

Jan Friedrich, Aurélie Halsband und Lisa Minkmar (Hg./Eds.)

Biodiversität und Gesellschaft

Gesellschaftliche Dimensionen von Schutz und
Nutzung biologischer Vielfalt

Beiträge der Fachtagung,
Göttingen, 14.–16.11.2012

Biodiversity and Society

Societal Dimensions of the Conservation
and Utilisation of Biological Diversity

Conference Proceedings



Universitätsdrucke Göttingen

Jan Friedrich, Aurélie Halsband und Lisa Minkmar (Hg./Eds.)

Biodiversität und Gesellschaft

This work is licensed under the [Creative Commons](https://creativecommons.org/licenses/by-sa/3.0/) License 3.0 “by-sa”, allowing you to download, distribute and print the document.



erschienen in der Reihe der Universitätsdrucke
im Universitätsverlag Göttingen 2013

Jan Friedrich, Aurélie Halsband und
Lisa Minkmar (Hg./Eds.)

Biodiversität und Gesellschaft

Gesellschaftliche Dimensionen
von Schutz und Nutzung biologischer
Vielfalt

Beiträge der Fachtagung, Göttingen,
14.-16.11.2012

Biodiversity and Society

Societal Dimensions of the Conservation
and Utilisation of Biological Diversity

Conference Proceedings

Konferenzorganisation:

Jan Barkmann, Georg Barth, Sebastian Becker,
Malte Bickel, Marko Böhm, Till Dörschner,
Sofia Eichhorn, Anja Eikermann,
Marko Freckmann, Jan Friedrich, Katherina Graf,
Kira Greving, Aurélie Halsband,
Michael Hebenstreit, Silke Lachnit, Yintong Ma,
Rainer Marggraf, Lisa Minkmar, Katrin Reuter,
Maraja Riechers, Verena Rösch, Bettina Roß,
Anja-Karolina Rovers, Rubina Schatz, geb. Irfan,
Ina Spiegel geb. Leuschner, Laura Sutcliffe,
Nora Vogt, Constanze Weiske, Xiling Yang,
Yves Zinngrebe



Universitätsverlag Göttingen
2013

Bibliographische Information der Deutschen Nationalbibliothek

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliographie; detaillierte bibliographische Daten sind im Internet über <http://dnb.ddb.de> abrufbar.



Gefördert durch:



Niedersächsisches Ministerium
für Wissenschaft und Kultur

KMU Netzwerk der Göttinger Graduiertenschule
Gesellschaftswissenschaften (GGG)

Herausgeber/innenkontakt:
e-mail: ggg@uni-goettingen.de



Dieses Buch ist auch als freie Onlineversion über die Homepage des Verlags sowie über den OPAC der Niedersächsischen Staats- und Universitätsbibliothek (<http://www.sub.uni-goettingen.de>) erreichbar. Es gelten die Lizenzbestimmungen der Onlineversion.

Satz und Layout: Jan Friedrich, Aurélie Halsband, Lisa Minkmar
Umschlaggestaltung: Franziska Lorenz
Titelabbildung: Logo des Promotionsstudiengangs „Biodiversität und Gesellschaft“,
© Ina Spiegel (geb. Leuschner) und Boris Hillmann

© 2013 Universitätsverlag Göttingen
<http://univerlag.uni-goettingen.de>
ISBN: 978-3-86395-090-3

Inhaltsverzeichnis/Table of Contents

Vorwort	1
Preface	2
Editorial.....	5
Editorial (in English).....	6
I. Anstöße zu gesellschaftlichem Umdenken Impulses for Societal Change	
<i>Katrin Reuter</i>	
Nachhaltigkeit und gutes Leben	11
<i>Sofia Eichborn</i>	
Naturwissenschaftliche Erkenntnisse und die moralische Bewertung der lebendigen Natur	17
<i>Sebastian Becker und Uwe Scheibler</i>	
Netzwerke für den „Wandel“: Soziale Netzwerke und die Beziehungskultur von Change Agents am Beispiel des Göttinger Pilotprojekts „PermaKulturRaum“	35
<i>Martin Knapp, Katrin Vobland, Michael Zschiesche und Matthias Premke-Kraus</i>	
World Wide Views on Biodiversity – An International Citizens’ Deliberation on Biological Diversity	45
<i>Malte Bickel und Susanne Bögeholz</i>	
Schülerinteressen an landwirtschaftlichen Themen.....	59
II. Konzepte zu Biodiversität Concepts to Biodiversity	
<i>Thomas Kirchhoff</i>	
Hidden values in competing concepts of community-level biodiversity.....	75
<i>Marion Mebring</i>	
How to Frame Social-Ecological Biodiversity Research – A Methodological Comparison between two Approaches of Social-Ecological Systems.....	91

