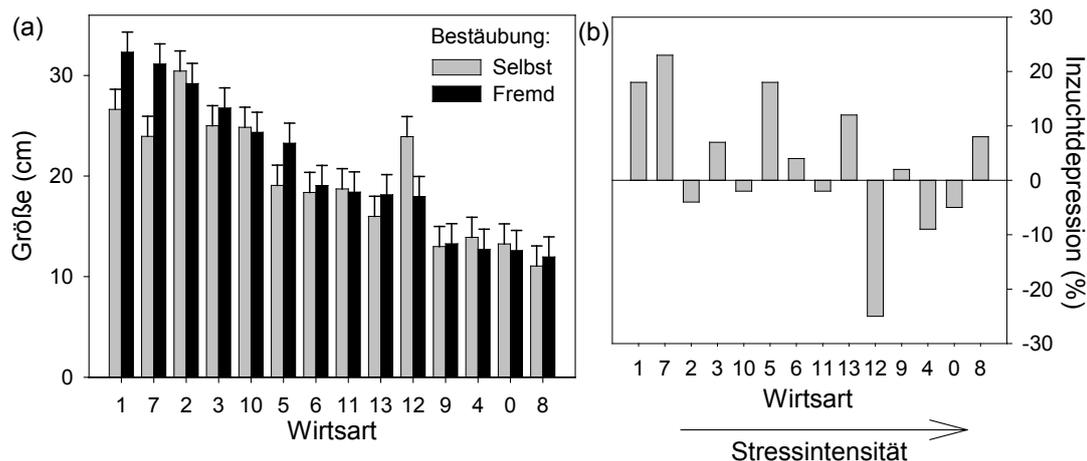


Abb. 4: *R. alectorolophus*. a) Höhe selbst- und fremdbestäubter Pflanzen, die mit 13 unterschiedlich guten Wirten angezogen worden waren. b) Inzuchtdepression bei Wachstum mit den 13 unterschiedlichen Wirten.

4 Schlussfolgerungen

Inzucht kann die genetische Vielfalt und den Fortbestand kleiner Populationen gefährden, auch in Schutzgebieten. Die Stärke der negativen Folgen von Inzucht, also der Inzuchtdepression, hängt von Eigenschaften der Arten ab, aber auch von der Umwelt. Ohne konkrete, artbezogene Studien sollte grundsätzlich versucht werden, die Populationsgröße möglichst groß zu halten. Regelmäßig selbstbestäubende Arten (z. B. *C. officinale*) zeigen tendenziell weniger Inzuchtdepression – das kann sich aber in einem neuen Umfeld ändern, z. B. bei der Auswilderung von Arten. Außerdem sind selbstbestäubende Arten oft kurzlebig und zeigen schneller genetische Drift, da sie in kurzer Zeit viele Generationen durchlaufen, wie der Verlust der genetischen Vielfalt der Hundszunge in Botanischen Gärten zeigte.

Inzuchtdepression ist manchmal unter Stress stärker als unter guten Bedingungen (z. B. in der Natur im Vergleich zum Versuchsgarten), aber nicht generell. Es besteht deshalb kein pauschales Risiko bei der Wiederansiedlung eventuell ingezüchteter Pflanzen aus Botanischen Gärten in „stressige“ natürliche Bedingungen. Oft zeigen sich die Nachteile ingezüchteter Pflanzen gegenüber ihren fremdbestäubten Verwandten gerade unter günstigen Bedingungen (z. B. bei Düngung, oder im Fall von parasitischen Pflanzen mit guten Wirten).

Inzucht kann durch „Purging“ zu einer schnelleren Anpassung an spezifische Umweltbedingungen führen. Dies kann unter konstanten Bedingungen ein Vorteil sein. Da beim Purging aber nicht nur grundsätzlich schlechte Allele verloren gehen, sondern auch solche, die unter anderen Bedingungen von Vorteil sein könnten, erhöht Inzucht auch die Empfindlichkeit von Populationen gegen Klima- und Landnutzungswandel. Vor allem bei der *ex-situ* Kultivierung seltener Arten ist Vorsicht geboten, um zu starke Anpassung an künstliche Bedingungen zu vermeiden, die zu Problemen bei Wiedereinführung in die Natur führen kann.

5 Literatur

- ANGELONI, F., OUBORG, N.J. & LEIMU, R. (2011): Meta-analysis on the association of population size and life history with inbreeding depression in plants. - *Biological Conservation* 144: 35–43.
- ARMBRUSTER, P. & REED, D.H. (2005): Inbreeding depression in benign and stressful environments. - *Heredity* 95: 235–242.
- CHEPTOU, P.-O. & DONOHUE, K. (2011): Environment-dependent inbreeding depression: its ecological and evolutionary significance. - *New Phytologist* 189: 395–407.

- DUDASH, M. (1990): Relative fitness of selfed and outcrossed progeny in a self-compatible, protandrous species, *Sabatia angularis* L. (Gentianaceae): a comparison in three environments. - *Evolution* 44(5): 1129–1139.
- ENBLIN, A., SANDNER, T.M. & 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* 144: 272–278.
- FOX, C.W. & REED, D.H. (2011): Inbreeding depression increases with environmental stress: an experimental study and meta-analysis. - *Evolution* 65(1): 246–258.
- HUSBAND, B.C. & SCHEMSKE, D.W. (1996): Evolution of the magnitude and timing of inbreeding depression in plants. *Evolution* 50(1): 54–70.
- PRIMACK, R.B. (1995): *Naturschutzbiologie*. – Heidelberg (Spektrum)
- SANDNER, T. (2009): Effects of inbreeding and outbreeding on the reproductive success of the two rare plant species *Prunella grandiflora* (Lamiaceae) and *Cynoglossum officinale* (Boraginaceae): Diplomarbeit. – Marburg (Fachbereich Biologie, Universität Marburg)

Tobias Sandner
AG Pflanzenökologie, FB Biologie
Philipps-Universität Marburg
Karl-von-Frisch-Str. 8
35043 Marburg
Tobias.sandner@biologie.uni-marburg.de

Untersuchungen zur Ökologie des Scheidenblütgrases (*Coleanthus subtilis*) und Ableitungen für Erhaltungsmaßnahmen

ANNETTE HÜBNER, ELKE RICHERT

1 Einleitung

Das Scheidenblütgras (*Coleanthus subtilis*) hat ein extrem disjunktes Verbreitungsgebiet auf der Nordhalbkugel. *C. subtilis* ist ein annuelles Süßgras (Poaceae), welches häufig zusammen mit anderen kurzlebigen Arten der Zwergbinsengesellschaften (Isoëto-Nanojuncetea) temporär offene Schlammflächen besiedelt (HEJNÝ 1969). Das können sowohl trockenfallende Bach- und Flussufer sowie Altwasserränder als auch abgesenkte Teiche oder Talsperren sein. Die Art hat sich an diese nur kurzzeitig existierenden Habitate durch einen Lebenszyklus von nur wenigen Wochen zwischen Keimung und Samenreife angepasst. In Mitteleuropa sind die größten Vorkommen in Teichgebieten Tschechiens zu finden, wo die Art 1811 von C. und J. Presl auch erstmalig nachgewiesen und 1816 durch Tratinnick beschrieben wurde. Darüber hinaus gibt es aktuell einige Vorkommen in der Bretagne, in Polen und dann erst wieder in Westsibirien an den Flüssen Ob und Irtysh (JOHN 2011, RICHERT et al. 2013).

In Deutschland kommt *C. subtilis* nur in Sachsen in wenigen Teichen südlich von Freiberg (Erzgebirge) sowie in der Lausitz vor (JOHN 2011). Ehemalige Vorkommen an der Elbe (JAGE 2003, KRUMBIEGEL 2012) sind seit einigen Jahren verschollen. Andererseits wurden 2001 neue Vorkommen an Fischteichen in der Lausitz (FLEISCHER 2002) und 2002 an Teichen im Tal der Barycz in Polen entdeckt (FABISZEWSKI 2003). Auf europäischer Ebene ist *C. subtilis* eine geschützte Art (Anhänge II und IV der FFH-RL (92743/EWG)) und somit kommt Deutschland eine besondere Verantwortung für den Schutz und Erhalt der Art zu.

Die rezenten Standorte in Mitteleuropa sind ausschließlich anthropogen entstandene Habitate in stehenden Oberflächengewässern wie Teichen oder Stauseen, wo die Art bei abgesenktem Wasserstand auf der frei werdenden Schlammfläche keimt. Die natürlichen Habitate sind Nebengewässer von großen Flüssen, die beim Rückgang von Hochwasser ebenfalls Schlammflächen aufweisen (TARAN 1995, RICHERT et al. 2013).

Da *C. subtilis* auf die Absenkung des Wasserstandes angewiesen ist, zeigt er in anthropogenen Gewässern eine starke Abhängigkeit von deren Bewirtschaftung. Dies führt häufig zu Konflikten zwischen den naturschutzfachlichen Anforderungen zum Erhalt der Art und den unterschiedlichen Nutzungsinteressen, so dass die Entwicklung von praktikablen Schutzmaßnahmen und deren Umsetzung häufig schwierig ist.

Um Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen ableiten zu können, ist eine umfassende Kenntnis zur Ökologie von *C. subtilis* Voraussetzung. Das in Arbeit befindliche Promotionsvorhaben (HÜBNER in Vorb.) hat zum Ziel, die genetische Verwandtschaft der Vorkommen in Europa (und teilweise Asien) aufzuklären, um auf diesem Wege Informationen über Herkunft der Populationen und mögliche Verbreitungswege zu bekommen. Parallel werden die Standortfaktoren, ökologische Besonderheiten und Nutzungsformen an Primär- und Sekundärstandorten untersucht, um die begrenzenden Faktoren bzw. die Bedingungen für eine dauerhafte Erhaltung der Populationen zu ermitteln. In der vorliegenden Publikation werden ausgewählte Ergebnisse zur Phänologie, zum Keimverhalten und dem Befruchtungssystem von *C. subtilis* vorgestellt, deren Bedeutung für die genetische Vielfalt diskutiert und entsprechende Ableitungen für Erhaltungsmaßnahmen vorgenommen.

2 Methoden

2009 konnten aus einem trockenliegenden und von *C. subtilis* dicht besiedelten Fischhälterteich am Großhartmannsdorfer Großteich (südlich Freiberg/Sachsen) Samen gewonnen und im Rahmen einer

Bachelorarbeit (SIEBERT 2012) für Analysen zur Phänologie im Gewächshaus verwendet werden. Die Samen wurden in Pflanztöpfen (Durchmesser 8 cm) und handelsüblicher Anzuchterde im Gewächshaus bei Tageslicht im Zeitraum Mai bis Juli und mit zusätzlicher Beleuchtung von September bis Dezember bei Feuchtesättigung des Substrates kultiviert. Zur Analyse der phänologischen Entwicklung wurden alle 7 Tage die Parameter Anzahl der Grundsprosse, Blätter, Blüten sprosse und Blütenstände sowie die Samenentwicklung erfasst (s. Tab. 1).

Tab. 1: Definition der Phänostufen in Anlehnung an Dierschke (1994)

Phänostufe	Definition
1	Keimling (mit einem Keimblatt)
2	vegetative Pflanze mit ≥ 2 Blättern
3	≥ 1 Blüten sprosse
4	≥ 1 Blütenstand
5	erste Samen
6	reifende Samen
7	Seneszenz

Nach Abschluss der Kultivierung wurden die Samenanzahl je Blütenstand ermittelt, indem die aus dem Blütenstand entfernten Samen auf weißem Hintergrund fotografiert und mit Hilfe des Programmes ImageJ 1.44p (National Institutes of Health, USA) ausgezählt wurden.

Um über das Pollen-Ovarien-Verhältnis Hinweise auf das Befruchtungssystem der Art zu bekommen, wurde die Anzahl der Pollen pro Anthere bestimmt. Dazu wurden bei 14 Individuen aus noch in der Blattscheide eingeschlossenen Blüten je 5 Antheren heraus präpariert, vorsichtig in einem Wassertropfen mit einer Nadel geöffnet und die Pollen unter einem Mikroskop ausgezählt.

Um Hinweise auf die potenzielle Keimfähigkeit von Samen in der Samenbank zu bekommen, wurden Keimversuche mit Samen aus einer privaten Aufsammlung von 1992 aus Sachalin (Ost-Russland) von Pietsch (Dresden) getestet. Die Herbarbelege wurden 20 Jahre trocken bei Raumtemperatur gelagert und die Samen nach dem obigen Vorgehen ausgesät und kultiviert.

Die Individuendichte von *C. subtilis* wurde in situ in Frankreich und Russland durch Auszählung einer 10 cm x 10 cm großen Fläche ermittelt. Die Variabilität der Pflanzengröße wurde anhand der Anzahl der Grundsprosse und Blüten sprosse sowie des Durchmessers der Rosette ermittelt.

3 Ergebnisse

3.1 Phänologische Entwicklung im Gewächshausversuch und Pollenanzahl

Die Keimung erfolgte unter Gewächshausbedingungen nach einer mehrmaligen Mindesttemperaturdifferenz (Tag/Nacht) von 20 K (vgl. HEJNÝ 1969) bereits 6 bis 8 Tage nach Aussaat (SIEBERT 2012). In den Anzuchtversuchen unter Gewächshausbedingungen nahm die Anzahl der Blätter im Laufe von 6 Wochen stetig zu (Abb. 1). Die Bildung der ersten Blütenstände setzte bereits nach 3 Wochen ein. Danach nahm die Anzahl der Blütenstände konstant zu, bis nach 8 Wochen durchschnittlich 19,5 Blütenstände je Pflanze ausgebildet waren (SIEBERT 2012).

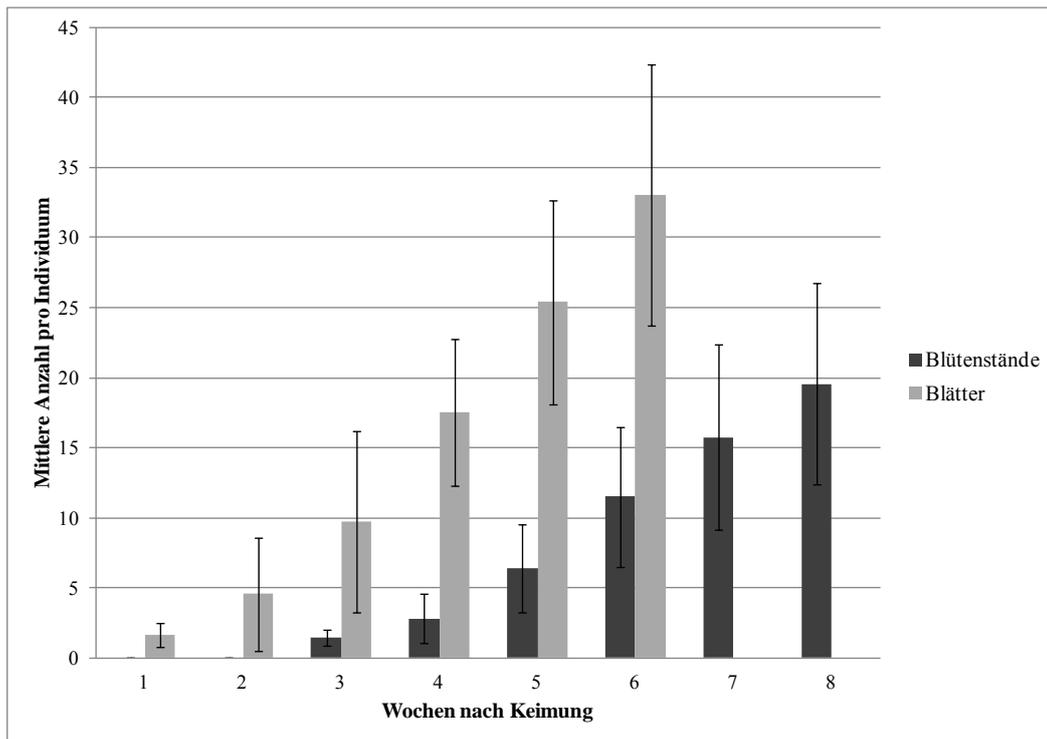


Abb. 1: Entwicklung der Anzahl der Blütenstände und der Blätter bei *Coleanthus subtilis*. Mittlere Anzahl der Blütenstände pro Individuum und Standardabweichung nach der Keimung unter Gewächshausbedingungen (n=18). Die Anzahl der Blätter wurde nur bis zur 6. Woche erfasst (nach SIEBERT 2012).

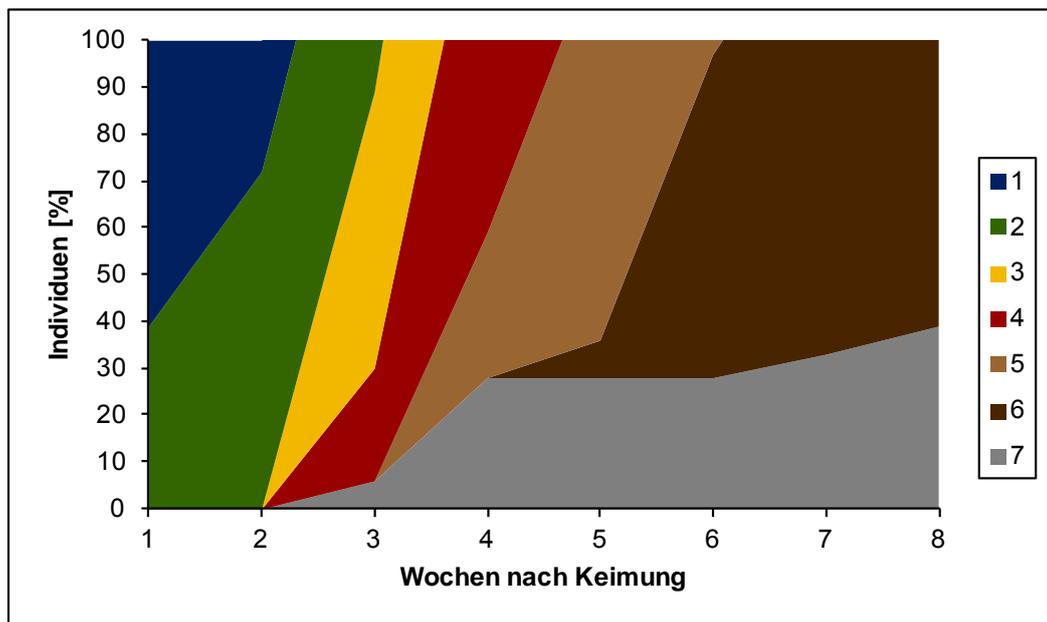


Abb. 2: Verlauf der Phänostufen (Definitionen s. Tabelle 1) von *Coleanthus subtilis* unter Gewächshausbedingungen im Versuchszeitraum von 8 Wochen (n=18). Dargestellt ist der relative Anteil der beobachteten Individuen [%] in der jeweiligen Phänostufe (nach SIEBERT 2012).

Abb. 2 zeigt, dass eine Woche nach der Keimung bei 39 % der Individuen neben dem Keimblatt mindestens ein weiteres Blatt entwickelt war. Bereits 3 Wochen nach der Keimung erschienen bei über der Hälfte der Pflanzen die ersten Blütenprossen sowie bei 24 % sogar der erste Blütenstand. In der 5. Woche nach Keimung befanden sich alle noch lebenden Pflanzen des Versuchsansatzes in der generativen Phase. Die Samenentwicklung begann in der 4. Woche nach Keimung. Nach 7 Wochen hatten alle Pflanzen Sa-

men entwickelt, welche nach weiteren 2 Wochen, also nach 8 Wochen seit Keimung, reiften. Ab der 6. Woche setzte bei einigen Pflanzen bereits wieder die Seneszenz ein.

Pro Blütenstand wurden zwischen 44 und 70 Karyopsen ermittelt. Hochgerechnet über die Anzahl der Blütenstände (im Mittel 19,5) ergaben sich damit Samenzahlen von 1.200 bis 1.660 Karyopsen pro Pflanze. Bei Kümmerformen wurden immerhin noch 130 Samen pro Pflanze ermittelt (SIEBERT 2012).

Die Auszählung der Pollen ergab durchschnittlich 100 Pollen je Anthere (SIEBERT 2012; Abb. 3, rechts). *C. subtilis* besitzt pro Samenanlage 2 Antheren (CONERT 1998; Abb. 3, links). Damit beträgt das Pollen-Ovarien-Verhältnis etwa 200:1.

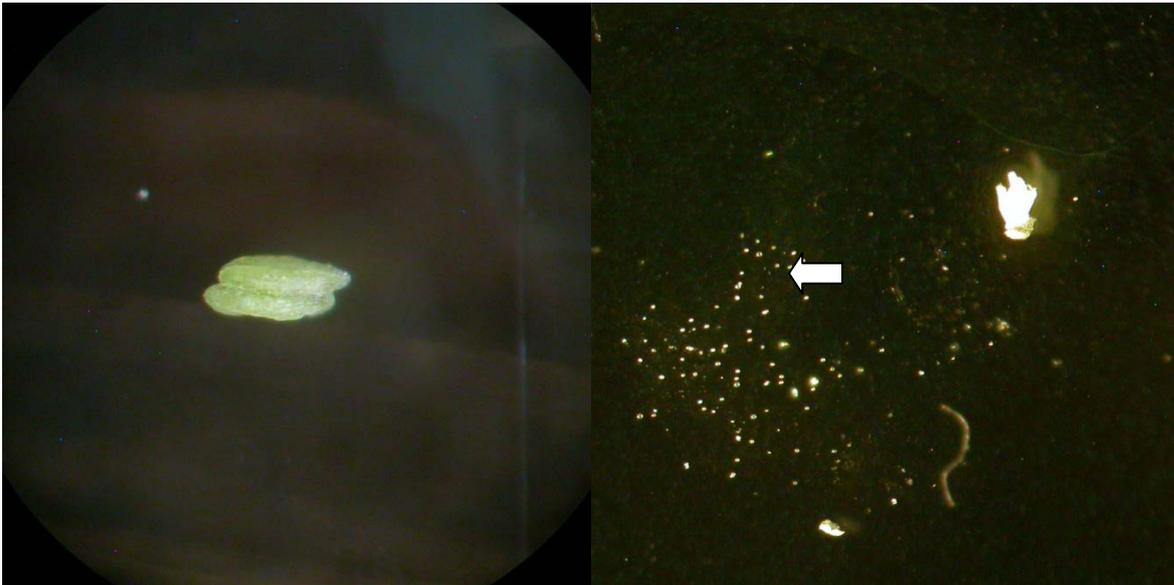


Abb. 3: Links) geschlossene Anthere von *Coleanthus subtilis*; Rechts) geöffnete Anthere und Pollenkörner von *Coleanthus subtilis*, 50-fach vergr. (Fotos: Siebert 2012)

Die Versuche zur Keimfähigkeit der seit 20 Jahren trocken gelagerten Samen aus Sachalin ergaben eine Keimungsrate von 30 %. Von 10 ausgesäten Karyopsen keimten 3 Individuen nach 5-6 Tagen.

3.2 In-Situ-Untersuchungen

In Russland wurden im August 2011 an einem für die zahlreichen Nebengewässer des Ob repräsentativen Standort 120 Individuen pro 100 cm² gezählt, was einer Pflanzendichte von 12.000 Pflanzen pro m² entspricht. Mit dieser Dichte waren mehrere Quadratmeter (ca. 30-40 m²) bedeckt. Auch in Frankreich auf der trockengefallenen Gewässersohle eines flachen Talsperren-Vorstaubeckens wurden im September 2011 in etwa die gleichen Dichten erreicht (95 Individuen pro 100 cm²). Die Variabilität der Pflanzengröße im Freiland wurde an verschiedenen Nebengewässern des Ob und Irtysh im August 2011 ermittelt. Die Ergebnisse für den Durchmesser der rosettenartig wachsenden Pflanzen (s. Abb. 4) sowie Anzahl der Blüten sprosse und deren Anteil an allen Sprossen sind in Abb. 5 dargestellt.



Abb. 4: Blühendes Individuum eines Scheidenblütgrases (*Coleanthus subtilis*) auf dem Gewässerboden einer Talsperre (Bretagne/ Frankreich 2011), wo sich durch fortschreitendes Austrocknen des Schlammes bereits Risse gebildet haben (Foto: Hübner).

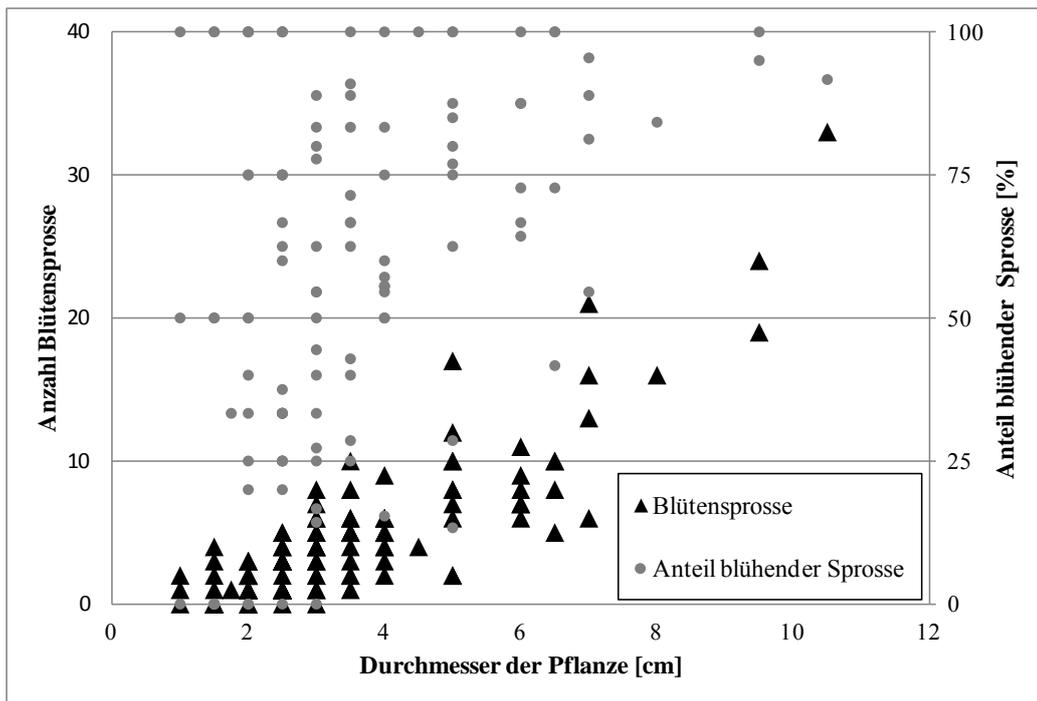


Abb. 5: Durchmesser der Pflanzen, Anzahl der Blütenprosse je Pflanze und deren Anteil an allen vorhandenen Trieben, ermittelt an *Coleanthus subtilis* an Ob und Irtysch in Russland 2011 (n=123).

Bereits sehr kleine Pflanzen mit weniger als 2 cm Durchmesser können mehrere Blütenprosse hervorbringen (Abb. 5). Die größten Pflanzen hatten 10 bis 11 cm Durchmesser und maximal 33 Blütenprosse.

4 Diskussion

Zur Keimung benötigt *C. subtilis* neben wassergesättigtem Substrat eine Temperaturdifferenz von mindestens 20 Kelvin (HEJNÝ 1969). Diese wird in den meisten Fällen durch die Tag-Nacht-Temperaturunterschiede im Frühling und im Spätsommer bzw. Herbst erreicht. Auch bei den eigenen Versuchen erfolgte eine Keimung nur bei entsprechenden Temperaturunterschieden. Dadurch besteht zumindest in klimatisch günstigen Regionen eine Keimhemmung in den potenziell trockenen Sommermonaten. Die Keimung selbst erfolgt unter Gewächshausbedingungen bereits 6 bis 8 Tage nach Aussaat und Temperaturexposition (4°C/ 35°C bzw. 9°C/ 28°C) (SIEBERT 2012). Im Freiland werden 2-4 Wochen nach Freifallen der Schlammfläche zur Keimung benötigt (BALDAUF 2001, GOLDE 2000). Die ersten Samen waren im Gewächshaus bereits nach 5-6 Wochen reif (Abb. 2). Unter natürlichen Bedingungen werden in den meisten Fällen allerdings etwa 10 Wochen benötigt (SELIVANOVA 1929, TARAN 2001). Es müssen also mindestens 7 Wochen unter Idealbedingungen bzw. 12-14 Wochen im Freiland als Entwicklungszeit zur Verfügung stehen, um bis zur Samenreife zu gelangen. Nach Literaturangaben können pro Blütenstand zwischen 32 und 160 Diasporen (VON LAMPE 1996) bzw. von einer durchschnittlich entwickelten Pflanze 2.500 bis 3.000 Diasporen produziert werden (GOLDE 2000, BALDAUF 2001). Im Versuch konnten diese Größenordnungen bestätigt werden.

Die Samen von *C. subtilis* können mehrere Jahre im Schlamm als Samenbank den Wiederanstieg des Wassers überdauern, systematische Langzeituntersuchungen zur Keimfähigkeit von unter natürlichen Bedingungen gelagerten Samen liegen allerdings nicht vor. Die eigenen empirischen Befunde mit den 20 Jahre alten Samen aus Sachalin deuten jedoch auf eine sehr lange Keimfähigkeit der Samen hin. Bei Eintreten günstiger Keimbedingungen gehört *C. subtilis* zu den Arten, die als erste auf den offenen Schlammflächen keimen. Häufig kommt es dann zur Massenentwicklung, wie die Auszählungen in Russland und Frankreich zeigten. Die Art entspricht damit in ihrem Verhalten einer typischen Erstbesiedlerpflanze. In solchen Massenbeständen sind die Pflanzen meist sehr klein, aber die wenigen vorhandenen (ein bis zwei) Triebe sind oft ausschließlich als Blütentriebe ausgebildet (Abb. 5). Bei größeren, oft einzeln wachsenden Pflanzen konnten dagegen bis zu 33 Blütensprosse ausgezählt werden, so dass in jedem Fall eine hohe Samenproduktion erreicht wird.

Anhand des Pollen-Ovarien-Verhältnisses kann auf das Befruchtungssystem einer Art geschlossen werden. Es gibt das Verhältnis zwischen Anzahl der Pollen und der Zahl der Samenanlagen an. Bei zur Autogamie fähigen Arten ist das Pollen-Ovarien-Verhältnis kleiner als bei fremdbestäubten (DURKA 2002). Im Versuch konnte ein Pollen-Ovarien-Verhältnis von ca. 200:1 ermittelt werden, nach Durka (2002) ist die Art somit fakultativ autogam: Die Individuen von *C. subtilis* werden im Regelfall fremdbestäubt, es besteht aber auch die Möglichkeit zur Selbstbestäubung. Für eine Art, die einen extrem kurzen Lebenszyklus zur Samenbildung zur Verfügung hat, ist diese Strategie offenbar von Vorteil, denn auch in kleinen Populationen oder bei ungünstigen Verhältnissen (Pollen des Windbestäubers durch Feuchtigkeit nicht flugfähig) kann es so zur Fortpflanzung kommen. Gleichzeitig bedeutet Selbstbefruchtung aber auch eine eingeschränkte genetische Diversität der Art innerhalb einer Population. Bei nur wenigen vorkommenden Populationen, wie es für *C. subtilis* in Deutschland der Fall ist, besteht dadurch die Gefahr der genetischen Verarmung. Eine ähnliche Strategie wird beispielsweise beschrieben von der in mitteleuropäischen Stromtälern vorkommenden Schwarzen Binse *Juncus atratus* (MICHALSKI 2008). Er weist auf die Möglichkeit der Inzuchtdepression hin und leitet daraus die Notwendigkeit der Erhaltung möglichst vieler Populationen ab, um auf Dauer die genetische Diversität und Fitness der erzeugten Nachkommen der Art zu sichern.

5 Schlussfolgerungen zu Schutzstrategien

C. subtilis kommt in Mitteleuropa nur noch an anthropogen entstandenen Sekundärhabitaten vor. Daher ist der Schutz dieser Standorte durch geeignete Managementmaßnahmen von besonderer Bedeutung. Aus den phänologischen Daten lässt sich ableiten, dass für mindestens 8-10 Wochen nicht überstaute

Schlammflächen vorhanden sein müssen, um eine Samenentwicklung zu ermöglichen. Der Zeitpunkt des Freifallens muss in eine Jahreszeit fallen, in der Temperaturschwankungen an der Schlammoberfläche von mindestens 20 K erreicht werden, also das späte Frühjahr oder der Frühherbst bzw. nur in Ausnahmefällen auch im Sommer. Eine Gefährdung der Art besteht darin, dass die Gewässer zu früh angestaut werden, bevor Samen ausgebildet sind. Erfolgt dies wiederholte Male, kann sich allmählich die Samenbank erschöpfen. Durch die Fähigkeit zur Autogamie kann zwar der Bestand an einem Standort kurzfristig durch hohe Samenproduktion gesichert werden, langfristig besteht bei isolierten Populationen jedoch die Gefahr des Diversitätsverlustes. Der Schutz möglichst vieler Populationen ist daher Voraussetzung für den Arterhalt in Mitteleuropa.

6 Ausblick

Die Ergebnisse des hier in Auszügen vorgestellten Forschungsvorhabens (HÜBNER in Vorb.) können einen wichtigen Beitrag zum Schutz nicht nur des Scheidenblütgrases, sondern auch der Zwergbinsengesellschaft an sich, als eine in Mitteleuropa stark an die kulturhistorische Nutzung von Gewässern gebundene Biozönose leisten.

Neben den ökologischen Untersuchungen werden im Rahmen des Promotionsvorhabens von Hübner (in Vorb.) genetische Analysen über AFLP vorgenommen. Sie sollen Informationen zur genetischen Diversität sowohl innerhalb einzelner Gewässer und einzelner Vorkommensgebiete als auch zwischen den verschiedenen Vorkommensgebieten liefern und die Ableitung von Ausbreitungsstrategien und -wegen ermöglichen. Besonders interessant sind diesbezüglich die genetischen Verwandtschaftsverhältnisse zwischen den weltweit stark disjunkten Vorkommensgebieten. Außerdem sollen die natürlichen und anthropogenen Standorte charakterisiert und der Bezug zwischen Verbreitung und Art der Gewässernutzung durch den Menschen dargestellt werden.

7 Literatur

- BALDAUF, K. (2001): Ein Beitrag zur Flora der Stillgewässer im mittleren Erzgebirge. - Beiträge zum Naturschutz im Mittleren Erzgebirge 1: 48-55.
- CONERT, H.J. (1998): Tribus Coleantheae. - In: HEGI, G. (Hrsg.): Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Band 1, Teil 3: Spermatophyta: Angiospermae, Monocotyledones 1 (2) Poaceae. - Berlin (Parey)
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden.- Stuttgart (Ulmer)
- DURKA, W. (2002): Blüten- und Reproduktionsbiologie. - Schriftreihe für Vegetation 38: 133-175.
- FABISZEWSKI, J. & CEBRAT, J. (2003): *Coleanthus subtilis* (Tratt.) Seidel - A new species to the polish vascular flora. - Acta societatis botanicorum poloniae 72: 135-138.
- FFH-RICHTLINIE: RICHTLINIE 92/43/EWG DES RATES vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (ABl. L 206 vom 22.7.1992, S. 7). <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/de/consleg/1992/L/01992L0043-20070101-de.pdf> [13.09.2013]
- FLEISCHER, B. (2002): *Coleanthus subtilis* (Tratt.) Seidl - ein Neufund für die Oberlausitz. - Sächsische Floristische Mitteilungen 7: 14-19.
- HEJNÝ, S. (1969): *Coleanthus subtilis* (Tratt.) Seidel in der Tschechoslowakei. - Folia geobotanica et phytotaxonomica 4: 345-399.
- HÜBNER, A. (i. Vorb.): Phylogeographische und ökologische Untersuchungen am Scheidenblütgras (*Coleanthus subtilis* (TRATT.) SEIDEL)). - Dissertation. AG Biologie/Ökologie der TU Bergakademie Freiberg.

- JOHN, H. (2011): Besiedlungshistorie und Ökologie des Scheidenblütgrases (*Coleanthus subtilis*) in Sachsen. - Dissertation, AG Biologie/Ökologie der TU Bergakademie Freiberg, 276 S.; <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:bsz:105-qucosa-84288> [06.09.2013].
- KRUMBIEGEL, A. (2008): Aktuelle Nachweise von Nanocyperion-Arten an der Elbe zwischen Dessau Kornhaus und Saalemündung. - Mitteilungen zur Floristischen Kartierung Sachsen-Anhalt 13: 109-114.
- LLOYD, J.M. (1864): Lettre de M. James Lloyd a M. de Schoenefeld. - Bulletin de la Société Botanique de France 11: 261-264.
- MICHALSKI, S.G. (2008): Reproduktionsbiologie und Populationsgenetik der Schwarzen Binse (*Juncus atratus* Krock.). - Dissertation, Naturwissenschaftliche Fakultät I Biowissenschaften der Marthin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. 51 S. <http://nbn-resolving.de/urn/resolver.pl?urn=nbn%3Ade%3Aagbv%3A3-000013560> [11.09.2013]
- RICHERT, E., ACHTZIGER, R., GÜNTHER, A., HÜBNER, A., OLIAS, M., JOHN, H. (2013, angen.): Das Scheidenblütgras (*Coleanthus subtilis*), Vorkommen, Ökologie und angepasstes Gewässermanagement. - Hrsg. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.
- SELIVANOVA, E.A. (1929): O *Coleanthus subtilis* (Tratt.) Seidl. - Doklady Akademii Nauk SSSR, Moskau & Leningrad: 447-451.
- SIEBERT, S. (2012): Bedeutung der Standortbedingungen für die Phänologie von *Coleanthus subtilis*. - Bachelorarbeit, AG Biologie/Ökologie der TU Bergakademie Freiberg, 97 S.
- TARAN, G.S. (1995): A little known vegetation class of the former USSR - Flood-plain Ephemeretum (Isoëto-Nanojuncetea Br.-Bl. et Tx. 43). - Siberian Journal of Ecology 2: 372-380.
- TARAN, G.S. (2001): Ассоциация Cypero-Limoselletum (Oberd. 1957) Korneck 1960 (Isoëto-Nanojuncetea) в пойме средней Оби [Association Cypero-Limoselletum (Oberd. 1957) Korneck1960 (Isoëto-Nanojuncetea) in the middle Ob river floodplain]. - Vegetation of Russia 1: 43-56.
- TRATTINNICK, L. (1816): Nro. 10. *Schmidtia subtilis*. Zarte Schmidtia. - In: Flora des österreichischen Kaiserthums. - Wien: 12-13.
- VON LAMPE, M. (1996): Wuchsform, Wuchsrhythmus und Verbreitung der Arten der Zwergbinsengesellschaften. - Dissertationes Botanicae 266: 353 S.

Mündliche Mitteilungen:

Jage, Horst, Dr. rer. nat., 06901 Kemberg, Waldsiedlung15 [Juni 2011]

Pietsch, Werner, Prof. Dr. rer. nat., 01159 Dresden, Am Tälchen 16 [Februar 2012]

Annette Hübner
 University of Applied Sciences Mittweida
 Faculty of Mathematics/Natural Sciences/Informatics
 Technikumplatz 17
 09648 Mittweida, Germany
huebner1@hs-mittweida.de

Elke Richert
 University of Technology Bergakademie Freiberg
 Institute of Biological Sciences/ Working Group Biology/ Ecology
 Leipziger Str. 29
 09599 Freiberg, Germany
elke.richert@ioez.tu-freiberg.de

Vernachlässigte Vielfalt in einem Biodiversitätshotspot: die Amphibien und Reptilien von Sulawesi, Indonesien

ANDRÉ KOCH & EVY ARIDA

Schlagwörter: Südostasien, Wallacea, Indonesien, Endemismus, unbeschriebene Artenvielfalt, Herpetologie, Taxonomie

Eklatante Lücken: wie viel wissen wir wirklich über die globale Artenvielfalt?

Obwohl der Mensch erfolgreich den Weltraum erkundet, Millionen von Lichtjahren in die Vergangenheit des Universums zurück blickt und mit elektromagnetischen Beschleunigern kleinste atomare Teilchen beobachtet, wissen wir noch nicht einmal, wie viele andere Organismen mit uns gemeinsam die Erde besiedeln. Schätzungsweise 8 Millionen verschiedene Arten gibt es auf unserem Planeten, doch nur etwa 1,8 Millionen davon, also ein Viertel dieser unglaublichen biologischen Vielfalt, sind bisher wissenschaftlich beschrieben (Tab. 1) – die Voraussetzung für ihre weitere Erforschung, Nutzung sowie ihren effektiven Schutz. Jährlich werden zwischen 15.000 und 20.000 neue Tier- und Pflanzenarten oder Mikroorganismen entdeckt. Während Vögel und Säugetiere heute gut erforscht sind, da sie – relativ gesehen – artenarm sind und schon immer viele naturkundliche Anhänger hatten, ist der prozentuale Anteil der noch unbeschriebenen Arten umso größer, je kleiner die Organismengruppe wird. So sind wahrscheinlich noch gut 20 % aller Fische nicht erfasst, bei den Krustentieren dürften es fast 70 % sein und die artenreichste Gruppe, die Insekten, sind wahrscheinlich zu 80 % noch unerforscht. Bei den Reptilien und Amphibien, den Kriechtieren (Herpetofauna), sind weltweit schätzungsweise 6 % bzw. 50 % der Arten nicht beschrieben (CHAPMAN 2009).

Tab. 1: Die globale Artenvielfalt. Dargestellt ist das Missverhältnis von beschriebenen gegenüber noch unbeschriebenen Arten ausgewählter Tiergruppen (nach CHAPMAN 2009).

Tiergruppe	Anzahl weltweit beschriebener Arten	Geschätzte globale Anzahl von Arten	Prozentsatz noch unbeschriebener Arten
Säugetiere	5.487	~ 5.500	0,2 %
Vögel	9.990	> 10.000	0,1 %
Reptilien	8.734	~ 10.000	13,0 %
Amphibien	6.515	~ 15.000	56,0 %
Fische	31.153	~ 40.000	22,0 %
Krebstiere	47.000	~ 150.000	69,0 %
Insekten	~ 1.000.000	~ 5.000.000	80,0 %
Gesamt	~ 1.800.000	> 8.000.000	~ 77,5 %

Dass diese unglaubliche Artenvielfalt nicht gleichmäßig über die Erde verteilt ist, ist seit dem Zeitalter der großen Entdecker bekannt. So konzentrieren sich die meisten Lebewesen auf die Tropen nördlich und südlich des Äquators. In diesen geographischen Breiten befinden sich heute zugleich die ärmsten Länder der Erde, so dass ein enormer Druck auf der wertvollen biologischen Vielfalt der Erde lastet. Südostasien ist eine der biologisch reichsten Regionen der Erde. Zugleich ist dieser natürliche Reichtum, dieses globale Erbe, durch das enorme Wirtschaftswachstum, rücksichtslose Umweltzerstörung und den hohen Bevölkerungsdruck akut bedroht. Daher zeichnet sich diese weiträumige tropische Region durch die höchste Dichte international anerkannter Biodiversitätshotspots aus. Der Wallacea-Hotspot befindet sich zwischen den kontinentalen Festlandsockeln von Eurasien und Australien und umfasst Sulawesi sowie die Kleinen Sunda-Inseln und die Molukken (Gewürzinseln). Sulawesi, das frühere Celebes, ist die größte Landmasse

innerhalb dieser biogeographischen Übergangszone zwischen Asien und Australien und vereint in sich einzigartige Faunenelemente aus beiden biologisch so unterschiedlichen Regionen, wie den sonderbaren Hirscheber (Babirusa), das Anoa-Zwergrind oder den Kuskus, ein Beuteltier.

Was wissen wir über die Amphibien und Reptilien von Sulawesi?

Verglichen mit den drei Großen Sunda-Inseln Borneo, Sumatra und Java ist die Diversität der Tiere von Sulawesi relativ artenarm. Denn viele in Südostasien weit verbreitete Gattungen haben Sulawesi in der Vergangenheit nicht erfolgreich besiedeln können. Auch die Amphibien und Reptilien der Insel stellen in dieser Hinsicht keine Ausnahme dar. Dieser verarmte Faunencharakter ist das Ergebnis der Jahrtausenden andauernden geologischen Isolation Sulawesis von umliegenden Inselregionen wie den Philippinen im Norden, den Großen Sunda-Inseln im Westen oder den Kleinen Sunda-Inseln im Süden, da die Insel von tiefen Meeresgräben und starken Strömungen umgeben ist.

Doch trotz der ambitionierten Anstrengungen verschiedener arbeitsamer Naturwissenschaftler während der vergangenen zwei Jahrhunderte (z. B. BLEEKER 1856, MEYER 1887, MÜLLER 1895, BOULENGER 1897), haben erneute Feldarbeiten auf Sulawesi und den kleinen vorgelagerten Inseln von Forschern aus den USA, Australien, Indonesien und Deutschland ergeben, dass die Diversität der Amphibien- und Reptilienarten unterschätzt worden ist. Der Grund hierfür ist wahrscheinlich eine fast 60-jährige Erkundungspause seit dem zweiten Weltkrieg, in der kaum Expeditionen nach Sulawesi stattfanden (Abb. 2). Erst zu Beginn der 1990er Jahre wurden die Erforschung der Amphibien und Reptilien von Sulawesi wiederbelebt. So sind seit der letzten herpetologischen Übersichtsarbeit von Iskandar & Tjan (1996) über 36 neue Amphibien- und Reptilienarten plus fünf Unterarten beschrieben oder erstmals für Sulawesi und die Satteliteninseln nachgewiesen worden. Zusätzlich sind weitere etwa 40 Arten, meist Skinke (Familie Scincidae), als neu identifiziert worden und warten auf ihre wissenschaftliche Beschreibung (Abb. 2). Dies bedeutet einen Zuwachs von 35 % in weniger als 20 Jahren!