Alice B.M. Vadrot

Epistemische Selektivitäten im Institutionalisierungsprozess der
Intergovernmental Platform for Biodiversity and Ecosystem Services:
Die Rolle von Wissen und Wissenschaft99

Ina M. Lehmann

Biodiversity Conservation and Global Justice:
Three Steps towards Empirical Assessment121

III. Ökonomische Ansätze zu Biodiversität Economic Perspectives Regarding Biodiversity

Annette Voigt

Naturschutz nur für Leistungsträger?
Überlegungen zu der Frage, inwiefern das Konzept der
Ecosystem Services zum Schutz der Biodiversität beitragen kann.....141

Katherina Grafl

Globale Öffentliche Güter – Perspektiven eines ökonomischen
Konzepts für den internationalen Schutz der Biodiversität.....159

Georg Barth

Biodiversity Conservation in a World of Limited Resources:
A Global Analysis of Cost-Effective Priorities for Vascular Plants173

Kira Greving

Das Wohlbefinden von Tieren und die Messbarkeit ihrer Motivation
für die praktische Einbindung von Präferenzverhalten.....187

Marko Freckmann

The significance of eco-labeling for the implementation
of the Convention on Biological Diversity (CBD).....197

Till Dörschner und Oliver Mußhoff

Das Planspiel „Produktion und Artenschutz?“
Ein Experiment zur Wirkungsanalyse politischer Anreizsysteme.....205

IV. Biodiversität im Recht Biodiversity in Law

Michael Hebenstreit und Lisa Minkmar

Sind Biopatente nachhaltig?
Eine rechts- und wirtschaftswissenschaftliche
Analyse der Wirkungen von Pflanzenpatenten.....217

<i>Michael Stephan</i>	
Wie wirken Biopatente?	
Lehren aus der Softwarepatentierung für die Pflanzenzucht	233
<i>Gregor Kaiser</i>	
Alternativen zu geistigen Eigentumsrechten an genetischen Ressourcen ...	249
<i>Matthäus Fink</i>	
Protected Areas for Biodiversity: Article 8 CBD and its Legal Context	261
<i>Anja Eikermann</i>	
Forests – Trapped between the Regimes	275
V. Erhaltung von Biodiversität in der Gesellschaft	
Conserving Biodiversity in Practice	
<i>Laura Sutcliffe, Marlene Röllig and Tibor Hartel</i>	
An analysis of local institutions governing common pasture use for biodiversity and society in Transylvania, Romania	297
<i>Asuka Ashida</i>	
Global challenges at the national level: the case of the Convention on Biological Diversity in Germany and Japan	303
<i>Nkemtaji Moses Nchotaji and Ajub Joshua Fon</i>	
Ecotourism: Realities and Challenges – The Case of the Mount Cameroon Region.....	309
<i>Xiling Yang</i>	
Die Rolle chinesischer Umwelt-NGOs in der Praxis des Biodiversitätsschutzes	323
<i>Jan Friedrich and Jutta Geldermann</i>	
Current practices of mitigating the ecologically harmful effects of roads – An assessment	341
AutorInnen/ Authors.....	359
Research Topics attended in the PhD-Program	
Biodiversity and Society	365

Vorwort

Die Definition von Schutzziele und Bewertungsmaßstäben für die biologische Vielfalt benötigt eine Flankierung der naturwissenschaftlichen Biodiversitätsforschung durch ein breites Spektrum gesellschaftswissenschaftlicher Forschung. Bereits die Ziele von Schutz und Nutzung der biologischen Vielfalt müssen vor einem ethisch-normativen und sozio-kulturellen Hintergrund diskutiert und abgewogen werden. Dies gilt ebenso für die Entwicklung der einzelnen Instrumente für Schutz und Nutzung der Biodiversität. Denn diese Instrumente werden stets innerhalb komplexer sozialer, ökonomischer und rechtlicher Zusammenhänge eingesetzt. Gesellschafts- und auch geisteswissenschaftliche Forschung ist hier unverzichtbar; der öffentliche Diskurs benötigt die erworbene und erarbeitete Expertise.

Die Georg-August-Universität Göttingen hat daher mit finanzieller Förderung des Landes Niedersachsen den Promotionsstudiengang „Biodiversität und Gesellschaft – Gesellschaftliche Dimensionen von Schutz und Nutzung biologischer Vielfalt“ eingerichtet. Der Studiengang ist eine gemeinsame Initiative der Fakultät für Agrarwissenschaften sowie der Biologischen, Philosophischen, Juristischen, Sozialwissenschaftlichen und Wirtschaftswissenschaftlichen Fakultäten. Die Federführung liegt bei der Fakultät für Agrarwissenschaften. Organisatorisch ist das Promotionsprogramm an die Göttinger Graduiertenschule für Gesellschaftswissenschaften (GGG) angeschlossen.

Neben der fachlich interdisziplinären Forschungsarbeit zeichnet sich der Studiengang durch ein begleitendes Studienprogramm aus. Dieses dient dazu, methodische Kompetenzen und Schlüsselqualifikationen zu erwerben. Die Promovierenden sollen ihre eigene Forschung vernetzen und darauf vorbereitet werden, diese zu veröffentlichen. Im Rahmen der wissenschaftlichen Zusammenarbeit – und gleichzeitig als Baustein des Qualifizierungskonzepts – sind die Tagung und der darauf basierende, vorliegende Tagungsband entstanden. Sowohl die Konzeptionierung und Durchführung der Tagung wie auch die Konzeptionierung und Ge-

staltung des Tagungsbandes ruhten daher maßgeblich auf dem Engagement der Promovierenden. Als Leitungsteam des Studiengangs freuen wir uns außerordentlich, dass hier zwei wissenschaftliche, aber auch soziale Höhepunkte in bester gemeinsamer Arbeit erreicht werden konnten. Auf das beachtliche fachliche und organisatorische Niveau von Tagung und Buch können die Promovierenden mit einiger Befriedigung zurückblicken.

Abschließend möchten wir als Leitungsteam des Promotionsstudiengangs und im Namen der Antragstellenden und Betreuenden allen Promovierenden für ihr Engagement und ihre kreative Forschungsarbeit recht herzlich danken. Unser Dank gilt weiterhin dem Niedersächsischen Ministerium für Wissenschaft und Kultur sowie dem KMU-Netzwerk der Göttinger Graduiertenschule Gesellschaftswissenschaften für die finanzielle Förderung der Tagung und dieses Buches.

Das Leitungsteam

Prof. Dr. Rainer Marggraf
Sprecher

Dr. Jan Barkmann
*Wissenschaftlicher
Koordinator*

Dr. Bettina Roß
Qualitätssicherung und GGG

Preface

From its very first methodological steps, biodiversity science needs social science input. This applies to the definition of the targets of biodiversity conservation as well as to the design of the procedures by which biological diversity is quantified and valued. In this sense, the social sciences are a necessary complement to the natural sciences. Even more so, the social sciences are essential for developing successful instruments for the protection and sustainable use of biological diversity because these instruments are virtually always employed in complex social, economic and legal contexts. Thus, social science research plays an indispensable role in providing expertise for public discourse and deliberation.

Against this background and with financial support from the state of Lower Saxony, Georg-August-Universität Göttingen established the PhD program “Biodiversity and Society – Societal Dimensions of the Protection and Utilisation of Biological Diversity”. The program is a joint initiative of the Faculties of Agriculture, Biology, Philosophy, Law, Social Sciences and Economics. Its main sponsor is the Faculty of Agriculture; administratively the program is assigned to the Göttingen Graduate School of Social Sciences (GGG).