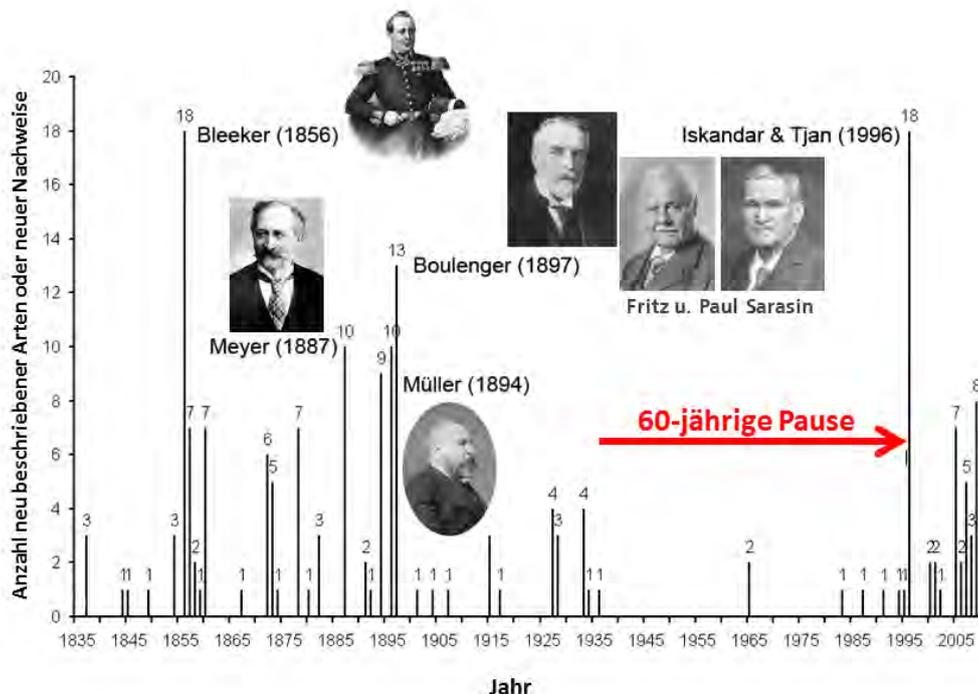


Abb. 1: Jährliche Neunachweise und Neubeschreibungen von Amphibien und Reptilien für Sulawesi zwischen 1835 und 2010. Portraits zeigen bedeutende Forscher und Entdecker der Herpetofauna. Seit dem zweiten Weltkrieg herrschte eine fast 60-jährige Erkundungspause.

Sulawesis Amphibien: relativ artenarm, doch hoch endemisch

Die Amphibien (vertreten durch die Gruppe der Anuren) machen etwa ein Viertel der Herpetofauna von Sulawesi aus (Abb. 2). Zurzeit sind etwa 50 Froscharten bekannt, von denen mindestens 20 noch nicht wissenschaftlich beschrieben wurden. Seit dem Erscheinen der letzten Synopsis in 1996 sind 12 Anuren neu für Sulawesi nachgewiesen worden. Zudem ist der taxonomische Status einiger weit verbreiteter asiatischer Arten, wie *Polypedates leucomystax*, noch ungeklärt. Kryptische Diversität könnte die Froschfauna von Sulawesi zukünftig weiter erhöhen.

Aufgrund ihrer geringen Toleranz gegen Salzwasser ist den Amphibien von Sulawesi ein hoher Grad an Endemismus (ca. 75 %) attestiert worden. Lediglich sieben Arten kommen auch auf dem benachbarten Borneo vor (INGER 2005). Von diesen Arten sind fünf obligate Kommensale des Menschen (*Bufo melanostictus*, *Kaloula pulchra*, *Fejervarya limnocharis*, *Rana erythraea* und *Polypedates leucomystax*), die leicht in der Vergangenheit zufällig eingeführt worden sein könnten.

In Bezug auf die Amphibienfauna und im Vergleich mit den größeren benachbarten Inseln des Sundaschelfs ist Sulawesi das am schlechtesten untersuchte Gebiet der Region (INGER 2005). Im Gegensatz zu den Reptilien der Insel, bei denen hin und wieder neue Arten beschrieben werden, wurden die letzten neuen Froscharten in den 1920er und 1930er Jahren publiziert. Diese gut 80-jährige Pause wurde erst vor wenigen Jahren unterbrochen (ISKANDAR et al. 2011) und es ist zu hoffen, dass dies der Beginn einer neuen Ära von Neubeschreibungen bei Amphibienarten darstellt.

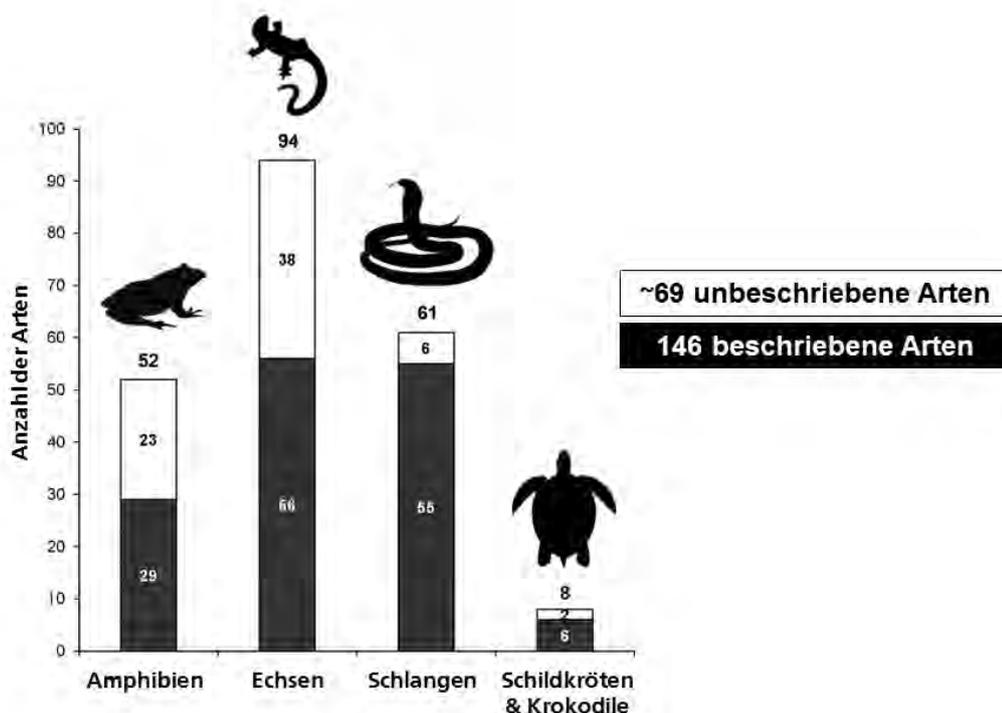


Abb. 2: Zusammensetzung der Herpetofauna von Sulawesi und vorgelagerter Inseln. Während Amphibien nur etwa ein Viertel ausmachen, stellen die Reptilien die Mehrheit (75 %) der Artenvielfalt dar. Auffällig ist der hohe Prozentsatz von unbeschriebenen Amphibien und Echsen (ca. 40 %).

Die Reptilienfauna: artenreich, doch nur teilweise gut erforscht

Ungefähr drei Viertel der Herpetofauna von Sulawesi sind Reptilien. Gegenwärtig sind über 160 verschiedene Arten identifiziert. Die Mehrheit der Reptilien stammt jedoch aus wenigen Gruppen. Die Glattechsen oder Skinke (Scincidae) und colubriden Schlangen (Familie Colubridae), umfassen gemeinsam über 50 % aller Reptilienarten von Sulawesi! Diese Dominanz erreicht fast 70 %, wenn die Geckos (Familie Gekkonidae) mit eingeschlossen werden. Innerhalb dieser drei Hauptgruppen der Reptilien sind

seit der Wiederbelebung der Herpetologie auf Sulawesi vor 20 Jahre 45 neue Arten (das sind über 40 %) beschrieben, identifiziert oder erstmals für Sulawesi nachgewiesen worden.

Die Echsen von Sulawesi: sehr divers, doch oftmals unbeschrieben

Bis heute sind über 90 verschiedene Echsenarten aus fünf Familien aus der Sulawesi-Region identifiziert worden. Von diesen sind 49 Arten (d. h. über 50 % der gesamten Echsenfauna) seit den 1990er Jahren dokumentiert und neu beschrieben worden. Dennoch ist ein hoher Prozentsatz (ca. 40 % entsprechend 37 Arten) der Echsenfauna noch unbeschrieben oder ihr taxonomischer Status ist ungesichert (Abb. 2). Innerhalb der Herpetofauna von Sulawesi stellen die Glattechsen oder Skinke (Scincidae) die größte Verwandtschaftsgruppe der Reptilien dar. Über 50 verschiedene Arten sind mittlerweile nachgewiesen. Sie repräsentieren etwa 55 % aller Echsenarten auf Sulawesi, gefolgt von den Geckos, die immer noch gut ein Viertel der Diversität der Echsen umfassen. Die enorme Anzahl von 28 neuen Arten (das sind über 50 % aller sulawesischen Skinke) ist seit 1996 identifiziert worden. Jedoch steht dem dieselbe Anzahl noch unbeschriebener oder nicht genau bestimmter Arten gegenüber. In den vergangenen Jahren wurden lediglich zwei neue Skinkarten beschrieben. Alleine in der großen Gattung *Sphenomorphus*, die bereits mehr als ein Drittel von Sulawesis Skinkdiversität ausmacht, warten neun Arten auf ihre formale wissenschaftliche Beschreibung.

Die Geckos werden in ihrer Vielfalt nur von den Skinken übertroffen und stellen die zweit größte Echsengruppe auf Sulawesi dar. Zurzeit sind etwa 20 unterschiedliche Arten in neun Gattungen aus der Sulawesi-Region bekannt. Dreizehn Geckoarten einschließlich dreier Gattungen sind seit dem Jahr 2000 zur Herpetofauna von Sulawesi hinzugefügt worden. Drei Arten stellten sich dabei als neu heraus, während vier Geckos zum ersten Mal für die Region nachgewiesen werden konnten. Unter diesen neuen Inselnachweisen war auch der Grünaugengecko (*Gekko smithii*), einer der größten Geckos Südostasiens (KOCH et al., 2009a). Insgesamt sind 60 % aller Geckos von Sulawesi seit 1996 beschrieben oder nachgewiesen worden. Dieser hohe Anteil kann sicherlich nur teilweise durch das bisherige Übersehen seltener oder morphologisch kryptischer Arten, wie bei den baumrindendwöhnenden *Luperosaurus*-Arten, erklärt werden. Die Entdeckung des großwüchsigen *G. smithii* und anderer neuer Geckoarten legt hingegen nahe, dass diese Echsengruppe in der Vergangenheit von Herpetologen stark vernachlässigt worden ist. Der Anteil an endemischen Geckoarten auf Sulawesi liegt bei etwa der Hälfte.

Zurzeit ist die Existenz von 14 Agamen-Arten (Familie Agamidae) innerhalb der Sulawesi-Region bekannt. Mit acht beschriebenen Arten stellen die Flugdrachen (Gattung *Draco*) 60 % der sulawesischen Agamendiversität dar. Diese Echsen weisen einen hohen Grad von lokalem Endemismus auf. Während drei Arten (d. h. *D. beccarii*, *D. spilonotus* und *D. walkeri*) die Hauptinsel besiedeln, sind die übrigen *Draco*-Arten in ihrer Verbreitung auf einzelne umliegende Eilande wie die Togian Inseln beschränkt. Im Gegensatz hierzu ist die großwüchsige Gattung *Hydrosaurus* lediglich durch eine einzige Art, *H. amboinensis*, vertreten. Doch auch bei der Sulawesi-Population dieser Art ist der Status nicht geklärt.

Die letzte Echsen-Familie von Sulawesi, die Warane (Familie Varanidae) umfasst zugleich die größten Echsen der Welt. Innerhalb der Sulawesi-Region sind zwei verschiedene Gruppen dieser beeindruckenden Reptilien vertreten. Erst 2009 konnte von den entlegenen Talaud-Inseln eine neue Art von Pazifikwaranen, *V. lirungensis*, beschrieben werden (KOCH et al. 2009b). Sulawesi selbst sowie die übrigen vorgelagerten Inselchen beherbergt eine erstaunliche Vielfalt an verschiedenen Bindenwaranformen. Von diesen ist jedoch erst eine Art offiziell beschrieben.

Sulawesis Schlangen: gut dokumentiert und verstanden

Seit 1996 sind auf Sulawesi und den Satelliteninseln 10 neue Schlangenarten identifiziert oder beschrieben worden. Somit wurden 20 % der sulawesischen Schlangenfauna innerhalb der vergangenen 18 Jahre nachgewiesen. Insgesamt sind 61 verschiedene Schlangenarten (ohne Seeschlangen) aus der Sulawesi-Region bekannt. Lediglich ein geringer Prozentsatz (ca. 10 %) ist heute noch unbeschrieben oder nicht

identifiziert. Eine der noch nicht beschriebenen Arten wurde im Towuti-See in Zentral-Sulawesi entdeckt und repräsentiert vermutlich eine neue Schlangengattung. Insgesamt 36 Arten (d. h. fast 60 %) von Sulawesi Schlangen sind endemisch. Fast 60 % der Arten, die auf Sulawesi gefunden werden, gehören zur Familie Colubridae. Die artenreichste Gruppe ist die Gattung *Calamaria* mit 11 beschriebenen Arten von vorwiegend unterirdisch lebenden Schlangen. Somit stellen diese grabenden Arten beinahe 20 % der sulawesischen Schlangenfauna dar. Drei endemische Arten wurden erst vor wenigen Jahren entdeckt. Bis auf eine weiter verbreitete Art sind alle *Calamaria*-Arten auf die Sulawesi-Region beschränkt. Demzufolge scheint diese Schlangengattung auf der Insel eine kleine Radiation erfahren zu haben und es können zukünftig weitere noch unbeschriebene Arten gefunden werden. Dennoch scheint die Vielfalt der sulawesischen Schlangen im Vergleich zur übrigen Herpetofauna am besten dokumentiert und verstanden zu sein.

Schildkröten und Krokodile: spannende Entdeckungen in den letzten Jahren

Mit sechs nicht-marinen Arten sind Schildkröten und Krokodile die kleinsten Gruppen der Herpetofauna von Sulawesi (Abb. 2). Trotz der überschaubaren Vielfalt ist die genaue Anzahl der Krokodilarten, die Sulawesi besiedeln sowie ihr taxonomischer Status, noch ungeklärt. Bis zu sieben verschiedene Arten sind auf Sulawesi vermutet worden, doch lediglich zwei Arten wurden bisher in der Wildnis beobachtet. Weitere Feldarbeiten sind somit dringend notwendig, um sowohl die Verbreitung als auch den Bedrohungsstatus dieser Riesenreptilien zu eruieren. Denn Krokodile sind sowohl durch Lebensraumzerstörung als auch durch den Reptiliederhandel stark bedroht.

Obwohl Schildkröten mittlere bis große Reptilien sind, hat sich ihre Diversität in den letzten 12 Jahren verdoppelt. Dieser Anstieg ist teilweise durch kürzlich vom Menschen eingeführte Arten, wie die nordamerikanische Rotwangenschmuckschildkröte (*Trachemys scripta elegans*) oder die asiatische Weichschildkröte (*Amyda cartilaginea*), zu erklären (KOCH et al. 2008). Andererseits trug auch die Entdeckung von *Leucocephalon yuwonoi* im Jahr 1995 dazu bei. Nur wenige Jahre nach ihrer wissenschaftlichen Beschreibung gilt diese Sumpfschildkröte als eine der am stärksten bedrohten Schildkrötenarten weltweit! Nicht zuletzt der ungeklärte Status der Weichschildkrötengattung *Pelochelys*, die erst 2002 für Sulawesi nachgewiesen wurde, verdeutlicht die jahrzehntelange Vernachlässigung und unzureichende Kenntnis über die Diversität der Amphibien und Reptilien von Sulawesi.

Fazit: Die Diversität der Amphibien und Reptilien von Sulawesi ist vernachlässigt worden

Bezogen auf neue Artbeschreibungen und Nachweise gab es nur zwei Perioden in der Geschichte der Herpetofauna von Sulawesi, die bisher am bedeutendsten waren. Verstärkte Untersuchungen begannen zwischen 1856 und 1860, als Pieter Bleeker, ein niederländischer Militärarzt, die Nordhalbinsel bereiste und anschließend die erste Checkliste der sulawesischen Amphibien und Reptilien verfasste (BLEEKER 1856). Er dokumentierte etwa 25 Arten erstmals und beschrieb zwei neue Arten. Die zweite Phase begann ungefähr 40 Jahre später, als die Baseler Naturforscher Fritz und Paul Sarasin zwei mehrjährige Expeditionen nach Celebes unternahmen. Basierend auf ihrem gesammelten Material wurden zahlreiche neue Arten von Müller (1895) und Boulenger (1897) beschrieben. Bislang sind diese beiden kurzen Perioden die erfolgreichsten in der Geschichte von Sulawesi. Erst 100 Jahre später begann in den 1990er Jahren eine dritte Phase verstärkter Forschungsaktivitäten, die bis heute andauert (Abb. 1).

Trotz fast zwei Jahrhunderten herpetologischer Erforschung bleibt noch viel zu tun, um eine vollständige Artenliste der Amphibien und Reptilien von Sulawesi zu erhalten. Heute sind die Schlangen wohl am besten erforscht, während die vernachlässigten Frösche und Echsen dringend taxonomischer Überarbeitung bedürfen. Vor allem die noch relativ ungestörten Regenwälder im gebirgigen Inneren von Zentral-Sulawesi sowie verschiedene bisher wenig erforschte vorgelagerte Inseln wie Buton, Peleng und Sangihe beherbergen wahrscheinlich noch viele unbeschriebene Arten.

Aus diesem Grund ist auch zukünftig noch mit einem weiteren Anstieg der Artenzahlen zu rechnen. Verglichen mit der letzten Liste von 1996 ist die Anzahl der nachgewiesenen Arten um 35 % gestiegen. Seit Mitte der 1990er Jahre wurden 75 Amphibien- und Reptilienarten und -unterarten zum herpetologische Inventar der Insel hinzugefügt. Von diesen Arten wurden 18 als für die Wissenschaft neu beschrieben, weitere 18 Arten stellten Neunachweise für die Insel dar und sieben Arten wurden wieder beschrieben oder revalidiert. Demgegenüber wurden 12 Arten, zumeist Schlangen, von der Artenliste von Sulawesi gestrichen, da sie irrtümlicherweise für die Insel nachgewiesen worden waren. Jedoch waren die Nachweise von neun Amphibien- und Reptilienarten zuvor in der Literatur übersehen worden.

Insgesamt sind gegenwärtig etwa 210+ verschiedene Amphibien (ca. 50 Spezies) und Reptilien (ca. 160 Arten) aus der Sulawesi Region bekannt (KOCH 2012). Fast 60 % der Arten sind Endemiten, was bedeutet, dass sie nur in diesem Gebiet vorkommen. Dieser Umstand macht diese Arten besonders anfällig für Umweltzerstörung und Ausbeutung durch die lokale Bevölkerung.

Danksagung

Für die Ausrichtung der wundervollen kleinen Konferenz auf der Insel Vilm ist der Erstautor den Organisatoren sehr zu Dank verpflichtet. Nie zuvor habe ich eine so familiäre und interdisziplinäre Tagung über biologische Vielfalt miterlebt. Die Durchführung des Sulawesi-Projekts wäre nicht ohne ein Stipendium des Evangelischen Studienwerk e.V. Villigst möglich gewesen. Weitere finanzielle Unterstützung erhielt AK in den vergangenen Jahren durch die Deutsche Gesellschaft für Herpetologie und Terrarienkunde (DGHT), den Deutschen Akademischen Austauschdienst (DAAD), die Alexander-Koenig-Gesellschaft (AKG), die Systematics Association, die Linnean Society of London sowie das EU-Projekt SYNTHESYS. Forschungsgenehmigungen wurden dem Erstautor freundlicherweise vom Indonesischen Institut der Wissenschaften (LIPI) ausgestellt. Außerdem bedanken wir uns ganz herzlich bei den vielen hilfsbereiten Menschen vor Ort, ohne deren selbstlose Unterstützung wir viele Daten nicht hätten erheben können.

Literaturverzeichnis

- BLEEKER, P. (1856): Reis door de Minahassa en den Molukschen Archipel. Gedaan in de Maanden September en Oktober 1855 in het Gevolg van den Gouverneur Generaal Mr. A.J. Duymaer van Twist. Eerste Deel. – Batavia (Jakarta) (Lange & Co.)
- BOULENGER, G.A. (1897): A Catalogue of the Reptiles and Batrachians of Celebes with special references to the collection made by Drs F. & P. Sarasin 1893-1896. - Proceedings of the Zoological Society of London 1897: 193-237.
- CHAPMAN, A.D. (2009): Numbers of Living Species in Australia and the World. - 2nd ed. – Canberra (Australian Government)
- INGER, R.F. (2005): The frog fauna of the Indo-Malayan region as it applies to Wallace's Line. – In: TUEN, A.A. & DAS, I. (eds): Wallace in Sarawak - 150 Years Later. An International Conference on Biogeography and Biodiversity: Institute of Biodiversity and Environmental Conservation. – Kota samarahan (Universiti Malaysia Sarawak): 82-90.
- ISKANDAR, D.T.; TJAN, K.N. (1996): The Amphibians and Reptiles of Sulawesi, with notes on the Distribution and Chromosomal Number of Frogs. - In: KITCHENER, D.J. & SUYANTO, A. (eds.): First international conference on eastern Indonesian-Australian vertebrate fauna. Manado, 1994. - Western Australian Museum: . 39–46
- ISKANDAR, D.T.; ARIFIN, U. & RACHMANSAH, A. (2011): A new frog (Anura, Dicroglossidae), related to *Occidozyga semipalmata* Smith, 1927 from the eastern peninsula of Sulawesi, Indonesia. - Raffles Bulletin of Zoology 59: 219–228.

- KOCH, A.; IVES, I.; ARIDA, E. & ISKANDAR, D.T. (2008): On the occurrence of the Asiatic softshell turtle, *Amyda cartilaginea* (Boddaert, 1770), on Sulawesi, Indonesia. - *Hamadryad* 33: 121-127.
- KOCH, A.; MCGUIRE, J.; ARIDA, E.; RIYANTO, A. & HAMIDY, A. (2009a): First record of *Gekko smithii* Gray, 1842 (Reptilia: Gekkonidae) from Sulawesi, Indonesia. - *Salamandra* 45: 172-176.
- KOCH, A.; ARIDA, E.; SCHMITZ, A.; BÖHME, W. & ZIEGLER, T. (2009b): Refining the polytypic species concept of mangrove monitors (Squamata: *Varanus indicus* group): a new cryptic species from the Talaud Islands, Indonesia, reveals the underestimated diversity of Indo-Australian monitor lizards. - *Australian Journal of Zoology* 57: 29-40.
- KOCH, A. (2012): Discovery, Diversity, and Distribution of the Amphibians and Reptiles of Sulawesi and its Offshore Islands. – Frankfurt/M. (Edition Chimaira)
- MEYER, A.B. (1887): Verzeichniss der von mir in den Jahren 1870-1873 im Ostindischen Archipel gesammelten Reptilien und Batrachier. - *Abhandlungen und Berichte des Zoologischen und Anthropologisch-Ethnographischen Museums zu Dresden*: 1-16.
- MÜLLER, F. (1895). Reptilien und Amphibien aus Celebes. - *Verhandlungen der naturforschenden Gesellschaft Basel* 10: 825-843.

Dr. André Koch
Zoologisches Forschungsmuseum Alexander Koenig
& Leibniz-Institut für Biodiversität der Tiere
Adenauerallee 160
53113 Bonn
andrepascalkoch@web.de

Dr. Evy Arida
Museum Zoologicum Bogoriense
Jl. Raya Jakarta-Bogor, km 46
16911 Cibinong, Java
Indonesien

Auswirkungen der Erosionsprozesse auf die pflanzliche Diversität im Großen Kaukasus (Georgien)

MARTIN WIESMAIR

Schlagwörter: Überweidung, Vegetation, Fernerkundung, Transformationsland

Einleitung

Der Kaukasus ist einer der globalen Biodiversität hotspots (MYERS 2000). World Wide Fund for Nature (WWF) zählt dieses Ökosystem zu den biologisch und kulturell vielfältigsten Gegenden unseres Planeten. Die Region untergliedert sich in den Großen Kaukasus im Norden und den südlichen Kleinen Kaukasus. Die Republik Georgien liegt inmitten dieser Gebirgszüge an der Ostküste des Schwarzen Meeres (Abb. 1). Georgien, ein Land von der Größe Bayerns, ist zu einem großen Teil von Bergen und Gebirgen bedeckt. Bedingt durch die geographische Lage finden sich innerhalb des Landes verschiedene Klimazonen. Diese haben zur Entwicklung einer hohen Artenvielfalt beigetragen. Jahrhundertelanger, extensiver, menschlicher Einfluss erschuf in den Bergregionen äußerst artenreiche Landschaften.



Abb. 1: Georgien, Lage im Kaukasus (Quelle: AMIES)

Georgien war Mitglied der Sowjetunion. Während dieser Periode wurde die Landwirtschaft stark intensiviert. In den Bergregionen führte die Überweidung teilweise zu einer Beschädigung der Pflanzendecke. Das gestörte Pflanzen-Wurzel-System verringerte auf steilen Hängen die Bodenstabilität. Ausgehend von kleinen Schadstellen entstanden großflächige Landdegradationen (KÖRNER 1980). Die pflanzliche Vielfalt trägt durch ein diverses Wurzelsystem auch zu einer Stabilisierung von Hängen bei (POHL et al. 2008). Wird dieses sensible Bergsystem übernutzt, werden dadurch natürliche Erosionsprozesse beschleunigt. Diese Vorgänge zerstören wertvolle Lebensräume.

Seit der Unabhängigkeit 1991, fand in Georgien eine Vielzahl an Transformationen statt. Die Auswirkungen dieser Prozesse untersuchte ein interdisziplinäres Forscherteam an der Universität Gießen. Das AMIES-Projekt (Analysing multiple relationships between environmental and societal processes) beschäftigte sich mit den Wechselwirkungen der Landnutzung, Erosion, Biodiversität und Lebensqualität in den Bergregionen Georgiens. Heute sind im Kaukasus der Klimawandel und menschlicher Einfluss die größten Bedrohungen der pflanzlichen Diversität (NAKHUTSRISHVILI et al. 2009). Wissenschaftler und Naturschutzorganisationen sehen Handlungsbedarf um die Artenvielfalt zu schützen (CEPF 2004, NBSAP 2005, SPEHN et al. 2010).

Die Biodiversitätskonvention der Vereinten Nationen zielt auf eine nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt ab (UNITED NATIONS 1992). Dieses Umweltübereinkommen weist einen Artikel zur Identifikation und Monitoring von Biodiversität, aus. Unser Projekt hat eben dies zur Aufgabe. Prozesse, die eine nachhaltige Nutzung negativ beeinflussen zu identifizieren und Techniken für ein mögliches Monitoring zu erforschen. In dieser Studie testen wir die Zusammenhänge der pflanzlichen Diversität, Nährstoffverfügbarkeit, Vegetationsdeckung und Reflexionseigenschaften.

Mleta, ein Dorf betroffen von Naturkatastrophen

Das Untersuchungsgebiet liegt in der Kazbegi Region, ca. 30 km südlich des Ortes Stepantsminda (Abb. 1). Das Dorf Mleta (1.500 m.ü.M.) befindet sich an der georgischen Heerstrasse, der Hauptverbindung von Tbilisi nach Russland. Schafhirten nutzten das Tal um ihre riesigen Schafherden von südlichen Winterniederungen in die höheren Lagen nach Stepantsminda zur Sommerung, zu führen (CERNUSCA 1983). Dabei wurden die steilen Hänge um Mleta sehr stark beansprucht. Als Folge davon ereigneten sich Naturkatastrophen. Vor ca. 60 Jahren verschüttete eine Mure einen Teil des Ortes. Seither siedeln die Bewohner in einem unteren und oberen Teil des Dorfes (Abb. 2). Die Menschen dieser Region betreiben Subsistenzlandwirtschaft. Sie sind somit von einer intakten Landschaft abhängig, um Lebensmittel zu erzeugen.



Abb. 2: Mleta, Untersuchungsgebiet (1: Zemo (oberes) Mleta, 2: Kvemo (unteres) Mleta)

An den nordexponierten Berghängen um Mleta liegen mehrere tiefe Erosionsgullies. 2012 und 2013 haben wir die Vegetation um Mleta, auf jeweils 25 m² Flächen, erfasst. Die Auswahl der plots erfolgte entsprechend ihrer Vegetationsdeckung und Inklination. Für chemische Analysen und Samenbankexperimente haben wir Bodenproben entnommen. Für die Erfassung der räumlichen Auswirkungen der Erosion auf die Vegetation werden Fernerkundungsmethoden eingesetzt. Mit einem Feldspektrometer haben wir in den Aufnahmeflächen die hyperspektrale Eigenschaft der Vegetation gemessen. Im Satellitenbild sollen die Ergebnisse für das gesamte Untersuchungsgebiet modelliert werden.

Erosion beeinflusst die Artenvielfalt

Unsere Ergebnisse zeigen eine leichte Abnahme der pflanzlichen Artenzahl bei zunehmender Bodenerosion (Abb. 3). Obwohl die pflanzliche Diversität nur gering sinkt, findet eine starke Veränderung des Lebensraumes statt. Bis zu einer gewissen Habitat Degradation verschwinden die Pflanzenarten, die nicht an die geänderten Standortbedingungen angepasst sind. Bei fortschreitender Bodenerosion wird der Boden bis zum Muttergestein abgetragen. Dann finden sich nur noch Pflanzen, die auf Schutt und Geröll wachsen können (Abb. 4). Die Änderung der Pflanzenzusammensetzung, die durch Erosionsprozesse bewirkt wird, beeinflusst die landwirtschaftliche Nutzung. Auf stark degradierte Flächen ist eine Nutzung ausgeschlossen. Diese Areale stehen der Bevölkerung nicht mehr als Weide- und Wiesenflächen zur Verfügung. Bis sich auf degradierten Gebirgslandschaften wieder Boden bildet, kann es mehrere hundert Jahre dauern (KÖRNER 2003).

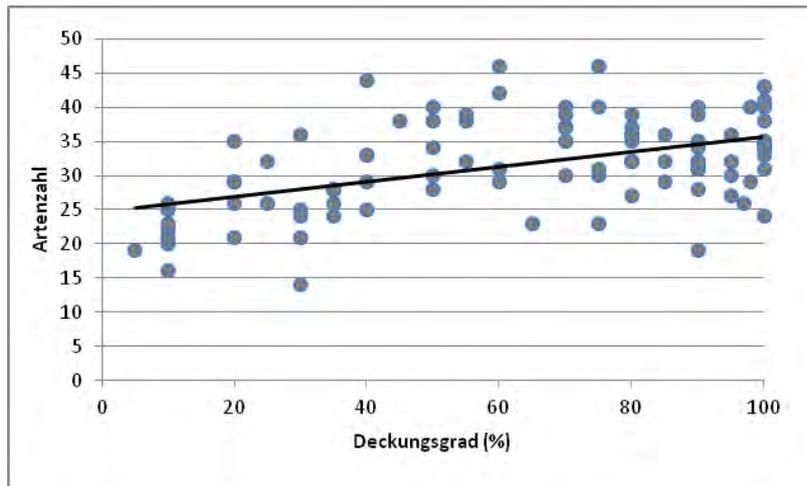


Abb. 3: Anzahl der Pflanzenarten auf plots mit unterschiedlicher Gesamtdeckung



Abb. 4: Zunehmende Bodendegradation (von links nach rechts abnehmende Pflanzenbedeckung)

Dieser Wechsel in der Pflanzendecke bewirkt auch eine veränderte Reflexionseigenschaft der Oberfläche. Bestimmte Wellenlängenbereiche des Reflexionsspektrums können als Prädiktoren für die Vegetationsdeckung herangezogen werden (Abb. 5).

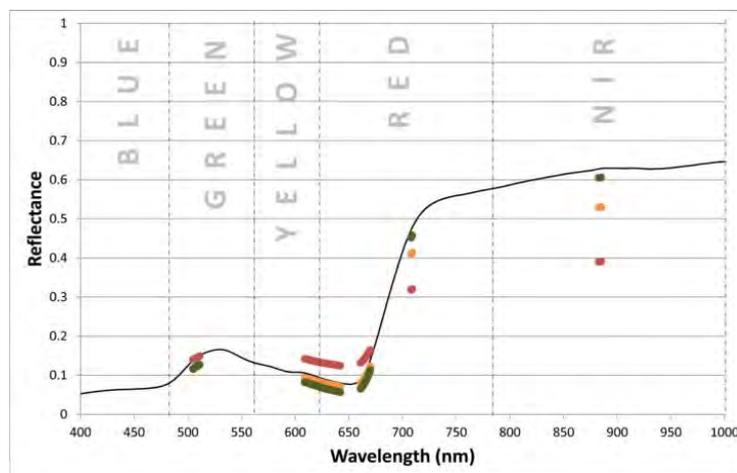


Abb. 5: Beispiel für Bereiche, die eine Vorhersage der Vegetation durch Reflexionseigenschaften ermöglichen

Nachhaltige Nutzung biologischer Vielfalt

Auf intaktem Boden fördert eine nachhaltige Nutzung die biologische Vielfalt. Bis 2020 soll der Verlust und die Degradation natürlicher bzw. naturnaher Habitats zumindest halbiert werden (UNITED NATIONS 2011). Um dieses Ziel für unser Untersuchungsgebiet zu erreichen, ist die Erarbeitung eines Weidemanagements nötig. Insbesondere gemeinschaftlich genutzte Flächen bedürfen einer Regelung der Beweidung. Die Ergebnisse aus AMIES und diesem Projekt werden den lokalen Behörden vorgelegt, um ein für die Region nachhaltiges Beweidungskonzept zu erarbeiten.

Literatur

- AMIES: Analysing multiple interrelationships between environmental and societal processes in mountainous regions of Georgia. - <http://www.amies-net.org>.
- CEPF, CRITICAL ECOSYSTEM PARTNERSHIP FUND (2004): Ecosystem Profile. Caucasus Biodiversity Hotspot. <http://www.countdown2010.net/caucasus/Caucasus%20Ecosystem%20Profile.pdf> (27/08/13)
- CERNUSCA, A & G. NAKHUTSRISHVILI (1983): Untersuchungen der ökologischen Auswirkungen intensiver Schafbeweidung im Zentralkaukasus. - Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (10): 183-192.
- KÖRNER, C. (1980): Ökologische Untersuchungen an Schafweiden im Zentralkaukasus. - Der Alm- und Bergbauer (5): 150-161.
- KÖRNER, C. (2003): Alpine plant life: functional plant ecology of high mountain ecosystems. - 2nd ed. – Berlin (Springer)
- MYERS, N. et al. (2000): Biodiversity hotspots for conservation priorities. - Nature (403): 853-858.
- NAKHUTSRISHVILI, G. et al. (2009): Main threats to mountain biodiversity in Georgia. - Mountain Forum Bulletin (9/2): 18-19.
- NBSAP (NATIONAL BIODIVERSITY STRATEGY AND ACTION PLAN - GEORGIA) (2005). - Available at: http://chm.moe.gov.ge/webmill/data/file/bsap_en.pdf (27/08/13)
- POHL, M. et. al. (2009): Higher plant diversity enhances soil stability in disturbed alpine ecosystems. - Plant Soil (324):91–102.
- SPEHN, E.M. et. al. (2010): Mountain Biodiversity and Global Change. - Basel.
- UNITED NATIONS (2011): The Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets. - <http://www.cbd.int/doc/decisions/cop-10/cop-10-dec-02-en.pdf> (27/08/13)
- UNITED NATIONS (1992): Convention on biological diversity. <http://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf> (27/08/13)
- WWF: The Caucasus Ecoregion
http://wwf.panda.org/what_we_do/how_we_work/protected_areas/pa4lp/caucasus (26/08/13)

Martin Wiesmair
Justus-Liebig Universität Gießen
Zentrum für internationale Entwicklungs- und Umweltforschung (ZEU)
Sektion I: Nutzung natürlicher Ressourcen und Umweltschutz
Senckenbergstr.3
35390 Gießen
martin.wiesmair@umwelt.uni-giessen.de

Vom rechtlichen Umgang mit invasiven Arten

MARIE-LUISE FABHAUER

Schlagwörter: Invasive Arten, rechtliche Regelungen, Vorsorgeprinzip

1 Einleitung

Invasive gebietsfremde Arten gelten weltweit als eine der Hauptgefährdungsursachen für die biologische Vielfalt¹. Eine nähere Betrachtung von rechtlichen Regelungen innerhalb des Völker-, Europa- und nationalen Rechts, welche die invasiven Arten behandeln, ist daher hilfreich, um einen Überblick zur Problematik zu erhalten. Der Fokus des Beitrags liegt auf der Darstellung der nationalen Regelungen des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG).

2 Definitionen – Was sind überhaupt invasive gebietsfremde Arten?

Um sich mit dem Thema auseinandersetzen zu können, muss man zuerst den Blick darauf wenden, was überhaupt invasive gebietsfremde Arten sind. Die Darstellung im Beitrag beschränkt sich an dieser Stelle auf Definitionen aus naturschutzfachlicher Sicht².

Invasive Arten stellen eine Untergruppe der gebietsfremden Arten dar. Es gilt also, „gebietsfremde“ und „invasive“ Arten zu definieren.

2.1 Gebietsfremde Arten

Im Zuge der „Conference of the Parties“ der Konvention über Biologische Vielfalt im Jahr 2002 wurde im Annex zur Entscheidung VI/23 die folgende Definition veröffentlicht³:

"alien species" refers to a species, subspecies or lower taxon, introduced outside its natural past or present distribution; includes any part, gametes, seeds, eggs, or propagules of such species that might survive and subsequently reproduce

Im Positionspapier des Bundesamts für Naturschutz zu den gebietsfremden Arten findet sich die folgende Definition⁴:

Gebietsfremde Arten sind solche, die hier von Natur aus nicht in einem Gebiet vorkommen, sondern durch direkte (z. B. Einbringung) oder indirekte Einflüsse des Menschen hierher gelangen (z. B. Einbringung in ein neues Gebiet und von dort Verbreitung auf natürlichem Wege in weitere Gebiete oder Arten, die aufgrund anthropogener Klimaänderungen bei uns einwandern)

§ 7 Abs. 2 Nr. 8 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) definiert die gebietsfremden Arten wie folgt:

Eine wild lebende Tier- oder Pflanzenart, wenn sie in dem betreffenden Gebiet in freier Natur nicht oder seit mehr als 100 Jahren nicht mehr vorkommt

Gebietsfremde Arten sind also per definitionem solche Arten, die sich außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets befinden und direkt oder indirekt durch menschlichen Einfluss dorthin gelangt sind. Alle drei Definitionen stellen dabei auf das natürliche Verbreitungsgebiet einer Art ab. Als „Arten“ sind alle Tiere, Pflanzen und Mikroorganismen anzusehen. Üblicherweise werden nur solche Arten als gebiets-

¹ COP 6, Decision VI/23, Abschnitt II; EEA, S. 6, HANSMANN/SELLNER, Kapitel 10, Rn. 114.

² Vergleiche zum Definitionsteil auch HEGER/TREPL, S. 399 ff.

³ COP 6, Decision VI/23, Annex Fn. 57.

⁴ BfN, S.7

fremd bezeichnet, die in ihr neues Verbreitungsgebiet nach dem Jahr 1492 gelangt sind – sie werden auch als Neozoen und Neophyten bezeichnet⁵.

2.2 Invasive Arten

Dieselben Quellen definieren die invasiven Arten wie folgt:

"invasive alien species" means an alien species whose introduction and/or spread threaten biological diversity (COP 6, Decision VI/23, Annex, Fn. 57)

Invasive gebietsfremde Arten [...] sind Tier- und Pflanzenarten, die eine Gefahr für die Natur in ihrem neuen Siedlungsgebiet darstellen bzw. negative Auswirkungen auf sie haben. Manche von ihnen können zudem ökonomische oder gesundheitliche Schäden oder Gefahren verursachen. (BfN, S.8)

invasive Art: eine Art, deren Vorkommen außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets für die dort natürlich vorkommenden Ökosysteme, Biotope oder Arten ein erhebliches Gefährdungspotenzial darstellt (§ 7 Abs. 2 Nr. 9 BNatSchG)

Gebietsfremde Arten sind folglich invasiv, wenn sie ein Gefährdungspotenzial für die Natur/die Biodiversität im neuen Siedlungsgebiet besitzen. Arten sind also nach ihrem Gefährdungspotenzial zu bewerten; in der Bewertung spielen verschiedene naturschutzfachliche Werte und Naturschutzziele eine Rolle⁶.

Invasive Arten beeinflussen die Biodiversität auf unterschiedliche Weise. Sie verdrängen heimische Arten, was bis zum Aussterben dieser führen kann. Des Weiteren können sich invasive Arten mit einheimischen kreuzen, was zu genetischer Veränderung heimischer Arten führen kann und somit auch zum Verlust genetischer Vielfalt. Letztlich können invasive Arten auch einen nur indirekten Einfluss auf heimische Arten ausüben, indem sie die Lebensbedingungen am neuen Standort so verändern, dass heimische Arten dort nicht mehr existieren können⁷.

Durch direkten oder indirekten Einfluss des Menschen gelangen invasive Arten in ihre neuen Siedlungsgebiete: Durch beabsichtigte oder unbeabsichtigte Freisetzung können sie die Gebiete „erobern“. Zur unbeabsichtigten Freisetzung zählen auch das Entweichen, die Verbreitung als „blinder Passagier“ und/oder Schadorganismus an Pflanzen, Einwandern durch neu geschaffene Kanäle oder Ähnliches⁸.

3 Rechtliche Regelungen

3.1 Rechtliche Regelungen des Völkerrechts

Im Völkerrecht finden sich an unterschiedlichen Stellen Regelungen zu invasiven Arten.

Am Wichtigsten hierbei ist die Regelung der Konvention über Biologische Vielfalt, Art. 8 lit. h, da an ihrer Umsetzung mehr als 190 Staaten beteiligt sind und sie von mehr als 160 Staaten ratifiziert wurde⁹.

Each Contracting Party shall, as far as possible and as appropriate, [...] **prevent** the introduction of, **control** or **eradicate** the alien species which threaten ecosystems, habitats or species (Hervorhebung durch Verfasserin)

Die Konvention über Biologische Vielfalt verfolgt also einen dreistufigen, hierarchischen Ansatz aus Prävention, Kontrolle und Beseitigung für den Umgang mit invasiven Arten¹⁰.

⁵ HEGER/TREPL, S. 400; KOWARIK bezeichnet sie zusammenfassend als „Neobiota“, S. 402.

⁶ KOWARIK, S. 402; vergleiche zur Bewertung auch KLINGENSTEIN/OTTO, S. 409.

⁷ Vergleiche zum Ganzen KÖCK in: SCHLACKE, § 40 Rn. 5.

⁸ EU-KOMMISSION, S.3f und KÖCK in: SCHLACKE, § 40 Rn. 6.

⁹ Angaben auf der Homepage der Konvention, <http://www.cbd.int/convention/parties/list/> (zuletzt aufgerufen am 13.09.2013)

¹⁰ EU-KOMMISSION, S.7 und KÖCK in: SCHLACKE, Rn. 5

Auch in der „Berner Konvention“ (Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats 1979, Art. 11 II lit. b) aus dem Jahr 1979 findet sich bereits eine Regelung zum Umgang mit invasiven Arten:

Each Contracting Party undertakes [...] to strictly control the **introduction** of non-native species. (Hervorhebung durch Verfasserin)

Auch hier liegt der Fokus auf der Prävention, nämlich der Einbringungskontrolle bezüglich nicht-heimischer Arten.

An dieser Stelle ist auch das Ballastwasserübereinkommen der Internationalen Seeschiffahrtsorganisation IMO aus dem Jahr 2004 zu nennen. Das Übereinkommen widmet sich vor allem der zukünftigen Vermeidung des Einschleppens invasiver gebietsfremder Arten durch unkontrolliertes Ablaufenlassen von Ballastwasser in der Nähe von Küsten. Da es jedoch noch nicht in Kraft getreten ist, kommt den wichtigen Regelungen des Übereinkommens bislang keine Wirksamkeit/ Verbindlichkeit zu¹¹.

3.2 Rechtliche Regelungen des Europarechts

Von den rechtlichen Regelungen des Europarechts werden an dieser Stelle zwei herausgegriffen. Zum einen widmet die „FFH-Richtlinie“ (Richtlinie 92/43/EWG, Richtlinie des Rates zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen) den invasiven Arten den Art. 22 lit. b:

Bei der Ausführung der Bestimmungen dieser Richtlinie gehen die Mitgliedstaaten wie folgt vor: [...] Sie sorgen dafür, daß die absichtliche Ansiedlung in der Natur einer in ihrem Hoheitsgebiet nicht heimischen Art so geregelt wird, daß **weder** die natürlichen Lebensräume in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet **noch** die einheimischen wildlebenden Tier- und Pflanzenarten **geschädigt** werden; falls sie es für notwendig erachten, verbieten sie eine solche Ansiedlung [...] (Hervorhebung durch Verfasserin)

Zum anderen findet sich im Art. 11 der „Vogelschutzrichtlinie“ (Richtlinie 79/409/EWG, Richtlinie des Rates über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten) folgende Regelung:

Die Mitgliedstaaten sorgen dafür, daß sich die etwaige Ansiedlung wildlebender Vogelarten, die im europäischen Hoheitsgebiet der Mitgliedstaaten nicht heimisch sind, **nicht nachteilig** auf die örtliche Tier- und Pflanzenwelt **auswirkt**. [...] (Hervorhebung durch Verfasserin)

Beide Regelungen sprechen eine Verpflichtung der Mitgliedstaaten aus, die Ansiedlung von nicht heimischen Arten dahingehend zu regulieren, dass heimische Arten nicht geschädigt werden können.

3.3 Rechtliche Regelungen des nationalen Rechts

Im deutschen Recht sind vor allem die Regelungen des Bundesnaturschutzgesetzes entscheidend und bedeutsam. Mit invasiven Arten beschäftigen sich diese Paragraphen: § 40 – Nichtheimische, gebietsfremde und invasive Arten in Verbindung mit § 1 I Nr. 1 – Ziele des Naturschutzes, § 5 III 2, IV 2 – Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft, § 7 II Nr. 8 und 9 – Begriffsbestimmungen sowie § 69 I Nr. 17 – Bußgeldvorschriften.

Weitere Regelungen zu invasiven Arten finden sich in der Bundesartenschutzverordnung, dem Bundesjagdgesetz (§§ 21, 28 mit § 1 I, II) und dem Pflanzenschutzgesetz (vor allem §§ 3 I 1, 2 Nr. 2 a bis c und 6 I Nr. 16)¹².

Da aus naturschutzfachlicher Sicht das Bundesnaturschutzgesetz die wichtigste Rolle der oben genannten Gesetze einnimmt, beschränkt sich die weitere Darstellung an dieser Stelle auf dieses.

Nach der Novelle des Gesetzes im Jahr 2010 bildet § 40 BNatSchG die Kernvorschrift bezüglich der invasiven Arten. Ihr liegt ein bewahrend-dynamisches Naturschutzkonzept zugrunde¹³. Das Bundesnatur-

¹¹ Vergleiche zum Ganzen: www.imo.org/Pages/Home.aspx >> About IMO >> Conventions >> List of Conventions / Status of Conventions (zuletzt aufgerufen am 13.09.2013)

¹² Aufgrund der Länge und Anzahl der Vorschriften wird auf eine wörtliche Wiedergabe verzichtet.

schutzgesetz wurde erneuert, um die natürlichen Lebensgrundlagen auch für kommende Generationen zu sichern, zu denen auch die biologische Vielfalt zählt¹⁴. § 1 I Bundesnaturschutzgesetz ist dabei als Zielbestimmung ausgelegt¹⁵. Für die Erhaltung der biologischen Vielfalt kommt dabei den Biotopverbänden eine herausragende Bedeutung zu¹⁶; dabei ist vor allem das „Natura 2000“ – Netz zu nennen. (Ein Hinweis an dieser Stelle auf eine Entscheidung des Europäischen Gerichtshofs vom 11.04.2013, Aktenzeichen C-258/11, Verbot für den Bau einer Autobahn wegen absehbarer Beschädigung eines Natura 2000 – Gebietes).

Die Bundesländer sollen nun geeignete Maßnahmen treffen, „um einer Gefährdung von Ökosystemen, Biotopen und Arten durch Tiere nichtheimischer oder invasiver Arten entgegenzuwirken“, § 40 I BNatSchG; dabei haben sie die FFH-Richtlinie, Vogelschutzrichtlinie und die Konvention über biologische Vielfalt zu beachten¹⁷. § 40 I BNatSchG ist dabei als Aufgabennorm konzipiert¹⁸. § 40 II und III BNatSchG repräsentieren den dreistufigen, hierarchischen Ansatz der Konvention über biologische Vielfalt - § 40 II stellt dabei eine Ausprägung des naturschutzrechtlichen Vorsorgeprinzips dar¹⁹. Die in § 40 II BNatSchG statuierte Beobachtungspflicht für potentiell invasive Arten soll sich an Anhaltspunkten wie den „Schwarzen Listen“ orientieren²⁰.

§ 40 III BNatSchG statuiert eine Beseitigungs-/Ausbreitungsverhinderungspflicht für invasive Arten unter Berücksichtigung von Erfolgsaussichten und Verhältnismäßigkeit der Maßnahme. Ein möglichst frühzeitiges Entgegenreten wird angestrebt. Für land- und forstwirtschaftlich angebaute Pflanzen existiert eine Ausnahmeregelung²¹.

Wichtig ist außerdem § 40 IV BNatSchG, der eine Genehmigungspflicht für das Ausbringen gebietsfremder Arten einführt, um zum Beispiel der Gefahr der Einkreuzung und schleichenden Veränderung des Genpools entgegenzuwirken. Die Genehmigung ergeht als gebundene Entscheidung, das heißt, dass bei Gefährdung der Schutzgüter des § 1 I BNatSchG die Genehmigung zwingend versagt werden muss. Auch hier existiert eine Ausnahmeregelung, unter anderem für land- und forstwirtschaftlich genutzte Arten und das Ausbringen von Saatgut und Gehölzen (bis 2020). Die Genehmigung wird nach § 40 V BNatSchG durch das Bundesamt für Naturschutz erteilt.

§ 40 VI BNatSchG korrespondiert mit Absatz 3 und ermöglicht der zuständigen Behörde die Anordnung zur Beseitigung einer invasiven Art, soweit die Beseitigung zur Gefahrenabwehr erforderlich ist.

4 Schluss

Die Regelungen des Bundesnaturschutzgesetzes zu den invasiven Arten sind meines Erachtens nicht alle gelungen. Vor allem die generellen Ausnahmeregelungen des § 40 BNatSchG für land- und forstwirtschaftlich genutzte Arten ist nicht nachvollziehbar. Eine Einzelfallentscheidung mit Blick auf den Schutzzweck des § 1 BNatSchG zu treffen, erscheint angemessener²². Weitere Verbesserungen der Normen wären für die Thematik/Problematik wichtig. Vor allem eine stärkere Inbezugnahme des Vorsorgeprinzips²³ als eines der wichtigsten naturschutzrechtlichen Prinzipien wäre wünschenswert. Namentlich die „erste

¹³ Für die Begrifflichkeit vergleiche KOWARIK, S. 402f.

¹⁴ § 1 Abs. 1 BNatSchG; BT-Drucksache 16/12274, S. 39.

¹⁵ BT-Drucksache 16/12274, S. 40.

¹⁶ Siehe Fn. 15.

¹⁷ BT-Drucksache 16/12274, S. 68.

¹⁸ KÖCK in: SCHLACKE, Rn. 22.

¹⁹ KÖCK in: SCHLACKE, Rn. 26, 28.

²⁰ BT-Drucksache 16/12274, S. 68; zu „Schwarzen Listen“ vergleiche auch ESSL/KLINGENSTEIN ET AL., S. 418ff.

²¹ Vergleiche zu § 40 III KÖCK in: SCHLACKE, Rn. 28 ff.

²² Zur Einschätzung der Regelungen vergleiche auch HELLENBROICH, S. 111 ff. (121).

²³ Zum Vorsorgeprinzip vergleiche auch KOWARIK, S. 405.

Stufe“ der Prävention als Ausprägung des Vorsorgeprinzips sollte auch tatsächlich prioritär geregelt und in den Blick genommen sein.

Um eine wirkungsvolle Prävention erreichen zu können, müssen vor allem die Bereiche des Monitorings und die Erstellung Schwarzer Listen gestärkt werden²⁴ – denn wenn man nicht weiß, worauf man achten soll, kann man nicht zukunftsgerichtet und effektiv handeln.

Ein weiterer wichtiger Punkt für erfolgreiche(re) Prävention stellt die Öffentlichkeitsarbeit dar. Ein Problem der invasiven Arten ist zum Beispiel die Aussetzung von Zierfischen aus Teichen oder die Freisetzung von Teichpflanzen oder das Verbringen von Gartenabfällen in die Natur. Durch solche „Aktionen“ werden (potentiell) invasive Arten in Gebieten angesiedelt, in denen sie nichts zu suchen haben – mit den eingangs beschriebenen Auswirkungen. Vielen Kleingärtner/innen und privaten Teichbesitzer/innen wird die Problematik gar nicht bewusst sein, daher muss an dieser Stelle Aufklärungsarbeit geleistet werden²⁵. Bei der Öffentlichkeitsarbeit muss dann die richtige Balance gefunden werden. Menschen möchten nicht „missioniert“ und bevormundet werden. Jedoch haben gerade auch zum Beispiel die Kleingärtner/innen und Teichbesitzer/innen ein Interesse daran, Natur und Artenvielfalt zu erhalten; viele tun das schon im Kleinen im heimischen Garten. Hier kann man ansetzen. Die Wichtigkeit von Entscheidungen jedes Einzelnen muss hervorgehoben und eine überzeugende Erklärung des „Warum sollte man nicht ... (zum Beispiel Gartenabfälle in die Natur verbringen)?“ geliefert werden.

Literaturverzeichnis

- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2005): Gebietsfremde Arten. Positionspapier des Bundesamts für Naturschutz. – Bonn (BfN) (BfN-Skripten; 128)
- CONFERENCE OF THE PARTIES TO THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2002): COP 6, Decision VI/23 <http://www.cbd.int/decision/cop/default.shtml?id=7197>, zuletzt aufgerufen am 12.08.2013
- ESSL, F., KLINGENSTEIN, F., NEHRING, S., OTTO, C., RABITSCH, W. & STÖHR, O. (2008): Schwarze Listen invasiver Arten – ein Instrument zur Risikobewertung für die Naturschutz-Praxis. - Natur und Landschaft: 418 ff.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA) (2012): The impacts of invasive alien species in Europe.- Copenhagen (EEA) (Technical report No. 16/2012)
- HANSMANN, K. & SELLNER, D. (Hrsg.) (2012): Grundzüge des Umweltrechts. - 4. Aufl. - Berlin
- HEGER, T. & TREPL, L. (2008): Was sind invasive gebietsfremde Arten? Begriffe und Definitionen. - Natur und Landschaft: 399 ff.
- HELLENBROICH, T. (2011): Die Vorschriften zum Schutz der heimischen Arten – abweichungsfest, aber ergänzungsbedürftig? - In: CZYBULKA, D. (Hrsg.), Das neue Naturschutzrecht des Bundes. - Baden-Baden
- KLINGENSTEIN, F. & OTTO, C. (2008): Zwischen Aktionismus und Laisser-faire: Stand und Perspektiven eines differenzierten Umgangs mit invasiven Arten in Deutschland. - Natur und Landschaft: 407 ff.
- KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (2008): Mitteilung der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen hin zu einer EU-Strategie für den Umgang mit invasiven Arten [SEK(2008) 2887 und SEK(2008) 2886] KOM(2008) 789 endgültig, Brüssel

²⁴ Zur Wichtigkeit von Monitoring und Schwarzer Liste vergleiche ESSL/KLINGENSTEIN et al. S. 418 ff., NEHRING, S. 434 ff. und KLINGENSTEIN/OTTO, S. 410.

²⁵ Zum Ganzen vergleiche auch KLINGENSTEIN/OTTO, S. 408 und NEHRING, S. 435.

KÖCK, W. (2012): Kommentierung zu § 40 Bundesnaturschutzgesetz. - In: SCHLACKE, S. (Hrsg.): Gemeinschaftskommentar zum BNatSchG. - Köln

KOWARIK, I. (2008): Bewertung gebietsfremder Arten vor dem Hintergrund unterschiedlicher Naturschutzkonzepte. - Natur und Landschaft: 402 ff.

NEHRING, S. (2008): Gebietsfremde Arten in unseren Gewässern: Die Handlungsmaxime heißt Prävention. - Natur und Landschaft: 434 ff.

*Marie-Luise Faßhauer
Oberrieder Str. 18
37242 Bad Sooden-Allendorf
marie.fasshauer@gmx.de*

Die Erhaltung der Biodiversität als intergenerationelle Pflicht

AURÉLIE HALSBAND

Schlagwörter: Biodiversität, Das gute Leben, Capabilities Approach, Intergenerationelle Gerechtigkeit, CBD

Einleitung

Wir sind gegenüber den Zukünftigen zum Schutz der Natur verpflichtet, wir haben die Erde „nur geborgt“! Auf diese Weise wird oftmals bei politischen Entscheidungen etwa im Bereich des Naturschutzes für die Intensivierung von Erhaltungsmaßnahmen argumentiert. Auch die „Convention on Biological Diversity“ (CBD), der leitende internationale Rechtstext zur Erhaltung der biologischen Vielfalt, setzt eine solche Begründung voraus: „Determined to conserve and sustainably use biological diversity for the benefit of present and future generations.“ (CBD, Präambel).¹ Unklar bleibt bei dieser Argumentationsweise jedoch unter anderem, ob sich eine solche Verpflichtung gegenüber Zukünftigen begründen lässt und – wenn ja – wie sich diese praktisch anwenden lässt.

Ich schlage im Folgenden vor, eine solche Argumentationsweise aus dem Maßstab eines guten Lebens heraus zu entwickeln. Ich werde zeigen, dass (biodiverse) Natur auf vielen Ebenen und stellenweise auf unersetzliche Weise zu einem guten menschlichen Leben beiträgt und daraus schließen, dass wir diese Möglichkeit(en) guten Lebens auch für Zukünftige offen halten sollten. Dabei werde ich die eingangs skizzierte Begründung für den Schutz der Natur auf das Themenfeld der Biodiversität anwenden. Weiterhin ist die sich anschließende Analyse zunächst auf das menschliche gute Leben und eine anthropozentrische Perspektive beschränkt.²

In den folgenden zwei Abschnitten zeige ich entlang des Maßstabs eines guten Lebens zunächst, wie begründet werden kann, dass wir Biodiversität erhalten sollten. Daran anschließend gehe ich auf die Tragweite einer solchen Argumentation ein. In dem letzten Abschnitt stelle ich dar, wie sich aus dem Beitrag der Biodiversität zu einem guten Leben möglicherweise bestimmen und begründen lässt, welche Bereiche der Biodiversität wir für zukünftige Generationen erhalten sollten.

Eine Konzeption guten Lebens

Als theoretischen Hintergrund für die Bestimmung des guten Lebens folge ich Martha Nussbaums „Capabilities Approach“ (deutsch meist „Fähigkeitenansatz“).³ Ursprünglich ist dieser als Ergänzung zu Ansätzen politischer Gerechtigkeit, insbesondere zu John Rawls' „Theorie der Gerechtigkeit“ (RAWLS 1975) konzipiert.⁴ Nussbaum stellt diesem einen Ansatz zur Seite, in dem sie eine Konzeption des guten Lebens und eine darauf aufbauende Konzeption politischer Gerechtigkeit entwickelt.

¹ Die Zieltrias der CBD setzt sich neben dem Schutz der Biodiversität (1) und ihrer nachhaltigen Nutzung (2) weiterhin aus der Forderung nach einem gerechten Vorteilsausgleich der nachhaltigen Nutzung (3) zusammen. Ich beschränke mich auf eine Analyse der Begründung für die Erhaltung der Biodiversität, wobei ich unter Erhaltung sowohl den Schutz als auch die nachhaltige Nutzung der Biodiversität fasse.

² Der von mir dargestellte Argumentationsgang lässt sich möglicherweise aber auch auf andere Konzeptionen guten Lebens, insbesondere die von empfindungsfähigen Tieren, ausweiten. Eine solche Ausgestaltung ist in diesem Beitrag nicht Gegenstand der Untersuchung. Für eine Konzeption tierischer Würde in Nussbaums Fähigkeitenansatz s. insb. NUSSBAUM 2006.

³ Für eine aktuelle Darstellung der wesentlichen Annahmen s. NUSSBAUM 2006.

⁴ Für eine Analyse und Kritik der Anwendbarkeit insb. von Rawls' Ansatz s. insb. NUSSBAUM 2006.

Ausgangspunkt bei Nussbaums Bestimmung des guten Lebens ist die Bestimmung von minimalen Voraussetzungen, die ein Staat gewährleisten muss, um allen Bürger/innen die Möglichkeit zu einem guten Leben offen zu halten. Das gute Leben wird dabei „ex negativo“ bestimmt, d. h. Nussbaum verweist nicht auf den Inhalt eines guten Lebens, sondern auf die staatlichen Rahmenbedingungen, die erfüllt sein müssen, um die minimalen Voraussetzungen eines solchen bereit zu stellen. Die Bestimmung dieser Voraussetzungen ist an der Vorstellung eines Lebens gemäß der menschlichen Würde ausgerichtet („a life worthy of human dignity“, NUSSBAUM 2006, S. 155), welche Nussbaum einerseits aus der Analyse von Mythen und weiteren kulturellen Schriften und andererseits aus individuellen Aussagen von Menschen gewinnt, deren kulturelle, soziale, wirtschaftliche und weitere Hintergründe divers sind. Mit jeder Aussage, mit jeder neuen Erkenntnis aus den kulturellen Schriften über das menschliche Wesen, über ein würdevolles Leben, entsteht eine neue Vorstellung von Minimalvoraussetzungen eines guten Lebens. Diese Vorstellung wird im Austausch mit anderen stetig angeglichen, bis eine universale, d. h. unabhängig von kulturellen, sozialen und weiteren Hintergründen annehmbare Konzeption der minimalen Rahmenbedingungen eines guten Lebens entsteht.⁵ Aus dieser Konzeption leitet Nussbaum eine zehnteilige Fähigkeitsliste ab. Die Fähigkeiten erfassen zentrale menschliche Seinsweisen und Tätigkeitsbereiche. Die Liste deckt dabei die folgenden Bereiche ab: Leben (1), körperliche Gesundheit (2), körperliche Unversehrtheit (3), Wahrnehmung, Vorstellungskraft und Denkvermögen (4), Gefühle (5), Praktische Vernunft (6), Soziale Zugehörigkeit (7), andere Arten (8), Spiel (9), Gestaltung des eigenen (politischen und materiellen) Umfelds (10).⁶ Die für diese Untersuchung zentrale achte Fähigkeit liest sich bspw. wie folgt: „8. Andere Arten: Fähig zu sein, mit Rücksicht auf und in Beziehung zu Tieren, Pflanzen und der Natur zu leben.“ (NUSSBAUM 2003, S. 19–21).

Nussbaum entwickelt somit einen Maßstab für die soziale Gerechtigkeit eines Staates, der erfasst, inwiefern dieser den Bürger/innen den Zugang zu den zehn Fähigkeiten als Minimalbedingungen guten Lebens eröffnet. Der Maßstab ist dann erreicht, wenn jedem/jeder alle zehn Fähigkeiten offen stehen. Das heißt auch, dass die minimalen Voraussetzungen dann gesichert sind, wenn jedem/jeder der Zugang offen steht und nicht, wenn jede/r diese Fähigkeiten tatsächlich ausübt. Im Mittelpunkt stehen die Fähigkeiten als Möglichkeiten eines guten Lebens, nicht als Anleitung zur Betätigung.

Biodiversität und das gute Leben

Entlang von Nussbaums Fähigkeitsansatz lässt sich nun zeigen, dass der Zugang zu Biodiversität eine solche minimale Voraussetzung guten Lebens darstellt.⁷ Der Begriff des Zugangs ist dabei weit zu verstehen; er erfasst sämtliche Formen des Beitrags der Biodiversität zu einem guten Leben, von der direkten Nutzung bis hin zur künstlerischen Inspiration. Die unterschiedlichen Formen des Beitrags lassen sich im Rahmen der Fähigkeitsliste z. B. in den folgenden vier Kategorien bündeln und darstellen: Der Zugang zu Biodiversität

- i) ist eine notwendige Voraussetzung für unsere Subsistenz!
(Fähigkeitsbereiche „Leben (1)“, „körperliche Gesundheit (2)“, „körperliche Unversehrtheit (3)“)
- ii) befördert inspirierende und erholsame Erfahrungen!
(Fähigkeitsbereiche „Spiel (9)“, „Wahrnehmung, Vorstellungskraft und Denkvermögen (4)“)
- iii) eröffnet die Erfahrung praktischer Vernunft!
(Fähigkeitsbereich „praktische Vernunft (6)“)
- iv) ermöglicht die Erfahrung der Verbundenheit!
(Fähigkeitsbereiche „Gefühle (5)“, „Soziale Zugehörigkeit (7)“, „Andere Arten (8)“)

⁵ Zu Nussbaums Verfahren des „internalistischen Essentialismus“ s. z.B. NUSSBAUM 1993, S. 329.

⁶ Nussbaums Liste besteht zwischenzeitlich in zahlreichen Versionen. Für eine deutschsprachige Version s. NUSSBAUM 2003, S. 19–21.

⁷ Für eine Darstellung ausgewählter Beiträge einer nachhaltigen Umwelt zu Nussbaums Fähigkeitsliste s. auch HOLLAND 2008.

Der Zugang zu Biodiversität ist eine notwendige Voraussetzung für unsere Subsistenz! Der Zugang zu sauberem Trinkwasser, zu Nahrungsmitteln wie Getreide, zu pflanzlichen Wirkstoffen, die für die Heilung von Krankheiten eingesetzt werden, tragen zu unserem Überleben bei und stellen damit eine notwendige Voraussetzung insbesondere für die ersten drei Fähigkeitenbereiche dar, also „Leben“, „körperliche Gesundheit“ und „körperliche Unversehrtheit“. Dieser Aussage liegt die Annahme zugrunde, dass Biodiversität einen wesentlichen Beitrag zu der Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen leistet. Tatsächlich ist die Form und Reichweite dieses Beitrags Inhalt gegenwärtiger Forschung und deren Interpretation und Methodik Gegenstand umfassender Kritik.⁸ Trotz dieser unklaren empirischen Grundlage scheinen zwei Annahmen richtig zu sein: Erstens ist der genaue Beitrag der Biodiversität insbesondere zur Stabilität von Ökosystemen ungewiss, bisherige Ergebnisse deuten aber auf einen positiven Zusammenhang. Zweitens ist der Zugang zu zentralen Ökosystemdienstleistungen eine notwendige Voraussetzung für das menschliche Überleben. Damit dürfte trotz der Kürze meiner Darstellung klar sein, dass sich aus dem – noch genauer festzulegenden – Beitrag der Biodiversität zur Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen ein Beitrag zu dem guten Leben annehmen lässt.

Der Zugang zu Biodiversität befördert inspirierende und erholsame Erfahrungen! Ein Aspekt dieses Zugangs lässt sich gut entlang von Martin Seels „Ästhetik der Natur“ und seiner ersten Dimension des Naturästhetischen, die er „Natur als Raum der Kontemplation“ nennt, veranschaulichen. Natur ist darin einer von mehreren möglichen Gegenständen der Kontemplation (SEEL 1991, S. 62), welcher sich durch die folgenden Merkmale auszeichnet: Zunächst erfüllt die Natur durch ihre Eigendynamik und Vielfalt auf besonders einschlägige Weise die Bedingung der veränderlichen Erscheinung für ein Objekt der Kontemplation. Des Weiteren offenbart sich die Phänomenalität der Natur unmittelbarer als bei Alltagsgegenständen, bei denen von der jeweiligen Funktion zunächst abstrahiert werden muss (SEEL 1991, S. 40, 66). Das Ziel der Kontemplation ist im Gegensatz zu anderen Bereichen der ästhetischen Wahrnehmung nicht ein Erkenntnisgewinn oder eine Sinnzuweisung, sondern „interesselose Aufmerksamkeit“ und Abstraktion (SEEL 1991, S. 51, 71). Mit der ersten Dimension des Naturästhetischen, der Natur als Raum der Kontemplation, verknüpft Seel das kontemplative Leben. „Das kontemplative Leben ist eine Form der befreienden Unterbrechung der Teilnahme am Leben ‚unter den Menschen‘.“ (SEEL 1991, S. 315). Natur trägt hier zum guten Leben bei, indem sie dem Menschen einen Raum bietet, in welchem er ohne Sinnzuschreibung die Gegenstände der Natur kontemplieren kann, „abschalten“ kann. Es ist ein Raum, der frei von gesellschaftlichen Konventionen ist.⁹ Gleichzeitig ist die Kontemplation der Natur eine Quelle künstlerischer Inspiration. Seel bezieht sich in seiner Analyse auf die ästhetische Wahrnehmung der Natur, nicht der Biodiversität. Die Betonung der zwei Eigenschaften der hier beschriebenen Natur, Vielfalt und Eigendynamik (u. a. des Lebendigen), verweisen jedoch auf die zentralen Eigenschaften der Vielfalt und des Lebendigen der Biodiversität. Der Verweis auf Seels erste Dimension des Naturästhetischen dient hier nur als ein Beispiel, wie der Zugang zu Biodiversität zentrale Erfahrungen guten Lebens wie die der ästhetischen Wahrnehmung, der Inspiration, aber auch des Angenehmen, ermöglichen kann.

Der Zugang zu Biodiversität eröffnet die Erfahrung praktischer Vernunft! Ebenfalls entlang von Seels „Raum der Kontemplation“ lässt sich ein Beispiel für die dritte Kategorie des Zusammenhangs zwischen Biodiversität und gutem Leben aufzeigen. Ausgangsthese ist hierbei, dass der Zugang zu Natur sich für Einzelne als Raum der Erfahrung der praktischen Vernunft darstellt. Praktische Vernunft ist hierbei zu verstehen als die Fähigkeit, Pläne für das eigene Leben zu entwickeln und zu befolgen, aber auch diese zu verändern oder zu verwerfen. In der Erfahrung der Natur als sinnfreier Raum eröffnet sich eine genuine Möglichkeit der Reflexion über unser Leben. In diesem Heraustreten können wir unsere Wünsche, Ziele

⁸ Für eine Untersuchung des Beitrags der Biodiversität zu Ökosystemdienstleistungen s. z. B. MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005. Für eine Kritik der Diversitäts-Stabilitäts-Diskussion s. TREPL 1999.

⁹ In einem Interview zu Rousseaus Naturästhetik formuliert Seel das Heraustreten aus der Gesellschaft wie folgt: „Rousseau staunt über die Fülle und Varietät der Erscheinungen in der Natur. In solchen Momenten ist sie für ihn ein positiver Widerpart, der uns durch die Einheit ihrer Gegensätze anzieht. In diesem freien Spiel beständiger Variationen gelten die fragwürdigen Konventionen der Gesellschaft nicht. Rousseau entdeckt darin einen nicht zwanghaften Lebenszusammenhang, den er im Sozialen vermisst.“ ASSHEUER 2012.

und Pläne in Frage stellen, neu entwickeln, verwerfen oder bestärkt verfolgen. Dies ist freilich nur ein Beispiel für den Beitrag der (biodiversen) Natur zur Ausübung der praktischen Vernunft. Und auch hier müsste gezeigt werden, dass sich Seels Analyse der ästhetischen Natur auf das Konzept der Biodiversität anwenden lässt.

Der Zugang zu Biodiversität ermöglicht die Erfahrung der Verbundenheit! Weiterhin kann die Erfahrung von biologischer Vielfalt zu dem zentralen Gefühl der Verbundenheit beitragen. Diese hat in Nussbaums Liste einen besonderen Status, da sie als wesentliches Merkmal des Menschen als ein soziales Wesen alle anderen Fähigkeiten durchzieht (NUSSBAUM 2006, S. 162). In Bezug auf die Begegnung mit Biodiversität offenbart sich die Fähigkeit der Verbundenheit unmittelbar in der achten Fähigkeit, in der Nussbaum die Beziehung zu und Rücksichtnahme auf Tiere, Pflanzen oder sogar die Natur als Ganze als zentrale Fähigkeit erfasst. Darüber hinaus trägt die Begegnung mit ihr auch zu anderen Fähigkeiten bei, indem sie beispielsweise das Ausprägen von Gefühlen wie Liebe oder auch Zuneigung als Konstitutive einer Gemeinschaft befördert. Insbesondere der Umgang mit empfindungsfähigen Tieren kann eine diesbezügliche pädagogische Erfahrung begründen, in der Rücksichtnahme, Zuneigung oder sogar Freundschaft auch gegenüber anderen Wesen bis hin zu der ganzen Natur zum einen als genuine Bereicherung des guten Lebens erfahren wird, zum anderen aber auch als zentrale Fähigkeit erlernt wird, die Orientierung für das soziale Zusammenleben zwischen Menschen bietet (KREBS 1999, S. 57ff.).

Reflexion über die Tragweite der Argumentation

Inwiefern kann über die These, dass der Zugang zu Biodiversität eine minimale Voraussetzung für ein gutes Leben ist, gezeigt werden, dass diese erhalten werden sollte? Eine solche Begründung setzt sich aus vielfältigen, ggf. sogar widersprüchlichen Teilargumentationen zusammen. Es ergibt sich somit Stück für Stück eine Bandbreite sehr unterschiedlicher Begründungen mit unterschiedlichen Schutzzreichweiten. Angesichts der Vielfalt des Phänomens, das es zu schützen gilt, ist die damit verbundene Vielfalt der Argumentationswege und Wertkategorien wenig überraschend.¹⁰ In der Kürze der hier erfolgten Darstellung der einzelnen Beiträge biologischer Vielfalt zum guten Leben müssen einzelne Fragen offen bleiben. Offen muss hier die Frage bleiben, inwiefern für die vorgestellten Formen der Beiträge immer die biologische Vielfalt der Natur im Vordergrund steht. So ist der Zugang zu Natur als Erfahrung der Verbundenheit vorwiegend auf die lebendige Natur bezogen (wir empfinden Empathie insbesondere, Einzelne ausschließlich gegenüber empfindungsfähigen Wesen), aber nicht zwangsläufig auf die Vielfalt darin. Als eine erste Antwort auf diese Art von Fragen lässt sich anführen, dass der Fokus auf Biodiversität gerade auf dem Zusammenspiel der einzelnen Bestandteile der lebendigen Natur gerichtet ist, sich aus dem Beitrag einzelner Elemente aus diesem Bereich also aufgrund des vernetzten Charakters der Ökosysteme, Gene und Arten letztlich immer eine weitere Schutzzreichweite ergibt. Mein Ziel war es zunächst nur, den Maßstab des guten Lebens als einen Begründungsweg für die Erhaltung der Biodiversität vorzuzeichnen.

Eine andere Fragestellung, die sich aus dem Vorhergehenden ergibt, ist die nach der Substituierbarkeit der einzelnen Beiträge biologischer Vielfalt zu einem guten Leben – können wir den Zugang zu ähnlichen Erfahrungen, die zu unserem guten Leben beitragen, es ggf. erst ermöglichen, nicht auch anders gewährleisten? Dazu bietet es sich an, die vorhergehenden Gedanken entlang von zwei Kategorien zu bündeln, nämlich dem mittelbaren und dem unmittelbaren Beitrag des Zugangs zu Biodiversität zu einem guten Leben. Der mittelbaren Kategorie gehören diejenigen Beiträge der Biodiversität zu einem guten Leben an, die den Zugang zu den einzelnen Fähigkeiten auf Nussbaums Liste befördern, aber auch auf andere Weise zugänglich sind. Beispielsweise kann (biodiverse) Natur ein besonderer Ort der Erholung und angenehmer Erfahrung sein, dies kann – im Rahmen der hier beschriebenen Fähigkeit – aber auch ein Nachmittag im Schwimmbad, der Besuch eines Konzertes oder ein Fußballspiel unter Freunden sein. Die soziale Fähigkeit zur Rücksichtnahme kann im Umgang mit Ausschnitten der Biodiversität, insbesondere mit Tie-

¹⁰ S. hierzu auch die Aufzählung der Wertkategorien von Biodiversität in der Präambel der CBD: „*Conscious of the intrinsic value of biological diversity and of the ecological, genetic, social, economic, scientific, educational, cultural, recreational and aesthetic values of biological diversity and its components.*”

ren erlernt werden, aber ebenso im Umgang mit anderen Menschen. Die Erfahrung (biodiverser) Natur fungiert hier als „Türöffner“ zu anderen zentralen Fähigkeiten. Zu der unmittelbaren Kategorie zählen dann die nicht substituierbaren, einzigartigen Beiträge der Biodiversität zu einem guten Leben. Diese bestehen insbesondere in der Sicherung der Subsistenz und in genuinen emotionalen und ästhetischen Beziehungen. Beispiele für letztere habe ich entlang von Seels Konzeption aufgeführt. Die Begegnung mit (biodiverser) Natur hat für viele Menschen einen kulturellen, identitätsstiftenden Wert, der sich in den entsprechenden Substituten nicht wieder findet. Eine erste kurze Antwort auf die Frage nach der Substituierbarkeit der Beiträge biologischer Vielfalt zu einem guten Leben ist folglich, dass die Beiträge gestaffelt zu betrachten sind.

Wenn ich erfolgreich aufzeigen konnte, dass die Zugänge zu Biodiversität minimale Voraussetzungen eines guten Lebens darstellen (unmittelbare Beiträge) und darüber hinaus noch zu anderen, minimalen Voraussetzungen wesentlich beitragen (mittelbare Beiträge), dann weist dies – in einem noch zu bestimmenden Ausmaß - auch im Hinblick auf die uns nachfolgenden Individuen auf ein Zusammenspiel von gutem Leben und der Erhaltung der Biodiversität hin.

Ausblick: Die Erhaltung der Biodiversität als intergenerationale Pflicht

Als Antwort auf die erste Ausgangsfrage, warum wir Biodiversität erhalten sollten, habe ich auf ihren Beitrag zu minimalen Voraussetzungen eines guten Lebens verwiesen. In diesem Beitrag ist zugleich die Begründung für die Erhaltung derselben für zukünftige Generationen enthalten: Weil auch zukünftige Generationen für die minimalen Voraussetzungen ihres guten Lebens auf den Zugang zu (biodiverser) Natur angewiesen sein werden, sollten wir diese für Zukünftige erhalten.¹¹

Ist dieser Beitrag auch für Zukünftige zu erwarten und welche Bereiche und wieviel der Biodiversität sollten wir diesbezüglich erhalten? Der sich von mir anschließende Beitrag zu dieser Problematik besteht in einer ersten theoretischen Annäherung an den Inhalt und das Maß intergenerationaler Pflichten zur Erhaltung der Biodiversität. Auch hier dient mir Nussbaums Ansatz als Ausgangspunkt. Auf die Frage, welche Bereiche der Biodiversität wir für Zukünftige erhalten sollten, lässt sich somit antworten: diejenigen Bereiche, die minimale Voraussetzungen eines guten Lebens darstellen oder zumindest zu solchen beitragen, sollten für Zukünftige erhalten werden. Freilich muss dieser Ansatz – ähnlich wie auch im Vorhergehenden die Konzeption des guten Lebens selbst – noch konkretisiert werden. Wie bereits dargestellt, basiert Nussbaums Konzeption des guten Lebens auf einer minimalen Vorstellung eines Lebens gemäß der Menschenwürde. Die Vorstellung, dass die minimalen Voraussetzungen für ein gutes Leben ohne den Zugang zu den zehn Fähigkeitenbereichen nicht erfüllt sind, lässt sich möglicherweise nicht auf die Vorstellungen Zukünftiger anwenden. Es ist nicht klar, was weit in der Zukunft Lebende als wesentlich in ihrem guten Leben ansehen werden, wie die Fähigkeitenbereiche zusammengestellt und welche Rahmenbedingungen dafür nötig wären. Somit fehlt auch eine Grundlage für die Bestimmung, wie viel und welche Biodiversität dazu erhalten werden müsste.

Möglicherweise lässt sich der These, dass wir nichts über das gute Leben Zukünftiger und dessen Voraussetzungen aussagen können, etwas entgegensetzen. Einen ersten Ansatzpunkt stellen die Grundbedürfnisse dar. Tatsächlich können wir ggf. nicht mit völliger Sicherheit die Bedürfnisse der weit in der Zukunft Lebenden bestimmen, doch eine Angewiesenheit auf bspw. Trinkwasser, Nahrungsmittel, saubere Luft und ein ausgewogenes Klima (also ohne extreme Dürren, Überflutungen, Stürme, Frostperioden) scheint mit großer Wahrscheinlichkeit gegeben zu sein. Sie bilden durch die Sicherung der Subsistenz die Grundvoraussetzung eines Lebens, eines *Überlebens*. Daraus ließe sich z.B. ein basic-needs-Ansatz entwickeln; ein Vorschlag, den u.a. Edward A. Page ausgearbeitet hat (PAGE 2007). Daraus folgte dann, dass wir für zukünftige Generationen diejenigen Bereiche der Biodiversität erhalten sollten, die für die Befriedigung ihrer Grundbedürfnisse notwendig sein werden.

¹¹ Dass wir für Zukünftige Voraussetzungen eines guten Lebens sichern sollten, setze ich hier voraus.

Die im Vorhergehenden dargestellten Formen des Beitrags von Biodiversität zu einem guten Leben bieten zumindest einen guten Ausgangspunkt für Überlegungen, welche Bereiche der biologischen Vielfalt wir für Zukünftige erhalten sollten. Dabei sei betont, dass die Erhaltung der Biodiversität nicht die Erhaltung der gegenwärtigen Zustände zum Inhalt haben kann – Erhaltung impliziert vielmehr Schutzmaßnahmen ausgewählter Bereiche und ebenso die nachhaltige Nutzung anderer Bereiche. Insbesondere die Fragen danach, wie angesichts der Unwissenheit über die Bedürfnisse, Eigenschaften, Anzahl usw. der zukünftigen Generationen konkrete politische Maßnahmen (auf der Grundlage ethischer Argumentationen wie der hier vorliegenden) begründet und abgeleitet werden können, wird der Inhalt weiterer theoretischer Arbeiten in diesem Themenfeld sein (müssen). Der Fokus auf minimale Voraussetzungen (menschlichen) guten Lebens ist darin ein viel versprechender Beginn.

Danksagung

Ich danke Silke Lachnit, Yves Zinngrebe und Georg Barth für wertvolle Anmerkungen zu einer früheren Version dieses Artikels. Der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) danke ich für die finanzielle Förderung meines Vorhabens.

Literatur

- CBD (1992): Convention on Biological Diversity. - United Nations. Online verfügbar unter <http://www.cbd.int/convention/text/>. Zugriff: 25.06.2013.
- ASSHEUER, T. (2012): Träumereien eines Spaziergängers. Ein Gespräch mit dem Philosophen Martin Seel. - Zeit online, 21.06.2012. Online verfügbar unter <http://www.zeit.de/2012/26/Rousseau-Interview-Seel>.
- HOLLAND, B. (2008): Justice and the Environment in Nussbaum's "Capabilities Approach". Why Sustainable Ecological Capacity Is a Meta-Capability. - Political Research Quarterly 61 (2): 319–332.
- KREBS, A. (1999): Ethics of nature. A map: Diss. phil Frankfurt a.M. 1993. - Berlin (de Gruyter) (Perspektiven der analytischen Philosophie, 22).
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): Ecosystems and Human Well-being. Biodiversity Synthesis. – Washington (World Resources Institute)
- NUSSBAUM, M.C. (2006): Frontiers of justice. Disability, nationality, species membership. - Cambridge (The Belknap Press; Harvard University Press)
- NUSSBAUM, M.C. (2003): Frauen und Arbeit. Der Fähigkeitenansatz. - Zeitschrift für Wirtschafts- und Unternehmensethik 4 (1): 8–37.
- NUSSBAUM, M.C. (1993): Menschliches Tun und soziale Gerechtigkeit. Zur Verteidigung des aristotelischen Essentialismus. - In: BRUMLIK, M.; BRUNKHORST, H. & APEL, K.-O. (Hrsg.): Gemeinschaft und Gerechtigkeit. – Frankfurt/M. (Fischer Taschenbuch): 323–361.
- PAGE, E.A. (2007): Justice Between Generations: Investigating a Sufficentarian Approach. - Journal of Global Ethics 3 (1): 3–20.
- RAWLS, J. (1975): Eine Theorie der Gerechtigkeit. – Frankfurt/M. (Suhrkamp)
- SEEL, M. (1991): Eine Ästhetik der Natur. – Frankfurt/M. (Suhrkamp)
- TREPL, L. (1999): Die Diversitäts-Stabilitäts-Diskussion in der Ökologie. - In: GÖRG, C.; HERTLER, C.; SCHRAMM, E. & WEINGARTEN, M. (Hrsg.): Zugänge zur Biodiversität. Disziplinäre Thematisierungen und Möglichkeiten integrierender Ansätze. - Marburg (Metropolis) (Ökologie und Wirtschaftsforschung, 34): 92–125.

Aurélie Halsband
Georg-August-Universität Göttingen
Philosophisches Seminar
Humboldtallee 19
37073 Göttingen
aurelie.halsband[at]phil.uni-goettingen.de

Globale Bürgerdialoge zu Maßnahmen und Zielkonflikten zur Erhaltung der biologischen Vielfalt

MALTE TIMPTE

Schlagwörter: Bürgerdialoge, biologische Vielfalt, Umweltpolitik, CBD, Aichi Biodiversity Targets

1 Einleitung

Am 15. September 2012 fand zum ersten Mal ein globaler Bürgerdialog zum Thema Biodiversität statt. Im Rahmen des „World Wide Views on Biodiversity“ Projektes (WWViews) nahmen bis zu 3.000 Bürger in 25 Ländern an Bürgerkonferenzen teil, diskutierten umweltpolitische Fragen und stimmten über eine Reihe vorgegebener Politikempfehlungen ab (WWVIEWS 10.2012). In Deutschland beteiligten sich 85 Bürger an der Veranstaltung im Museum für Naturkunde in Berlin. Das Projekt, das vom Sekretariat der Biodiversitäts-Konvention (CBD) als Teil der UN-Dekade Biologische Vielfalt unterstützt wurde, sollte zum Erreichen der Aichi-Biodiversitätsziele A und E (CBD 2010) beitragen, sowie Interesse für das Thema wecken und dabei helfen, die zunehmende demokratische Kluft zwischen internationalen Entscheidungsfindungsprozessen und den Bürgern zu überbrücken. Die Ergebnisse der Bürgerkonferenzen wurden vor der 11. CBD Vertragsstaatenkonferenz (COP) einigen nationalen Delegationen übergeben sowie während der Konferenz in Hyderabad, Indien dem CBD Generalsekretär und interessierten Delegierten präsentiert. WWViews wurde von den Mitgliedsstaaten der CBD als positiver Ansatz für die Umsetzung der Aichi-Ziele aufgegriffen und fand, mit dem Aufruf ähnliche Initiativen zu unterstützen, den Weg in das Abschlussdokument der COP11 (CBD 2012).

Die Evaluation des Projektes hat gezeigt, dass das Projekt seine selbstgesteckten Ziele nur teilweise erreichen konnte. Obwohl das Thema biologische Vielfalt sowie das Konzept globaler Bürgerdialoge und die Forderung nach mehr Beteiligung an politischer Entscheidungsfindung auf internationaler Ebene in den Fokus gerückt wurden, fiel die Wahrnehmung des Projektes auf nationaler Ebene überschaubar aus. Darüber hinaus wird hervorgehoben, dass das Format der Bürgerkonferenzen zu stark standardisiert war und den Bürgern wenig Raum für eigene Fragen und Empfehlungen bot (VOHLAND et al. 2013).

Mit Blick auf die nächsten Verhandlungen der CBD in Südkorea 2014 sowie der COP13 im Jahr 2016, stellt sich daher die Frage, wie das Konzept der Bürgerdialoge zu biodiversitätspolitischen Fragen weiterentwickelt werden kann, damit sie die Aichi-Ziele national wie international noch konsequenter umsetzen und den Perspektiven der Bürger weltweit noch mehr Raum verschaffen können.

2 Die World Wide Views Methode

Das Konzept der World Wide Views Bürgerdialoge wurde bereits im Vorfeld der UN Klimakonferenz 2009 in Kopenhagen vom Danish Board of Technology – DBT entwickelt. Das Format ist ein Methodenmix aus dem Ansatz der Deliberationsforen nach James Fishkin, der Bürgerkonferenzen wie sie von America Speaks bereits 1999 in Washington DC eingeführt wurde sowie des dänischen Abstimmungskonferenz-Modells. (WWVIEWS 2009). Ziel war es, den Bürgern mit dem Projekt World Wide Views on Global Warming eine Plattform zu bieten, auf der sie ihre Meinungen und Vorschläge zu globalen Umweltproblemen präsentieren konnten. Die Zivilgesellschaft hat, anders als Interessengruppen aus der Wirtschaft und Wissenschaft, kaum direkten Zugang zu internationalen Verhandlungen.

Im Kontext der Klimakonferenz wurden darum standardisierte und zeitgleich stattfindende Bürgerkonferenzen in 38 Ländern organisiert, auf denen Bürger einen Tag lang klimapolitische Fragestellungen und Politikempfehlungen diskutieren und über sie abstimmen konnten. Die Ergebnisse wurden anschließend

im Rahmen der 15. Vertragsstaatenkonferenz der Klimakonvention im Dezember 2009 in Kopenhagen vorgestellt (WWVIEWS 11.2009).

Auf diesem Konzept aufbauend, wurde in Kooperation mit dem CBD Sekretariat und vielen nationalen Partnern ein Projekt zum Thema Biodiversität entwickelt. Etwa einen Monat vor der UN Biodiversitätskonferenz in Indien fanden am 15. September 2012 Bürgerkonferenzen in 25 Ländern statt (Abb. 1). Die Auswahl der Partnerländer war dabei ein offener Prozess. Interessierte Organisationen und Institutionen konnten sich als Veranstalter beteiligen, wenn sie Erfahrung mit Dialogprozessen hatten, inhaltlich unvoreingenommen waren und über die nötigen Projektmittel verfügten. Nur ein Teil der Partner wurde zudem vom Biodiversitätsfonds der japanischen Regierung finanziell unterstützt (WWVIEWS 02.2012). Um die internationale Vergleichbarkeit der Veranstaltungen sicherzustellen, wurden alle Partnerorganisationen zu einer Methodenschulung nach Kopenhagen eingeladen.



Abb. 1: Übersicht über die 25 Länder in denen am 15. September 2012 WWViews Bürgerkonferenzen stattfanden (Karte: Vibek Raj Maurya)

Wie bereits bei den WWViews Bürgerkonferenzen zum Thema Klima, diskutieren auch im September 2012 jeweils um die 100 Bürger über eine Reihe umweltpolitischer Fragen, nun allerdings mit Bezug zu den Verhandlungen der Biodiversitätskonvention. Weltweit beteiligten sich rund 3.000 Teilnehmer an 34 Bürgerkonferenzen, in den USA, Kanada, Frankreich und Indien fanden mehrere Veranstaltungen auf regionaler Ebene statt.

Die Teilnehmer sollten in jedem Land nach demografischen Kriterien wie Geschlecht, Alter, Ausbildung und Wohnort ausgewählt werden um möglichst einen Großteil der Gesellschaft abzubilden, ein Anspruch auf statistische Repräsentativität wurde jedoch nicht erhoben (WWVIEWS 10.2012). In den verschiedenen Ländern wurden unterschiedliche Strategien bei der Rekrutierung der Teilnehmer angewandt. Während in einigen Ländern wie z. B. in Deutschland und Dänemark unter anderem Daten aus Melderegistern genutzt werden konnten, um zufällig ausgewählte Personen einzuladen, wurden in anderen Ländern lokale Netzwerke wie Kultur-, Umwelt- oder Sportvereine oder Medien und Anzeigen zur Verbreitung der Einladungen genutzt.