In addition to facilitating interdisciplinary research, the PhD program features a dedicated curriculum. The curriculum aims at fostering disciplinary and interdis-

ciplinary methodological competences as well as key competences. The PhD students learn to connect their research to the national and international scientific discussion, and to prepare their results for publication. This proceedings volume and the conference that preceded it originated within the framework of interdisciplinary research and simultaneously as a part of the key competences curriculum. Thus, the conception and management of the conference as well as the conception and production of this book result mainly from the labour, dedication and creativity of the PhD students. As the management team of the program, we are particularly happy to see the completion of these two scientific but also social highlights of the successful joint work in the program. For years to come, the alumni of the program will look back to the conference and proceedings with a highly justified sense of scientific and managerial accomplishment.

Representing the faculty members of the PhD Program “Biodiversity and Society” who were instrumental in the establishment of the program and/or serve as advisors or committee members, we would finally like to take the opportunity to express our personal gratitude to all PhD students for the scientific engagement and ingenuity they brought to the program. Further, we thank the Lower Saxony Ministry for Science and Culture as well as the KMU-Network of Göttingen Graduate School of Social Sciences for their financial contributions to the conference and the proceedings volume.

The management team

Prof. Dr. Rainer Marggraf
Speaker

Dr. Jan Barkmann
Scientific Coordinator

Dr. Bettina Roß
Quality assurance and GGG

Editorial

Vom 14.-16. November 2012 fand die interdisziplinäre Fachtagung „Biodiversität und Gesellschaft“ statt. Die Tagung wurde veranstaltet von den Promovierenden des gleichnamigen Promotionsstudiengangs der Georg-August-Universität in Göttingen. Unter dem Thema „Gesellschaftliche Dimensionen von Schutz und Nutzung biologischer Vielfalt“ gab die internationale Tagung Nachwuchsforscher/innen und gestandenen Wissenschaftler/innen gleichermaßen Gelegenheit, neueste Entwicklungen in der gesellschafts- und geisteswissenschaftlichen Biodiversitätsforschung zu präsentieren und zu diskutieren.

Der vorliegende Band veröffentlicht nun Beiträge der Tagung und spiegelt damit die Vielfalt und Komplexität der gesellschaftlichen Dimensionen von Schutz und Nutzung biologischer Vielfalt wider. Dies wird auch an der Gliederung der einzelnen Beiträge in die fünf Themenblöcke *I. Anstöße zu gesellschaftlichem Umdenken*, *II. Konzepte zu Biodiversität*, *III. Ökonomische Ansätze zu Biodiversität*, *IV. Biodiversität im Recht* und *V. Erhaltung von Biodiversität in der Gesellschaft*, deutlich.

Dabei ist die thematische Gruppierung der einzelnen Beiträge aufgrund des breiten Spektrums und der sich überschneidenden und ergänzenden Forschungsfelder ein Stück weit unscharf, auf eine Unterteilung nach Disziplinen wird weitgehend verzichtet. Wir hoffen dadurch dem interdisziplinären Charakter des Forschungsfeldes „Biodiversität und Gesellschaft“ Rechnung getragen und zugleich den Beiträgen dennoch einen angemessenen Rahmen gegeben zu haben.

Überarbeitet wurden die Beiträge in einem internen Reviewverfahren, in dem jeder Beitrag von zwei Reviewer/innen begutachtet wurde, von denen mindestens eine Person aus dem Kreis der Autoren/innen dieses Bandes stammten. Für ihre beachtliche Mühe bei den Reviews sowie für die sehr gute Zusammenarbeit insgesamt möchten wir uns an dieser Stelle nochmals bei allen Autor/innen und den externen Reviewer/innen Ulrich Brand, Georg Hausladen, Kurt Jax, Sven Mißling, Christof Potthof und Ellen Reichel ganz herzlich bedanken.

Dank gebührt auch dem Leitungsteam des Promotionsstudiengangs, Jan Barkmann, Rainer Marggraf und Bettina Roß, die den Promovierenden bei der gesamten Tagungsorganisation und -durchführung bis zur Veröffentlichung dieses Bandes unterstützend zur Seite standen.