Die ausgewählten Teilnehmer erhielten bereits im Vorfeld der Veranstaltung eine Broschüre mit möglichst ausgewogenen Informationen über Biodiversität und mögliche gesellschaftspolitische Zielkonflikte, um eine gemeinsame Diskussionsgrundlage zu schaffen. Vier große Themengebiete (Biodiversität im Allgemeinen, biologische Vielfalt auf dem Land und in den Meeren, sowie Verteilung von Kosten und Nutzen bei der Nutzung genetischer Ressourcen) wurden während der Bürgerkonferenzen zunächst in kurzen Videofilmen präsentiert, anschließend bestand die Möglichkeit Verständnisfragen zu klären. Da-

nach wurden diese Themen anhand von vorgegebenen Fragestellungen und Politikempfehlungen in moderierten Kleingruppen diskutiert. Im Anschluss an die Diskussion hatte jeder Teilnehmer die Möglichkeit per Wahlzettel über mögliche Lösungen und Empfehlungen abzustimmen. Die Abstimmungsergebnisse wurden direkt ausgewertet und ins Internet gestellt, wo sie mit den Ergebnissen der anderen Bürgerkonferenzen verglichen werden konnten. Im Laufe des Tages gab es zudem eine kurze Videokonferenzschaltung zu WWViews Veranstaltungen in anderen Ländern. Ein offener Diskurs über Vorschläge der Bürger fand anders als 2009 nicht überall statt, jedoch hatten die Organisatoren die Möglichkeit im Anschluss an die internationalen Inhalte eine zusätzliche Session zu nationalen Problemstellungen durchzuführen. Bei der Bürgerkonferenz in Berlin wurden zusätzlich Tischkärtchen genutzt, um den Teilnehmern über den gesamten Tag die Möglichkeit für offene Kommentare und Vorschläge zu bieten (VOHLAND et al. 2013, 151).

Nach den Veranstaltungen wurden die Ergebnisse an die nationalen CBD Delegationen herangetragen und eine Zusammenfassung der globalen Ergebnisse wurde auf zwei Veranstaltungen während der CBD Biodiversitätskonferenz in Indien im Oktober 2012 vorgestellt sowie dem CBD Generalsekretär übergeben.

3 Diskussion der Methode und Ergebnisse

Die ersten nationalen Evaluationen des WWViews on Biodiversity Projektes zeigen, dass der hohe Anspruch den sich das Projekt in Bezug auf die Methodik und Reichweite gesetzt hat, nur teilweise erfüllt werden konnte (WWVIEWS 10.2012, 7). Auf die inhaltlichen Ergebnisse der Bürgerkonferenzen soll an dieser Stelle weniger eingegangen werden, die Abstimmungsergebnisse aller Veranstaltungen sind auf www.biodiversity.worldviews.org abrufbar.

WWViews wollte eine Plattform für die Ansichten und Forderungen der Zivilgesellschaft sein, für die Meinungen normaler Bürger, die sich bisher kaum oder wenig mit internationaler Umweltpolitik befasst haben. Durch die Standardisierung der Abläufe und Inhalte der Bürgerkonferenzen wurde zum einen eine internationale Vergleichbarkeit der Resultate sichergestellt, auf der anderen Seite wurde damit auch der Raum für eine offene Diskussion der Bürgervorschläge begrenzt. Anders als noch bei den Bürgerkonferenzen zur globalen Erwärmung im Jahr 2009, war keine Deliberation über Vorschläge der Bürger vorgesehen, es wurde nur über vorgegebene Fragen und Empfehlungen diskutiert und abgestimmt. Die bei der deutschen Veranstaltung eingesetzten Tischkärtchen zeigten, dass die Teilnehmer gerne eigene Ideen in die Diskussion eingebracht hätten und sich darüber hinaus konkretere und für ihren Alltag relevantere Fragen gewünscht hätten. Das gerade das Informationsmaterial sowie die zu diskutierenden Fragen von zentraler Bedeutung für die Ergebnisse eines Dialoges sind, wurde auch von der Begleitforschung zum ersten WWViews Projekt herausgearbeitet (GUDOWSKY & BECHTOLD 2013). Die deutschen Teilnehmer sahen zudem den Einfluss der Veranstaltung auf die internationalen Verhandlungen, im Vergleich zu den meisten anderen Ländern, als eher gering an (VOHLAND et al. 2012 & VOHLAND et al. 2013, Anhänge 11-24). Eine Analyse der Teilnehmer der deutschen Bürgerkonferenz in Berlin hat gezeigt, dass sowohl die angestrebte Teilnehmerzahl von 100 Bürgern nicht erreicht wurde, als auch eine Auswahl nach soziodemographischen Kriterien nur unzureichend umgesetzt werden konnte. Mehr als die Hälfte der Teilnehmer kam aus dem städtischen Raum und verfügte über eine akademische Ausbildung. Von den insgesamt 85 Personen gaben zudem 63 an Mitglied in einer Naturschutzorganisation zu sein (VOHLAND et al. 2013, 150). Nicht informierte oder am Thema weniger interessierte Bürger aus anderen Gesellschaftsbereichen und dem ländlichen Raum konnten demzufolge nur bedingt erreicht werden.

Auch das Ziel, mehr Aufmerksamkeit auf das Thema Biodiversität zu richten, wurde nach Angaben der Veranstalter in Deutschland nur unzureichend erfüllt, denn die Berichterstattung in den Medien blieb überschaubar. Jedoch wurde das Konzept der globalen Bürgerkonferenzen auf einigen Fachtagungen wie z. B. dem ITAFORUM 2013 zum Thema Bürgerbeteiligung und soziale Innovationen aufgegriffen und breit diskutiert (BEDSTED 2013).

Mit der Aufnahme der WWViews als positive und unterstützenswerte Initiative in das Abschlussdokument der CBD Vertragsstaatenkonferenz COP 11 konnte auf internationaler Ebene jedoch ein großes Maß an Anerkennung erreicht werden. Inwiefern sich die inhaltlichen Ergebnisse der WWViews auch in politischen Entscheidungen wiederfinden lassen ist fraglich, da diese meist über Monate im Vorfeld ausgehandelt werden (VOHLAND et al. 2013, 159).

4 Ausblick

Trotz der Kritikpunkte an der Umsetzung der WWViews on Biodiversity Bürgerkonferenzen, ist das Konzept dennoch ein wichtiger Schritt auf dem Weg zu mehr Aufklärung und Beteiligung der Bürger in internationalen umweltpolitischen Prozessen. Nicht nur die Aichi-Ziele der CBD sehen in der Einbeziehung der Bürger eine grundlegende Voraussetzung für erfolgreiche Biodiversitätspolitik auf nationaler wie internationaler Ebene. Bereits die nationale Biodiversitätsstrategie der Bundesregierung von 2007 setzt hier an und fordert, dass im Jahr 2015 mindestens 75 % der Bevölkerung die Erhaltung der biologischen Vielfalt als gesellschaftliche Aufgabe priorisieren sollten (BMU 2007, 60ff). Mit World Wide Views on Biodiversity wurde nun zum zweiten Mal versucht Bürger weltweit zu informieren, in internationale Prozesse einzubinden und ihre Ansichten zum Thema Biodiversitätspolitik den Entscheidungsträgern näherzubringen. Um diese ambitionierten Ziele in naher Zukunft zu erreichen, sollte die Methode kontinuierlich und in einem partizipativen Prozess weiterentwickelt werden. Dank der Erfahrungen aus den zwei WWViews Projekten und weiteren nationalen wie regionalen Dialog- und Beteiligungsprozessen sollte es möglich sein transparente Abläufe zu entwickeln, bei denen die Inhalte globaler Bürgerdialoge mit den Bürgern zusammen erarbeitet werden und die nicht nur Raum für quantitative Ergebnisse sondern auch für qualitative Empfehlungen bieten. Durch eine möglichst frühe Verknüpfung mit nationalen wie internationalen Verhandlungen, wie z. B. im Rahmen des wissenschaftlich-technischen Beirates der CBD (SBSTTA), oder im neu gegründeten UN Biodiversitätsrat (IPBES), kann die Reichweite solcher Ergebnisse erhöht und eine Einbindung von Entscheidungsträgern erreicht werden (VOHLAND et al. 2013). Zudem Bedarf es neuer Konzepte für die Bewertung des Erfolgs und der Nachhaltigkeit solcher Beteiligungsformate auf internationaler Ebene.

Die nächste Konferenz der Biodiversitätskonvention findet Ende 2014 statt und bietet damit die Gelegenheit, die Erkenntnisse aus vorhergegangenen Projekten zeitnah umzusetzen und weiter daran zu arbeiten, die Bürger wieder stärker in internationale Entscheidungsprozesse einzubinden.

5 Literatur

- BEDSTED, B. (2013): Citizen Participation and the World Wide Views method. Präsentation im Rahmen des ITAFORUM 2013 – Bürgerbeteiligung und soziale Innovationen des BMBF, 16./17. Mai 2013. Online verfügbar unter:
http://www.itaforum.info/fileadmin/mediapool/referenten/Praesentationen/2013_Arbeitsgruppe_4_Bedsted.pdf
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT – BMU (2007): Nationale Biodiversitätsstrategie, Ziel B5: 60ff.
- CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY - CBD (2010): COP 10 Decision X/2. - Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020, Nagoya, Aichi Prefecture, Japan. UNEP/CBD/COP/DEC/X/2.
- CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY - CBD (2012): Decisions adopted by the Conference of the Parties if the Convention on Biological Diversity at its eleventh meeting. UNEP/CBD/COP/DEC/XI/2, D.24, p.5.
- GUDOWSKY, N.; BECHTOLD, U. (2013): The Role of Information in Public Participation, Journal of Public Deliberation: Vol. 9: Iss. 1, Article 3. Online verfügbar unter:
<http://www.publicdeliberation.net/jpd/vol9/iss1/art3>

- VOHLAND, K., ZIMMER, R., FREITAG, J. (2012): Report WWViews Ergebnisse – zusammengefasst für die Delegierten und Besucher der CBD COP 11, Stand 2.10.2012. – Berlin (Museum für Naturkunde)
- VOHLAND, K., KNAPP, M., PATZSCHKE, E., PREMKE-KRAUS, M., ZSCHIESCHE, M., ZIMMER, R., FREITAG, J., HERLITZIUS, L., KAUFMANN, G., VOGEL, J. (2013): Bürgerbeteiligung und internationale Verhandlungen – die WorldWideViews on Biodiversity in Deutschland. - Naturschutz und Landschaftsplanung: 45(5): 148 -154.
- WORLD WIDE VIEWS ON GLOBAL WARMING – WWVIEWS (2009): WWViews Design – The Method, Online verfügbar unter: <http://globalwarming.wwviews.org/node/10.html>
- WORLD WIDE VIEWS ON GLOBAL WARMING – WWVIEWS (11.2009): World Wide Views on Global-Warming, From the world’s citizens to the climate policy-makers, Policy Report. – Copenhagen(The Danish Board of Technology)
- WORLD WIDE VIEWS ON BIODIVERSITY – WWVIEWS (02.2012): Letter of Invitation. The Danish Board Of Technology, Copenhagen. Online verfügbar unter: http://biodiversity.wwviews.org/wp-content/uploads/2012/01/p11_Letter_of_Invitation-World_Wide_Views_on_Biodiversity.pdf
- WORLD WIDE VIEWS ON BIODIVERSITY – WWVIEWS (10.2012): Results Report - From the world’s citizensto the biodiversity policymakers, The Danish Board of Technology, Copenhagen. Online verfügbar unter: http://biodiversity.wwviews.org/wp-content/uploads/2012/11/WWViews_on_Biodiversity_ResultsReport_WEB_11-2012.pdf

*Malte Timpte
Museum für Naturkunde
Leibniz-Institut für Evolutions- und Biodiversitätsforschung
Netzwerk-Forum zur Biodiversitätsforschung Deutschland
Invalidenstraße 43
10115 Berlin*

Die Weiterentwicklung von Bürgerdialogen zum Thema Biodiversität ist eine Kooperation des Museums für Naturkunde, Leibniz-Institut für Evolution und Biodiversitätsforschung - MfN, des Unabhängiges Institut für Umweltfragen – UfU sowie dem Karlsruher Institut für Technikfolgenabschätzung – KIT.

Zur Entwicklung des Bio-Konsums als Strategie für Biodiversitätsschutz

XILING YANG

Schlagwörter: Nachhaltigkeit, Öko-Landbau, Bio-Markt, chinesischer Bio-Markt, Gerechtigkeit, Bio-Konsumbewegung,

1 Nebenfolge der Modernisierung und Nachhaltigkeit als zukunftsorientierte Entwicklungsstrategie

Seit etwa einhundert Jahren hat sich der Lebensstandard durch die Modernisierung einerseits vor allem quantitativ verbessert, andererseits aber wurde und wird dadurch das Ökosystem in großem Maße zerstört. Ulrich Beck formuliert diese Entwicklung sehr treffend: „Wir leben im Zeitalter der Nebenfolgen“. Der Verlust der Biodiversität ist nur EINE Erscheinung der Nebenfolgen der Modernisierung. Nach der „Convention on Biological Diversity“ (CBD) ist der Begriff „Biodiversität“ eine Abkürzung der Bezeichnung „biologische Diversität“ und wird als die „Vielfalt von lebenden Organismen jeder Herkunft“ definiert, die sich in die drei Ebenen „vielfältige Ökosysteme, Arten und Gene“ untergliedert (CBD, 2006:13.)

In jüngster Zeit tauchen zum Beispiel immer häufiger Nachrichten über das Bienensterben auf.

Nach Albert Einstein hat der Mensch nur noch vier Jahre zu leben, falls die Biene von der Erde verschwindet. Von den wichtigsten 100 Nutzpflanzen der Welt werden nämlich mehr als 70 durch Bienen bestäubt. Die diversen Bienenarten sind für etwa 90 Prozent der gesamten Nahrungsproduktion der Welt mitverantwortlich (vgl. UNEP 2010)¹. Aber seit Jahren sterben nach UNEP Milliarden Bienen weltweit massiv, und diese Angelegenheit entwickelt sich zum globalen Problem. Sowohl Asien als auch Afrika sind vom Bienensterben betroffen.

In China ist das Problem des Bienensterbens weiträumig aufgetreten. In manchen Regionen sind die Bienen sogar bereits ausgestorben, und die Menschen müssen daher die Apfelblüten mühsam per Hand bestäuben².

Die Ursachen für das Bienensterben sind vielfältig, wie z. B. Industrialisierung oder Monokultur in der Landwirtschaft, Luftverschmutzung und Klimawandel. Auch in Kombination miteinander können diese Faktoren für das Bienensterben verantwortlich sein.

Zwar haben viele Nationen in den letzten hundert Jahren durch die Industrialisierung der Landwirtschaft während der Modernisierungsperiode das Ernährungsproblem ihrer Bevölkerung überwunden. Aber dabei ist nicht nur das Gleichgewicht zwischen Mensch und Natur zerstört worden, sondern als Nebeneffekt ist die Zerstörung der Umwelt immer weiter vorangeschritten.

Die Veröffentlichung der Studie des Club of Rome zu den "Grenzen des Wachstums" (1972) hat die Debatte über Wachstum und Ressourcen weltweit angestoßen, und damit wurde auf das Thema Ressourcenkrise aufmerksam gemacht. In den 80er Jahren hat der Brundtland-Bericht (1987) „Our Common Future“ zur Debatte über die wirtschaftliche Entwicklung und den Umweltschutz aufgerufen. In den 90er Jahren wurde die nachhaltige Entwicklung auf der Rio-Konferenz (1992) als internationales politisches Ziel deutlich festgelegt: „Changing unsustainable patterns of consumption and production for sustainable development“ (Agenda 21, Chapter 4).

¹ UNEP- Umweltprogramm der Vereinten Nationen (2010): Emerging Issues: Global Honey Bee Colony Disorder and Other Threats to Insect Pollinators.

² Siehe Dokumentarfilm: „More than Honey“ (2012), Regisseur Markus Imhoof

Nachhaltigkeit gilt als globale neue Entwicklungsstrategie, die einen „grundlegenden Pfadwechsel durch Nachhaltigkeit infolge sozial-ökologischen und partizipativen Umbaus des Produktions- und Sozialmodells“ beinhaltet (REIBIG 2009: 97). In diesem Sinne sollten von nun an die drei Dimensionen sozial, ökologisch und ökonomisch bei der weiteren Entwicklung gleichermaßen berücksichtigt werden.

2 Entwicklung des ökologischen Landbaus in Europa und in China

In der EU dient der ökologische Landbau im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) als Teil der integrierten nachhaltigen Entwicklung dem Ziel der Nachhaltigkeit. „Die ökologische Landwirtschaft leistet einen deutlichen Beitrag zu verschiedenen Maßnahmen der EU-Politik, die auf ein höheres Umweltschutzniveau abzielen“³. Diese agrarpolitische Umstrukturierung führte unmittelbar zur rasanten Zunahme der biologisch bewirtschafteten Anbauflächen. In Europa wurden 2011 über 10 Millionen Hektar (1999: 3,7 Mio ha) biologisch bewirtschaftet. Dies entspricht 29 % der weltweiten Biolandwirtschaftsfläche mit 37 Mio. Hektar. Der andere relativ große Anteil der weltweiten Biolandwirtschaftsfläche lag in Ozeanien (33 %) und Lateinamerika (18 %) (vgl. WILLER 2013:208).

Die Umsätze sind im gleichen Zeitraum (2011) auf dem europäischen Bio-Markt um weitere 9 % auf 21,5 Mrd. Euro gestiegen, und somit gilt Europa als zweitgrößter Bio-Markt hinter Nord-Amerika (SCHAACK et al. 2013:226ff). Aktuell ist Deutschland mit 7 Mrd. Euro (2011: 6,6 Mrd. €) der größte Bio-Markt in Europa (ZDF 2013:6).

Im Zuge des internationalen Bio-Trends öffnet sich auch für China die Marktchance als Bio-Produzent, denn China verfügt neben vielfältigen Klimazonen zudem durch niedrige Personalkosten über konkurrenzfähige Preise für arbeitsintensive Agrarprodukte.

Anders als in Europa entstand der Öko-Landbau in China durch Exporte. Bereits in den 1980er Jahren wurde die ökologische Anbaumethode durch staatliche Unterstützung eingeführt und die dadurch gewonnenen Erträge vor allem nach Europa, Amerika und Japan exportiert (vgl. auch QIAO, 2011:133). Vergleicht man das europäische Modell mit dem chinesischen, so lassen sich nach Paull (2008) insbesondere Marktdifferenzen feststellen. Die Entstehung und Ausweitung der chinesischen Bio-Landwirtschaft war im Gegensatz zu den Erfahrungen des Ökolandbaus in Europa kein Bottom-up-, sondern ein Top-down-Ansatz. Darüber hinaus stammte diese Idee nicht aus lokalen Wurzeln Chinas, sondern wurde vom Westen importiert. Daher gab es in China keine ökologische Bauernbewegung. Vielmehr waren internationale und einheimische (auch staatliche) Großbetriebe und Handelsfirmen die treibenden Kräfte in der Produktion und im Export (vgl. PAULL 2008: 269).

Wenn man jedoch den chinesischen Bio-Markt genauer beobachtet, so ist eine gravierende temporale Änderung zu verzeichnen. Die Binnennachfrage nach Bio-Lebensmitteln steigt seit Anfang 2000 rasant an, es kam sogar zu einem Überschuss am Binnenmarkt. Im Jahre 2011 hatte China mit knapp 2 Mio. Hektar die viertgrößte Bio-Anbaufläche weltweit. Im gleichen Jahr lag der Umsatz der Bio-Lebensmittel im Inland bei 1,1 Milliarden US Dollar, im Export dagegen nur bei 500 Millionen Dollar.

3 Fragestellung und Methodik

Gemessen am Entwicklungsstand fing der Boom des chinesischen Marktes im Vergleich zu den Industrieländern trotzdem relativ früh an, da das durchschnittliche jährlich verfügbare Pro-Kopf-Einkommen in China nur ca. 2.880 Euro (23.979 Yuan) in der Stadt und ca. 838 Euro (6.977 Yuan) auf dem Land betrug (NATIONAL BUREAU OF STATISTIC 2012). Daraus ergibt sich die Frage, warum konsumieren die Chinesen trotz des vergleichsweise geringen Einkommens relativ teure Bio-Lebensmittel?

³ Europäischer Aktionsplan für ökologische Landwirtschaft und ökologisch erzeugte Lebensmittel, „Arbeitsdokument der Kommissionsdienststellen“, Kommission der Europäischen Gemeinschaften, SEK (2004) 739 Brüssel

Konsum bedeutet „sämtliche Verhaltensweisen, die auf die Erlangung und die private Nutzung wirtschaftlicher Güter und Dienstleistungen gerichtet sind“ (WISWEDE 2000:24). Nach dieser Definition ist Konsum nicht synonym für Kaufverhalten, sondern ein Prozess im Umgang mit den Konsumgütern, nämlich von Bedarf, Informationssuche, Wählen/Auswahl, Beschaffung, Nutzungszweck bis hin zur Entsorgung. In der vorliegenden Arbeit wird Konsum ebenfalls als ein Prozess verstanden, aber nur auf den Prozess von Bedarf bis zum Nutzungszweck begrenzt. Um o. g. Frage zu beantworten, wurde eine empirische Studie in Beijing und Fujian (im Küstengebiet) von Juni bis September 2012 durchgeführt. Aufgrund der asymmetrischen Aufteilung des Bio-Markts in China tragen allein die Konsumenten aus der Hauptstadt Beijing ein Drittel zum gesamten Bio-Umsatz bei. Im Küstengebiet beläuft sich der Bio-Konsum auf ein weiteres Drittel, das übrige Drittel verteilt sich über das restliche Landesgebiet.

Die Studie bestand aus zwei Teilen, einem qualitativen mit offenen Interviews, und einem standardisierten Fragebogen, der sozial-statistische Merkmale sowie allgemeine Informationen über die befragte Person erhebt. Die Interviews haben im Durchschnitt zwei bis drei Stunden gedauert. Thematisiert wurden Kaufmotivation, Zugang zu Produkten, Erfahrung und Kenntnisse von konventionellen und ökologischen Lebensmitteln, Ernährungsstil usw. In Beijing wurden 39, in Fujian 31 Interviews durchgeführt.

Die Studie wurde anschließend in der MAXQDA-Software zusammengefügt und als Grundlage computergestützt inhaltsanalytisch ausgewertet. Es wurde ein Codesystem mit 10 Kategorien (über 80 Subkategorien) entwickelt: 1)soziodemographische Daten, 2) Motivation, 3)Informationsquelle, 4) Probleme, 5) Strategie, 6) Lebensstile, 7) Wissen, 8) Kultur, 9) Erfahrung, 10) biographische Daten. Im Folgenden werden die Zwischenergebnisse dargelegt.

4 Empirische Ergebnisse: Besonderheit/Eigenschaft des chinesischen Bio-Konsums

Bevor man näher auf den Bio-Konsum eingeht, wäre es interessant zu wissen, warum der Verbraucher Bio-Lebensmittel nicht kauft. Dafür sind folgende Ansichten/Meinungen hauptsächlich verantwortlich.

- Bio-Lebensmittel sind zu teuer
- Kein Zugang zu Bio-Lebensmitteln
- Keine Zeit zum Einkaufen von Bio-Lebensmitteln
- „Out of Home“- Essen
- Qualitätsvertrauen in konventionelle Lebensmittel
- Zweifel an der Qualität von Bio-Lebensmitteln

Seit dem Milchskandal 2008 ist das Interesse der Konsumenten gestiegen, ökologische Lebensmittel zu konsumieren. Als die wichtigste Motivation für den Konsum von Bio-Lebensmitteln wurde Gesundheit, Sicherheit, vegetarische Lebensweise genannt. Die meisten Leute informieren sich über Bio-Lebensmittel per Internet, durch Verwandte oder im Freundeskreis, sowie durch Umwelt-NGOs.

Bei der Wahl der Bio-Lebensmittel sind regionale und saisonale Produkte von besonderer Bedeutung. Darüber hinaus spielt der persönliche Kontakt zum Lieferanten eine Rolle bei der Kaufentscheidung. Marken und Bio-Label haben wenig Bedeutung. Am liebsten besorgen Chinesen ihre Bio-Lebensmittel gern direkt von Bio-Höfen, auf dem Wochenmarkt oder im Internet. Hat man Freunde oder Verwandte auf dem Land, besorgt man die Nahrungsmittel für seine Familie möglichst direkt durch sie. Wenn man im Supermarkt Bio-Lebensmittel kauft, geht man häufig zur Metro, einem Großhandel in China, statt zum einheimischen Supermarkt.

Der Hauptzweck des Einkaufs von Bio-Lebensmitteln ist vor allem die Verwendung für Kinder bzw. Kranke, und nur wenn die Finanzlage es ermöglicht, für die ganze Familie.

Wenn man einige Merkmale von Bio-Konsumenten zwischen China und Deutschland vergleicht, gewinnt man einen tieferen Einblick, inwieweit sich der Bio-Konsum in beiden Ländern konvergent oder divergent entwickelt. Nach Studien in Deutschland ist ebenfalls die Gesundheit, vor allem auch die Gesundheit

von Kindern, eine wichtige Motivation für den Bio-Konsum (vgl. BRAND 2006). Obwohl der Motivationsfaktor Gesundheit im Fokus des Bio-Konsums in beiden Ländern steht, ist das, was man darunter versteht, doch unterschiedlich, wenn man genauer hinsieht.

In Deutschland verbindet man den Begriff Gesundheit eher mit allgemeinem Wohlbefinden, und somit kann man Gesundheit als immaterielles Gut bezeichnen.

In China hat zum einen die Angst vor Krankheit durch konventionelle Anbaumethoden das Gesundheitsbewusstsein gefördert. Zum anderen assoziiert man Gesundheit vor allem mit materieller Bedeutung, weil Krankheit einen Einkommensverlust bedeutet und außerdem hohe medizinische Behandlungskosten anfallen, die man sich meist nicht leisten kann.

In Deutschland ist eine vegetarische Lebensweise sehr stark mit dem Gedanken des Naturschutzes verbunden. In China spielen vielmehr im Taoismus, Buddhismus oder Christentum religiöse Einstellungen eine Rolle. Dabei ist das Streben nach geistlicher und körperlicher Reinheit von Bedeutung. Immer mehr Leute sind deshalb Vegetarier geworden, weil das konventionelle Fleisch als (qualitäts)unsauber wahrgenommen wird.

Trotz der heterogenen Merkmale der Bio-Konsumenten in China und in Deutschland gibt es auch homogene Aspekte der Entwicklung in beiden Ländern: Regionalität und Saisonalität sind durchgehend wichtige Kriterien für die Wahl der Bio-Lebensmittel.

Seit jüngster Zeit ist der Begriff der „Lohas“ (Lifestyle of Health and Sustainability) in der Diskussion „um nachhaltigen Konsum präsent“ (HÄUBER 2011:107). Nach dem „Greenstyle-Report“ von Burda ist der Lebensmittelmarkt der bedeutendste „Lohas“-Markt, und die Zuwachsraten bei Bio-Produkten werden vor allem den Lohas zugerechnet (HBMRD:2007).

Die Herausbildung der Gruppe der „Lohas“ ist die Folge der Individualisierung und des Wertewandels im Westen; die „Lohas“ werden wie folgt charakterisiert: Sie streben nach Gesundheit und Genuss, sie sind selbstbezogen, aber auch Gemeinwohl-orientiert. Sie verfügen über Wirklichkeitsbezug und Spiritualität, Modernität und Wertebewusstsein (vgl. WENZEL etc. 2007:133).

Vor einigen Jahren hat sich der Begriff „LOHAS“ von den USA auch nach China ausgebreitet. Es gibt in China zwei Versionen: zum einen ist „Le Huo“ im Sinne von „Lifestyle of Health and Happiness“ zu verstehen und wird eher als Modewort für kommerzielle Zwecke verwendet.

Zum anderen treibt eine Umwelt-NGO „Global Village“ (Gründungsjahr 1996) als Pionier das Modell „Le He“ voran, welches auf das chinesische klassische Buch „Tao Te King“ zurückgeführt wird (Kapitel 55: Den Frieden erkennen heißt ewig sein, die Ewigkeit erkennen heißt klar sein). Mit diesem Modell bemüht sich „Global Village“ vor allem in Wohnsiedlungen sowohl um die Harmonie der Menschen untereinander als auch um den Aufbau der Harmonie zwischen Mensch und Natur, wie z. B. die Umsetzung nachhaltiger Lebensstile.

5 Diskussion

Der globale Aufschwung des Bio-Markts und die Bio-Konsumbewegung sind ein Hinweis darauf, dass die ökologisch orientierte Entwicklung einen Megatrend darstellt. Mit zunehmendem Bio-Konsum wird diese ökologisch orientierte Entwicklung vom Bottom-up beschleunigt.

Aber es ist bemerkenswert, dass der globale Bio-Markt durch asymmetrische Aufteilung geprägt ist. Die überwiegenden Hersteller der Bio-Lebensmittel sind in den Entwicklungsländern angesiedelt, während die Industrieländer als Hauptkonsumenten gelten.

Zum Beispiel hat sich in Deutschland das Handelsvolumen von Ökolebensmitteln seit dem Jahr 2000 auf gut 7 Mrd. Euro (2012) verdreifacht; aber der Anteil der ökologisch bewirtschafteten Flächen mit 1 Mio ha hat sich nur verdoppelt. Aufgrund des Nachfrageüberschusses ist man in die Zwangslage geraten, Bio-Lebensmittel von weit entfernten Ländern nach Deutschland einzuführen.

Die Länder mit den meisten Bio-Betrieben sind Indien, Uganda und Mexiko. Es ist noch unbekannt, ob es einen Interessenkonflikt zwischen Landnutzung für Öko-Landbau und Biodiversitätsschutz gibt. Aber letztendlich belastet der Transport von Ökolebensmitteln die Umwelt sicherlich ungeheuer stark.

In der Regel sind die meisten Bio-Konsumenten gebildet, berufstätig, besser verdienend. Für die Unterschicht hingegen gibt es im Normalfall keine Wahl, und man muss günstigere, auch gesundheitsgefährdende Lebensmittel konsumieren. So entwickelt sich Bio nach Hartmann als neue Schichtgrenze (HARTMANN, 2009:317).

Die Bio-Konsumbewegung spielt zweifellos eine dominante Rolle für den Aufschwung des Bio-Marktes. Aber es steht weiterhin zur Diskussion, ob die Bio-Konsumbewegung wirklich zur nachhaltigen Entwicklung bzw. zum Schutz der Biodiversität beitragen kann. Oder bewirkt sie eher eine neue Form der sozialen Ungleichheit zwischen Nord und Süd und vergrößert so die Kluft zwischen Arm und Reich?

6 Literatur

BRAND, K. (Hrsg.) (2006): Von der Agrarwende zur Konsumwende? Die Kettenperspektive, Ergebnisband 2. – München (oekom)

Europäischer Aktionsplan für ökologische Landwirtschaft und ökologisch erzeugte Lebensmittel, „Arbeitsdokument der Kommissionsdienststellen“, Kommission der Europäischen Gemeinschaften, SEK (2004) 739 Brüssel

HARTMANN, K. (2009): Ende der Märchenstunde, Wie die Industrie die LOHAS und Lifestyle-Ökos vereinnahmt. – München (Blessing)

HÄUBLER, A. (2011): Neue gesellschaftliche Leitbilder für nachhaltige Ernährungsweisen-Wert sind die „Lohas“ und was können sie für den Essalltag bewirken? - In: PLOEGER, A.; HIRSCHFELDER, G.R.; SCHÖNBERGER, G. (Hrsg.): Die Zukunft auf dem Tisch. Analysen, Trends und Perspektiven der Ernährung von morgen. – Wiesbaden (VS-Verlag) 107-124.

HBMRD (2007): Hubert Burda Media Research & Development, Greenstyle Report-Die Zielgruppe der Lohas verstehen. - München. Im <http://tier-im-fokus.ch/wp-content/uploads/2009/09/burda07.pdf>

PAULL, J. (2008): The Greening of China's Food-Greend, Organic Food and Eco-labelling, - In: Sustainable Consumption and Alternative, Agri-Food Systems Conference, Liege University, Arlon, Belgium, 27 - 30 May 2008

QIAO, YUHUI (2011): Organic Agriculture Development in China. - In: WILLER, H.; KILCHER, L. (Eds): The World of Organic Agriculture. Statistics and Emerging Trends 2011. – Bonn (IFOAM) (FiBL)

SCHAACK et al. (2013): The Organic Market in Europe 2011-Nine Percent Increase Compared with 2012. - In: The World of Organic Agriculture, Statistic & Emerging Trends 2013. – Bonn (FiBL and IFOAM)

UNEP (UMWELTPROGRAMM DER VEREINTEN NATIONEN) (2010): Emerging Issues: Global Honey Bee Colony Disorder and Other Threats to Insect Pollinators.

WENZEL, E.; KIRIG, A.; RAUCH, C. (2007): Zielgruppe LOHAS, Wie der grüne Lifestyle die Märkte erobert. - Kelkheim

WILLER, H. (2013): Organic Farming in Europe 2012. - In: The World of Organic Agriculture, Statistic & Emerging Trends 2013. – Bonn (FiBL and IFOAM)

WISWEDE, G. (2000): Konsumsoziologie- Eine vergessene Disziplin. – In: ROSENKRANZ, D.; SCHNEIDER, N.F. (Hrsg.): Konsum. Soziologische ökonomische und psychologische Perspektiven. - Wiesbaden (Leske+Budrich): 23-72

REIBIG, R. (2009): Gesellschaftstransformation im 21. Jahrhundert, Ein neues Konzept sozialen Wandels, VS Verlag für Sozialwissenschaft, Wiesbaden

ZDF (2013): Zahlen, Daten, Fakten: Die Büro-Branche 2013. - BÖLW (Bund Ökologische Lebensmittelwirtschaft), Berlin

Xiling Yang

*Soziologisches Forschungsinstitut
an der Universität Göttingen (SOFI)*

Friedländer Weg 31

37085 Göttingen

E-Mail: xiling.yang@sowi.uni-goettingen.de

Die Regulierung von Access & Benefit-sharing – Lehren aus dem Fallbeispiel des Froschalkaloids Epibatidin

KLAUS ANGERER

Schlagwörter: ABS, Naturstoffforschung, Bioprospektion, Alkaloide, Frösche

Der gerechte Ausgleich der durch die Nutzung genetischer Ressourcen generierten Einkünfte gehört zu den drei in Art. 1 festgelegten Zielen der Convention on Biological Diversity (CBD). Der Vorteilsausgleich zugunsten der Ursprungsländer genetischer Ressourcen ist dabei als Gegenleistung zur Gewährung von Zugang zu diesen konzipiert, weshalb beide Aspekte unter dem Schlagwort Access & Benefit-sharing (ABS) meist gemeinsam verhandelt werden. Die genauen Zugangsbedingungen und Vorteilsbeteiligungen werden dabei nach den gesetzlichen Vorgaben des Ursprungslandes zwischen Bereitstellern und Nutzern ausgehandelt. Da dieses Modell auf zwischen Vertragspartnern ausgehandelten, meist vertraulichen Material Transfer Agreements beruht, wird es auch als bilateraler oder Vertragsansatz bezeichnet. Mit dem Nagoya-Protokoll wurde 2010 nach jahrelangen Verhandlungen ein verbindlicher Rahmen zur Regulierung von ABS unter der CBD beschlossen. Allerdings ist es noch nicht in Kraft getreten und reich an die Umsetzung erschwerenden Kompromissformeln (VOGEL et al. 2011). Einige Schwierigkeiten der Regulierung von ABS nach den Vorgaben des Protokolls, die sich voraussichtlich nicht allein durch dessen stringenter Implementierung überwinden lassen, zeige ich hier anhand einer Fallstudie zur Erforschung und Nutzung der Sekretionen von Giftfröschen. Die Fallstudie beruht auf Artikeln aus Fachzeitschriften, in Ecuador durchgeführten Interviews und der Feldforschung für mein Dissertationsprojekt.¹ Sie ist Teil eines Kooperationsprojekts mit Wissenschaftlern der University of Puerto Rico-Río Piedras, das Schwächen des Nagoya-Protokolls und mögliche Alternativen analysiert.

Die Entdeckung und Erforschung des Froschalkaloids Epibatidin²

Epibatidin ist ein stark toxisches Alkaloid,³ das aus dem Hautdrüsensekret des in Ecuador und im Norden Perus endemischen Pfeilgiftfrosches *Epipedobates anthonyi* gewonnen wurde. Epibatidin spielt eine wichtige Rolle in der pharmazeutischen Forschung und Entwicklung, obgleich bislang kein davon abgeleiteter Wirkstoff auf dem Markt ist. Dieser Fall von Bioprospektion⁴ wurde im Zuge der in den 1990-er Jahren mit der Verwertung der Biodiversität verbundenen Hoffnungen oft genannt – entweder als Beleg für den potenziellen kommerziellen Wert der Biodiversität (WILSON 2002: 121f.) oder als Paradebeispiel für Biopiraterie, also die unrechtmäßige oder illegitime Aneignung, Patentierung oder Verwertung biologischer Materialien, angeführt (SAAVEDRA 1999). Allerdings lässt sich den beteiligten Forschern wohl kein Fehlverhalten vorwerfen, das sie zu Biopiraten machen würde (ANGERER 2011: 360f.). Die erhobenen Vorwürfe verweisen indes auf typische Charakteristika von Bioprospektionsprojekten, die deren Regulierung erschweren. Da die Frösche lange vor Abschluss der CBD gesammelt wurden, kann man diesen Fall nicht direkt an deren ABS-Regularien messen. Doch selbst wenn die Frösche heute gesammelt und nicht in die USA gebracht würden (also in ein Land, das die CBD nicht ratifiziert und folglich keinerlei

¹ In meinem durch die Andrea von Braun Stiftung geförderten Dissertationsprojekt analysiere ich Praktiken des Sammelns, der Erforschung und der Nutzung biologischer Materialien in der Naturstoffforschung ethnografisch. Den Kontext der Arbeit bilden Fragen nach der Regulierung der Biodiversität, vor allem in Bezug auf den Umgang mit ABS-Vorgaben in Unternehmen und öffentlichen Forschungsinstitutionen.

² Für eine detaillierte Chronologie siehe ANGERER (2013).

³ Alkaloide sind bioaktive Substanzen aus dem Sekundärstoffwechsel von Pflanzen, Tieren oder Pilzen wie z. B. Nikotin, Kokain und Morphin.

⁴ Als Bioprospektion wird die Erkundung potenziell nützlicher biologischer Materialien pflanzlichen, tierischen oder mikrobiellen Ursprungs z.B. in der pharmazeutischen oder kosmetischen Forschung bezeichnet.

Verpflichtungen zum Vorteilsausgleich hat), bestünden vermutlich viele der beschriebenen Probleme fort, da sie die Verwertung biologischer Materialien im Allgemeinen betreffen.

Eine Gruppe um den an den US-amerikanischen National Institutes of Health (NIH) tätigen Chemiker und Pharmakologen John Daly sammelte 1974 in Ecuador Häute von *E. anthonyi*. Im Labor testete Daly Extrakte der Froschhäute an Mäusen und stieß unerwarteterweise auf einen für Opiate typischen Effekt. Eine solche Reaktion war nie zuvor bei einem Froschgift beobachtet worden, was großes Interesse an der hierfür verantwortlichen Substanz weckte, zumal der Extrakt stark schmerzstillend wirkte (WILLIAMS et al. 2009: 207). Nachdem die Extrakte verbraucht waren, machte sich die Gruppe 1976 erneut nach Ecuador auf, in der Hoffnung, in dem Froschgift ein neues hochaktives Opiat zu entdecken. Die Forscher fanden nach längerer Suche alkaloidhaltige Tiere; aus den gesammelten 800 Häuten konnten sie aber nur 500µg des gesuchten Alkaloids isolieren (DALY et al. 2000: 132). Erst 1978 bemerkten sie, was sie tatsächlich gefunden hatten: Die Substanz war kein Opiat, sondern ein nicht-opioides Alkaloid, dessen schmerzstillende Effekte 200-mal so stark wie die von Morphin waren (WILLIAMS et al. 2009: 207). Die Möglichkeit, Schmerz zu lindern und das Risiko der Abhängigkeit von Opiaten zu vermeiden, lag auf der Hand. Es war aber nicht möglich, den Wirkmechanismus der Substanz zu bestimmen, da die damaligen Instrumente nicht empfindlich genug waren, um mit der verfügbaren geringen Probenmenge die molekulare Struktur des Alkaloids aufzuklären. Es blieb nichts anderes übrig, als weitere Froschhäute zu sammeln; die Forscher fanden jedoch jahrelang nur Tiere, die so gut wie keine Toxine enthielten, während im Labor aufgezogene Frösche völlig alkaloidfrei waren. Nachdem die gesamte Familie der *Dendrobatidae* 1987 unter den Schutz der Convention on International Trade in Endangered Species (CITES) gestellt worden war, waren zudem umfangreiche Sammlungen kaum noch möglich. Ohne zusätzliche Froschhäute war vorerst keine Strukturaufklärung machbar (DALY 1998: 169). Erst um 1990 änderten sich die technologischen Rahmenbedingungen entscheidend: Die Empfindlichkeit der Instrumente für die Strukturaufklärung hatte sich erhöht, so dass die Struktur des Alkaloids aus der Probe von 1976 ohne weitere Häute bestimmt werden konnte (WILLIAMS et al. 2009: 210). 1992 veröffentlichte Dalys Gruppe die Struktur der nun „Epibatidin“ genannten Substanz (ebd.) und patentierte diese. Die Aufmerksamkeit inner- wie außerhalb fachwissenschaftlicher Kreise nahm rasch zu, nachdem das Alkaloid in einem Bericht in *Science* gefeiert worden war als „a possible first step toward producing a long-sought drug: a powerful non-sedating, nonopioid painkiller“ (BRADLEY 1993: 1117). Wenig später wurden mehrere Synthesewege zur Herstellung von Epibatidin sowie dessen Wirkmechanismus publiziert (WILLIAMS et al. 2009: 210f.).

Damit war es möglich, das pharmazeutische Potenzial von Epibatidin zu erkunden. Aufgrund von dessen Toxizität konzentrierte sich die Forschung auf Derivate, also abgewandelte Varianten des Moleküls, die an dieselbe Klasse von Rezeptoren binden. Vor allem das Pharmaunternehmen Abbott Laboratories nutzte das Wissen um die Eigenschaften, die Struktur und den Wirkmechanismus von Epibatidin als Inspiration für die Gestaltung synthetischer Substanzbibliotheken. Aus dem Screening dieser Verbindungen ging der Wirkstoff ABT-594 als aussichtsreichster Kandidat hervor, nachdem er in Zellkulturen und an Ratten dieselbe Wirksamkeit wie Epibatidin gezeigt hatte, ohne ebenso heftige Nebenwirkungen zu verursachen (ebd.). Der Artikel in *Science* zu ABT-594 erregte Aufsehen in Presse und Fachliteratur (BANNON et al. 1998). Die Herkunft von Epibatidin war für die pharmazeutische Forschung irrelevant, umso bedeutsamer aber für die öffentliche Wahrnehmung, wie euphorische Zeitungsberichte über den „Painkiller based on poison frog“ zeigen (AP 1998), obgleich Abbott ausschließlich an synthetisierten Derivaten gearbeitet hatte. Allerdings war der Wirkstoff noch nicht zugelassen; später wurde seine Entwicklung als Schmerzmittel aufgrund von Nebenwirkungen in klinischen Studien abgebrochen. Die Forschung an ABT-594 und anderen Derivaten wird aber weiter verfolgt (NIROGI et al. 2013). Im Folgenden sollen aus dem Fallbeispiel Lehren für die Regulierung von ABS gezogen werden.

Forum Shopping und grenzüberschreitende Ressourcen

Epibatidin wurde im Rahmen eines umfangreichen Forschungsprogramms zu Froschalkaloiden entdeckt, das Sammlungen diverser Arten in zahlreichen tropischen Ländern im Laufe mehrerer Jahrzehnte umfasste (WILLIAMS et al. 2009: 213). Es ist kaum überraschend, dass Daly unter den potenziell interessanten Spezies vor allem die untersuchte, die relativ leicht zugänglich waren. Wenn Genehmigungen allzu schwer zu erlangen waren, sammelten die Forscher oft in anderen Ländern mit weniger rigiden Zugangsrestriktionen (DALY 2003: 449).

Da viele Arten in mehr als einem Land zu finden sind, ist Forum Shopping – das gezielte Ausnutzen unterschiedlicher rechtlicher und administrativer Bedingungen – wohl eine übliche Vorgehensweise in dem auf vertrauliche bilaterale Verträge gegründeten Rahmen des Nagoya-Protokolls. Allerdings kann dies zu einem „Preiskampf“ zwischen Ländern führen, die über grenzüberschreitende genetische Ressourcen souverän verfügen – um überhaupt etwas für ihre Ressourcen zu bekommen, akzeptieren viele Länder sehr niedrige Gewinnbeteiligungen. Der in Artikel 10 des Nagoya-Protokolls angedachte Global Multilateral Benefit-sharing Mechanism könnte helfen, die Nutzung solcher Ressourcen zu regeln, und zum Normalfall für jegliche Ressourcen ausgebaut werden, damit die Bereitsteller biologischer Materialien nicht gegeneinander ausgespielt werden können. Denn auch in Bezug auf ähnliche, aber nicht identische Ressourcen sind Preiskämpfe wahrscheinlich: Bei Interesse an Froschalkaloiden kommen z. B. über zehn Länder in Betracht, die über entsprechende Spezies verfügen, und angesichts der Variabilität der Alkaloidprofile der Tiere lässt sich kaum antizipieren, welche Substanzen wo zu finden sind. Die Verhandlungsmacht eines einzelnen Ursprungslands ist angesichts dessen als eher gering einzuschätzen.