Für die finanzielle Unterstützung der Tagung und dieses Bandes bedanken wir uns bei dem Niedersächsischen Ministerium für Wissenschaft und Kultur und dem KMU-Netzwerk der Göttinger Graduiertenschule für Gesellschaftswissenschaften.

Schließlich danken wir ganz herzlich allen Teilnehmer/innen und Helfer/innen der Tagung für ihre engagierte Beteiligung. Die gute Tagungsvorbereitung und die anregenden Diskussionen in einer angenehmen Atmosphäre haben einen großen Teil zur Entstehung und Qualität dieses Bandes beigetragen. Dies geht maßgeblich auf den großen Einsatz unserer Kollegen/innen des Promotionsstudiengangs in den jeweiligen Arbeitsbereichen zurück. Wir danken an dieser Stelle herzlich:

Georg Barth (assoziiert), Malte Bickel, Till Dörschner, Yves Zinngrebe [Koordination], Anja Eikermann, Michael Hebenstreit, Nora Vogt [Finanzen], Sofia Eichhorn, Katherina Grafl, Yintong Ma, Maraja Riechers (assoziiert), Anja-Karolina Rovers, Rubina Schatz, geb. Irfan, Ina Spiegel, geb. Leuschner [Veranstaltungsorganisation], Sebastian Becker, Marko Böhm, Marko Freckmann, Kira Greving, Verena Rösch [Kommunikation], Silke Lachnit, Katrin Reuter, Laura Sutcliffe, Constanze Weiske, Xiling Yang [Begutachtung der Tagungsbeiträge].

Eine anregende Lektüre wünschen Ihnen im Namen der Beteiligten des Promotionsstudiengangs

Jan Friedrich

Aurélie Halsband

Lisa Minkmar

Editorial

The interdisciplinary conference “Biodiversity and Society” took place from Wednesday 14th to Friday 16th of November 2012 in Göttingen, Germany. The conference was organised and hosted by the researchers inscribed in the PhD program of the corresponding name. The working title having been “Societal dimensions of the conservation and utilisation of biological diversity” the international conference was a platform for younger and experienced researchers to present their findings and to discuss the recent trends and tasks in global biodiversity research in the social and humanitarian sciences.

This volume publishes a number of contributions made to the conference and is proof of the diversity and complexity of the discussions around the societal dimensions of the protection and utilisation of biological diversity. The plurality of topics shows in the five chapters of the volume: *I. Impulses for societal change*, *II. Concepts to Biodiversity*, *III. Economic Perspectives Regarding Biodiversity*, *IV. Biodiversity in Law*, and *V. Conserving Biodiversity in Practice*. Despite the broad nomination of chapter titles and because of the specificity of contributions and the overlap and complement of research areas the placement and order of the texts are not fully cohesive. Nonetheless, we hope to have accounted for the interdisciplinary character of the research field “biodiversity and society” and to have achieved a merited and fit alignment.

All accepted articles underwent an internal review process. They were surveyed by two reviewers of whom at least one person was an author in this volume. We would like to sincerely thank all authors for their dedication to this fruitful process as much as for their pleasant and commendable contact and collaboration with the editors. We also thank all external reviewers, Ulrich Brand, Georg Hausladen, Kurt Jax, Sven Mißling, Christof Potthof and Ellen Reichel, for their unselfish efforts and conducive expert support.

We further express our gratitude to the management team of the PhD program, Jan Barkmann, Rainer Marggraf and Bettina Roß, for their assistance in the organisation of the conference and the publication of this proceedings volume.

For the financial support of both conference and proceedings volume we thank the Lower Saxony Ministry for Science and Culture as well as the KMU-Network of Göttingen Graduate School of Social Sciences.