Was ist der Wert genetischer Ressourcen? Direkte und indirekte Vorteile

Während zuvor fast keinerlei kommerzieller Wert von Froschgiften angenommen wurde, führte der Hype um Epibatidin und ABT-594 zu enormen Erwartungen bezüglich möglicher Einkünfte sowie der Wahrscheinlichkeit, einen Wirkstoff zu einem Medikament zu entwickeln. Bisher haben sich diese Hoffnungen jedoch nicht erfüllt, da, soweit bekannt ist, keine Epibatidinderivate als pharmazeutische Wirkstoffe zugelassen sind. Epibatidin ist inzwischen vor allem eine wichtige Chemikalie in der biomedizinischen Forschung und als solche im spezialisierten Handel für etwa 20 € pro mg unter Lizenz des Patentinhabers, der NIH, erhältlich.⁵ Hierbei wird Epibatidin nicht selbst erforscht, sondern als standardisiertes research tool für andere Fragestellungen eingesetzt. Einerseits hat das Froschalkaloid somit nur zu sehr niedrigen direkten Einkünften geführt, die mit dem Ursprungsland geteilt werden könnten. Andererseits hat es entscheidend dazu beigetragen, eine zuvor kaum untersuchte Klasse von Substanzen zu erschließen, und die Entwicklung neuartiger Wirkstoffe gefördert (DUKAT & GLENNON 2003: 374f.). Daher besteht Hoffnung auf eine durch Epibatidin inspirierte neue Generation von Pharmazeutika (JONES et al. 2006: 257). Allerdings überwiegen bislang indirekte, nicht-monetäre Vorteile, da Epibatidin vor allem in der Grundlagenforschung von Nutzen gewesen ist. Ob Epibatidinderivaten eines Tages kommerzieller Erfolg beschieden ist, lässt sich kaum vorhersagen.

Die Einschätzung des Wertes genetischer Ressourcen wird zudem durch die nicht abschließend geklärte Frage erschwert, was ein Derivat ist. So befinden sich mehrere zur selben Substanzklasse wie Epibatidin gehörige Wirkstoffe in der Entwicklung, doch ist es nicht klar, ob es sich dabei überhaupt um Derivate im Sinne des Nagoya-Protokolls handelt. Während nämlich in der Fachliteratur unter einem Derivat eine abgewandelte Variante eines Naturstoffs verstanden wird, die denselben Wirkmechanismus aufweist, definiert Art. 2(e) des Nagoya-Protokolls ein Derivat als „a naturally occurring biochemical compound resulting from the genetic expression or metabolism of biological or genetic resources, even if it does not contain functional units of heredity“ – isolierte Naturstoffe, die anschließend modifiziert werden, fallen demnach nicht explizit unter diese Definition. Häufig wird eine Verpflichtung zum Vorteilsausgleich bei der-

⁵ Siehe z. B. <http://www.tocris.com/dispprod.php?ItemId=1367> [28.7.2013].

artigen Substanzen unter Bezug auf den Wortlaut „utilization of such resources“ in Art. 3 und „subsequent applications and commercialization“ in Art. 5 angenommen; dennoch bleibt die Abgrenzung, bis zu welchem Grad der Intervention oder Modifizierung Naturstoffe und Derivate den ABS-Vorgaben des Protokolls entsprechen, uneindeutig und gehört seit Jahren zu den umstrittensten Fragen bei jeder Diskussion von ABS-Richtlinien (KAMAU et al. 2010: 253ff.). Da nur relativ selten unmodifizierte Naturstoffe Verwendung in Pharmazeutika finden, ist eine klare Abgrenzung des Anwendungsbereichs des Nagoya-Protokolls auf Derivate jedoch so entscheidend wie schwer zu bewerkstelligen.

Die unüberschaubaren Ströme genetischer Ressourcen

Die von Dalys Gruppe geleistete Forschung spielte eine entscheidende Rolle für die spätere Entwicklung von ABT-594 durch Abbott, doch war die Beziehung zwischen Grundlagen- und angewandter Forschung informell. Die Wissenschaftler des Unternehmens machten nämlich nicht nur Gebrauch von den Veröffentlichungen zu Epibatidin, sondern auch von Informationen über dessen Wirkmechanismus, die Daly ihnen, bereits kurz bevor dieser publiziert wurde, in einem persönlichen Gespräch mitteilte. Die Weitergabe wichtiger Informationen erfolgte ohne Verträge oder Verhandlungen, zumal offenbar keinerlei Materialien weitergereicht wurden (WILLIAMS et al. 2009: 211).

Bis heute werden neue Naturstoffe häufig erstmals in öffentlichen Institutionen wie z. B. Universitäten erkundet und beschrieben (MILLER 2011: 396f.), während die spätere Forschung zu kommerziellen Zwecken meist auf hierüber veröffentlichten Informationen beruht. Derartige Folgenutzungen lassen sich kaum in bilateralen Verträgen berücksichtigen, die den Zugriff auf genetische Ressourcen in deren Ursprungsland regeln. Insbesondere dann, wenn nicht einmal Probenmaterial, sondern lediglich diesbezügliche Information weitergegeben wird, fällt das Verfolgen späterer Nutzungen äußerst schwer, wenn Unternehmen nicht freiwillig in Patenten oder Publikationen ihre Verwendung von Wissen um bestimmte Naturstoffe und deren Eigenschaften preisgeben. Solange keine Pflicht zur Offenlegung der Herkunft genutzter Wirkstoffe oder Derivate z. B. im Patentrecht verankert ist, besteht in solchen Fällen eine ernsthafte Herausforderung darin, überhaupt von der Verwendung einer genetischen Ressource zu erfahren.

Da die Ursprungsländer jedoch keine Möglichkeit haben, die Ströme genetischer Ressourcen und deren Folgenutzung effektiv nachzuvollziehen, bleibt ihnen kaum eine andere Wahl, als alle möglichen Garantien bereits beim ersten Zugriff auf Ressourcen in situ zu verlangen. Die Folge sind langwierige und kostspielige Zugangsmodalitäten, obwohl zu diesem Zeitpunkt keineswegs abzusehen ist, ob später Anlass zu Benefit-sharing bestehen wird (FERNÁNDEZ UGALDE 2007: 8). Dies kann wiederum Nutzer, die auf weniger mühsame Weise an genetische Ressourcen kommen wollen, zu Forum Shopping oder Sammlungen ohne Genehmigungen ermutigen, was möglicherweise zu noch größerem Misstrauen und rigideren Zugangsregeln in provider countries führt. Indes scheint es fast unmöglich, diesen Teufelskreis im Rahmen des bilateralen Ansatzes zu durchbrechen, der die Verantwortung für das Erfüllen von ABS-Richtlinien an vor- und nachgelagerte Akteure delegiert und zugleich kaum Mechanismen vorsieht, durch welche die Ströme genetischer Ressourcen sowie deren spätere Nutzung routinemäßig und zuverlässig verfolgt werden könnten.

Konservierung flüchtiger lokaler Spuren für zukünftige Nutzung

Die Entdeckung von Epibatidin hing von einem glücklichen Zufall ab, denn die Forscher fanden keine Spezies, die immer Toxine absondert. Wie die meisten Giffrösche stellt *E. anthonyi* nicht selbst Alkaloide her, sondern bezieht diese aus einer bislang nicht bekannten Nahrungsquelle, was zu stark variierenden Alkaloidprofilen verschiedener Populationen führt. Daher entdeckte Dalys Gruppe trotz zahlreicher Sammeltouren in über zehn Jahren nur zweimal Frösche, die brauchbare Mengen an Epibatidin sekretierten. Folglich waren die jeweiligen Beutetiere spezifischer Froschpopulationen zu bestimmten Zeitpunkten, also hochgradig lokale Bedingungen, die Voraussetzung für die Entdeckung des Alkaloids. Die Forscher untersuchten mithin vergängliche lokale Spuren der Biodiversität weit unterhalb der Artebene. Die

geringe von der Probe von 1976 übrige Menge an Epibatidin war demnach im wortwörtlichen Sinne einzigartig und unersetzbar (DALY et al. 2000: 132). Da die damaligen Instrumente keine Strukturaufklärung mit so wenig Substanz zuließen, konservierte Dalys Gruppe die Probe tiefgekühlt, statt in weiteren Experimenten einen unwiederbringlichen Verlust zu riskieren (WILLIAMS et al. 2009: 209, 215). Die Möglichkeit der langfristigen Konservierung lokaler Spezifika selbst in geringen Mengen an Material war somit entscheidend für die spätere Nutzung von Epibatidin.

Das Fallbeispiel ist typisch für die Naturstoffforschung: Meist ist die biochemische Zusammensetzung genetischer Ressourcen im Voraus höchstens ungefähr bekannt, während ihr möglicher späterer Wert fast gar nicht abzuschätzen ist. Zugleich machen verbesserte Konservierungs- und Analyseverfahren gelagerte Proben für eine beinahe unbegrenzte Zeit nutzbar. Den bilateralen Ansatz zur Regulierung von ABS stellt dies vor ein Dilemma: Wie kann man zum Zeitpunkt des ersten Zugriffs auf genetische Ressourcen in situ angemessene vertragliche Bedingungen zur Verteilung möglicher Einkünfte aushandeln, deren Ausmaß und Wahrscheinlichkeit nicht antizipierbar sind und die Jahr(zehnt)e später auftreten können?

Was wird an genetischen Ressourcen überhaupt genutzt?

Wie im Falle von Epibatidin werden in Forschung und Entwicklung oftmals lediglich Informationen über aus genetischen Ressourcen gewonnene Stoffe genutzt. Mitunter ist ein Transfer biologischer Materialien erforderlich, um auf derartige Informationen zugreifen zu können; häufig sind relevante Details jedoch über Veröffentlichungen, Datenbanken, Gespräche oder Vorträge auf Konferenzen zugänglich, ohne dass eine Weitergabe von Proben notwendig ist. In Form von biologischen Materialien wird in erster Linie in der Frühphase der Untersuchung genetischer Ressourcen auf diese zugegriffen, solange sie z. B. als Extrakte, Fraktionen oder mikrobielle Zellkulturen vorliegen. Im weiteren Verlauf der Forschung nimmt der Wert isolierter Reinsubstanzen zu, insofern sie mit Information über ihre molekulare Struktur, ihre Bioaktivität und weitere Eigenschaften „angereichert“ werden. Die ursprünglichen materiellen Träger solcher Informationen können im Laufe der Zeit obsolet werden, wenn nichts als das Wissen um molekulare Strukturen und Charakteristika verwendet wird, um von Naturstoffen abgeleitete Wirkstoffe zu entwickeln. Viele Firmen sind zudem bemüht, Risiken durch potenziell unsichere Nachlieferungen von Naturstoffen zu umgehen, indem sie vielversprechende Substanzen synthetisch herstellen, sofern dies zu vertretbaren Kosten machbar ist.

Der vom Nagoya-Protokoll vorgegebene Rahmen bürdet jedoch die bürokratischen Mühen und Transaktionskosten, die mit dem Zugang zu genetischen Ressourcen verbunden sind, vor allem den Akteuren auf, die solche in materieller Form nutzen, d. h. Forschern, die selbst in Ursprungsländern sammeln oder sammeln lassen und damit nur selten Profite erzielen. Gewinne hingegen resultieren – wenn überhaupt – eher aus der späteren Verwertung von Information in Bezug auf aus genetischen Ressourcen isolierte Wirkstoffe durch nachgelagerte Akteure wie z. B. Pharmaunternehmen.

Zeitlicher Anwendungsbereich der ABS-Richtlinien

Der zeitliche Anwendungsbereich der Verpflichtung zum Vorteilsausgleich war einer der umstrittensten Punkte in den Verhandlungen vor Abschluss des Nagoya-Protokolls. Während viele Ursprungsländer darauf drängten, auch Ressourcen, auf die vor Inkrafttreten der CBD im Jahr 1993 zugegriffen wurde, in den Anwendungsbereich des Protokolls einzubeziehen, befürworteten die meisten Nutzerländer eine Beschränkung auf nach Inkrafttreten des Protokolls gesammelte Ressourcen. In der schließlich verabschiedeten Form benennt das Protokoll überhaupt nicht explizit seinen zeitlichen Anwendungsbereich, was gemeinhin als „Sieg“ der Nutzerländer in der Verhandlungen gesehen wird (KAMAU et al. 2010: 255).

Die aus dieser Regelungslücke resultierende Unklarheit ist jedoch von großer Bedeutung für die Umsetzung des Protokolls, da, wie Epibatidin zeigt, viele vor langer Zeit gesammelte Ressourcen weiter von Nutzen sein können. Ohne klare Regeln sind in solchen Fällen Streitigkeiten um die Pflicht zum Vorteilsausgleich zu erwarten, wie auch dann, wenn neue Arten der Verwendung vorliegen, die von bisherigen

Nutzungsweisen abweichen, oder wenn Substanzen über längere Zeiträume ununterbrochen erforscht werden. In all diesen Fällen gibt es keine einfache Antwort auf die Frage, wann der relevante Zugang zu einer Ressource stattgefunden hat, obwohl dies ausschlaggebend für das Vorliegen einer Verpflichtung zum Benefit-sharing sein kann: Zählt der Zeitpunkt, zu dem biologisches Probenmaterial gesammelt wird und das Ursprungsland verlässt, wie viele Nutzerländer annehmen? Oder entscheidet, wann die genetische Ressource und ihre Inhaltsstoffe zum Gegenstand von Forschung und Entwicklung werden, unabhängig davon, wann das Probenmaterial gesammelt wurde, wie Ursprungsländer entgegen (TVEDT & FAUCHALD 2011: 385)? Im Fall von Epibatidin hieße das: Fand der relevante Zugang vor oder nach Inkrafttreten der CBD statt – 1976, als die Froschhäute gesammelt wurden, oder 1993, als Abbott begann, das Wissen um die Struktur und Eigenschaften von Epibatidin zu verwerten?

Der Vorschlag der Europäischen Kommission zur Regulierung von ABS in der EU repräsentiert insofern die Position der Nutzerländer, da er nicht auf die mögliche zeitliche Ausdehnung der Forschung an genetischen Ressourcen eingeht und lediglich Anwendung findet auf „genetic resources over which states exercise sovereign rights [...] that are accessed after the entry into force of the Nagoya Protocol for the Union“ (Art. 2).⁶ Ein Kommentar sieht darin einen Widerspruch zu den Prinzipien des Nagoya-Protokolls: Denn durch die Beschränkung auf „utilization based on new physical access in the provider Party carried out after its entry into force“ (BERNE DECLARATION & NATURAL JUSTICE 2013: 6) fielen alle Ressourcen, die bislang – ob auf legalem oder illegalem Wege – in die EU gekommen sind, nicht unter die Pflicht zum Vorteilsausgleich (ebd.). Zudem bietet dies Nutzern nicht die erwünschte Rechtssicherheit, da in der EU legale Zugriffe auf vor Inkrafttreten des Protokolls gesammelte Proben durchaus gegen Regelungen in Ursprungsländern verstoßen können (ebd.: 4).

Jegliche Implementierung des Protokolls steht daher vor der Herausforderung, eindeutige Bestimmungen für den relevanten Zeitpunkt des Zugangs zu genetischen Ressourcen im Laufe lang andauernder Forschungsprozesse zu finden, ohne zugleich übermäßig große Anteile an Ressourcen aus dem Anwendungsbereich der ABS-Richtlinien auszuschließen.

Schlussfolgerungen

Die hohen Misserfolgsraten in der pharmazeutischen Forschung und Entwicklung selbst an vielversprechenden Naturstoffen wie Epibatidin legen nahe, dass die Mehrzahl an Bioprospektionsprojekten weder für Ursprungsländer noch für Unternehmen allzu profitabel ist. Statistisch gesehen handelt es sich bei den seltenen Erfolgsfällen, die dann zu hohen Einnahmen führen können, um low probability, but high payoff-events. Im Rahmen des im Nagoya-Protokoll etablierten bilateralen Ansatzes fällt es jedoch schwer, derart unabsehbare Einkünfte im Voraus zu berücksichtigen und bereits vor dem Zugang zu genetischen Ressourcen in situ gerechte Benefit-sharing-Verträge auszuhandeln, die mögliche künftige Nutzungsweisen in angemessener Weise einschließen, ohne zugleich die Forschung übermäßig zu hemmen. Daher wäre es sinnvoll, die Verteilung der mit der Regulierung von ABS verbundenen Lasten und Pflichten umzukehren: Ein erleichterter Zugang zu genetischen Ressourcen in der Frühphase von Grundlagen- oder auch angewandter Forschung könnte – z. B. mit Hilfe multilateraler Instrumente und einer Pflicht zur Offenlegung der Herkunft genutzter Wirkstoffe im Patentrecht – gekoppelt werden mit einer verschärften Kontrolle von deren Nutzung und Verwertung in Bereichen, in denen tatsächlich Einkünfte erzielt werden bzw. dies zumindest wahrscheinlich ist.⁷

⁶ „Proposal for a Regulation Of The European Parliament And Of The Council on Access to Genetic Resources and the Fair and Equitable Sharing of Benefits Arising from their Utilization in the Union“, http://ec.europa.eu/environment/biodiversity/international/abs/pdf/Proposal_For_A_Regulation_En.pdf [29.8.2013].

⁷ Für einen entsprechenden Vorschlag siehe VOGEL et al. (2011).

Literatur

- ANGERER, K. (2011): Frog tales – on poison dart frogs, epibatidine, and the sharing of biodiversity. *Innovation*. - *The European Journal of Social Science Research* 24, 3: 353–369.
- ANGERER, K. (2013): “There is a Frog in South America/Whose Venom is a Cure”: Poison Alkaloids and Drug Discovery. - In: SCHWERIN, A.V. et al. (Hrsg.): *Biologics: A History of Agents Made From Living Organisms in the Twentieth Century*. - London (Pickering & Chatto) 173–191.
- AP (1998): Painkiller based on frog poison. *The Augusta Chronicle* 2.1.1998.
http://chronicle.augusta.com/stories/1998/01/02/tec_219951.shtml [2.9.2013].
- BANNON, A.W. et al. (1998): Broad-spectrum, non-opioid analgesic activity by selective modulation of neuronal nicotinic acetylcholine receptors. - *Science* 279, 5347: 77–81.
- BERNE DECLARATION & NATURAL JUSTICE (2013): Access or Utilisation – What Triggers User Obligations? A Comment on the Draft Proposal of the European Commission on the Implementation of the Nagoya Protocol on Access and Benefit Sharing. <http://naturaljustice.org/wp-content/uploads/pdf/Submission-EU-ABS-Regulation.pdf> [2.9.2013].
- BRADLEY, D. (1993): Frog Venom Cocktail Yields A One-Handed Painkiller. - *Science* 261, 5125: 1117.
- DALY, J.W. (1998): Thirty years of discovering arthropod alkaloids in amphibian skin. - *Journal of natural products* 61, 1: 162–172.
- DALY, J.W. (2003): Ernest Guenther award in chemistry of natural products. Amphibian skin: a remarkable source of biologically active arthropod alkaloids. - *Journal of medicinal chemistry* 46, 4: 445–452.
- DALY, J.W. et al. (2000): Alkaloids from frog skin: the discovery of epibatidine and the potential for developing novel non-opioid analgesics. - *Natural Product Reports* 17, 2: 131–135.
- DUKAT, M. & GLENNON, R. (2003): Epibatidine: impact on nicotinic receptor research. - *Cellular and molecular neurobiology* 23, 3: 365–378.
- FERNÁNDEZ UGALDE, J.C. (2007): Tracking and Monitoring of International Flows of Genetic Resources: Why, How and, Is It Worth the Effort? - In: RUIZ MULLER, M. & I. LAPEÑA (Hrsg.): *A Moving Target: Genetic Resources and Options for Tracking and Monitoring their International Flows*. - Gland (IUCN): 5–18.
- JONES, W. et al. (2006): The role of pharmacognosy in modern medicine and pharmacy. - *Current drug targets* 7, 3: 247–264.
- KAMAU, E.C. et al. (2010): The Nagoya Protocol on Access to Genetic Resources and Benefit Sharing: What is New and What are the Implications for Provider and User Countries and the Scientific Community? - *LEAD. Law, Environment & Development Journal* 6, 3: 246–262.
- MILLER, J. (2011): The Discovery of Medicines from Plants: A Current Biological Perspective. - *Economic Botany* 65, 4: 396–407.
- NIROGI, R. et al. (2013): $\alpha 4\beta 2^*$ neuronal nicotinic receptor ligands (agonist, partial agonist and positive allosteric modulators) as therapeutic prospects for pain. - *European Journal of Pharmacology* 712, 1–3: 22–29.
- SAAVEDRA, L.Á. (1999): Invasion of the frog-snatchers. *New Internationalist* 311.
<http://newint.org/columns/currents/1999/04/01/ecuador/> [2.9.2013].
- TVEDT, M.W. & FAUCHALD, O.K. (2011): Implementing the Nagoya Protocol on ABS: A Hypothetical Case Study on Enforcing Benefit Sharing in Norway. - *The Journal of World Intellectual Property* 14, 5: 383–402.

VOGEL, J.H. et al. (2011): The Economics of Information, Studiously Ignored in the Nagoya Protocol on Access to Genetic Resources and Benefit Sharing. - LEAD. Law, Environment & Development Journal 7, 1: 52–65.

WILLIAMS, M. et al. (2009): Epibatidine: From Frog Alkaloid to Analgesic Clinical Candidates. A Testimonial to “True Grit”! - HETEROCYCLES 79, 1: 207–217.

WILSON, E.O. (2002). The Future of Life. - New York (Random House Incorporated)

Klaus Angerer

Lichtenrader Str. 55

12049 Berlin

Klaus.angerer@hu-berlin.de

Saatgutbanken und Erhaltungskulturen für Wildpflanzen

Beiträge der Botanischen Gärten in Deutschland zur Umsetzung der Nationalen Biodiversitätsstrategie

ELKE ZIPPEL

Schlagwörter: Botanische Gärten, gefährdete Pflanzenarten, Genbanken, Saatgutbanken, Erhaltungskulturen, Wiederansiedlung, GSPC

Zusammenfassung

Trotz der Naturschutzbemühungen der letzten Jahrzehnte schreitet auch in Europa das Aussterben von Arten und Populationen am Naturstandort („in situ“) ungebremst fort. Angesichts dieser Tatsache gewinnen auch bei Pflanzen Ex-situ-Maßnahmen, also der Erhalt und die gärtnerische Vermehrung von Arten außerhalb des natürlichen Standortes immer mehr an Bedeutung. Durch das Ausbringen von ex situ vermehrten Pflanzen oder ex situ vermehrtem Saatgut können Schutzmaßnahmen von Populationen am natürlichen Standort unterstützt, Wiederansiedlungen an neuen Standorten durchgeführt und im Extremfall die endgültige Ausrottung von Arten verhindert werden. So haben immer mehr Botanische Gärten in Mitteleuropa in den letzten Jahren die Aufgabe übernommen, heimische Pflanzenarten zu kultivieren oder Samen in Genbanken einzulagern. Botanische Gärten halten mit diesen Lebenssammlungen wertvolle genetische Ressourcen für Artenschutz und Forschung bereit und leisten damit einen wichtigen Beitrag zum Erhalt pflanzlicher Biodiversität.

Einleitung

Der Ansatz, Wildarten zu Schutzzwecken außerhalb des natürlichen Standortes („ex situ“) in menschliche Obhut zu nehmen, ist im zoologischen Artenschutz für Wirbeltiere seit über hundert Jahren bekannt und wird seit Jahrzehnten erfolgreich praktiziert. Für Wildpflanzenarten wird diese Möglichkeit bisher vergleichsweise wenig genutzt, obwohl im Vergleich zur aufwändigen Tierhaltung im Zoo und die Wiederansiedlung aus Tieren aus der Gefangenschaft die Kultivierung gefährdeter Pflanzenarten im Garten, die anschließende Ansiedlung an Naturstandorten („in situ“) und mehr noch die Langzeitlagerung von Saatgut in Saatgut- oder Genbanken vergleichsweise kostengünstig sind.

International geführte Diskussionen über Ex-situ-Aktivitäten der Botanischen Gärten nahmen 1975 mit der Conference on Threatened Plants ihren Anfang. Sie wurden u. a. 1985 auf dem 1st International Botanic Gardens Conservation Congress in Las Palmas de Gran Canaria, 1987 mit der Gründung des globalen Netzwerkes BGCI (Botanic Gardens Conservation International), 1989 mit der Botanic Gardens Conservation Strategy, 1997 auf der EuroGard 97 und 1999 mit der Gran Canaria Declaration fortgeführt und mündeten schließlich 2002 in die Formulierung der GSPC (Global Strategie for Plant Conservation) als Bestandteil der CBD. Ex-situ-Maßnahmen für gefährdete Pflanzenarten sind damit auch für Deutschland völkerrechtlich verbindliche Pflicht geworden.

In Deutschland fordern Wissenschaftler seit über vierzig Jahren ein Engagement Deutschlands in diesem Bereich (SCHULTZE-MOTEL 1970, SCHMIDT 1981, HURKA 1994). Doch erst mit der Gründung von Genbanken für Wildpflanzen durch einige engagierte botanische Gärten (1987 Brassicaceen-Genbank und 2003 Loki-Schmidt-Genbank am Botanischen Garten Osnabrück, 1992 Samenbank Thüringer Wildpflanzen am Botanischen Garten Jena, 1995 Dahlemer Saatgutbank für Wildpflanzen am Botanischen Garten Berlin-Dahlem) sowie der Arbeitsgruppe „Erhaltungskulturen“ des Verbandes der Botanischen Gärten (2004, <http://www.ex-situ-erhaltung.de/>) wurde auch in Deutschland an die bereits weltweit bestehenden Aktivitäten angeknüpft. Derzeit gibt es in Deutschland vier Botanische Gärten, die aktive Genbanken füh-

ren. 33 Botanische Gärten und 13 Schutzgärten pflegen und vermehren seltene und gefährdete Arten in Erhaltungskulturen. Die zahlreichen erfolgreichen Populationsstützungen und Wiederausbringungsmaßnahmen in ganz Deutschland (s. Zusammenstellung in BURKART 2013) und der anhaltende drastische Verlust pflanzlicher Biodiversität haben dazu beigetragen, dass mittlerweile Ex-situ-Maßnahmen als unumgänglich anerkannt sind eine zunehmend wichtige Rolle im Naturschutz spielen. Im Folgenden sollen daher kurz die Ziele und Methoden von Saatgutbanken für Wildpflanzen und für Erhaltungskulturen dargestellt und aktuelle deutschlandweite Projekte vorgestellt werden.

Saatgutbanken

Unter herkömmlichen Raumbedingungen haben Pflanzensamen eine mehr oder weniger begrenzte Lagerfähigkeit. In Gen- oder Saatgutbanken werden mit vergleichsweise einfacher Technik, nämlich fachgerechter Trocknung und Kühlung, die Stoffwechselprozesse und damit die Alterung der Samen auf ein Minimum reduziert. Damit können Samen, Früchte und Sporen der meisten Pflanzenarten für Jahrzehnte oder Jahrhunderte gelagert werden, ohne ihre Keimfähigkeit zu verlieren.

Die erste Saatgutbank wurde vor über hundert Jahren angesichts der zur Zeit der Industrialisierung schon damals massiv schwindenden Sortenvielfalt von Nutzpflanzen von dem russischen Botaniker Nikolaj Iwanovič Vavilov in St. Petersburg aufgebaut, um die genetische Vielfalt von Nutzpflanzen zu sichern. Genbanken für Wildpflanzen sind vergleichsweise jung. Die älteste europäische Genbank für Wildpflanzen ist die 1971 von César Gómez-Campo gegründete Banco de Semillas der Universidad Politécnica de Madrid. Die meisten Genbanken für Wildpflanzen in Europa sind Einrichtungen von Botanischen Gärten, die zusammen mit ihren Erhaltungskulturen eine wichtige Rolle zum Ex situ-Erhalt gefährdeter Pflanzenarten übernehmen (HEYWOOD 1999) und mit diesen Lebenssammlungen wertvolle genetische Ressourcen nicht nur für den Artenschutz, sondern auch für wissenschaftliche Untersuchungen bereithalten.

Nicht alle Pflanzensamen eignen sich in gleichem Maße für eine Langzeitlagerung unter den trockenen tiefkühlen Bedingungen einer Saatgutbank. Für die Langzeitlagerung müssen die Samen in hohem Maße austrocknungsresistent („orthodox“) sein. Dies trifft in der Regel auf Samen von Arten trockener und wechselfeuchter Standorte zu. Pflanzen feuchter oder nasser Standorte haben zuweilen Samen, die nicht austrocknungsresistent („recalcitrant“) sind (s. Überblick MSBP Technical Information Sheets, http://www.kew.org/msbp/scitech/publications/info_sheets.htm), und von den Samen einiger hochalpiner Arten ist bekannt, dass sie unter den Bedingungen in einer Saatgutbank vergleichsweise kurzlebig sind (MONDONI 2011). Genbanken, in denen diese Arten konserviert werden, müssen deutliche aufwändigere Methoden wie In-vitro-Kultur oder Kryokonservierung anwenden, auf die hier aber nicht eingegangen werden kann.

Techniken der Saatgutbanken

In Saatgutbanken für Wildpflanzen soll die genetische Vielfalt von Arten repräsentativ gesichert werden. Dies geschieht mit über die gesamte geographische und ökologische Amplitude einer Art gesammelten Proben. Die wissenschaftlichen Grundlagen hierfür werden seit drei Jahrzehnten intensiv diskutiert und fanden in Empfehlungen und Richtlinien für die Arbeit in Genbanken für Wildpflanzen (u. a. FALK & HOLSINGER 1991, GUARINO, et al. 1995, SMITH et al. 2003) ihren Eingang. Die Genbanken der deutschen botanischen Gärten arbeiten nach den Richtlinien des European Native Seed Conservation Network (ENSCONET), das Standards für die Sammlung, Aufbereitung und Lagerung von Wildpflanzen in Genbanken erarbeitet hat (<http://ensconet.maich.gr/download.htm>).

Um genetisch repräsentative und hochwertige Proben in die Genbanken einlagern zu können, sind genaue Artenkenntnis, sehr gute Kenntnisse der Ökologie, der Verbreitung und der Frucht- und Samenbiologie der Arten, eine detaillierte Vorbereitung, eine sorgfältige Geländearbeit sowie die Zusammenarbeit mit den zuständigen Behörden notwendig. Die Sammlung der Diasporen erfolgt optimal am oder kurz vor dem Zeitpunkt der natürlichen Ausbreitung. Erfolgt die Fruchtreife einer Art über einen längeren Zeitraum, wird nach Möglichkeit die Population mehrmals innerhalb einer Vegetationsperiode beerntet.

Die Samen bzw. Diaporen werden schon im Gelände auf Schädlingsbefall und Taubheit hin kontrolliert. Die Aufsammlung sollte Saatgut von mind. 50, besser von 200 Individuen umfassen, Die Sammlung erfolgt nach dem Zufallsprinzip, wobei darauf geachtet wird, dass alle Phänotypen gleichmäßig erfasst werden. In großen Populationen in einer einheitlichen Landschaft ist es häufig einfacher, systematisch in regelmäßigen Abständen zu sammeln.

Aus Naturschutzgründen dürfen nur max. 20 % der am Erntetag verfügbaren reifen Samen einer Population gesammelt werden. Die optimale Erntemenge umfasst 5.000 Korn, damit genügend Material für die Basissammlung in der Saatgutbank, für die Anfertigung von Duplikaten, für regelmäßige Keimungstests sowie für die Nutzung der Samen zur Verfügung steht. Bei kleinen Populationen und bei Arten mit geringem Samenansatz ist es häufig nicht möglich, diese Mengen zu sammeln. Vor der Verwendung des Saatgutes für Artenschutzmaßnahmen sind dann evtl. Vermehrungskulturen (s. u.) zur weiteren Saatgutgewinnung sinnvoll.

Von besonderer Bedeutung für die optimale Nutzung der Samen und die Bearbeitung vielfältiger wissenschaftlicher Fragestellungen ist eine objektive und nach Jahrzehnten noch nachvollziehbare Dokumentation von Fundort und Standort. Deshalb werden zahlreiche geographische und ökologische Parameter sowie ferner umfassende Angaben zur Situation der Population erfasst. Zu jeder Saatgutaufsammlung werden Herbarbelege gesammelt, um die Bestimmung der gesammelten Art ggf. überprüfen zu können.

Vor der Einlagerung in die Saatgutbank wird das Saatgut in einer Klimakammer mit ca. 15 % rel. Luftfeuchte und 15° C vorgetrocknet und anschließend gereinigt. Die Reinigung erfolgt in Genbanken für Wildpflanzen aufgrund der kleinen, z. T. kleinsten Saatgutmengen und der z. T. auch in einer Population schwankenden Samengrößen überwiegend manuell. Nach der Ermittlung verschiedener Daten (z. B. Erntemenge, Tausendkorngewicht, Restfeuchte des Samens) wird das Saatgut mit Hilfe von Silicagel auf eine Restfeuchte von 3-8 % ultratrocknet, in geeignete hermetisch abgedichtete Gefäße gefüllt und unter trockenen Tiefkühlbedingungen aufbewahrt. Sollen die Samen nur kurz- bis mittelfristig gelagert werden, wie z. B. die für den Samentausch der Botanischen Gärten vorgesehenen Proben (Index Seminum), empfiehlt sich eine Lagerung des Saatgutes in Trockenkammern mit niedriger Luftfeuchte und kühlen Temperaturen zwischen 0°C und 15°C. Regelmäßige Keimungstests geben über die Vitalität des Saatgutes Auskunft.

Verwendung des Saatgutes

Das Saatgut von Wildpflanzen der Genbanken für Wildpflanzen steht für Artenschutzprojekte wie der Anlage von Erhaltungs- und Vermehrungskulturen, für Populationsstützungen und für Wiederansiedlungen zur Verfügung. Ferner können Botanische Gärten und Universitäten das Material für Forschungszwecke anfordern. Dadurch wird ggf. der wiederholte Sammeldruck von empfindlichen Populationen genommen und die Durchführung von Studien über seltene und gefährdete Arten erheblich erleichtert. Die Abgabe von Saatgut aus Botanischen Gärten für kommerzielle Zwecke wie Züchtungsprogrammen, der Produktion von Regiosaatgut oder biotechnologischer Forschung ist in der Regel nicht vorgesehen. Die Botanischen Gärten Deutschlands richten sich nach dem gemeinsamen Verhaltenskodex IPEN, der den Verpflichtungen der CBD hinsichtlich des gerechten Vorteilsausgleichs der Nutzung genetischer Ressourcen (Artikel 15 CBD) entspricht. Eine Abgabe von Samen für kommerzielle Nutzungen kann daher nur im Rahmen eigens für diesen Zweck etablierter Projekte wie der Genbank für Wildpflanzen für Landwirtschaft und Ernährung (s. u.), gemäß den Richtlinien des „International Treaty on Plant Genetic Resources for Food and Agriculture (ITPGR)“ (FAO 2001) und – so es sich um geschützte Arten oder um Material aus Schutzgebieten handelt - mit Zustimmung der jeweils zuständigen Behörden erfolgen.

Erhaltungskulturen

Erhaltungskulturen dienen der Anzucht und Vermehrung von seltenen und gefährdeten Wildpflanzen. Meist handelt es sich um Kulturen mit dem Ziel, Populationen am natürlichen Standort zu stützen oder neue Populationen an geeigneten Standorten zu gründen. Sind von Arten mit ausschließlich vegetativer

Vermehrung die natürlichen Standorte zerstört, können Ex-situ-Kulturen die einzige Rettung vor dem Aussterben sein.

Die Anlage und Pflege von Erhaltungs- und Vermehrungskulturen für Wildpflanzen bedarf besonderer Achtsamkeit. Die Anforderungen an Erhaltungskulturen sind naturgemäß artspezifisch und können sehr unterschiedlich sein. Unerwünschte Einkreuzungen anderer Populationen oder Arten, genetische Erosion durch gärtnerische Selektion, Verlust spezifischer lokaler Anpassungen oder unerwünschte Anpassungen einer Population an künstliche Standortbedingungen müssen so weit wie möglich verhindert werden. Die genetischen Veränderungen, die bei der Kultivierung von Wildarten in gärtnerischer Obhut auftreten können, sind allerdings bisher nur unzureichend bekannt. So können spezifische Kulturbedingungen bei kurzlebigen Arten in relativ kurzer Zeit Veränderungen bzw. Verlust der Dormanz bewirken (ENBLIN et al. 2010). Eine zu geringe Anzahl kultivierter Pflanzen führt bei offener Bestäubung zu einer deutlichen genetischen Verarmung von Gartenpopulationen (LAUTERBACH et al. 2010).

Allgemein anerkannte Richtlinien für Erhaltungskulturen von Wildpflanzen - ähnlich den ENSCONET-Standards für Wildpflanzen-Genbanken - fehlen bisher. Daher hat die AG „Erhaltungskulturen“ des Verbandes der Botanischen Gärten als Grundlage ihrer Arbeit erste Mindestkriterien für Erhaltungskulturen formuliert und Qualitätsstufen für Erhaltungskulturen (1 - vegetative Kultur, 2 - Kultur mit generativer Vermehrung und 3- Kultur mit generativer Vermehrung und genetischer Kontrolle) festgelegt. Allerdings wird es erst auf Grundlage umfassender Studien möglich sein, wissenschaftlich fundierte und für einen großen Teil der gefährdeten Pflanzenarten Mitteleuropas geltende Richtlinien und Standards für Erhaltungskulturen von Wildpflanzen in botanischen Gärten zu erarbeiten. Die ersten dieser Studien werden derzeit von verschiedenen Botanischen Gärten und Forschungsinstituten durchgeführt.

Deutschlandweite Verbundprojekte im Bereich Saatgutbanken für Wildpflanzen und Erhaltungskulturen

Die Notwendigkeit von Ex-situ-Maßnahmen für Wildpflanzen hat erst in den vergangenen Jahren eine breite Akzeptanz im Naturschutz erfahren. Daher war es bis in die letzte Zeit unmöglich oder zumindest äußerst schwierig, für umfassende Ex-situ-Projekte eine adäquate Förderung zu erhalten. Als erste größte Maßnahme wurde 2009-2013 das Modell- und Demonstrationsvorhaben „Genbank für Wildpflanzen für Ernährung und Landwirtschaft (WEL)“ als Netzwerk der Botanischen Gärten Berlin, Karlsruhe, Osnabrück und Regensburg sowie der PH Karlsruhe (www.genbank-wel.de) von der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung gefördert. In diesem Projekt wurde deutschlandweit das Saatgut von rund 300 Zielarten gesammelt und in die beteiligten Saatgutbanken eingelagert. Die Zielartenliste des WEL-Projektes umfasst in Deutschland heimische Nutzpflanzen sowie deren wild vorkommende Verwandten, die für Landwirtschaft und Ernährung eine wichtige Rolle spielen.

Seit Mitte 2013 wird im Rahmen des „Bundesprogrammes Biologische Vielfalt“ vom Bundesamt für Naturschutz das Verbundprojekt „Wildpflanzenschutz in Deutschland (WIPS)“ gefördert. Der Fokus dieses Projektes liegt auf der deutschlandweiten Sicherung der genetischen Vielfalt von 15 Arten („Verantwortungsarten“ im Bundesprogramm Biologische Vielfalt, <http://www.biologischevielfalt.de/verantwortungsarten.html>). Beteiligt an diesem Verbundprojekt sind die Partnern des WEL-Genbank-Projektes und der Botanische Garten Potsdam mit seinem Schwerpunkt „Erhaltungskulturen“. Ziel des WIPS-Projektes ist, von möglichst vielen geographisch und genetisch repräsentativen Populationen der „Verantwortungsarten“ Saatgut bzw. Sporen zu sammeln und einzulagern. Zusätzlich werden von ausgewählten Populationen Erhaltungs- und Vermehrungskulturen angelegt, um mit dem gewonnenen Material an geeigneten Standorten Populationsstützungen, Wieder- oder Neuansiedlungsmaßnahmen durchzuführen. Die Sammlung des Saatgutes, die Auswahl der Populationen für die Vermehrungskulturen sowie die Wiederansiedlungsmaßnahmen erfolgen in enger Zusammenarbeit mit den jeweiligen Behörden und Gebietsbetreuern vor Ort und unter Berücksichtigung der bisherigen Erfahrungen aus vergleichbaren Maßnahmen.

Komplementär zu dem „WIPS“-Projekt fördert das Bundesamt für Naturschutz das F&E-Vorhaben „Integration von Ex-situ- und In-situ-Maßnahmen zur Erhaltung gefährdeter Blütenpflanzen in Deutschland – ein Modellvorhaben zur Umsetzung der Global Strategy for Plant Conservation (GSPC)“, das am Botanischen Garten und Botanischen Museum Berlin-Dahlem die genetische Struktur ausgewählter „Verantwortungsarten“ in Mitteleuropa untersucht und daraus populationsgenetische Empfehlungen für Ex-situ- und Wiederausbringungsmaßnahmen ableitet.

Ausblick und Empfehlungen

- Für wirksame und nachhaltige Ex-situ-Maßnahmen zum Schutz der heimischen pflanzlichen Biodiversität ist eine intensive Zusammenarbeit von allen Akteuren – Behörden, Universitäten, Naturschutzorganisationen – über die Grenzen der Bundesländer hinweg unabdingbar notwendig. Angesichts der bereits zahlreich erfolgten regionalen botanischen Artenhilfsprogramme, Wiederansiedlungen und Populationsstützungen wird eine stärkere Vernetzung den Austausch von Erfahrungen und die Abstimmung und Verteilung von Aufgaben erleichtern.
- Weder Gen- oder Saatgutbanken noch Erhaltungs- und Vermehrungskulturen allein können den Verlust der pflanzlichen Biodiversität aufhalten. Für wild vorkommende Pflanzen muss der Artenschutz in situ, also am natürlichen Wuchsort, oberste Priorität behalten, da Ökosysteme in ihrer Komplexität an Makro- und Mikroorganismen nicht ex situ erhalten werden können. Ex-situ-Maßnahmen sind jedoch ein inzwischen unverzichtbares Mittel, um Artenschutzbemühungen in situ zu ergänzen und damit in Ergänzung zu Schutz der Lebensräume der endgültigen Ausrottung von Pflanzenarten entgegenzuwirken. So muss die Sicherung von Saatgut von Wildpflanzen in Saatgutbanken in Zukunft eine größere Rolle spielen. In vielen Projekten wird Saatgut gesammelt und nur zum Teil genutzt. Um solches Saatgut für Maßnahmen im Biotop- und Artenschutz, aber auch für die Forschung nachhaltig zu sichern, sollte bei der Planung bzw. Bewilligung von Projekten die Einlagerung von nicht genutztem Saatgut in Saatgutbanken von vornherein festgeschrieben werden.
- Eine zielgerichtete Unterstützung von Arten und Populationen durch Ex-situ-Maßnahmen wird durch die Kenntnis der genetischen Zusammenhänge in und zwischen den Populationen erleichtert. Der rasante technische Fortschritt erlaubt inzwischen, immer kostengünstiger genetische Analysen mit großen Probenmengen durchzuführen. Populationsgenetische Analysen auf molekularer Ebene können in Verbindung mit Studien wichtiger morphologischer und physiologischer Fitnessparameter wertvolle Grundlagen für erfolgreiche Ex-situ Maßnahmen liefern.
- Die Botanischen Gärten in Deutschlands sind sich zunehmend ihrer Verantwortung für den Erhalt der heimischen pflanzlichen Vielfalt bewusst. Sie errichten aber nicht nur Genbanken oder legen Erhaltungskulturen, sondern spielen aufgrund ihrer Tradition, ihrer Expertise und ihres Ansehens in der Bevölkerung eine zunehmend wichtige Rolle in der Bewusstseinsbildung für den Arten- und Naturschutz. Botanische Gärten können darüber hinaus mit der Einbindung von Ehrenamtlichen in die Arbeiten der Saatgutbanken und Erhaltungskulturen interessierten Bürgerinnen und Bürgern hervorragende Möglichkeiten für praktische Tätigkeiten im Artenschutz bieten.

Literatur

- BURKART, M. (2013): Portal für Erhaltungskulturen einheimischer Wildpflanzen. <http://www.ex-situ-erhaltung.de>.
- ENBLIN, A., SANDNER, T., & MATTHIES, D. (2010): Consequences of *ex situ* cultivation of plants: Genetic diversity, fitness and adaptation of the monocarpic *Cynoglossum officinale* L. in botanic gardens. - *Biological Conservation* 144: 272-278

- FALK, D.A. & HOLSINGER, K.E. (Eds.) (1991): Genetics and Conservation of Rare Plants. -. New York (Oxford University Press): 225-237
- GUARINO, L., RAMANTHA RAO, V. & REID, R. (1995): Collecting plant genetic diversity. – Wallingford (CABI Publishing)
- HURKA, H. (1994): Conservation genetics and the role of botanical gardens. - In: Loeschke, V.; Tomiuk, J. & Jain, S.K.: Conservation Genetics. – Basel: 371-380
- HURKA, H. (2000): Die Rolle der Botanischen Gärten bei der Erhaltung der pflanzengenetischen Vielfalt. - Schriftenreihe für Vegetationskunde 32: 101-110
- 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 168:64-75
- SCHULTZE-MOTEL, W. (1970): Gedanken über zukünftige Aufgaben der Botanischen Gärten. - Taxon 19: 55-58
- SMITH, R.D., DICKIE, J.B., LININGTON, S.H., PRITCHARD, H.W. & PROBERT, R.J.(Eds.) (2003): Seed conservation: turning science into practice. – Kew (Royal Botanic Gardens)

Dr. Elke Zippel
Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin-Dahlem
Königin-Luise-Straße 6-8
14195 Berlin
e.zippel@bgbm.org

Die Bewirtschaftung genetischer Ressourcen des Meeresbodens jenseits der Grenzen nationaler Hoheitsgewalt

MATTHIAS J. ANNWEILER

Schlagworte: Genetische Ressourcen; jenseits nationaler Hoheitsgewalt; Hydrothermalquellen; Gemeinsames Erbe der Menschheit

Mehr als 50 % des von den Ozeanen bedeckten Meeresbodens liegen jenseits der Grenzen nationaler Hoheitsgewalt. Dieses sog. „Gebiet“ („The Area“) zeichnet sich durch seine besonderen, mitunter lebensfeindlichen Umweltbedingungen aus. In bis zu 11.000 Metern Tiefe herrschen Temperaturen von minus 1 bis plus 4 Grad Celsius, ein Wasserdruck von bis zu 1.000 bar, absolute Dunkelheit und Toxizität. Bis in die 1970er Jahre ist man davon ausgegangen, dass aufgrund dieser unwirtlichen Bedingungen, insbesondere, da Photosynthese in Ermangelung von Sonnenlicht nicht möglich ist, auf dem Meeresboden überhaupt kein Leben möglich sei. Erst im Jahr 1977 entdecken Wissenschaftler in mehreren tausend Meter Tiefe lebende Organismen in Form von Würmern, Schnecken, Krebsen und Muscheln. Diese Kleinstlebewesen ernähren sich von Bakterien und Archaeen, welche Energie durch sog. „Chemosynthese“ auch in völliger Dunkelheit gewinnen können. Die Bakterien bilden damit die Basis der auf dem Meeresboden beheimateten Ökosysteme.

Derartige Ökosysteme sind bislang nur an wenigen Stellen des Meeresbodens, namentlich an sog. „Hydrothermalquellen“ oder sog. „kalten Quellen“ entdeckt worden. Das sind durch die tektonische Plattenbewegung entstandene Öffnungen der Erdkruste, aus denen bis zu 400 Grad Celsius heißes Wasser auströmt und auf seinem Weg Methangas, Schwefelwasserstoff und andere anorganische Substanzen an die Erdoberfläche befördert. Diese Substanzen dienen den dortigen Bakterien wiederum als „Nahrung“, so dass Ökosysteme von enormer biologischer Vielfalt um diese Quellen herum entstehen können.

Was macht die genetischen Ressourcen so wertvoll?

Auch wenn man bislang nur einen Bruchteil der biologischen Vielfalt des Meeresbodens überhaupt entdeckt hat, so sind sich Forscher und Wissenschaftler einig, dass die Dichte und Größe dieser Vielfalt einen Vergleich etwa mit jener der tropischen Regenwälder nicht zu scheuen braucht. Aufgrund ihrer besonderen Eigenschaften werden die dortigen Organismen auch „Extremophile“ genannt, da sie in der Lage sind, sich den extremen Umwelteinflüssen anzupassen. Diese Eigenschaften machen die in den Bakterien und Kleinstlebewesen enthaltenen Erbinformationen zu begehrenswerten Objekten für Wissenschaft und Wirtschaft.

Die Wissenschaft verspricht sich von diesen genetischen Ressourcen nicht weniger, als dass dadurch Theorien hinsichtlich des Ursprungs irdischen Lebens bewiesen werden können.

Die Wirtschaft hingegen erwartet aufgrund wissenschaftlicher Erkenntnisse und infolge der besonderen Eigenschaften der genetischen Ressourcen des Meeresbodens deren kommerzielle Umsetzung auf den Gebieten der Biotechnologie, Medizin, in der Pharma- und Kosmetikindustrie sowie der Landwirtschaft. Im Bereich der Medizin sollen die einzigartigen Strukturen der Bakterien die Entwicklung wirksamerer Impfstoffe und Antibiotika ermöglichen und gar Fortschritte in der Onkologie und der Bekämpfung von HIV und AIDS bewirken.¹ Den genetischen Ressourcen des Meeresbodens wird ein 100 %ig höheres Po-

¹ ZEWERS, K.E., Bright Future for Marine Genetic Resources, Bleak Future for Settlement of Ownership Rights: Reflections on the United Nations Law of the Sea Consultative Process on Marine Genetic Resources, 5 Loyola University Chicago International Law Review 2, 2007-2008, S. 151 (152 f.).

tential zur Heilung von Krebs zugetraut, als vergleichbaren Organismen auf dem Land.² Die Kosmetikindustrie nutzt die Temperaturunempfindlichkeit der Organismen bereits zur Herstellung besonderer Produkte. Der Vertrieb einer Creme gegen Hautreizungen beispielsweise, bringt dem herstellenden Pharmakonzern jährlich mehrere Millionen US-Dollar ein.³ Das wirtschaftliche Potential infolge der Patentierung neuartiger Verfahren wird auf bis zu 3 Milliarden US-Dollar jährlich geschätzt.⁴

Es verwundert daher kaum, dass die Frage, wem die genetischen Ressourcen des Meeresbodens gehören bzw. wer Zugang dazu erhält und deren Abbau betreiben darf, unter den Staaten und in der Völkerrechtslehre unterschiedlich beantwortet wird.

Uneinigkeit in der Staatengemeinschaft hinsichtlich der Anwendbarkeit völkerrechtlicher Regeln

Die vorhandenen völkerrechtlichen Regelungen werden in Bezug auf die Bewirtschaftung von genetischen Ressourcen jenseits der Grenzen nationaler Hoheitsgewalt nicht einheitlich interpretiert. Dies liegt zu einem erheblichen Maße daran, dass es keinen völkerrechtlichen Vertrag gibt, der die genetischen Ressourcen des Meeresbodens oder allgemein die lebenden Ressourcen jenseits der Grenzen nationaler Hoheitsgewalt direkt adressiert. Das vorhandene Regelwerk muss daher ausgelegt werden, um herauszufinden, ob eine Anwendbarkeit der einzelnen Regime überhaupt anwendbar ist.

Da es sich bei den jenseits nationaler Hoheitsgewalt gelegenen Gebieten der Erde grundsätzlich um die mit Wasser bedeckte Erdoberfläche handelt, drängt sich zunächst die Frage nach der Anwendbarkeit des Internationalen Seerechts auf. Dessen bedeutendste multilaterale Vertragswerke bilden die vier Genfer Seerechtsübereinkommen von 1958 sowie das Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen von 1982 (SRÜ).

Das Genfer Übereinkommen über die Fischerei und die Erhaltung der lebenden Ressourcen der Hohen See (Convention on Fishing and Conservation of the Living Resources of the High Seas, CFCLR) wurde zwar bereits im Jahre 1958, mithin fast zwanzig Jahre vor Entdeckung der lebenden Ressourcen des Meeresbodens, verhandelt und zur Unterschrift freigegeben. Dennoch werden darin allgemein die lebenden Ressourcen der Hohen See den sog. „Freiheiten der Hohen See“ unterworfen. Da die Hohe See – nach dem Willen der Schöpfer des Vertrages – neben der jenseits des Küstenmeeres gelegenen Wassersäule auch den Meeresboden jenseits des Festlandssockels, folglich das gesamte Gebiet jenseits nationaler Hoheitsgewalt umfasste, wurde dieses Gebiet als *res communis omnium* angesehen.⁵ D. h., niemand darf sich Teile dieses Gebiets aneignen, aber die Bewirtschaftung der darin belegenden Ressourcen steht jedermann frei, sodass diese Ansicht letztlich sprichwörtlich auf den Grundsatz, „wer zuerst kommt, mahlt zuerst“, hinausläuft.

Nachdem im Laufe der 1960er Jahre ernsthaft über eine Bewirtschaftung des Meeresbodens nachgedacht wurde, waren dort seit der Challenger-Expedition im Jahre 1873 nur mineralische Ressourcen, sog. „Manganknollen“, bekannt.⁶ Diese enthalten wichtige Elemente, wie etwa Kupfer, Kobalt, Zink und Nickel und deren Ausbeutung sollte nach den Vorstellungen der Industrienationen alsbald erfolgen. Schließlich befanden sich der Westen und die Staaten des Warschauer Paktes im Kalten Krieg, der eine stetige Aufrüstung der Protagonisten und damit eine große Menge an Metallen, Erzen und Öl bedurfte. Diesem vermeintlich unmittelbar bevorstehenden Tiefseebergbau standen insbesondere die Entwicklungsländer mit Skepsis und Ablehnung gegenüber: Da die Länder der Dritten Welt, vornehmlich solche in Afrika

² A. a. O., S. 151.

³ MILSTEIN, M., *Yellowstone Managers Eye Profits From Hot Microbes*, 264 *Science*, 1994, S. 655.

⁴ GLOWKA, L., *The Deepest of Ironies: Genetic Resources, Marine Scientific Research, and the Area*, 12 *Ocean Y. B.*, 1996, S. 154 (160).

⁵ O'CONNELL, D.P., *The International Law of the Sea*, Oxford, 1982, Band 2/2, S. 793 f.

⁶ CHURCHILL, R.R. / LOWE, A.V., *The Law of the Sea*, 3. Auflage, Yonkers / Manchester, 1999, S. 223.

und Südamerika, große Rohstoffquellen beheimateten, befürchteten sie einen starken Verfall der Rohstoffpreise zu ihren Lasten. Daher entschloss man sich im Rahmen der dritten Seerechtskonferenz (UNCLOS III) nach einer mittlerweile berühmten Ansprache des maltesischen Diplomaten Arvid Pardo vor der Generalversammlung der Vereinten Nationen im Jahre 1967, ein eigenes Regime für den Meeresboden und seine Ressourcen zu erschaffen. Danach sollte das sog. „Gebiet“ und seine mineralischen Ressourcen dem Grundsatz vom gemeinsamen Erbe der Menschheit (Common Heritage of Mankind, CHM) unterworfen und den Freiheiten der Hohen See entzogen werden. Als die Vertreter der Staaten das Gebietsregime aushandelten, war von einer biologischen Vielfalt an den Hydrothermalquellen der Tiefsee noch nichts bekannt. Daher nimmt das im SRÜ kodifizierte CHM-Prinzip ausschließlich auf mineralische, nicht-lebende Ressourcen des Meeresbodens jenseits der Grenzen nationaler Hoheitsgewalt Bezug. Der Wortlaut von Artikel 136 i.V.m. Artikel 133 *lit. a)* SRÜ ist insoweit eindeutig: Das Gebiet und seine *mineralischen* Ressourcen sind das gemeinsame Erbe der Menschheit. Ironischerweise sind es entgegen der Befürchtung der Entwicklungsländer, aber gerade die lebenden Ressourcen jenseits nationaler Hoheitsgewalt, die ökonomisch sinnvoll bewirtschaftet werden können, denn der große Ansturm auf Manganknollen ist bislang ausgeblieben.⁷

Nachdem das neuerlich eingeführte Gebietsregime keine Anwendung auf die genetischen Ressourcen des Meeresbodens findet, könnte – wie zuvor – das Regime der Hohen See einschlägig sein. Dieser Ansatz begegnet jedoch grundsätzlichen Bedenken, da man mit dem Gebietsregime grundsätzlich eine Trennung des Meeresbodens und des Meeresuntergrunds von der darüber liegenden Wassersäule beabsichtigte. Dagegen wird argumentiert, dass jenes nur insoweit Anwendung finden solle, wie es die Ressourcen im Gebiet zu erfassen vermag.⁸ Da genetische Ressourcen nicht erfasst würden, unterfielen diese den in Artikel 87 SRÜ nicht abschließend aufgezählten Freiheiten der Hohen See. Selbst wenn man diesen Ansatz befürwortete, so würde das Regime der Hohen See zwar den Zugang aufgrund des o.g. Sprichworts erlauben. Allerdings werden keine Regelungen zur nachhaltigen Bewirtschaftung oder gerechten Nutzungsverteilung getroffen. Damit bleiben die Vorschriften des SRÜ auch im Falle ihrer Anwendbarkeit unbefriedigend.

Bezug zur Konvention über die Biologische Vielfalt

Die Konvention über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity, CBD) gehört mit 193 Vertragsparteien zu den mitgliederstärksten völkerrechtlichen Verträgen überhaupt. Gleichwohl haben etwa die Vereinigten Staaten bislang von einer Ratifikation abgesehen. Die CBD nimmt im Gegensatz zu den Vertragswerken des internationalen Seerechts explizit auf genetische Ressourcen Bezug und stellt ein darauf bezogenes Zugangs- und Nutzungsregime (sog. „Access- and Benefit-Sharing“-System, ABS-System) bereit. Dabei konzentriert sich die CBD jedoch im Wesentlichen auf die genetischen Ressourcen innerhalb eines Hoheitsgebiets. Das CHM-Prinzip findet keine Erwähnung. Stattdessen beschränkt sich die Präambel der CBD darauf, die Erhaltung der biologischen Vielfalt per se als „gemeinsames Anliegen der Menschheit“ („common concern of humankind“) zu bestätigen. Ein Konnex zu den Gebieten jenseits der Grenzen nationaler Hoheitsgewalt wird nur durch Artikel 4 *lit. b)* CBD hergestellt, der „Verfahren und Tätigkeiten“ auch insoweit dem Anwendungsbereich der Konvention unterstellt, wie diese unter der „Hoheitsgewalt oder Kontrolle“ eines Vertragsstaates ausgeübt werden. Welche Gebiete jenseits des direkten Anwendungsbereichs der CBD liegen und wo diese hinsichtlich Verfahren und Tätigkeiten Anwendung findet bestimmt wiederum das Internationale Seerecht. Dies bedeutet zum Einen, dass der Meeresboden jenseits des Festlandsockels, welcher sich teilweise weiter als 350 Seemeilen ab der normalen Basislinie (*i.e.* die Niedrigwasserlinie entlang der Küste) bzw. den geraden Basislinien der Küstenstaaten erstreckt, damit auch jenseits nationaler Hoheitsgewalt liegt. Zum anderen üben die Staaten unter deren

⁷ GLOWKA, L., *The Deepest of Ironies: Genetic Resources, Marine Scientific Research, and the Area*, 12 *Ocean Y. B.*, 1996, S. 154 (155).

⁸ PROELB, A., *Die Bewirtschaftung der genetischen Ressourcen des Tiefseebodens - Ein neues Seerechtsproblem?*, *Natur und Recht*, 2007, S. 650 (654).

Flagge ein Schiff fährt, die ausschließliche Hoheitsgewalt über das jeweilige Schiff aus. Damit fällt den Flaggenstaaten – soweit sie Vertragspartei der CBD sind – grundsätzlich die Aufgabe zu, hinsichtlich der von ihren Schiffen ausgehenden Verfahren und Tätigkeiten, deren Konformität mit den Vorschriften der CBD zu gewährleisten. Doch auch wenn etwa in Artikel 15 CBD eine umfassende Zugangsregelung zu genetischen Ressourcen etabliert wird, wird bei dessen Lektüre deutlich, dass Ausgangspunkt der Überlegungen stets „souveräne Rechte der Staaten in Bezug auf ihre natürlichen Ressourcen“ sind. Jeglicher Raum jenseits der Grenzen nationaler Hoheitsgewalt ist jedoch sowohl völkervertraglich, als auch völkergewohnheitsrechtlich der Aneignung durch einen Staat entzogen. Souveräne Rechte haben dort folglich keinen Raum.

Die CBD findet damit direkt keine Anwendung auf die genetischen Ressourcen des Meeresbodens jenseits der Grenzen nationaler Hoheitsgewalt, sondern kann den Vertragsstaaten nur die indirekte Kontrolle der durch ihre Staatsbürger oder Unternehmen durchgeführten Tätigkeiten auferlegen.⁹ Dadurch werden zwar einerseits diejenigen Vorschriften der CBD, welche Souveränität eines Staates voraussetzen ausgeschlossen. Andererseits können die Grundsätze der CBD jedoch auch auf dem Meeresboden jenseits nationaler Hoheitsgewalt durch entsprechende Regelungen des Flaggenstaates Geltung beanspruchen. Soweit also die Ausübung souveräner Rechte nicht erforderlich ist, muss der Flaggenstaat auch bei der Bewirtschaftung von genetischen Ressourcen im Gebiet Konformität mit den Zielen aus Artikel 1 CBD oder der Präambel sicherstellen. Die Erhaltung der biologischen Vielfalt durch die nachhaltige Nutzung ihrer Bestandteile und die ausgewogene und gerechte Aufteilung der sich aus der Nutzung der genetischen Ressourcen ergebenden Vorteile bezieht sich folglich auch auf die Tauchgänge zur Erforschung oder Ausbeutung genetischen Materials auf dem Meeresboden im Gebiet. Gleichwohl hält auch die CBD keine Zugangsregelung für die genetischen Ressourcen im Gebiet bereit. Damit bleibt die initiale Frage, wem die genetischen Ressourcen jenseits nationaler Hoheitsgewalt gehören bzw. zu deren Bewirtschaftung befugt ist, unbeantwortet. Zwar werden auf einer zweiten Stufe eine nachhaltige Nutzung sowie eine gerechte Aufteilung der Ressourcen angestrebt. Aber die Errichtung des Dachstuhls vor dem Fundament erscheint bestenfalls sinnlos.

Die Anwendbarkeit der CBD auf dieser zweiten Stufe birgt ein weiteres Problem. Die Prämisse einer Ausübung von Hoheitsgewalt über Verfahren und Tätigkeiten auch jenseits nationaler Hoheitsgewalt impliziert eine zulässige Aneignung der dadurch gewonnenen Ressourcen.¹⁰ Damit würde nach teilweise vertretener Ansicht das grundsätzliche Aneignungsverbot des Gebiets und seiner Ressourcen nach dem CHM-Prinzip umgangen.¹¹ Dieser Ansatz unterschlägt indes, dass das CHM-Prinzip des SRÜ nur auf das Gebiet und seine mineralischen Ressourcen Anwendung findet. Die lebenden, genetischen Ressourcen unterfallen allenfalls dem Regime der Hohen See; mangels völkervertraglicher Regelung aber wohl eher allein dem Völkergewohnheitsrecht. D.h., selbst wenn man davon ausginge, dass die CBD dem Staat unter dessen Hoheitsgewalt Tätigkeiten zur Bewirtschaftung genetischer Ressourcen stattfinden, eine eigentumsrechtliche Stellung einräumte, so würde dies keine Kollision mit dem Gebietsregime des SRÜ auslösen, sondern nur die von diesem hinterlassene Lücke hinsichtlich genetischer Ressourcen im Gebiet füllen. Ginge man indes von einer Kollision aus, so würde nach Artikel 22 Abs. 2 CBD dem SRÜ explizit Vorrang eingeräumt. Gleichwohl ändert sich das Ergebnis nicht. Bei der Annahme einer vermeintlichen Aneignungsbefugnis ergäbe sich ein logisches Paradoxon: Die zweite Stufe, namentlich die Verpflichtung zur nachhaltigen Nutzung aufgrund von Hoheitsgewalt über Tätigkeiten und Verfahren, erklärt die erste Stufe, namentlich die Zugangsbefugnis. Unter wessen Flagge das (Mutter-)Schiff fährt, dessen Hoheits-

⁹ ALLEN, C.H., Protecting the Oceanic Gardens of Eden: International Law Issues in Deep-Sea Vent Resource Conservation and Management, 13 Geo. Int'l Envtl. L. Rev., 2000-2001, S. 563 (605 f.).

¹⁰ KORN, H., FRIEDRICH, S., FEIT, U., Deep Sea Genetic Resources in the Context of the Convention on Biological Diversity and the United Nations Convention on the Law of the Sea, Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn, 2003, S. 63.

¹¹ *Ibid.*

gewalt erstreckt sich auch auf die erbeuteten genetischen Ressourcen. Stufe eins bedingt demnach, dass Stufe zwei zuvor beschränkt wurde.

Damit würde ein vertraglicher Erlaubnissatz geschaffen der dem Gedanken vom gemeinsamen Erbe der Menschheit zuwider läuft, auch wenn sich dieser völkervertraglich zunächst nur auf die nicht-lebenden Ressourcen des Gebiets beschränkt. Insoweit gilt es zu untersuchen, ob das CHM-Prinzip auch völkergewohnheitsrechtliche Geltung beanspruchen kann oder unter Umständen sogar als zwingendes Völkerrecht (*jus cogens*) anzusehen ist. Dabei ist jedoch nicht die Geltung des CHM-Prinzips *per se* entscheidend sondern dessen Geltung in Bezug auf genetische Ressourcen. Solange von diesem Prinzip nur mineralische Ressourcen erfasst werden, bleibt eine Regulierung von Zugang und Nutzen genetischer Ressourcen im Zweifel dem völkergewohnheitsrechtlich seit mehreren Jahrhunderten anerkannten, grotianischen Prinzip der Freiheit der Hohen See überlassen. Dies würde die technologische Vormachtstellung der Industrienationen begünstigen und die Befürchtung Pardos wahr werden lassen: „the strong would get stronger, the rich richer“.

Status quo und Ausblick

Daher ist die Staatengemeinschaft etwa in den Vertragsstaatenkonferenzen und insbesondere in der im Jahre 2004 durch die Generalversammlung der Vereinten Nationen eingesetzte Arbeitsgruppe (Ad Hoc Open-ended Informal Working Group to study issues relating to the conservation and sustainable use of marine biological diversity beyond areas of national jurisdiction) bemüht, einen Konsens hinsichtlich der Bewirtschaftung genetischer Ressourcen jenseits der Grenzen nationaler Hoheitsgewalt zu finden. Gleichwohl musste bereits konsterniert festgestellt werden, dass die Positionen der beteiligten Staaten zum jetzigen Zeitpunkt nicht konsensfähig sind. Das Ergebnis der 6. Sitzung der Arbeitsgruppe vom 19. bis 23. August dieses Jahres darf gespannt erwartet werden. Solange keine vertragliche Regelung getroffen wurde, zu dessen Einhaltung sich der überwiegende Teil der Staatengemeinschaft verpflichtet hat, bleibt das Völkergewohnheitsrecht einschlägig. Es ist jedoch durchaus fraglich, ob und inwieweit sich die Staatengemeinschaft dem CHM-Prinzip als einem adäquaten Regime für die Bewirtschaftung genetischer Ressourcen des Meeresbodens rechtlich verpflichtet fühlt, zumal dafür bislang keine einheitliche Definition formuliert werden konnte. Soweit allerdings auch eine die Rechtsüberzeugung bestätigende Staatenpraxis nachgewiesen werden kann, dessen Umfang quasi-universellen Charakter hat, wäre grundsätzlich die gesamte Staatengemeinschaft daran gebunden. Nur der rechtzeitige und beharrliche Protest eines Staates kann dessen Bindung an neu entstandenes Völkergewohnheitsrecht verhindern (sog. persistent objector).

Einstweilen muss davon ausgegangen werden, dass die genetischen Ressourcen des Meeresbodens weder vom Internationalen Seerecht, noch von der Konvention über die Erhaltung der biologischen Vielfalt adäquat adressiert werden, da keines der bekannten Regime ein anwendbares ABS-System zur Verfügung stellt. Auch wenn sowohl der Tiefseebergbau, als auch das sog. Bioprospecting bislang noch am Anfang stehen, ist es dringend angezeigt, ein entsprechendes Regime zu etablieren, um einerseits Rechtssicherheit zu schaffen und andererseits den nachhaltigen Nutzen und die Erhaltung der biologischen Vielfalt des Meeresbodens sicherzustellen.

Literaturverzeichnis

- ALLEN, C.H. (2000): Protecting the Oceanic Gardens of Eden: International Law Issues in Deep-Sea Vent Resource Conservation and Management. - 13 Geo. Int'l Envtl. L. Rev.: 563.
- CHURCHILL, R.R.; LOWE, A.V. (1999): The Law of the Sea. - 3. Aufl. – Manchester (Yonkers)
- GLOWKA, L. (1996): The Deepest of Ironies: Genetic Resources, Marine Scientific Research, and the Area. - 12 Ocean Y. B.: 154.

KORN, H.; FRIEDRICH, S.; FEIT, U. (2003): Deep Sea Genetic Resources in the Context of the Convention on Biological Diversity and the United Nations Convention on the Law of the Sea. – Bonn (Bundesamt für Naturschutz)

MILSTEIN, M. (1994): Yellowstone Managers Eye Profits From Hot Microbes. - 264 Science: 655.

O'CONNELL, D.P. (1982): The International Law of the Sea. –Oxford

PROELß, A. (2007): Die Bewirtschaftung der genetischen Ressourcen des Tiefseebodens - Ein neues Seerechtsproblem? - Natur und Recht: 650.

ZEWERS, K.E. (2007): Bright Future for Marine Genetic Resources, Bleak Future for Settlement of Ownership Rights: Reflections on the United Nations Law of the Sea Consultative Process on Marine Genetic Resources. - 5 Loyola University Chicago International Law Review 2: 151.

Matthias J. Annweiler
Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn
Institut für Völkerrecht
Adenauerallee 24-42
53113 Bonn
matthias.annweiler@uni-bonn.de

Vereinbarkeit von kleinstbewirtschafteten Palmöl- und Gummiplantagen mit nachhaltigem Landmanagement?

ANNA MAREIKE HOLTKAMP

Nachhaltige Entwicklung

Der Anstieg der globalen Lebensmittelnachfrage durch den Zuwachs der Weltbevölkerung führt seit geraumer Zeit zu einem verstärkten Wettbewerb um Ackerland und weitere nicht-erneuerbare Ressourcen, die für die Lebensmittelproduktion benötigt werden (TILMAN, BLAZER, HILL & BEFORT, 2011). Gleichzeitig erschweren aufgrund des Klimawandels veränderte und schlecht kalkulierbare Wetterbedingungen die stetige Produktion von Lebensmitteln zur Versorgung aller Menschen, insbesondere in Entwicklungsländern. Gerade hier sind die Produktionsmethoden nicht ausgereift und gehen oft mit einer ineffizienten Nutzung der Ressourcen und einer Belastung der Umwelt einher. Die Bedrohung von seltenen Arten und die Zerstörung der Umwelt als Nebenprodukt der erhöhten Lebensmittelproduktion werden zunehmend als Gefahr wahrgenommen (PARRY, EVANS, MARK W. & WHEELER, 2009). Die Landwirtschaft steht nun vor der zentralen Herausforderung, produktiver und belastbarer, aber gleichzeitig nachhaltiger und ausgeglichener zu sein (EVANS, 2009).

Eine Möglichkeit, diese Herausforderungen zu meistern, ist das Konzept der sogenannten „nachhaltigen Intensivierung“. Sie beschreibt die Intensivierung des bestehenden Ackerlandes, um eine Ausweitung auf noch nicht konvertierte Gebiete zu vermeiden. Die Art der Intensivierung wird hierbei so gewählt, dass der Druck auf die Umwelt verringert und die zukünftige Nutzung der Ressourcen ermöglicht wird. Dieses Konzept wird von mehreren Grundannahmen gestützt (GARNETT et al., 2013): i. Notwendigkeit der Produktionserhöhung und -sicherung. Auf lange Sicht muss nicht nur in den einkommensschwachen Ländern, sondern auch in den Industrieländern eine Sicherung der Nahrungsmittelversorgung bei steigender Nachfrage gegeben sein. In den einkommensschwachen Ländern sollte zudem eine Steigerung der Nahrungsmittelproduktion verfolgt werden. Generell gilt es hierbei, für eine ökologisch nachhaltige Umsetzung zu sorgen. ii. Vermeidung der Konvertierung von Feuchtgebieten, Wäldern oder Wiesen. Die Steigerung des Produktionsniveaus sollte keine Umwandlung von Feuchtgebieten, Wäldern oder Wiesen beinhalten, da dies höhere ökologische Kosten nach sich zieht, wie zum Beispiel die Freisetzung von Treibhausgasen (STERN, 2007). iii. Gleichzeitige Berücksichtigung der Ernährungssicherheit und der ökologischen Nachhaltigkeit. Beide Bereiche müssen einen gleichen Stellenwert in der Gesamtbetrachtung haben. Deswegen zieht die nachhaltige Intensivierung eine komplette Neustrukturierung des Produktionssystems für die jeweils spezifische Region und Umwelt in Betracht, um eine ökologisch effiziente Produktion zu erzielen. Die Effiziente Produktion bzw. nachhaltiges Intensivieren wird durch räumliche Gegebenheiten beeinflusst.

Im Speziellen umfasst die nachhaltige Intensivierung zwei Alternativen zur Integration der ökonomischen und der ökologischen Komponente: „land-sharing“, eine Integration beider Planziele auf dem gleichen Land und „land-sparing“, die Aufteilung des Landes in einen intensiv bewirtschafteten Bereich und einen Naturschutzbereich (PHALAN, ONIAL, BALMFORD & GREEN, 2011). In vielen Forschungsberichten gilt das „land-sparing“ als die lukrativere Variante, da es höhere Potentiale auf beiden Ebenen aufweist. Die Wahl wird jedoch stark von den sozialen und physischen Bedingungen einer Produktion beeinflusst. In Abhängigkeit von den Produktionsgegebenheiten (Region, Management, Demografie etc.) ändern sich die sozialen und physischen Bedingungen, was zur Änderung des Effizienzlevels der Alternativen führt. Für jedes Produktionssystem entsteht dadurch eine eigene Kurve, die sogenannte Trade-off Funktion, welche die Wechselseitigkeit der ökonomischen und der ökologischen Komponente beschreibt. Die Trade-off Funktion stellt die konkrete Beziehung zwischen der ökologischen Funktion und der sozioökonomischen bzw. ökonomischen Funktion dar, abhängig von dem Verlauf der Trade-off Funktion.

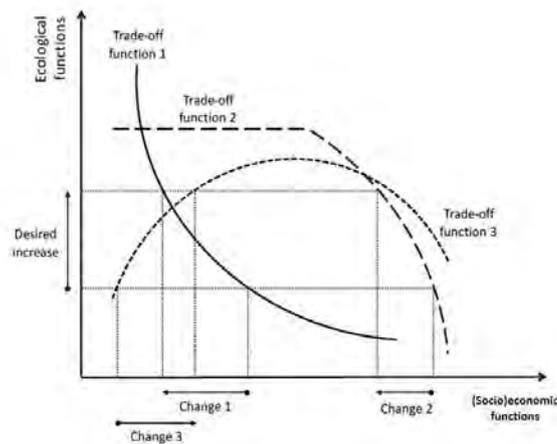


Abb. 1: Die bestimmte Beziehung zwischen dem ökologischen Nutzen und dem sozioökonomischen Nutzen

Wie in Abb. 1 zu sehen ist, kann eine bestimmte gewünschte Erhöhung der ökologischen Funktion mit sehr unterschiedlichen Veränderungen der sozioökonomischen Funktion erreicht werden. Für diesen Zusammenhang ist der Verlauf der Trade-off Funktion von Bedeutung. Im Beispiel der „Trade-off function 1“ führt die gewünschte Zunahme zu einer Halbierung der (sozio)ökonomischen Funktion. Im Fall der zweiten Trade-off Funktion ist die Reduzierung weiterhin gegeben, aber relativ geringer. Die dritte Trade-off Funktion zeigt eine bestimmte Erhöhung der ökologischen Funktion mit einer gleichzeitigen Erhöhung der sozioökonomischen Funktion. Aus diesen drei Varianten wird ersichtlich, dass die Analyse der Produktionsbedingungen bzw. der physischen und sozialen Komponenten der Produktion, welche die Form der Trade-off Funktion bestimmen, von großer Bedeutung ist.

Situation in Indonesien

Die Waldfläche von primärem und sekundärem Regenwald ist in Indonesien in den Jahren von 1990 bis 2005 so stark reduziert worden, dass Indonesien in absoluten Zahlen von gerodeter Fläche auf Platz zwei auf der Weltrangliste steht (WORLD TRADE ORGANIZATION, 2010). Zu Beginn der Abholzung war der Hauptgrund der starken Abnahme der bewaldeten Flächen die Holzgewinnung, doch wurde diese durch das starke Wachstum an Ölpalmen und Gummibaumplantagen, meist in Form von Monokulturen, abgelöst. Im Jahr 2010 wurden bereits 6 Millionen Hektar mit Ölpalmen bewirtschaftet, die Tendenz ist nach wie vor steigend (FAOSTAT, 2013). Heute haben Ölpalme und Gummibaum die meisten traditionellen Kulturen verdrängt und gehören zu den führenden Kulturarten in Indonesien, da sie eine höhere Rentabilität für die Bauern bringen (MARTINI et al., 2010; BELCHER, IMANG & ACHDIAWAN, 2004).

Im Rahmen dieses Wandels war die Beteiligung von kleinbäuerlichen Betrieben von großer Bedeutung. Durch Umstrukturierungsprogramme der Regierung wurden viele Bauern auf die Insel Sumatra umgesiedelt, um dort in verschiedenen institutionellen Strukturen transformiertes Land mit Ölpalmen oder Gummibäumen zu bewirtschaften. Dabei etablierten sich drei verschiedene Transformations-systemen: i. Palmölplantagen ii. Gummibaumplantagen und iii. Wilder Gummibaum. Marketingformen treten in beiden Produktionszweigen als klassische Verträge bis hin zu relationalen Vertragsbeziehungen mit großen Firmen auf.

Die Entwicklung der Ölpalme und des Gummibaums wird durch die große internationale Nachfrage nach Biokraftstoffen und Pflanzenöl gefördert. Sie generiert hohe Preise für die Erzeuger, was einen Wechsel zur Monokultur Ölpalme oder Gummibaum rentabel macht. Ein weiterer Grund für die rasante Entwicklung der Märkte sind die unterstützenden politischen und ökonomischen Gegebenheiten der Märkte in Indonesien, wie zum Beispiel deren Liberalisierung. Diese begünstigenden Faktoren machten Indonesien zum größten Produzenten von Palmöl und zweitgrößten Produzenten von Kautschuk weltweit

(FAOSTAT, 2013). Die rasante Entwicklung der intensiven Produktion sowie der erhebliche Rückgang der Waldfläche werden mit großen Bedenken hinsichtlich der Auswirkungen auf ökologische Systeme betrachtet. Besonders die Bedrohungen der biologischen Vielfalt und Nachhaltigkeit der Produktion in Bezug auf Boden- und Wasserverschmutzung (EYE ON ACEH, 2007) sowie der Klimawandel (DANIELSEN et al., 2009) sind mögliche Nachteile, die durch die rasche Entwicklung auftreten (BELCHER & SCHRECKENBERG, 2007).

Das Forschungsgebiet befindet sich in der Provinz Jambi auf Südwest Sumatra in Indonesien, einer der größten tropischen Regenwaldregionen Südostasiens. Der Fokus des Forschungsprojekts liegt auf dem tropischen Tieflandregenwald, da hier weltweit die größten Verluste verzeichnet wurden (FRÉDÉRIC ACHARD, 2002). Speziell in Sumatra ließ die starke Abholzung in den 1970er und 1980er Jahren nur kleine Bereiche des primären Regenwalds unberührt. Diese stehen nun meist unter Naturschutz. Die Datenerhebung auf Sumatra ist Teil des Sonderforschungsbereichs 990, welcher sich mit dem Thema „Ökologische und sozioökonomische Funktionen tropischer Tieflandregenwald-Transformationssysteme (Sumatra, Indonesien)“ auseinandersetzt. In diesem Rahmen wurden über eine umfassende Haushaltsbefragung Produktionsdaten von 600 Bauern gesammelt, während gleichzeitig ökologische Daten von 200 Feldern auf der Feldebene aufgenommen wurden.

Vorläufige Ergebnisse

In ersten Berechnungen zur Erfassung der Grundgegebenheiten wurde ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Anzahl der Pflanzenarten und der Art des Transformationssystems festgestellt. Es wird deutlich, dass in dem Transformationssystem der Palmölplantagen (OP) die niedrigste Anzahl an Pflanzenarten vorhanden ist (Abb. 2). Im Vergleich steigt die Anzahl der Pflanzenarten im Transformationssystem Gummibaumplantagen (RP). Der wilde Gummibaum (JR) weist die höchste Anzahl von Pflanzenarten auf. Jener wird hier als Feld mit einem geringen Anteil an Gummibäumen in Kombination mit weiteren natürlich wachsenden Baum- und Pflanzenarten definiert. Die zusätzlichen Bäume weisen meist ein höheres Alter auf als die Produktionsbäume. Des Weiteren wird von intensiven Managementarbeiten (Herbizid-, Pestizideinsatz) abgesehen. Das Signifikanzlevel liegt bei 1% ($P < 0,001$).

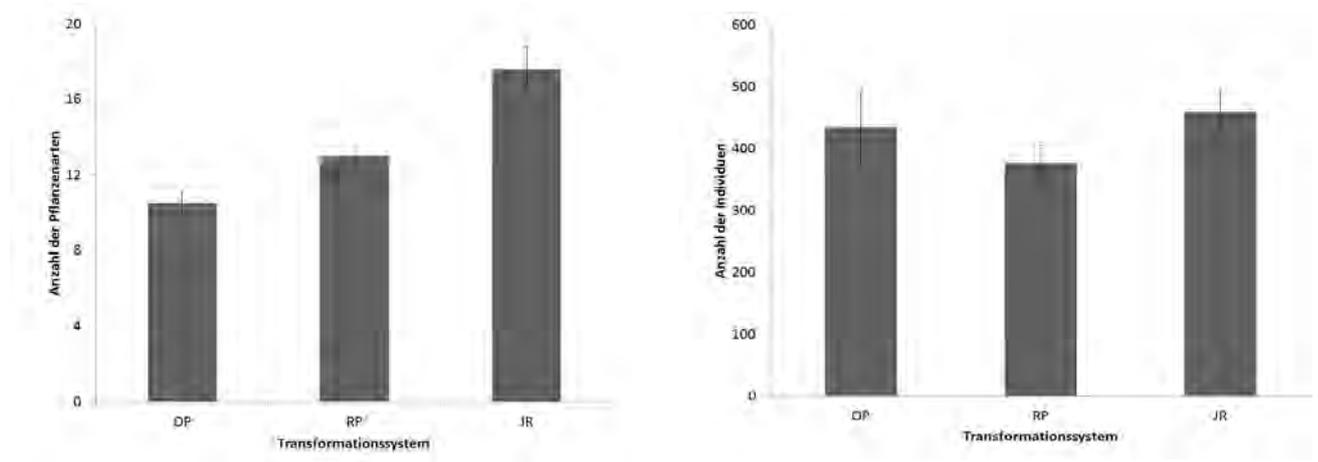


Abb. 2 und 3: Anzahl der Pflanzenarten zu Transformationssystem und Anzahl der Individuen zu Transformationssystem (bitte nicht zitieren)

Bei der Betrachtung der Anzahl der Pflanzenindividuen in Bezug auf die Transformationssysteme ist bei einem Level von 5% ($P < 0,05$) hingegen keine Signifikanz festzustellen (Abb. 3). Alle drei Transformationssysteme weisen eine ungefähr gleiche Anzahl an Individuen auf, unabhängig von der zuvor festgestellten Signifikanz der Pflanzenartenanzahl. Die Annahme, bei höherer Anzahl der Pflanzenarten mehr Individuen zu finden, trifft bei dem Transformationssystem Ölpalmplantage nicht zu. Die einzelnen Felddaten zeigen, dass insbesondere im wilden Gummibaum und in den Ölpalmplantagen häufig eine hohe Anzahl der Individuen auf eine oder zwei dominierende Pflanzenarten verteilt ist.

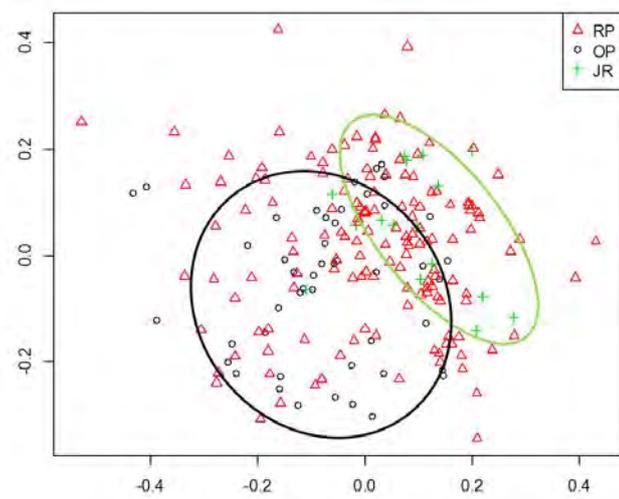


Abb. 3: NMDS Ordination (bitte nicht zitieren)

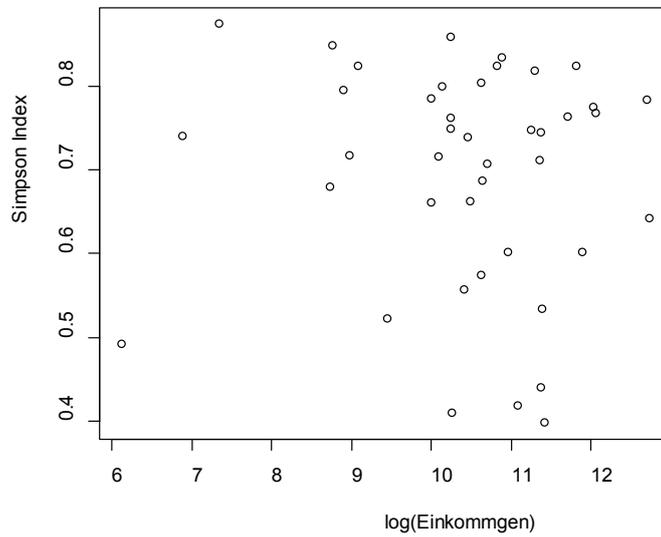


Abb. 4: Korrelation von log(Einkommen) zu Simpson Index im Transformationssystem Ölpalme (bitte nicht zitieren)

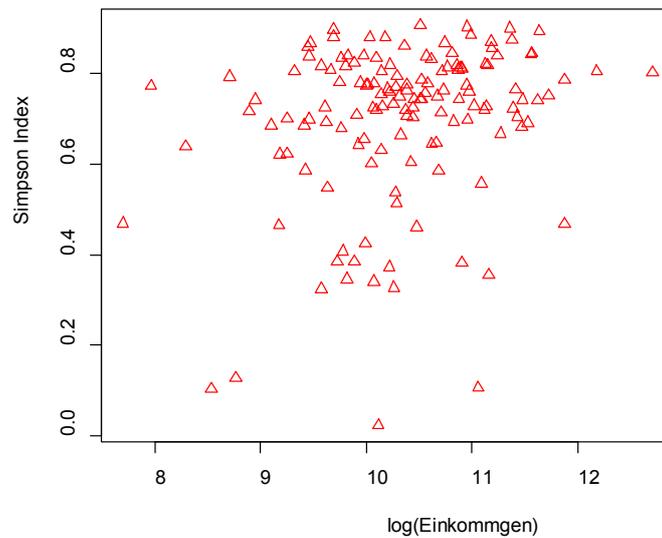


Abb. 5: Korrelation von log(Einkommen) zu Simpson Index im Transformationssystem Gummibaumplantage (bitte nicht zitieren)

Zur weiteren Aufklärung der Strukturen und um die Unterschiede der einzelnen Felder zu quantifizieren, wurde eine nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) auf der Basis des alternativen Gower Index durchgeführt. Die Berechnung stellt Unähnlichkeiten in der relativen Pflanzenanzahl zwischen den einzelnen Feldern in Abhängigkeit des Produktionssystems als Distanzen dar. Durch ein Ordinationsverfahren wird die Distanz graphisch dargestellt (Abb. 4). Als Test, inwieweit die Unähnlichkeiten in relativer Anzahl der Pflanzenindividuen von den Transformationssystemen abhängig sind, diente eine multivariante permutationale Distanz ANOVA (PERMANOVA). Das Ergebnis zeigt eine hohe Signifikanz bei einem Level von 1 %. In der Abbildung wird durch die kurzen Distanzen zwischen den Kreuzen deutlich, dass die Felder des Transformationssystems Wilder Gummibaum hohe Ähnlichkeiten in Bezug auf die relative Pflanzenanzahl aufweisen (hellgrauer Kreis). Durch die Streuung der Dreiecke zeigt sich, dass innerhalb von Gummibaumplantagen eine hohe Schwankung in der relativen Pflanzenanzahl zu finden ist. Palmölplantagen zeigen mit einer geringeren Varianz eine höhere Ähnlichkeit zwischen den Feldern. Um erste Aussagen über die Wechselwirkung von Einkommen und der Biodiversität der Felder aufstellen zu können, wurde die Darstellung eines Streudiagramms genutzt. Als Vergleichseinheiten dienen hier das logarithmierte Jahreseinkommen und der Simpsons Index. Abb. 5 zeigt die Wechselwirkung im Transformationssystem Ölpalme. Die Korrelation ist mit $-0,6403$ leicht negativ, was eine Reduzierung des Simpson Index bei Erhöhung des Einkommens aufzeigt. Durch das Streudiagramm wird allerdings eine hohe Varianz des Simpsons Index bei gleichem Einkommen deutlich. In Abb. 5 wurde die gleiche Korrelation im Transformationssystem Gummibaumplantage berechnet. Hier stellen wir eine leicht positive Korrelation fest, was eine Erhöhung des Simpson Index bei einer Steigerung des Einkommens indiziert. Noch stärker als im Transformationssystem Ölpalme ist die Varianz des Biodiversitätsindex von $0,8$ Biodiversitätspunkten bei gleichen Einkommenshöhen. Beim Betrachten der einzelnen Felddaten stellt sich heraus, dass die Beobachtungen mit einem Diversitätsindex von $0,0$ bis $0,2$ nur eine bis drei Pflanzenarten enthalten, von denen eine dominiert. Zudem ist auffällig, dass viele Beobachtungen im oberen Bereich liegen, was einer hohen Diversität mit einer gewissen Gleichmäßigkeit bei einem mittleren Einkommen entspricht.

Fazit und weiteres Vorgehen

Die vorläufigen Ergebnisse zeigen, dass Wechselwirkungen zwischen den ökologischen und ökonomischen Funktionen der Transformationssysteme vorhanden sind. In den verschiedenen Transformationssystemen haben wir teilweise große Unterschiede Pflanzenvielfalt und relativen Pflanzenindividuen gefunden, was auf verschiedene Einflüsse der Produktionsmethoden zurückzuführen ist. Im Hinblick auf die Palmölplantagen sind die im Allgemeinen relativ hohen Biodiversitätswerte und die negative Korrelation von Einkommen zu Biodiversitätswerten in Bezug auf die Bedrohung der biologischen Vielfalt ein interessantes Ergebnis. Aufschlussreich ist die Agglomeration der Gummibaumplantagen bei höherem Einkommen und höherer Biodiversität. Durch die vorläufigen Ergebnisse wird deutlich, wie wichtig es ist, weiterhin die konkrete Beziehung zwischen der ökonomischen Funktion und ökologischen Funktion zu untersuchen. Wie die Streudiagramme (Abb. 4 und 5) zeigen, ist es den Kleinbauern möglich, bei hohen und auch niedrigen Biodiversitätswerten gleichzeitig ein relativ hohes Einkommen zu erzielen. Diese Varianzen stellen einen weiteren interessanten Forschungspunkt dar. Die Identifizierung der zugrunde liegenden Trade-off Funktionen könnte zu einer Ausrichtung der öko-ineffizienteren Kleinbauern hin zu den am besten aufgestellten Kleinbauern mit selbigem Einkommen führen. Dies würde zu einer nachhaltigen Produktion beisteuern, was kongruent mit dem CBD Strategic Goal B ist. Im Speziellen gilt es zu untersuchen, worin sich die physischen und sozialen Produktionsgegebenheiten dieser Kleinbauern unterscheiden. Folglich gilt es, die effizienteste Methode aus ökonomischer und ökologischer Sicht, zu berechnen. Anhand dieser Analyse wird es möglich sein, die Wechselwirkung der beiden Funktionen zu definieren und die optimale Alternative der nachhaltigen Intensivierung zu bestimmen.

Diese Studie wird von der Deutschen Forschungsgesellschaft gefördert (DFG, SFB 990). Die hier präsentierten Ergebnisse sind vorläufig und nicht zum Zitieren freigegeben!

Literaturverzeichnis

- BELCHER, B. & SCHRECKENBERG, K. (2007): Commercialisation of Non-timber Forest Products: A Reality Check. - *Development Policy Review*, 25(3): 355-377.
- BELCHER, B., IMANG, N., & ACHDIAWAN, R. (2004): Rattan, Rubber, or Oil Palm: Cultural and Financial Considerations for Farmers in Kalimantan. - *Economic Botany*, 58(sp1): S77–S87.
- DANIELSEN, F., BEUKEMA, H., BUGRESS, N., PARISH, F., BRUEHL, C., DONALD, P., et al. (2009): Biofuel Plantations on Forested Lands: Double Jeopardy for Biodiversity and Climate. - *Conservation Biology*, 23(2): 348–358.
- EVANS, A. (2009): *The Feeding of the Nine Billion*. - London (The Royal Institute of International Affairs)
- EYE ON ACEH (2007): *The 'Golden' Crop? Palm Oil in Post-tsunami Aceh? Eye on Aceh*. - Eye on Aceh.
- FAOSTAT (2013): Food and Agricultural Organization of the United Nations. - Abgerufen am June 2013 von FAOSTAT: <http://faostat3.fao.org/home/index.html>
- FRÉDÉRIC ACHARD, H.D. (2002). Determination of Deforestation Rates of the World's Humid Tropical Forests. - *Science*, 297: 999-1002.
- GARNETT, T., APPLEBY, M., BALMFORD, A., BATEMAN, I., BENTON, T., BLOOMER, P., et al. (2013): Sustainable Intensification in Agriculture: Premises and Policies. - *Science*: 33-34.
- MARTINI, E., AKIEFNAWATI, R., JOSHI, L., DEWI, S., EKADINATA, A., FEINTRENIE, L., et al. (2010): Rubber agroforests and governance at the interface between conservation and livelihoods in Bungo district. - (W. A. Centre, Hrsg.) Working Paper.
- PARRY, M., EVANS, A., MARK W.R., & WHEELER, T. (2009): *Climate Change and Hunger, Responding to the Challenge*. - Rome (World Food Programme)
- PHALAN, B., ONIAL, M., BALMFORD, A. & GREEN, R. (2011): Reconciling Food Production and Biodiversity Conservation: Land Sharing and Land Sparing Compared. - *Science*: 128-129.
- STERN, N. (2007). *The Economics of climate change*. Cambridge: Cambridge University Press.
- TILMAN, D., BLAZER, C., HILL, J. & BEFORT, B. (2011): Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. - *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(50): 20260-20264.
- WORLD TRADE ORGANIZATION (2010): *World Trade Report 2010*. - Geneva (WTO Publications) Available at:<http://onlinebookshop.wto.org>.
- WORLD TRADE ORGANIZATION (2010): *World Trade Report 2010*. - Geneva (WTO Publications) Available at:<http://onlinebookshop.wto.org>.
- WORLD TRADE ORGANIZATION (2010): *World Trade Report 2010*. - Geneva (WTO Publications) Available at:<http://onlinebookshop.wto.org>.

*Anna Mareike Holtkamp,
Georg August University Göttingen -DARE
Platz der Göttinger Sieben 5
37073 Göttingen, Germany
anna-mareike.holtkamp@agr.uni-goettingen.de*

Priorisierungsansatz zur Erhaltung der Biodiversität nach den Prinzipien der ökosystembasierten Anpassung

LISA FREUDENBERGER & PIERRE L. IBISCH

Schlagwörter: Naturschutzplanung, Priorisierungsansatz, Klimawandel, globaler Wandel, ökosystembasierte Anpassung

Einleitung

Die Nutzung der natürlichen Ressourcen hat durch die Veränderung des Naturhaushalts und seiner Dynamik zu einem gravierenden Wandel des globalen Ökosystems geführt (CBD 2010a). Der hierdurch entstandene Verlust von Ökosystem-Funktionalität geht einher mit der entsprechenden Abnahme der Regulationsfähigkeit und einer reduzierten Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen. Angesichts des anthropogenen globalen Wandels, welcher insbesondere auch den Klimawandel umfasst, stellt die Erhaltung der globalen Biodiversität eine kolossale Herausforderung dar. Naturschutzplanung und entsprechender Prioritätensetzung unterstützen Entscheidungsträger in der Auswahl der Gebiete, welche beim Schutz vor anthropogenen Störungen höchste Priorität haben sollten (MARGULES & PRESSEY 2000; MARGULES & SARKAR 2007). In dieser Arbeit wird ein Priorisierungs-Ansatz vorgestellt, der auf den Prinzipien der ökosystembasierten Anpassung beruht (z. B. CLARKE & JUPITER 2010). Im Rahmen der UN-Klimarahmenkonvention und der Konvention zur Erhaltung der biologischen Vielfalt wurde ökosystembasierte Anpassung als ein Konzept zur Verringerung von Risiken des globalen Wandels für Ökosysteme und die Menschheit befürwortet (CBD 2010b). Wir schlagen Standards für die ökosystembasierte Anpassung von Naturschutzplanung und Prioritätensetzung vor. Diese werden in einem Ansatz umgesetzt, der verschiedene Indikatoren für Ökosystem-Funktionalität mit solchen für Klimawandel-Vulnerabilität sowie für effektive Naturschutzprojekte relevante sozioökonomischen Bedingungen kombiniert. Der Ansatz verfolgt eine proaktive Strategie, bei der Gebiete priorisiert werden, die die höchsten Werte für Ökosystem-Funktionalität und die günstigsten Bedingungen für die Umsetzung von Schutzprojekten aufweisen. Unter Ökosystem-Funktionalität verstehen wir einen Zustand von Ökosystemen, der durch inhärente Strukturen, ökologische Funktionen und Dynamik charakterisiert ist, welche dem System die erforderliche Effizienz und Resilienz verleihen, um sich ohne abrupte Veränderungen von Systemeigenschaften und der geographischen Verbreitung entwickeln und auf externe Veränderungen flexibel reagieren zu können (FREUDENBERGER et al. 2012). Die Indikatoren wurden auf Grundlage der definierten Standards für ökosystembasierte Anpassung ausgewählt und in gleichgewichteten additiven Indizes kombiniert.

Die Prinzipien der ökosystem-basierten Anpassung in der Naturschutzplanung

Ausgehend von den Prinzipien des Ökosystemansatzes (CBD 2001) bzw. einer ‚radikaleren‘ Weiterentwicklung dieses Ansatzes (IBISCH et al. 2010) haben wir verschiedene Standards für ökosystem-basierte Anpassung von Naturschutzplanung entwickelt, die im Folgenden kurz vorgestellt werden. Es handelt sich dabei um 2 übergeordnete Standards und 3 Standards, die mit den zu priorisierenden Schutzgütern und folglich mit der Auswahl der Indikatoren zusammenhängen.

Übergeordneter Standard A: Der Spagat zwischen Wissenschaft und Subjektivität

Da eine Priorisierung im Bereich Naturschutz eine Aussage darüber beinhaltet, dass ein Gebiet schützenswerter ist als ein anderes, beinhaltet eine Priorisierung stets ein gewisses Maß an Subjektivität. Diese Subjektivität ergibt sich aus der Tatsache, dass Naturschutz eine Angelegenheit der gesellschaftlichen Wahl darstellt (Prinzip 1 des Ökosystemansatzes). Wissenschaftliche Grundlagen können jedoch als transparente Argumentationshilfen genutzt werden, und statistische Methoden erlauben die Überprüfung

der Sensitivität eines Ansatzes bzgl. zufälliger methodischer Änderungen (FREUDENBERGER et al. 2012a; FREUDENBERGER et al. 2012b; FREUDENBERGER et al. 2013).

Übergeordneter Standard B: Konsistenz zwischen räumlichen Skalen

Naturschutzplanung und Priorisierung findet auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen Anwendung (Prinzip 7 des Ökosystemansatzes). Während großräumige Ansätze häufig für die Verteilung von finanziellen Mitteln und anderen Ressourcen verwendet werden, werden regionale Ansätze z. B. zur Ausweisung von Schutzgebieten herangezogen. Allgemein ist ein möglichst dezentrales Management vorzuziehen (Prinzip 2 des Ökosystemansatzes). Zudem sollte die Auswahl und Auflösung der zugrunde liegenden Indikatoren an die räumliche Ebene angepasst werden. Nichtsdestotrotz ist eine Koordination und Konsistenz der unterschiedlichen Priorisierungsansätze von entscheidender Wichtigkeit angesichts der zunehmenden Bedeutung grenzübergreifender Prozesse wie Klimawandel (WIENS & BACHELET 2010) und internationalem Handel (FREUDENBERGER et al. 2010).

Standard 1: Die Priorisierung von Ökosystemfunktionalität

In vielen Priorisierungsansätzen werden der Erhalt von Arten und deren Habitat in den Vordergrund gestellt. Trotz der positiven Effekte, die eine solche Strategie für Ökosysteme haben kann, ist fraglich, ob zur Bekämpfung und Anpassung an klimabedingte Veränderungen nicht andere Naturschutzziele wie Resilienz und Funktionalität stärker in den Vordergrund treten sollten (Prinzip 5 des Ökosystemansatzes). Durch den Erhalt der Funktionalität können sowohl wichtige Ökosystemdienstleistungen (Prinzip 8 des Ökosystemansatzes) als auch die Fähigkeit von Ökosystemen sich an unvermeidbare plötzliche Veränderungen anzupassen (Prinzip 9 des Ökosystemansatzes) langfristig erhalten werden (IBISCH et al. 2010, ANDRADE PÉREZ et al. 2010).

Standard 2: Die Beachtung sozioökonomischer Bedingungen

Der Erfolg von Naturschutzprojekten ist in hohem Maße von den lokalen sozialen und ökonomischen Bedingungen abhängig (POLASKY 2008). Die Beachtung dieser Faktoren kann zu einem effektiven und effizienten Naturschutz beitragen (Prinzipien 11 und 12 des Ökosystemansatzes). Zum einen können sozialwissenschaftliche und ökonomische Daten Informationen liefern, die abgesehen von den ökologischen Daten von Bedeutung sind und zum anderen können sie als Indikatoren für den zukünftigen Druck auf Ökosysteme im In- und Ausland herangezogen werden.

Standard 3: Die Einbeziehung von globalem Wandel

Viele Autoren haben die Auswirkungen des globalen Wandels, insbesondere des Klimawandels, auf Arten und Ökosysteme untersucht bzw. systematisch aufgearbeitet (GEYER et al. 2011). Szenarien zeigen, dass die Auswirkungen dieses Wandels mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht räumlich gleichmäßig verteilt sein werden. Gleichzeitig unterscheiden sich Ökosysteme in ihrer Vulnerabilität, welche die Fähigkeit einschließt mit diesen Änderungen umzugehen (IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE 2007). Im Sinne einer proaktiven und langfristigen Naturschutzstrategie ist es deshalb wichtig, Szenarien, die diese unvermeidbaren Änderungen abschätzen, mit einzubeziehen (vgl. Prinzip 9 des Ökosystemansatzes). Im Sinne einer ökosystem-basierten Mitigation können Ökosysteme gleichzeitig auch einen Beitrag zur Bekämpfung von Klimawandel leisten (CBD 2010b). Ein Priorisierungsansatz, der den Prinzipien des Ökosystemansatzes folgt, sollte deshalb Wert auf den Erhalt von Ökosystemen mit positiver Wirkung sowohl für Anpassung, als auch Vermeidung bzw. Beschränkung des Klimawandels legen.

Die Standards für ökosystembasierte Anpassung in der Praxis – Der globale EcoSocioClimateWise-Priorisierungsansatz

Wir haben die Standards für ökosystembasierte Anpassung auf regionaler (FREUDENBERGER et al. 2012b) als auch auf globaler Ebene (FREUDENBERGER et al. 2012a; FREUDENBERGER et al. 2013) angewendet. Im Folgenden stellen wir den EcoSocioClimateWise-Index als globalen Ansatz einer ökosystembasierten Priorisierung vor. Zur Erstellung des Indizes haben wir verschiedene Indikatoren entsprechend der Stan-

ards 1, 2 und 3 in ausgewählt (Tab. 1), und für jeden Indikator wurde ein Wert pro ökopolitischer Einheit (Ecopolitical Unit - EPU) berechnet (Mittelwert bzw. Anzahl, nähere Informationen in FREUDENBERGER et al. 2010; FREUDENBERGER et al. 2013). Ökopolitische Einheiten (EPU 9000) bezeichnen die Flächen, die sich beim Verschneiden nationaler und ökosystemarer Grenzen ergeben (hier Ökoregionen nach OLSON et al. 2001; s. FREUDENBERGER et al. 2010).

Alle Indikatoren wurden zunächst normalisiert und dann innerhalb einer Gruppe zu einem Subindex mit gleicher Gewichtung aufaddiert. Die drei Indizes, die entsprechend Standard 1, 2 und 3 als EcoWise, SocioWise und ClimateWise gebildet wurden, wurden nun zu einem Gesamtindex mit gleicher Gewichtung kombiniert, dem sogenannten EcoSocioClimateWise Index. Der EcoWise-Index besteht aus zwei Subindizes, einem Subindex für Biomasse und Heterogenität sowie einen Subindex für Biodiversität und Komplexität.

Tab. 1: Indikatoren, Gewichtung und Quellen der einzelnen Indizes nach Freudenberger et al. 2013. Gewichtungen, die mit einem (-) versehen sind zeigen, wenn ein Indikator invers zur Priorisierung verwendet wurde (hoher Indikatorwert = geringe Priorität).

Subindex	Indikator	Gewichtung	Originalquelle
EcoWise (Biomasse und Heterogenität)	Kohlenstoffspeicherung	5.55%	(GUMPENBERGER et al. 2010)
	Vegetationsdichte	5.55%	(HANSEN et al. 2003)
	Baumhöhe	5.55%	(LEFSKY 2010)
EcoWise (Biodiversität und Komplexität)	Artenreichtum	4.16%	(KIER et al. 2005)
	Funktionaler Artenreichtum	4.16%	(REU et al. 2011)
	Endemismus	4.16%	(KIER et al. 2009)
	Topographische Heterogenität (Anzahl unterschiedlicher Höhenstufen)	4.16%	(ESRI 2008)
SocioWise	Bevölkerungswachstum	(-)5.55%	(UN POPULATION DIVISION 2011)
	Wirtschaftliches Wachstum (BIP)	(-)5.55%	(IMF - INTERNATIONAL MONETARY FUND 2009)
	Verlust von Waldflächen	(-)5.55%	(HANSEN et al. 2010)
	Failed States Index	(-)5.55%	(THE FUND FOR PEACE 2011)
	Abdeckung mit Schutzgebieten	5.55%	(IUCN & UNEP 2009 (update 2010))
	Opportunitätskosten	(-)5.55%	(NAIDOO & IWAMURA 2007)
ClimateWise	Human Footprint Index	(-)11.11%	(LAST OF THE WILD 2005))
	Wasser Stress Index	(-)11.11%	(VÖRÖSMARTY et al. 2000)
	Biom Vulnerabilität	(-)11.11%	(GONZALEZ et al. 2010)

Die Ergebnisse des Ansatzes sind in den Karten Abb. 1 (a-f) dargestellt und wurden in FREUDENBERGER et al. (2013) publiziert. Der EcoWise-Index für Biomasse und Heterogenität (Abb. 1a) priorisiert insbesondere tropischen und subtropischen Gebieten im Amazonas, Westafrika, Südostasien, als auch in der borealen Zone in Nordamerika. Der EcoWise-Index für Biodiversität und Komplexität (Abb. 1b) zeigt insbesondere im westlichen Amazonien, Südafrika und Madagaskar als auch in Südostasien hohe Werte. Die Kombination aus beiden Teil-Indizes des EcoWise-Index (Abb. 1c) priorisiert vor allem Gebiete im westlichen Amazonien, in Westafrika und Südostasien. Laut dem SocioWise-Index (Abb. 1d) hingegen bieten vor allem Gebiete in Nordamerika, Nordeuropa, Japan, Australien, Neuseeland und dem nordöstlichen Südamerika bessere Bedingungen für Naturschutzvorhaben. Aus der Perspektive der ClimateWise-Priorisierung (Abb. 1e) – auf Grundlage der entsprechend ausgewählten und verfügbaren Indikatoren – wären Gebiete in der Sahara, dem westlichen Amazonien sowie Teile von Südostasien und Nordamerika anderen Gebieten vorzuziehen, da der Klimawandel hier relativ weniger zur kritischen Veränderung der Vulnerabilität beiträgt. Die Kombination der drei Indizes zum EcoSocioClimateWise-Index unterstreicht

die Bedeutung der Tropen in Amazonien und Teilen Südostasiens für eine ökosystembasierte Anpassung der Naturschutzplanung. Aber auch boreale Gebiete in Nordamerika und im nördlichen Russland erhalten relativ hohe Indexwerte.

Die Robustheit der verschiedenen Indizes wurde durch eine statistische Sensitivitätsanalyse evaluiert. Hierzu wurde bestimmt, in welchem Maße Indexwerte schwanken, wenn die Gewichtung und Indikatoren-Auswahl abgewandelt wird. Basierend auf den in Tab. 2 angegebenen Sensitivitätsanalyse-Modi wurden 20 abgewandelte Indexvarianten erstellt und hieraus sowohl der Variationskoeffizient als auch die Häufigkeit, dass ein Indexwert über 80% des Maximalwertes liegt, berechnet. Sowohl für die Indexberechnung, als auch für die Sensitivitätsanalyse und Kartendarstellung haben wir die Software Insensa GIS (BIBER et al. 2011) verwendet.

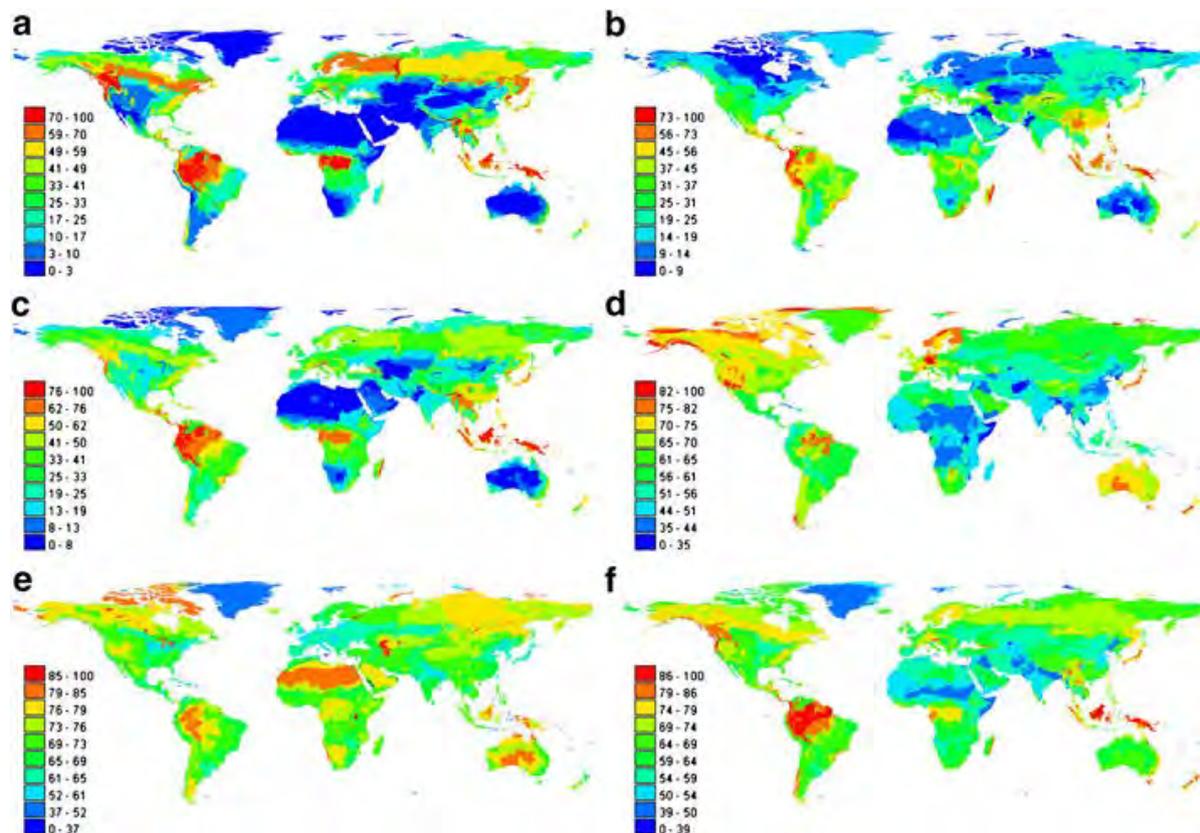


Abb. 1: Priorisierte Gebiete laut dem Index für Biomasse und strukturelle Heterogenität (a), für Biodiversität und Komplexität (b), dem kombinierten EcoWise-Index (c), dem SocioWise-Index (d), dem ClimateWise-Index (e) und dem EcoSocioClimateWise-Index (f) als Kombination der EcoWise, SocioWise und ClimateWise-Indizes. Ein höherer Wert entspricht einer höheren Naturschutzpriorität. Alle Indizes wurden für den Bereich 0 bis 100 normalisiert. Die Klassifizierung wurde mit dem Jenks Breaks-Algorithmus berechnet. Die Abbildung ist aus Freudenberger et al. 2013 entnommen.

Tab. 2: Sensitivitätsanalyse Modi, Erläuterung der angewandten Methodik und Anzahl der generierten modifizierten Indexvariationen.

Sensitivitätsanalyse Modus	Angewandte Methodik	Anzahl der modifizierten Indizes
Jackknifing (Indikatoren)	Iterativer Ausschluss jedes Indikators	16
Jackknifing (Sub-Indizes)	Iterativer Ausschluss jedes Subindizes	3
Gleichgewichtung	Gleichgewichtung aller Indikatoren	1

Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zeigen, dass Gebiete mit einem hohen Indexwert tendenziell einen geringeren Variationskoeffizienten aufweisen (vgl. Abb. 2a und Abb. 1f). Gerade Gebiete wie Amazonien und Südostasien, aber auch Gebiete im borealen Nordamerika und Europa zeichnen sich durch geringe Variationskoeffizienten aus. Die Ergebnisse der Volatilitätsanalyse zeigen, welche Gebiete beson-

ders häufig zu den priorisierten Gebieten zählen. Diese finden wir insbesondere im Amazonasbecken, Südostasien und im nordwestlichen Nordamerika.

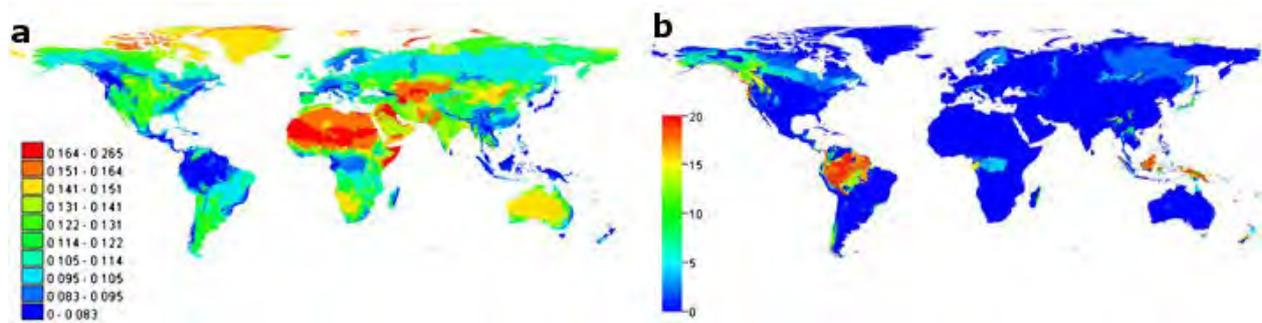


Abb. 2: Darstellung der Variationskoeffizienten (a), Darstellung der Häufigkeiten, dass Gebiete einen Indexwert höher als 80 % des Maximalwertes aufweisen (b). Die Berechnung erfolgte über alle Indexvariationen entsprechend Tab- 2. Die Klassifizierung wurde mit dem *Jenks Breaks*-Algorithmus berechnet. Die Abbildung ist aus Freudenberger et al. 2013 entnommen.

Diskussion und Ausblick

Der vorgestellte Ansatz der EcoSocioClimateWise-Priorisierung fördert die Umsetzung von ökosystembasierter Anpassung an den globalen Wandel und stellt eine Grundlage für weitere Forschung und Entwicklungen in diesem Bereich bereit. Er vermittelt zudem einen neuartigen Blickwinkel auf Naturschutzkonzepte und kann zu einer Strategie für nachhaltige Entwicklung beitragen. Mit den dargestellten Ergebnissen soll eine Grundlage für ökosystembasierte Anpassung von Naturschutzplanung geschaffen werden. Weitere Ergebnisse, die Beispiele für ökosystembasierte Anpassung oder wichtige Teiluntersuchungen hierzu lieferten, wurden in Freudenberger et al. (2012a; 2012b) veröffentlicht. Diese Priorisierungsansätze unterscheiden sich insofern von anderen Ansätzen wie den Crisis Ecoregions oder den Hotspots der Biodiversität, als dass durch die Priorisierung von Gebieten mit besserem Erhaltungszustand und bedeutender Biomasse nicht nur Gebiete in den Tropen und Subtropen, sondern auch in der borealen und temperierten Zone von Nordamerika, Asien und Europa priorisiert werden. Dieser holistische Ansatz der Naturschutzplanung priorisiert insbesondere die Gebiete, die ein hohes Maß an Funktionalität aufweisen und gleichzeitig einem vergleichsweise geringen Risiko unterliegen, durch klimatische Veränderungen extreme Zustandsänderungen zu erfahren. Zudem liegen sie in Gebieten, die ein gewisses Maß an Investitionssicherheit für Naturschutzprojekte bieten. Diese relative Sicherheit kann sich allerdings durch unvorhersagbare politische Destabilisierung, wie sie auch in jüngerer Zeit – nach der Datenauswertung – in verschiedenen Ländern aufgetreten ist, schnell und überraschend verändern.

Die Erhaltung bzw. Förderung der Funktionalität von Ökosystemen ist die Grundlage für den Erhalt wichtiger Ökosystemdienstleistungen. Deshalb wird dem Schutz der funktionstüchtigsten Ökosysteme in diesem Ansatz eine große Bedeutung beigemessen. Ein effektiver und effizienter Naturschutz, der auch unter zukünftigen globalen Veränderungen in der Lage ist, Ökosystemdienstleistungen und Resilienz von Ökosystemen zu erhalten, kann nur gelingen, wenn großräumige Schutzanstrengungen unternommen werden, die entsprechend derartiger Prinzipien konzipiert sind. Die hier erläuterten Befunde fordern dazu heraus, konventionelle Naturschutzkonzepte und Praktiken zu überdenken, gerade auch im Kontext der räumlichen Planung und Priorisierung.

Literaturverzeichnis

- ANDRADE PÉREZ, A.; HERRERA FERNÁNDEZ, B. & CAZZOLLA GATTI, R. (2010): Building resilience to climate change. Ecosystem-based adaptation and lessons from the field. – Gland (IUCN)
- BIBER, D.; FREUDENBERGER, L. & IBISCH, P.L. (2011): INSENSA-GIS. an open-source software tool for GIS data processing and statistical analysis.

- CBD (2001): COP 5 (2000) Decision V/6 Ecosystem Approach. - In: CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (CBD) (Ed): Handbook of the convention on biological diversity. – London (Earthscan)
- CBD (2010a): Global biodiversity outlook 3. – Montreal (CBD)
- CBD (2010b): COP 10 Decision X/33 Biodiversity and climate change. - www.cbd.int/.../decisions/COP-10/cop-10-dec-33-en.doc
- CLARKE, P. & JUPITER, S. (2010): Principles and practice of ecosystem-based management: A guide for conservation practitioners in the tropical western pacific. – Suva (Wildlife Conservation Society. Fiji)
- ESRI (2008): Data and maps. Global digital elevation model (ETOPO30). - Environmental Systems Research Institute.
- FREUDENBERGER, L.; HOBSON, P.; SCHLUCK, M.; KREFT, S.; VOHLAND, K.; SOMMER, H.; REICHLER, S.; NOWICKI, C.; BARTHLOTT, W. & IBISCH, P.L. (2013): Nature conservation: priority-setting needs a global change. - *Biodiversity and Conservation* 22(5): 1255-1281.
- FREUDENBERGER, L.; HOBSON, P. R.; SCHLUCK, M. & IBISCH, P.L. (2012a): A global map of the functionality of terrestrial ecosystems. - *Ecological Complexity* 12: 13–22.
- FREUDENBERGER, L.; SCHLUCK, M.; HOBSON, P.; SOMMER, H.; CRAMER, W.; BARTHLOTT, W. & IBISCH, P.L. (2010): B.1.1 A view on global patterns and interlinkages of biodiversity and human development. - In: IBISCH, P.L.; VEGA, A. & HERRMANN, T.M. (Eds): Interdependence of biodiversity and development under global change. – Montreal (Secretariat of the Convention on Biological Diversity): 37–57.
- FREUDENBERGER, L.; SCHLUCK, M. & IBISCH, P.L. (2012b): Bewertung der Funktionstüchtigkeit von Ökosystemen im Klimawandel. Neuartige Prioritätensetzung auf der Grundlage aktueller Ökosystemforschung. - In: IBISCH, P. L.; KREFT, S. & LUTHARDT, V. (Hrsg.): Regionale Anpassung des Naturschutzes an den Klimawandel. Strategien und methodische Ansätze zur Erhaltung der Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen in Brandenburg. – Eberswalde (Hochschule für nachhaltige Entwicklung): 145–155.
- GEYER, J.; KIEFER, I.; KREFT, S.; CHAVEZ, V.; SALAFSKY, N.; JELTSCH, F. & IBISCH, P.L. (2011): Classification of climate-change-induced stresses on biological diversity. - *Conservation Biology* 25 (4): 708–715.
- GONZALEZ, P.; NEILSON, R.P.; LENIHAN, J.M. & DRAPEK, R.J. (2010): Global patterns in the vulnerability of ecosystems to vegetation shifts due to climate change. - *Global Ecology and Biogeography* 19 (6): 755–768.
- GUMPENBERGER, M.; VOHLAND, K.; HEYDER, U.; POULTER, B.; MACEY, K.; RAMMIG, A.; POPP, A. & CRAMER, W. (2010): Predicting pan-tropical climate change induced forest stock gains and losses—implications for REDD. - *Environmental Research Letters* 5 (1): 14013.
- HANSEN, M.; DEFRIES, R.; TOWNSHEND, J.; CARROLL, M.; DIMICELI, C. & SOHLBERG, R. (2003): Vegetation continuous fields. MOD44B, 2001 percent tree cover, collection 3. – Maryland (University of Maryland, College Park)
- HANSEN, M.C.; STEHMAN, S.V. & POTAPOV, P.V. (2010): Quantification of global gross forest cover loss. - *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107 (19): 8650–8655.
- IBISCH, P.L.; HOBSON, P. & VEGA, A.E. (2010): Mutual mainstreaming of biodiversity conservation and human development towards a more radical ecosystem approach. - In: IBISCH, P.L.; VEGA, A. & HERRMANN, T M. (Eds): Interdependence of biodiversity and development under global change. – Montreal (Secretariat of the Convention on Biological Diversity): 15–34.

- IMF - INTERNATIONAL MONETARY FUND (2009): The World Economic Outlook database.
- IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (2007): Summary for policymakers. - In: Climate change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of working group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IUCN & UNEP (2009 (update 2010)): The World Database on Protected Areas (WDPA). - Cambridge (UNEP-WCMC World Conservation Monitoring Centre)
- KIER, G.; KREFT, H.; LEE, T.M.; JETZ, W.; IBISCH, P.L.; NOWICKI, C.; MUTKE, J. & BARTHLOTT, W. (2009): A global assessment of endemism and species richness across island and mainland regions. - *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106 (23): 9322–9327.
- KIER, G.; MUTKE, J.; DINERSTEIN, E.; RICKETTS, T.H.; KUPER, W.; KREFT, H. & BARTHLOTT, W. (2005): Global patterns of plant diversity and floristic knowledge. - *Journal of Biogeography* 32 (7): 1107–1116.
- LAST OF THE WILD (2005 (LWP-2)): Global human footprint data set (HF). - Wildlife Conservation (WCS) and Center for International Earth Science Information Network (CIESIN).
- LEFSKY, M.A. (2010): A global forest canopy height map from the Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer and the Geoscience Laser Altimeter system. - *Geophysical Research Letters* 37 (15): L15401.
- MARGULES, C.R. & PRESSEY, R.L. (2000): Systematic conservation planning. - *Nature* 405 (6783): 243–253.
- MARGULES, C.R. & SARKAR, S. (2007): Systematic conservation planning. – Cambridge (Cambridge University Press)
- NAIDOO, R. & IWAMURA, T. (2007): Global-scale mapping of economic benefits from agricultural lands: implications for conservation priorities. - *Biological Conservation* 140 (1-2): 40–49.
- OLSON, D.M.; DINERSTEIN, E.; WIKRAMANAYAKE, E.D.; BURGESS, N.D.; POWELL, G.V.; UNDERWOOD, E.C.; D'AMICO, J.A.; ITOUA, I.; STRAND, H.E.; MORRISON, J.C.; LOUCKS, C.J.; ALLNUTT, T.F.; RICKETTS, T.H.; TAYLOR, H.; KURA, Y.; LAMOREUX, J.F.; WETTENGEL, W.W.; HEDAO, P. & KASSEM, K.R. (2001): Terrestrial ecoregions of the worlds: A new map of life on Earth. - *Bioscience* 51:933–938.
- POLASKY, S. (2008): Why conservation planning needs socioeconomic data. - *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105 (18): 6505–6506.
- REU, B.; PROULX, R.; BOHN, K.; DYKE, J.G.; KLEIDON, A.; PAVLICK, R. & SCHMIDTLEIN, S. (2011): The role of climate and plant functional trade-offs in shaping global biome and biodiversity patterns. - *Global Ecology and Biogeography* 20 (4): 570–581.
- THE FUND FOR PEACE (2011): Failed States Index 2011.
- UN POPULATION DIVISION (2011): World population prospects: The 2010 revision, last update 2011. - United Nations Department of Economic and Social Affairs Population Division.

VÖRÖSMARTY, C.J.; GREEN, P.; SALISBURY, J. & LAMMERS, R.B. (2000): Global water resources: vulnerability from climate change and population growth. - *Science* 289 (5477): 284–288.

WIENS, J.A. & BACHELET, D. (2010): Matching the multiple scales of conservation with the multiple scales of climate change. - *Conservation Biology* 24 (1): 51–62.

Dr. Lisa Freudenberger
Zentrum für Entwicklungsforschung
Abteilung für Ökologie und Management natürlicher Ressourcen
Universität Bonn, Walter-Flex-Str. 3
53113 Bonn
lfreuden@uni-bonn.de,

Prof. Dr. Pierre L. Ibisch
Centre for Econics and Ecosystem Management
Hochschule für nachhaltige Entwicklung
Alfred-Moeller-Str. 1
16225 Eberswalde
pibisch@hnee.de

Der URBIO Index – ein Bewertungssystem zur Nachhaltigkeit von Grünflächen

NORBERT MÜLLER, KATJA ELSNER & ANTJE WITTMANN

Keywords: Biodiversität, Grünflächen, Indikatoren, Nachhaltigkeit, Planung

1 Hintergrund

Heute leben mehr als 50 % der Weltbevölkerung in städtischen Ballungszentren. Dabei nutzen sie zwar nur 2 % der Erdoberfläche aber 75 % der globalen Ressourcen und sind hauptverantwortlich für den Rückgang der biologischen Vielfalt. Für das „2020 Ziel“ der CBD (CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2010) ist es darum wichtig sich mit dem Zusammenhang zwischen Urbanisierung und Biodiversität zu beschäftigen (ELMQUIST et al. 2013) und geeignete Maßnahmen zu ergreifen, um den globalen Rückgang der Biodiversität zu reduzieren.

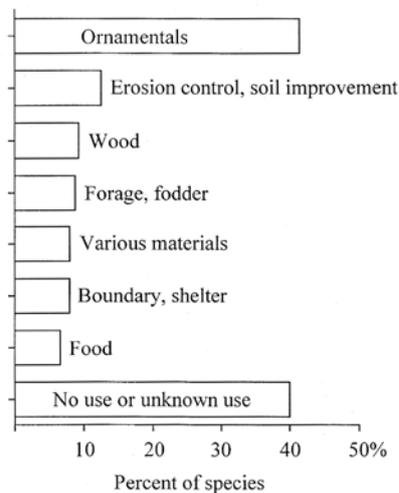


Abb. 1: Einführungswege der weltweit am stärksten invasiven Pflanzen (aus WEBER 2003)



Abb. 2: Zahl der Fachartikel in drei Fachzeitschriften der Landschaftsarchitektur, die ein oder mehrere Indikatorgruppen der nachhaltigen Grünflächengestaltung (siehe Tab. 1) zum Schwerpunkt hatten. Die Prozentangaben beziehen sich auf die Gesamtzahl der pro Jahrgang publizierten Fachartikel. (aus HACKEL & KÖPPER 2013)

Ein Hauptverursacher für den Rückgang der Biodiversität sind biologische Invasionen, für die in hohem Maße Landschaftsarchitektur und Gartenkultur verantwortlich sind (WEBER 2003, REICHARD & WHITE 2001, DEHNEN-SCHMUTZ et al. 2007). Darum ist die Berücksichtigung von Biodiversitäts- und Nachhaltigkeitsaspekten in der Landschaftsarchitektur und insbesondere bei dem Bau und der Pflege von Grünflächen eine zentrale Forderung.

Leitfäden und Zertifizierungssysteme zur Nachhaltigkeit finden in der Architektur bereits seit zwei Jahrzehnten Anwendung, z. B. LEED (USGBC 2012). In Deutschland gibt es bereits Zertifikate zur Beschreibung und Bewertung von Gebäuden und Stadtquartieren durch die Deutsche Gesellschaft für Nachhaltiges Bauen (DGNB 2013). Außerdem sind Nachhaltigkeitskriterien Bestandteil der Baugenehmigung.

Erste Instrumentarien der Landschaftsarchitektur die Nachhaltigkeit von Grünflächen zu überprüfen, wurden in Großbritannien 1996 mit dem "Green Flag Award" und in den Vereinigten Staaten 2005 mit der "Sustainable Sites Initiative" entwickelt. Beim „Green Flag Award“ werden nicht alle Kriterien der Nachhaltigkeit berücksichtigt und er wird nur für einen bestimmten Zeitraum verliehen. Die "Sustainable Sites Initiative" ist sehr aufwändig und kostenintensiv, so dass sich beide Instrumentarien nicht im deutschsprachigen Raum etablieren konnten.

Bei einer Auswertung einer internationalen und zweier deutschsprachigen Fachzeitschriften der Landschaftsarchitektur wird deutlich, dass bislang das Thema in der Fachwelt kaum als zentrale Aufgabe und Herausforderung gesehen wird. Zwischen 2007 bis 2011 beschäftigten sich in allen Zeitschriften nur wenige Beiträge mit dem Thema der nachhaltigen Gestaltung von Grünflächen. Ab 2012 ist allerdings in der Zeitschrift „Stadt & Grün“ ein sprunghafter Anstieg von publizierten Beiträgen zu beobachten.

Da nachhaltig gestaltete Grünflächen ganz wesentlich die Ökosystemleistungen von Grünräumen in Städten unterstützen und einen Beitrag zur Minderung von biologischen Invasionen leisten, sollte heute bei jeder Grünflächengestaltung Aspekte der Nachhaltigkeit konsequent Anwendung finden. Vor diesem Hintergrund wurde seit 2008 an der Fachhochschule Erfurt ein Bewertungssystem zur Nachhaltigkeit von Grünflächen – der sogenannten URBIO Index (MÜLLER & DENNHÖFER 2009, ELSNER 2011) entwickelt und an verschiedenen Fallbeispielen getestet (ELSNER 2011, MÜLLER 2013).

Unter der gleichen Zielsetzung wurde vom Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung ein Forschungsprojekt zum nachhaltigen Bauen von Liegenschaften des Bundes vergeben, zu dem erste Ergebnisse vorliegen (BMVBS 2012, RICHTER et al. 2011).

2 Was bedeutet Nachhaltigkeit in der Grünflächengestaltung?

Bei der Planung, Ausführung und Pflege von Grünanlagen sind vielfältige Ziele der Nachhaltigkeit zu berücksichtigen. Bezogen auf die drei Hauptziele der Nachhaltigkeit sind dies beispielsweise:

- Einbeziehung der Nutzer und Stadtbewohner in die Planung und Pflege der Grünfläche (soziale Aspekte)
- Sicherung und Entwicklung der Biodiversität durch Verwendung gebietsheimischer Pflanzenmaterialien, Verbesserung der Klimaausgleichsfunktion durch hohen Baumanteil (ökologische Aspekte)
- Förderung regionaler Wirtschaftskreisläufe durch Verwendung lokaler Bau- und Pflanzenmaterialien (ökonomische Aspekte)

Alle drei Ziele der Biodiversitätskonvention d. h. Schutz und die nachhaltige Nutzung der Biodiversität als auch der gerechte Vorteilsausgleich aus dem Nutzen der genetischen Vielfalt werden damit unterstützt.

Untersuchungen an alten Parkanlagen ergaben, dass sie heute häufig Refugien für die Sicherung der regionalen Biodiversität sind. So sind die über lange Zeit extensiv genutzten Wiesen in Parkanlagen deutlich artenreicher als das heutige weit verbreitete Intensivgrünland der Agrarlandschaften. Da in früherer Zeit

mengenmäßig vorwiegend gebietsheimisches Pflanzenmaterial bei der Neugestaltung von Parkanlagen verwendet wurde, unterstützen sie heute die regionale Biodiversität (KÜMMERLING & MÜLLER 2012). Um die regionale Biodiversität zu erhalten und zu fördern, sollte darum auch heute in Siedlungen und bei Bauvorhaben wieder verstärkt gebietsheimisches (autochthones) Pflanz- und Saatgut Verwendung finden.

Damit wird auch dem Ziel der Biodiversitätskonvention – der gerechte Vorteilsausgleich aus dem Nutzen der genetischen Vielfalt - Rechnung getragen. In Deutschland werden heute jedes Jahr tausende Tonnen Saatgutes aus Herkunfts- und Produktionsgebieten aus anderen Klima- und Wirtschaftszonen (z. B. Neuseeland und Nordamerika) ausgebracht. 80 % der in Deutschland gepflanzten Bäume und Sträucher stammen aus Billiglohnländern Südosteuropas. Diese durch die Globalisierung initiierte Praxis der Pflanzenverwendung führt nicht nur zur Florenverfälschung und zu biologischen Invasionen, sondern auch zu einem dramatischen Rückgang und fast vollständigen Aussterben lokaler Baumschulen und Gärtnereien, sodass hier rasch ein Umdenken in der guten fachliche Praxis in der Landschaftsarchitektur notwendig wird (MÜLLER 2011).

3 Der URBIO Index

3.1 Ziele und Anforderungen

Der hier vorgestellte URBIO Index richtet sich an Landschaftsarchitekten, Stadtplaner und Behörden, um sie bei der Gestaltung von Grün- und Freiräumen in Städten zu unterstützen. Der Bewertungsindex soll leicht anwendbar, wissenschaftlich nachvollziehbar, objektiv und fair sein und als Datenpool zum Vergleich verschiedener Grünflächen nutzbar sein.

3.2 Aufbau und Methodik

Der derzeit vorliegende Index umfasst sechs thematische Indikatorengruppen mit insgesamt 25 Indikatoren.

Tab. 1: Indikatoren für nachhaltige Grünflächengestaltung des sog. URBIO Index und dessen Nachhaltigkeitsziele (in Kurzform)

Indikator		Nachhaltigkeitsziel
Planung		
1	Planungs- und Gestaltungsqualität	Nutzerzufriedenheit
2	Nachhaltigkeit als Planungsziel	nachhaltige Freiraumqualität
3	Bürger- und Nutzerbeteiligung im Planungsablauf	hohe Akzeptanz und Zufriedenheit, Identifikation, Verringerung von Vandalismus
4	Vergleich zur Vornutzung	Verbesserung der Standortqualität
Materialverwendung		
5	Verwendung autochthoner Pflanzen – Bäume und Sträucher	Sicherung und Förderung der biologischen Vielfalt
6	Verwendung autochthoner Pflanzen – Kräuter, Stauden, Gräser	Sicherung und Förderung der biologischen Vielfalt
7	Materialauswahl (regionale Materialien, Bestands- und Recyclingmaterial)	Reduzierung von Transportwegen, Ressourcenschonung, Minimierung von Entsorgung, Förderung regionaler Produkte und Wirtschaftskreisläufe, Förderung regionaler Identität
8	Verwendung von zertifiziertem Holz	Förderung nachhaltiger Waldbewirtschaftung
9	Wiederverwendbarkeit, Recyclingfähigkeit verbauter Materialien	Ressourcenschonung, Verringerung der Entsorgung
Aufenthaltsqualität		
10	Barrierefreiheit	Zugänglichkeit für alle Bevölkerungsgruppen (Indikator Rollstuhlfahrer)
11	Erreichbarkeit	Förderung energieeffizienter Transportmittel und hohe Nutzbarkeit
12	Nutzungsvielfalt	Benutzung der Grünfläche durch alle Altersgruppen
13	Benutzerfreundlichkeit	Nutzungskomfort

Biodiversität		
14	Vielfalt an Lebensräumen	Sicherung und Förderung der Biodiversität
15	Vorhandensein von Zielarten	Sicherung und Förderung der Biodiversität
16	Biotopverbund	Sicherung und Förderung der Biodiversität
17	Raum für Sukzession	Sicherung und Förderung der Biodiversität
18	Klimaausgleichsfunktion	CO ₂ -Senke, Verbesserung des Mikroklimas im Siedlungsbereich
19	Grundwasser	Schutz des Grundwassers durch Düngemittel- und Pestizidverzicht
20	Versiegelungsflächen	Erhöhung Grundwasserneubildung, erhöhte Verdunstungsmöglichkeit, Entlastung der Kanalisation
21	Bodenschutz beim Bau	Sicherung des gewachsenen Bodens durch wenige Bodenbewegung
22	Standortgerechte Pflanzenverwendung	Minimierung des Pflegeaufwands z. B. der Bewässerung
23	Nutzung von Regenwasser	Erhöhung des Verdunstungsgrades, Entlastung Kanalisation, Kosteneinsparung, Erhöhung Grundwasserneubildungsrate
24	Beleuchtung	Reduzierung der Energiekosten, Schutz von nachtaktiven Insektenarten, Reduzierung des Lichtsmogs
25	Pflegekonzeption	Reduzierung des Pflegeaufwandes durch Einsparung von Pflegevorgängen, Förderung natürlicher Vorgänge, Erhöhter Erlebniswert

Die Anwendung des Index beinhaltet fünf Schritte. Zunächst wird eine Begehung der Grünanlage vorgenommen und eine Fotodokumentation erstellt. Daraufhin erfolgen Gespräche mit den Eigentümern, Planern und Nutzern der Anlage. Des Weiteren wird die Auswertung von Planungsunterlagen und Leistungsverzeichnissen durchgeführt, um letztendlich eine detaillierte und korrekte Datengrundlage für die Bewertung mittels der Indikatoren zu erhalten. Bei der Bewertung beträgt die maximale Punktzahl pro Indikator 4 Punkte, sodass insgesamt maximal 100 Punkte im Idealfall erreicht werden.

Tab 2: Beispiel für das Bewertungsverfahren und die Punktevergabe am Indikator autochthone Pflanzenverwendung

Nr.	Indikator	Nachhaltigkeitsziel					
5	Verwendung autochthoner Pflanzen – Bäume und Sträucher	Sicherung der biologischen Vielfalt	4 P.	3 P.	2 P.	1 P.	0 P.

Bewertungsmaßstab:

4 Punkte: mehr als 75 % der verwendeten Gehölze sind aus gebietsheimischem Pflanzenmaterial

3 Punkte: 51- 75 %

2 Punkte: 26 – 50 %

1 Punkt: 5 – 25 %

0 Punkte: weniger als 5 % der verwendeten Gehölze sind aus gebietsheimischem Pflanzenmaterial

4 Erprobung des URBIO Index



Abb. 3: Lage der untersuchten „Best Practise“ Grünanlagen (aus ELSNER 2011 verändert)

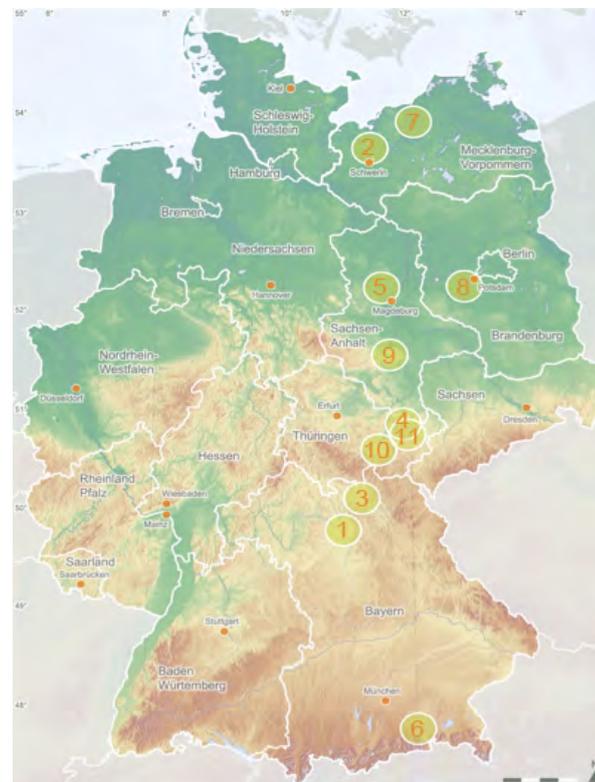


Abb. 4: Lage der untersuchten Gartenschauen in Deutschland (aus HACKEL & KÖPPER 2013 verändert)

4.1 „Best Practise“ Grünanlagen

Zur Erprobung des URBIO Index wurden fünf Untersuchungsobjekte ausgewählt, die auf Grund ihrer Genese bzw. Zugehörigkeit besondere Vorbildfunktion für nachhaltig geplante Grünflächen haben sollten und Nachhaltigkeit auch explizit Leitziel der Planung war. Dies waren im Einzelnen:

- a) die Außenanlagen des Bayerischen Landesamtes für Umwelt in Augsburg (BayLfU)
- b) die Außenanlagen des Bundesamtes für Naturschutz in Bonn (BfN),
- c) der Landschaftslehrpark der Fachhochschule in Erfurt (FHE)
- d) der Park am Nordbahnhof in Berlin (dieser wurde mit dem Landschaftsarchitekturpreis für Nachhaltigkeit im Jahre 2011 ausgezeichnet).
- e) die Außenanlagen des Umweltbundesamtes in Dessau (UBA),

Eine Übersicht aller Objekte mit ihren planerischen Leibildern und Kurzauswertung ist in der nachfolgenden Tabelle (Tab. 3) zu finden. Dabei wurden die Grünanlagen absteigend nach ihrer Punktzahl aufgeführt.

Tab. 3: Bewertung der untersuchten „Best Practise“ Grünflächen mit Hilfe des URBIO Index (maximale Punktzahl = 100)

Grünanlage und Leitidee	Fertigstellung	Flächengröße	Ergebnisse der Bewertung		Punktzahl
			Stärken	Schwächen	
1) BayLfU, Augsburg: Vorstellung der Vielfalt gefährdeter einheimischer Lebensräume	1999	6 ha	Planung, Unterhalt und Pflege, Materialverwendung, Biodiversität		96
2) BfN, Bonn: Einbindung von Nachhaltigkeit in der Parkgestaltung und Materialverwendung	2007	2 ha	Unterhalt und Pflege, Klima / Wasser / Boden, Materialverwendung		91
3) FHE, Erfurt: Anschauungsobjekt für nachhaltige Grünflächengestaltung	2007	4 ha	Planung, Klima / Wasser / Boden		86
4) Park am Nordbahnhof, Berlin: Schaffung eines nachhaltigen Parks im Zentrum von Berlin	2010	5 ha	Unterhalt und Pflege, Klima / Wasser / Boden, Aufenthaltsqualität	Planung, Biodiversität	83
5) UBA, Dessau: Integration der Industriegeschichte in die nachhaltige Parkgestaltung	2005	2 ha	Aufenthaltsqualität	Planung, Materialverwendung	70

Die Untersuchung hat gezeigt, dass die als beste zu beurteilende Fläche gleichzeitig auch die älteste ist. Das Bayerische Landesamt für Umwelt in Augsburg wurde 1999 fertiggestellt und konnte mit insgesamt 96 von 100 möglichen Punkten überzeugen (Abb. 5). Durch die konsequente Berücksichtigung aller Nachhaltigkeitsaspekte, aber insbesondere durch die Integration verschiedenartiger heimischer Lebensräume gilt diese Anlage als gelungenes Beispiel nachhaltiger Freiraumgestaltung (Abb. 6).

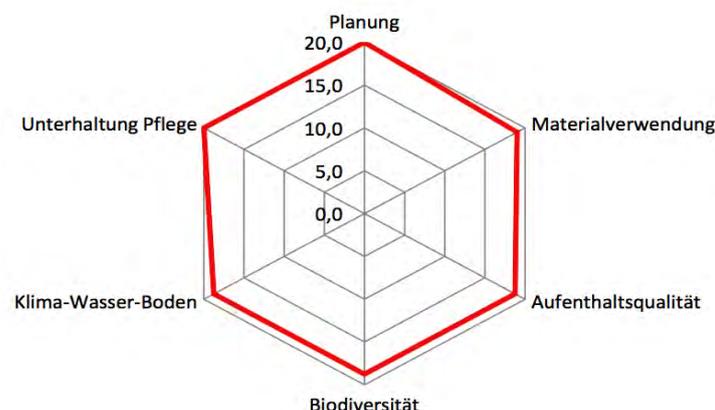


Abb. 5: Grafische Darstellung der Gesamtbewertung des Bayerischen Landesamtes für Umwelt



Abb. 6: Außenanlagen des BayLfU in Augsburg

4.2 Bundes- und Landesgartenschauen

„Seit mehr als 60 Jahren verbessern wir nachhaltig die Lebens- und Standortqualität von Städten“ – mit diesem Leitspruch wirbt die Deutsche Bundesgartenschau-Gesellschaft für ihre Veranstaltungen. Vor diesem Hintergrund wurden im Rahmen eines studentischen Projekts an der Fachhochschule Erfurt im Wintersemester 2012/2013 elf Gartenschauen mit Hilfe des URBIO Index auf ihre Nachhaltigkeit untersucht (MÜLLER 2013). Als Auswahlkriterium galt, dass die jeweilige Fläche ca. 1 ha groß und öffentlich zugänglich sein muss und dass im Rahmen der Gartenschau eine Neu- oder Umgestaltung stattfand.

Ausgewählt wurden Flächen der Bundesgartenschau (BUGA) Magdeburg, der Landesgartenschau (LAGA) Pöbneck, der Bundesgartenschau Potsdam, der Landesgartenschau Kronach, der Internationalen Gartenausstellung (IGA) Rostock, der Bundesgartenschau Gera – Ronneburg, der Bundesgartenschau Schwerin, der Landesgartenschau Rosenheim, der Landesgartenschau Aschersleben und der Landesgartenschau Bamberg.

Ebenso wie unter Punkt 3.2 beschrieben, wurden die untersuchten Anlagen in der folgenden Tabelle (Tab. 4) absteigend nach ihrer maximalen Punktzahl von 100 erfasst und die jeweiligen Stärken und Schwächen aufgeführt.

Tab. 4: Gartenschauen und Bewertung der untersuchten Teilflächen mit Hilfe des URBIO Index (maximale Punktzahl = 100)

Gartenschau und Thema der Teilfläche	Fertigstellung	Flächengröße	Ergebnisse der Bewertung		Punktzahl
			Stärken	Schwächen	
1) LAGA Bamberg: Fischpass mit Grünflächen	2012	2,0 ha	Materialverwendung, Biodiversität, Unterhalt und Pflege	Klima / Wasser / Boden	83
2) BUGA Schwerin: Naturgarten	2009	13,5 ha	Unterhalt und Pflege, Biodiversität, Aufenthaltsqualität	Planung, Materialverwendung	81
3) LAGA Kronach: Garten der Zukunft	2002	2,3 ha	Planung, Aufenthaltsqualität	Biodiversität	79
4) BUGA Gera - Ronneburg: Ronneburger Balkon	2007	12,0 ha	Planung, Aufenthaltsqualität	Biodiversität	72
5) BUGA Magdeburg: In den Wällen	1999	3,7 ha	Materialverwendung, Planung, Klima / Wasser / Boden	Biodiversität	71
6) LAGA Rosenheim: Mangfallpark Nord	2010	4,0 ha	Aufenthaltsqualität	Materialverwendung, Biodiversität	70
7) IGA Rostock: Kiesweiher	2003	6,0 ha	Unterhalt und Pflege	Materialverwendung, Biodiversität	68
8) BUGA Potsdam: In den Wällen	2001	3,0 ha	Aufenthaltsqualität	Materialverwendung, Biodiversität	68

9) LAGA Aschersleben: Eine – Terrasse	2010	3,0 ha	Aufenthaltsqualität	Planung, Materialverwendung, Biodiversität	66
10) LAGA Pößneck: Themengärten	2000	1,2 ha	Unterhalt und Pflege	Materialverwendung, Biodiversität, Klima / Wasser / Boden	65
11) BUGA Gera - Ronneburg: Baumschulgarten	2007	0,8 ha	Planung, Aufenthaltsqualität	Materialverwendung, Klima / Wasser / Boden	63

Insgesamt ist die Landesgartenschau Bamberg mit einer Gesamtpunktzahl von 83 Punkten (Abb. 7) als beste aller Gartenschauen hervorgegangen. Die Anlage naturnaher Gewässer und artenreicher Grünflächen mit gebietsheimischen Pflanzenmaterial ist vor allem in den Kategorien Biodiversität sowie Unterhalt und Pflege als besonders positiv zu bewerten. Die durchgehende Verwendung von autochthonem Pflanzmaterial ist beachtenswert und spricht für eine nachhaltige Planung und Gestaltung. So wurden beispielsweise die Böschungen mit dem Heudruschverfahren und regionalem Saatgut begrünt. Des Weiteren wurden viele regionale Baumaterialien im Untersuchungsgebiet verbaut.

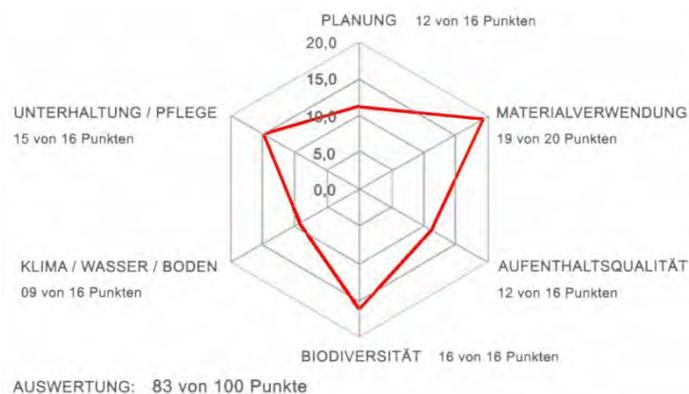


Abb. 7: Grafische Darstellung des Gesamtergebnisses der LAGA Bamberg

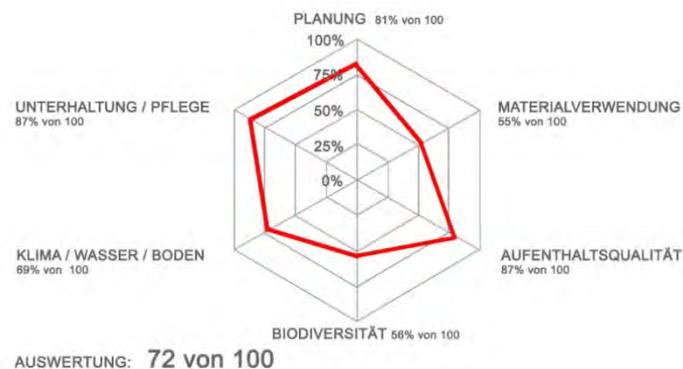


Abb. 8: Grafische Darstellung des Gesamtergebnisses aller Gartenschauen

Zusammenfassend hat die Untersuchung der Gartenschauen ergeben, dass die höchsten Defizite im Bereich der Biodiversität bestehen.

5 Ausblick

Die Erprobung des URBIO Index erfolgt derzeit in weiteren Ländern und Parkanlagen. So wird dieser unter anderem seit Juli 2012 in Japan durch eine Zusammenarbeit mit der Universität in Kyoto und seit November 2012 durch ein studentisches Projekt an der Universität von Florida erprobt.

Der URBIO Index wurde im Rahmen eines Workshops „Nachhaltigkeit in der Grünflächengestaltung“ am 20. März 2013 (Veranstalter Fachhochschule Erfurt und Bund Deutscher Landschaftsarchitekten) mit weiteren Bewertungssystemen diskutiert (MÜLLER & KIRSTEN 2013).

Im nächsten Schritt sollte die Entwicklung eines Handbuchs für Landschaftsarchitekten zur nachhaltigen Gestaltung und Pflege von Grünflächen angestrebt werden.

6 Literaturverzeichnis

- BMVBS (BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR, BAU UND STADTENTWICKLUNG) (HRSG.) (2012): Nachhaltig geplante Außenanlagen auf Bundesliegenschaften. -
- CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (CBD) (2010): COP 10 Decision X/2 Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020. -
Abgerufen am 12.09.2013 von URL <https://www.cbd.int/decision/cop/?id=12268>
- DEHNEN-SCHMUTZ et al. (2007): The horticulture trade and ornamental plant invasions in Britain. - *Conservation Ecology* 21: 224-231
- DGNBG (DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR NACHHALTIGES BAUEN E. V.) (2013): Das DGNB Zertifizierungssystem. -
Abgerufen am 14.09.2013 von URL <http://www.dgnb-system.de/de/system/zertifizierungssystem/>
- ELMQVIST, T.; FRAGKIAS, M.; GOODNESS, J.; GÜNERALP, B.; MARCOTULLIO, P.J.; McDONALD, R.I.; PARNELL, S.; SCHEWENIUS, M.; SENDSTAD, M.; SETO, K.C. & WILKINSON, C. (Eds.) (2013): *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities - A Global Assessment*. – Berlin (Springer)
- ELSNER, K. (2011): Entwicklung eines Nachhaltigkeitsindex für Grünflächen: Master Arbeit Fachhochschule Erfurt. -
- HACKEL, S. & KÖPPER, N. (2013): Nachhaltigkeit öffentlicher Grünflächen neugestaltet im Rahmen einer Gartenschau. Veranlassung, Ziel und Vorgehensweise. - In: MÜLLER, N.: *Nachhaltigkeit öffentlicher Grünflächen von Gartenschauen – Ergebnisse studentisches Projekt im Studiengang Landschaftsarchitektur – EU Umweltrichtlinie*. WS 2012/2013 Fachhochschule Erfurt. Abgerufen am 10.09.2013 von URL <http://www.fh-erfurt.de/lgf/la/lehrende/prof-dr-norbert-mueller/nachhaltigkeit-gartenschauen-2012-2013/>
- KÜMMERLING, M. & MÜLLER, N. (2012): The relationship between landscape design and the conservation value of parks: A case study of a historical park in Weimar, Germany. - *Landscape and Urban Planning*. 107: 11–17
- MÜLLER, N. (2011): Genetische Vielfalt gerecht nutzen. - *Naturschutz und Landschaftsplanung* 43: 125-126
- MÜLLER, N. (2013): Nachhaltigkeit öffentlicher Grünflächen von Gartenschauen – Ergebnisse studentisches Projekt im Studiengang Landschaftsarchitektur – EU Umweltrichtlinien. WS 2012/2013 Fachhochschule Erfurt. Abgerufen am 10.09.2013 von URL <http://www.fh-erfurt.de/lgf/la/lehrende/prof-dr-norbert-mueller/nachhaltigkeit-gartenschauen-2012-2013/>
- MÜLLER, N. & DENNHÖFER, R. (2009): Wie nachhaltig sind öffentliche Freiräume? Ergebnisse studentisches Projekt im Studiengang Landschaftsarchitektur. WS 2008/2009. Abgerufen am 03.09.2013 von URL <http://www.fh-erfurt.de/lgf/la/lehrende/prof-dr-norbert-mueller/naturschutz-objektplaner-2008-2009/>
- MÜLLER, N. & ELSNER, K. (2012): *URBIO Index – Bewertungssystem zur Nachhaltigkeit von Grünflächen*. – Erfurt (Fachhochschule Erfurt)
- MÜLLER, N. & KIRSTEN, R. (2013): *Proceedings URBIO Workshop. Nachhaltigkeit in der Grünflächengestaltung*. -
Abgerufen am 26.09.2013 von URL http://www.fh-erfurt.de/lgf/fileadmin/LA/Personen/Mueller/013-03-20_proceedings_green_space_URBIO.pdf

REICHARD, S. & WHITE, P. (2001): Horticulture as a pathway of invasive plant introductions in the United States. - *Bioscience* 51: 103-113

RICHTER, E., LOIDL-REISCH, C., BRIX, K. , ZELT, J. & ZIMMERMANN, A.(2011): Leitfaden Nachhaltiges Bauen – Außenanlagen. -

USGBC (U.S. GREEN BUILDING COUNCIL) (2011): What LEED is. Abgerufen am 14.09.2013 von URL <http://www.usgbc.org/>

WEBER, E. (2003): Invasive plant species of the world: A reference guide to environmental weeds. - Wallingford. Oxon (CABI Publishing)

*Norbert Müller**, *Katja Elsner*** & *Antje Wittmann***
Fachhochschule Erfurt, Fachgebiet Landschaftspflege und Biotopentwicklung,
Studiengang Landschaftsarchitektur & Geschäftsstelle URBIO
Leipziger Straße 77, 99085 Erfurt
***Buddestraße 1, 99099 Erfurt*

Die Jungen Systematiker (JuSys) – Förderung der taxonomisch-systematischen Grundlagenforschung

ANDRÉ KOCH & TORBEN RIEHL

Schlagwörter: Taxonomie, biologische Systematik, Nachwuchswissenschaftler, Taxonomie-Krise, Karriere, Nachwuchsförderung, Naturkundemuseum

Hintergrund der JuSys

Die AG Junge Systematiker – kurz JuSys (www.jusys-gfbs-home.de) genannt – ist eine gemeinnützige Gruppierung von Nachwuchswissenschaftlern, die 1998 als selbstorganisierte Arbeitsgruppe gegründet wurde. Sie steht unter der Schirmherrschaft der Gesellschaft für Biologische Systematik (GfBS, www.gfbs-home.de). Die etwa 300 Mitglieder der JuSys sind interessierte und aktive junge (oder jung gebliebene) Systematiker, Taxonomen oder Organismiker, die (meist) noch am Beginn ihrer wissenschaftlichen Karriere stehen. Somit sind sie überwiegend Studenten, Doktoranden und Postdoktoranden der Botanik, Zoologie, Mykologie und Mikrobiologie.

Das Ziel der JuSys ist es, die Vernetzung und Expertise des wissenschaftlichen Nachwuchses im Bereich der Taxonomie und Systematik im deutschsprachigen Raum unabhängig von der untersuchten Organismengruppe zu fördern und zu unterstützen. Im Vordergrund stehen dabei regelmäßige Treffen, die Vernetzung der Mitglieder über einen Emailverteiler, Workshops zu aktuellen wissenschaftlichen Fragen und Methoden. Auch der Erfahrungsaustausch über relevante Themen wie wissenschaftliche Präsentationen, Förderungsprogramme, Antragsstellung und außeruniversitäre Laufbahnen gehört hierzu. Über den Emailverteiler werden vor allem Jobangebote, Stellenausschreibungen und Tagungsankündigungen zirkuliert und somit einem großen Interessentenkreis bekannt gemacht. Außerdem unterstützen sich die Mitglieder gegenseitig bei der Beschaffung von schwer erhältlicher Literatur sowie bei der Beantwortung von methodischen und fachlichen Fragestellungen.

Die Mitgliedschaft bei den JuSys ist informell und absolut kostenlos. Jeder, der sich für die Aktivitäten interessiert und davon profitieren möchte, ist herzlich eingeladen, sich den Jungen Systematikern anzuschließen. Die GfBS unterstützt die Aktivitäten der JuSys sowohl ideell als auch finanziell. Für die Tagungen der GfBS werden jährlich Reisekostenstipendien für Studenten ausgelobt, denen die Teilnahme ansonsten verwehrt bliebe.

Was ist Taxonomie?

Auch wenn es uns nicht bewusst ist, so ist Taxonomie doch eine dem Menschen grundeigene Eigenschaft, die es ihm ermöglicht durch die Vergabe von Namen an alle möglichen Dinge, diese zu unterscheiden und mit einander hierüber zu kommunizieren. Taxonomie stellt demnach einen bedeutenden Teil unseres Lebens und unserer Sprache dar, mit dem wir Lebensmittel, Tiere, Pflanzen etc. benennen und genau identifizieren können. Relevant sind diese Namen für uns vor allem für Nahrungsmittel und Medizinalpflanzen oder auch Schädlinge und Krankheitserreger.

Wissenschaftliche Taxonomie geht auf Gelehrte der Antike und des Mittelalters zurück, die bereits die sie umgebenden Organismen studierten und mit Namen versahen. Diese wurden in Schriften und Büchern festgehalten und auf diese Weise verbreitet, so dass sie allgemein bekannt und verstehbar wurden. Aus dieser Tradition resultieren die noch heute gültigen wissenschaftlichen (meist lateinischen oder griechischen) Artnamen, die somit auch international verständlich sind, auch über gängige Sprachbarrieren hinweg.

Nach aktuellen Schätzungen existieren auf der Erde etwa 8 Millionen verschiedene Organismenarten, von denen gerade einmal circa 1,8 Millionen bekannt (d. h. mit Namen versehen) sind (MORA et al. 2011). Das bedeutet, dass ca. 75 % der globalen Artenvielfalt noch unerforscht ist! Folglich warten auch heute noch zigtausende Tier- und Pflanzenarten auf ihre Entdeckung und wissenschaftliche Benennung. Taxonomische Grundlagenforschung ist daher wichtiger denn je, denn viele der noch unbeschriebenen Arten könnten z. B. wichtige Wirkstoffe enthalten oder andere Eigenschaften, die für den Menschen nützlich sein könnten. Statt diese bisher ungenutzten natürlichen Ressourcen zu erforschen und zu erhalten, geht der nicht nachhaltige Raubbau an der Natur unaufhörlich weiter und viele Arten verschwinden von der Erdoberfläche, bevor sie überhaupt entdeckt wurden. Hierdurch sägt der Mensch pausenlos an dem Ast des Lebensbaums, der ihn trägt und ernährt.

Weshalb braucht die taxonomisch-systematische Grundlagenforschung Unterstützung?

Wie in vielen Bereichen unserer Gesellschaft gilt auch in der Wissenschaft heutzutage verstärkt das Leistungsprinzip. Verschiedene Parameter wurden entwickelt, um die wissenschaftlichen Leistungen zu messen und vergleichen zu können. Vor allem Publikationen in Fachzeitschriften sind die Produkte der Wissenschaftler, an denen sie vorrangig gemessen werden. Ein Bewertungssystem, das sich bei den Veröffentlichungen der Forscher durchgesetzt hat, ist der Impact Factor (zu Deutsch „Einfluss- oder Bedeutungsfaktor“) einer Zeitschrift, in der ein Wissenschaftler publiziert. Dieser Einflussfaktor soll messen, wie oft die Artikel einer Zeitschrift im Verhältnis zur Gesamtanzahl, der in ihr publizierten Artikel, zitiert werden. Wenn also nur wenige Artikel in einem bestimmten Journal erscheinen, diese jedoch sehr häufig zitiert werden, wird der Zeitschrift eine große Bedeutung beigemessen und sie erhält dementsprechend einen hohen Impact Factor. Dieser vermeintliche Einfluss einer Zeitschrift wird jedoch oftmals eins zu eins auf die Qualität der darin erschienenen Artikel und folglich unmittelbar auf die Arbeit der Wissenschaftler übertragen, obwohl sich der Einflussfaktor erst im Nachhinein berechnen lässt und somit lediglich eine allgemeine Aussage über die Artikel der vergangenen Jahre getroffen werden kann. Exakte Erhebungen über die Zitierungen einzelne Artikel werden dabei nicht ermittelt. Es wird bei der Zählung der Zitierungen auch nicht unterschieden, ob ein Artikel eventuell aufgrund fehlerhafter Ergebnisse zitiert wird, quasi als negatives Beispiel, was das Ansehen einer Zeitschrift eher schmälern sollte. Zudem wird der Impact Factor nicht von einer unabhängigen Institution erhoben, sondern von einem kommerziellen US-Unternehmen. Konflikte scheinen daher vorprogrammiert zu sein (z. B. KRELL 2006).

Eines der Probleme der Taxonomie ist auf den zunehmenden Einfluss dieses Impact Factors als Maßstab für die vermeintliche Qualität der wissenschaftlichen Leistung der Forscher zurückzuführen. Denn im Gegensatz zu anderen Quellen, die in einer wissenschaftlichen Publikation herangezogen werden (wie z.B. die Urheber bestimmter Methoden, Zahlen oder Aussagen, auf die sich ein Autor bezieht) und folglich im Rahmen guter wissenschaftlicher Praxis auch zitiert werden müssen, werden die ursprünglichen Beschreibungen von Arten nur sehr selten im Literaturverzeichnis angegeben. Ohne Zitierungen erhalten taxonomische Fachzeitschriften jedoch nur einen sehr geringen Impact Factor (wenn er überhaupt bei der US-Firma beantragt, bewilligt und vergeben wurde) und folglich wird geschlussfolgert, dass auch die darin publizierten Forschungsergebnisse keine große Bedeutung besitzen, was sich wiederum negativ auf die Autoren von Artbeschreibungen, also die Taxonomen, auswirkt. Dies hat zur Folge, dass z. B. taxonomische Forschungsprojekte bei der Drittmittelbeantragung schlechter abschneiden und somit insgesamt weniger Gelder für die taxonomisch-systematische Grundlagenforschung zur Verfügung stehen. Hiervon sind vor allem Nachwuchswissenschaftler betroffen, die über keine feste Anstellung verfügen und daher verstärkt auf Drittmittelinwerbung angewiesen sind, um ihre Forschung durch- bzw. fortzuführen.

In einem kürzlich erschienenen Vergleich wurde das ganze Ausmaß der Vernachlässigung, taxonomische Originalarbeiten zu zitieren, eindrücklich verdeutlicht. So konnten Wägele et al. (2011) zeigen, dass etwa die Originalbeschreibung eines so bekannten Modellorganismus der medizinischen Forschung wie der Hausmaus (*Mus musculus*) bisher nur circa 300 mal zitiert wurde, obwohl in den letzten Jahrzehnten über 100.000 wissenschaftliche Arbeiten die Hausmaus zumindest erwähnen. Linnaeus (1758), der Beschrei-

ber der Hausmaus und vieler anderer bekannter Organismen (übrigens einschließlich des *Homo sapiens*) wird sich hierüber nicht mehr ärgern, doch für heutige Forscher, deren Arbeiten nicht zitiert, also auch nicht entsprechend honoriert, werden, hat dieses Versäumnis weitreichende Konsequenzen.

Um das Dilemma der Taxonomie etwas zu lindern (in dem der Einfluss der taxonomischen Zeitschriften vergrößert werden soll), fordern Wägele et al. (2011) daher, dass in jeder wissenschaftlichen Publikation die Originalbeschreibungen der Arten, die untersucht und behandelt werden, auch in der zitierten Literatur angegeben werden müssen. Leider wird diese Praxis auch von vielen Taxonomen selbst, entweder aus Gewohnheit, Bequemlichkeit oder Unwissenheit, nicht angewandt, womit sie sich und ihrem gefährdeten Berufsstand ins eigene Fleisch schneiden.

Aktivitäten der JuSys zur Förderung der Taxonomie

Da Auszeichnungen und Preise die Motivation von Nachwuchswissenschaftlern stärken und auch immer wichtiger für die jeweiligen Lebensläufe werden, organisieren die JuSys seit Jahren eigenständig Studentenpreise für die besten Posterpräsentationen und Vorträge während der nationalen und internationalen Tagungen der Gesellschaft für Biologische Systematik (GfBS). Die studentischen Beiträge werden hierfür von erfahrenen Wissenschaftlern anonym mit Punkten bewertet und anschließend die Gewinner ermittelt. Auf den eigens hierfür entwickelten Bewertungsbögen haben die Gutachter zudem die Möglichkeit konstruktive Kritik zur Verbesserung der Präsentationen (sowie ggf. der Forschung) zu geben.

Um den Forderungen nach verbesserten Berufsaussichten für Nachwuchswissenschaftler der Taxonomie und Systematik in Deutschland und darüber hinaus Gehör zu verleihen, fanden in den vergangenen Jahren verschiedene Aktionen statt, welche die breite Öffentlichkeit auf die JuSys und ihre Situation aufmerksam gemacht haben.

Offener Brief der JuSys zur Taxonomie-Debatte im deutschen Bundestag

Angesichts der unaufhaltsam fortschreitenden Umweltzerstörung wurde das Jahr 2010 von den Vereinten Nationen zum internationalen Jahr der Biodiversität ausgerufen. Allerdings sind nicht nur die Lebensräume und die globale Artenvielfalt akut bedroht, sondern auch diejenigen Wissenschaftler, die die Biodiversität auf der Erde kennen und erforschen, immer wieder neue Tier- und Pflanzenarten entdecken, sie wissenschaftlich beschreiben und in das natürliche System der Lebewesen einordnen. Diese Wissenschaftler sind Taxonomen und Systematiker. Deren Stellen an Universitäten wurden in den vergangenen Jahrzehnten jedoch immer stärker durch Genetiker und Ökologen ersetzt, so dass diese essentielle Expertise über die Artenvielfalt heute fast nur noch an Naturkundemuseen und botanischen Gärten vorhanden ist. Folglich leidet auch die Ausbildung von Studenten in diesen grundlegenden biologischen Disziplinen und das Wissen über die globale Artenvielfalt droht verloren zu gehen!

Dieser bedrohliche Umstand ist auch von der Sozialdemokratischen Partei Deutschlands (SPD) erkannt worden, denn in einem Antrag an den Deutschen Bundestag vom 27. Oktober 2010 forderten Röspel et al. (2010) von der SPD-Fraktion, zum Schutz der biologischen Vielfalt die Taxonomie in der Biologie zu stärken. Richtig erkennt die SPD, dass Taxonomie zumeist Grundlagenforschung ist, auf deren Erkenntnisse andere Wissenschaftszweige wie die Medizin, der Naturschutz oder die Ökologie aufbauen. Denn zum Schutz der globalen Biodiversität ist taxonomische Expertise (d. h. Artenkenntnis) unerlässlich, da die nationalen und internationalen Institutionen und Regierungen nur bewahren und schützen können, was auch bekannt ist, also zumindest einen wissenschaftlichen Doppelnamen trägt (bestehend aus Gattungs- und Artnamen, wie z. B. *Homo sapiens* für den Mensch), der universell verständlich und publiziert ist.

Röspel et al. (2010) forderten die Bundesregierung u.a. dazu auf, die Taxonomie als integralen Bestandteil der Biodiversitätsforschung sowie die Ausbildung zukünftiger Generationen von Taxonomen langfristig zu sichern und zu stärken. Diese Forderungen beinhalteten neben der Verbesserung der Ausstattung naturkundlicher Museen auch ein auf die Taxonomie ausgerichtetes Forschungsförderungsprogramm.

Diesen Antrag der SPD nahmen die JuSys als Taxonomen von morgen zum Anlass, ihre Forderungen für eine bessere Zukunft in einem Offenen Brief an die Politik und die Gesellschaft präzise zu formulieren (KAISER et al. 2010).

Ihre Forderungen umfassten die folgenden Punkte:

1. Die Taxonomie an den Universitäten als Ausbildungs- und Forschungsfach gezielt wiederzubeleben und zu fördern, indem zusätzliche Stellen und Mittel bewilligt werden;
2. Langfristige Perspektiven für Taxonomen, d.h. mehr unbefristete Stellen im universitären „Mittelbau“ zu schaffen;
3. Spezielle Forschungsprogramme zur Förderung der Taxonomie einzurichten; und
4. Eine verbesserte finanzielle Unterstützung der naturhistorischen Museen und botanischen Gärten zu gewährleisten, damit weder die Pflege der Sammlungen, noch die museale Forschung auf der Strecke bleiben.

Der Offene Brief der JuSys wurde an Politiker aller Parteien, die Presse sowie diverse weitere Organisationen und Institutionen verschickt. Die Reaktionen darauf waren erfreulich zahlreich und vielfältig. So erschien am 22. Dezember in der FAZ ein Artikel mit dem Titel „Wer zählt morgen die Käfer, sortiert die Eulen?“ (MÜLLER-JUNG 2010). Der VBIO, der Verband Biologie, Biowissenschaften und Biomedizin in Deutschland, berichtete in seinem wöchentlichen Newsletter über den Offenen Brief (siehe www.vbio.de/informationen/alle_news/e17162?news_id=10829) und kurz vor Weihnachten fand ein Radio-Interview mit Jana Hoffmann, der damaligen JuSys-Sprecherin vom Museum für Naturkunde, bei Radio Berlin statt. Von den Bundestagsfraktionen reagierten lediglich DIE LINKE sowie die SPD mit Antwortschreiben. Auch Matthias Premke-Kraus, der damalige Referent des Leibniz-Verbands Biodiversität, sowie Prof. Dr. Volker Mosbrugger, Generaldirektor des Senckenberg Museums und Vize-Präsident der Leibniz-Gemeinschaft, gratulierten zur erfolgreichen Initiative der JuSys. Anfang 2011 fand in Berlin zudem ein Gespräch zwischen Jana Hoffmann und Sabine von Mering (Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin-Dahlem) sowie dem zuständigen Abgeordneten des SPD-Antrags René Röspel, MdB statt. Thomas Rachel, MdB, Parlamentarischer Staatssekretär im Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF), versicherte in einem Antwortschreiben, dass die Bundesregierung durch verschiedene Programme wie die Nationale Biodiversitätsstrategie oder die Exzellenzinitiative auch den taxonomischen Nachwuchs stärken würde, auch wenn dies keine Berufsperspektiven „garantieren“ könne. Zuletzt fand ein Interview mit dem Laborjournal online statt (<http://www.laborjournal.de/editorials/487.lasso>), in dem der Erstautor die problematische Situation der Taxonomie in Deutschland und darüber hinaus erörterte.

Zum großen Bedauern der JuSys und der GfBS wurde der Antrag der SPD zur Stärkung der Taxonomie in Deutschland jedoch mit der Mehrheit der Stimmen der Fraktionen der CDU/CSU und FDP gegen die Stimmen der Fraktionen SPD, DIE LINKE und BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN am 11. Mai 2011 abgelehnt (BURCHARDT et al. 2011).

JuSys-Sonderausgabe der GfBS-Zeitschrift

Angesichts der ausbleibenden Unterstützung der Taxonomie durch die Politik reifte der Plan, das Potential der taxonomisch-systematischen Nachwuchswissenschaftler und ihrer Forschungsleistungen auf eigene Initiative hervorzuheben und zu promoten. Hierzu wurde eine Sonderausgabe der renommierten GfBS-Zeitschrift *Organisms, Diversity & Evolution* (ODE) allein aus Beiträgen von Jungen Systematikern erstellt, um sowohl die hohe Qualität und Diversität als auch die Bedeutung der Forschung darzustellen, die von Nachwuchswissenschaftlern in der Taxonomie und Systematik erbracht wird.

Der von Koch et al. (2012) herausgegebene JuSys-Sonderband der ODE mit neun Originalpublikationen demonstriert deutlich, dass die emporkommende Generation von Nachwuchswissenschaftlern der Taxonomie und Systematik erfolgreich eine große Bandbreite von neuen Methoden anwendet, um eine Viel-

zahl grundlegender Themen in der Zoologie, Botanik und Mikrobiologie integrativ anzugehen, die deutlich über den traditionellen Bereich von Taxonomie und biologischer Systematik hinaus gehen. So sind taxonomische Studien heute oft in ökologische, biogeographische oder phylogenetische Fragestellungen eingebunden. Zusätzlich zu klassisch-morphologischen, vergleichenden Methoden, wie dem Anfertigen wissenschaftlicher Zeichnungen, umfasst das moderne Repertoire der JuSys u. a. Phylogenetik, Populationsgenetik, hochauflösende Bildgebungsverfahren, Rekonstruktionen von Ahnen-Verbreitungsarealen sowie DNA-Barcoding. Hierdurch wird die fundamentale und integrative Rolle, welche die taxonomisch-systematische Forschung in allen Gebieten der Lebenswissenschaften spielen kann, offensichtlich. Noch diverser als die angewandten Methoden sind die untersuchten Organismen. Diese umfassen Spinnentiere, Muscheln, Schnecken, Fische, Vögel und Einzeller. Darüber hinaus wurde ein Software-Paket sowie eine neue Definition eines klassisch-morphologischen Merkmals bei Gliedertieren (Arthropoden) vorgestellt.

Zusätzlich zur hohen wissenschaftlichen Qualität der Arbeit von Nachwuchswissenschaftlern soll mit der Sonderausgabe auch das Bewusstsein für die schwierige Situation der Jungen Systematiker gesteigert werden, die in der Beschäftigungslage und Drittmittelförderung zum Ausdruck kommt. Das Fehlen einer angemessenen Zukunftsperspektive für Taxonomen und Systematiker angesichts von Stellenstreichungen oder Umwidmungen von Lehrstühlen an Universitäten und sogar Naturkundemuseen und botanischen Gärten wird letztendlich die Motivation der jungen Studenten schmälern, diese wichtigen Disziplinen als wissenschaftlichen Karriereweg zu wählen. Die fundamentale Natur dieser Forschungsbereiche bedeutet jedoch, dass die negativen Auswirkungen dieser bedenklichen Entwicklung zukünftig auch außerhalb der Taxonomie und Systematik in anderen Bereichen der Biologie zu spüren sein werden.

Die gegenwärtige Situation der biologischen Systematiker ist teilweise auch auf das verstaubte Image und die schlechte Reputation der taxonomischen Forschung zurückzuführen. Die Beiträge der Sonderausgabe der Nachwuchswissenschaftler zeigen jedoch deutlich, dass das alte Klischee des Taxonomen als Beinchen- und Borstenzählers nicht mehr auf die neue Forschergeneration mit ihren integrativen Ansätzen zutrifft. Taxonomie und Systematik sind heute multidisziplinäre und hochkomplexe Forschungszweige der Biologie. Angesichts des dramatischen Verlusts der biologischen Diversität auf der Erde ist die Förderung des taxonomisch-systematischen Nachwuchses daher von außerordentlicher Bedeutung für die Zukunft aller Spezies – auch unserer eigenen!

Detaillierte Informationen über die JuSys und ihre Aktivitäten sind auf ihrer Homepage unter www.jusys.gfbs-home.de zu finden. Dort gibt es auch eine Rubrik „Artikel der JuSys“, die wissenschaftliche Artikel von Nachwuchswissenschaftlern vorstellt und präsentiert, sowie eine Unterseite mit Hinweisen zu Fördermöglichkeiten.

Danksagung

Wir bedanken uns im Namen der JuSys ganz herzlich bei Ute Feit (BfN) und Kollegen für die Organisation der tollen Tagung zur Biodiversitäts-Konvention auf der Insel Vilm sowie die Möglichkeit, die Jungen Systematiker und ihre Aktivitäten und Ziele den übrigen Teilnehmern vorzustellen. Sabine von Mering (Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin-Dahlem) und Alexander Weigand (Bochum), beide langjährige Mitglieder der JuSys, danken wir für konstruktive Vorschläge zur Verbesserung des vorliegenden Artikels.

Literaturverzeichnis

BURCHARDT, U.; KLAMT, E.; RÖSPEL, R.; RÖHLINGER, P.; SITTE, P.; SAGER, K. (2011): Beschlussempfehlung und Bericht des Ausschusses für Bildung, Forschung und Technikfolgenabschätzung (18. Ausschuss) zu dem Antrag der Abgeordneten René Röspel, Dr. Matthias Miersch, Dr. Ernst Dieter Rossmann, weiterer Abgeordneter und der Fraktion der SPD (Drucksache 17/3484). - Deutscher Bundestag, Drucksache 17/9549.

- KAISER, S.; RIEHL, T.; HAAS, F.; HOFFMANN, J.; HUELSKEN, T.; KOCH, A.; VON MERING, S.; WAGNER, N. (2010): Offener Brief der Jungen Systematiker (JuSys) zur Bundestagsdebatte „Schutz der biologischen Vielfalt – Die Taxonomie in der Biologie stärken“. (siehe online unter www.jusys.gfbs-home.de/images/stories/OffenerBrief_Taxonomie_JuSys.pdf; siehe auch GfBS Newsletter 25: 59-62.)
- KOCH, A.; HUELSKEN, T.; HOFFMANN, J. (Hrsg.) (2012): The Young Systematists special issue—promoting the scientific work of early career scientists in taxonomy and systematics. - *Organisms Diversity & Evolution* 12(4): 333-444. (<http://link.springer.com/journal/13127/12/4/page/1>)
- KRELL F-T. (2006): Irrungen, Wirrungen und neue Entwicklungen zu Impact und Impact Factor. - *GfBS Newsletter* 17: 64-67.
- LINNAEUS, C. (1758): *Systema naturae per regna tria naturae, secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis*. Laurentius Salvius: Holmiæ (= Stockholm).
- MORA, C.; TITTENSOR, D.P.; ADL, S.; SIMPSON, A.G.; WORM, B. (2011): How Many Species Are There on Earth and in the Ocean? - *PLoS Biology* 9: e1001127.
- MÜLLER-JUNG, J. (2010): Wer zählt morgen die Käfer, sortiert die Eulen? - *Frankfurter Allgemeine Zeitung*, Frankfurt a.M. 298: N5 (22.12.2010).
- RÖSPEL, R.; MIERSCH, M.; ROSSMANN, E.D.; BARTELS, H.-P.; BARTHEL, K.; BRASE, W.; BURCHARDT, U.; ERNSTBERGER, P.; GERDES, M.; GLEICKE, I.; HAGEMANN, K.; HUMME, C.; KACZMAREK, O.; KOLBE, D.; KUMPF, U.; OPPERMANN, T.; PRONOLD, F.; SCHIEDER, M.; SCHULZ, S.; WICKLEIN, A.; ZIEGLER, D.; STEINMEIER, F.-W. UND DIE FRAKTION DER SPD. (2010): Schutz der biologischen Vielfalt – Die Taxonomie in der Biologie stärken. - *Deutscher Bundestag, Drucksache 17/3484*. (siehe online unter <http://dip21.bundestag.de/dip21/btd/17/034/1703484.pdf>)
- WÄGELE, H.; KLUSMANN-KOLB, A.; KUHLMANN, M.; HASZPRUNAR, G.; LINDBERG, D.; KOCH, A.; WÄGELE, J.W. (2011): The taxonomist – an endangered race. A practical proposal for its survival. - *Frontiers in Zoology* 8: 25.

Dr. André Koch
 - *Sprecher der JuSys -*
Zoologisches Forschungsmuseum Alexander Koenig
& Leibniz-Institut für Biodiversität der Tiere
Sektion Herpetologie
Adenauerallee 160
53113 Bonn
Email: andrepascalkoch@web.de

Torben Riehl
 - *stellvertretender Sprecher der JuSys –*
Biocenter Grindel & Zoologisches Museum
Universität Hamburg
Martin-Luther-King-Platz 3
20146 Hamburg
Email: t.riehl@gmx.de