Finally we want to cordially thank all participants and auxiliaries for their dedication to the conference. The fine preparation and the exciting discussions in a pleasant atmosphere contributed much to the quality and fortitude of this volume. The success of the conference largely derives from the tremendous efforts of our PhD-colleagues in their fields of activity. We herewith cordially thank:

Georg Barth (associated), Malte Bickel, Till Dörschner, Yves Zinngrebe [Coordination], Anja Eikermann, Michael Hebenstreit, Nora Vogt [Finances], Sofia Eichhorn, Katherina Grafl, Yintong Ma, Maraja Riechers (associated), Anja-Karolina Rovers, Rubina Schatz, geb. Irfan, Ina Spiegel, geb. Leuschner [Conference Organisation], Sebastian Becker, Marko Böhm, Marko Freckmann, Kira Greving, Verena Rösch [Communication], Silke Lachnit, Katrin Reuter, Laura Sutcliffe, Constanze Weiske, Xiling Yang [Review of Conference Contributions].

On behalf of all members of the PhD-Program we wish you a pleasant and inspiring reading.

Jan Friedrich

Aurélie Halsband

Lisa Minkmar

I.
Anstöße zu gesellschaftlichem Umdenken
Impulses for Societal Change

Nachhaltigkeit und gutes Leben¹

Katrin Reuter

1 Einleitung

Die Rio-Konferenz 1992 stellte einen (ersten) Höhepunkt der in den 1960er Jahren begonnenen Debatte um ein Problem, welches mit dem Schlagwort „ökologische Krise“ bezeichnet werden kann, dar. Der Begriff der ökologischen Krise fasst so verschiedene Probleme wie bspw. Klimawandel, Degradation und Versauerung der Böden, Luftverschmutzung, Verschmutzung der Meere, Überfischung oder den Rückgang der biologischen Vielfalt zusammen. Gemeinsam ist diesen Problemen, dass sie Resultat der nicht-absehbaren und nicht-intendierten Nebenfolgen menschlichen Handelns sind.

Auf der Rio-Konferenz wurde mit den verschiedenen Dokumenten – der Klimarahmenkonvention, dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt, der Agenda 21, der Walderklärung und der Rio-Erklärung über Umwelt und Entwicklung – auch das Leitbild einer globalen nachhaltigen Entwicklung beschlossen. Mit diesem Leitbild wurde anerkannt, dass ökologische, soziale und ökonomische Probleme nicht getrennt voneinander betrachtet und gelöst werden können.

Das konventionelle Modell der nachhaltigen Entwicklung geht von drei Säulen aus, die gleichberechtigt oder gleichrangig nebeneinander stehen. Es handelt sich um

¹ Der Vortrag, welcher diesem Beitrag zugrunde liegt, stellt eine leicht veränderte Version des Vortrages „Nachhaltigkeit als Aspekt guten Lebens“ dar, den ich erstmals auf der Tagung „Rio+20: Nachhaltigkeit neu denken?“ vom 5. bis 6. November 2012 an der Katholischen Universität Ingolstadt-Eichstätt hielt. Der Text des zugehörigen Tagungsbandes liegt diesem Text ebenfalls zugrunde bzw. ist zu weiten Teilen mit ihm identisch.

die Säulen Ökonomie, Ökologie und Soziales. In diesem Beitrag wird argumentiert, dass das Lösen ökologischer Probleme nicht nur eine Säule, sondern das Fundament nachhaltiger Entwicklung darstellt. Es wird gezeigt, dass vor dem Hintergrund drohender und bereits stattfindender ökologischer Katastrophen Nachhaltigkeit nicht nur ein politisches Leitbild, sondern auch einen Aspekt guten Lebens jedes Einzelnen darstellt.

2 Die ökologische Krise

Der Begriff der ökologischen Krise umfasst die Gesamtheit der nicht-absehbaren und nicht-intendierten Nebenfolgen menschlichen Umwelthandelns. Der Begriff beinhaltet jedoch noch mehr. Denn „Krise“ bedeutet einerseits, dass es sich um einen Zustand handelt, der überwunden werden soll und andererseits, dass es jemanden gibt, der diesen Zustand erleidet, der in einer Krise steckt. Die Frage steht also zunächst danach, wer oder was der oder das Erleidende dieser Krise ist.

Die Verbindung der Begriffe „ökologisch“ und „Krise“ könnte den Eindruck erwecken, dass es zum einen die Ökosysteme sind, die sich in einer Krise befinden und dass es sich zum anderen um ein Problem handelt, welches mit den Mitteln der Ökologie, d.h. mit den Mitteln der Naturwissenschaft gelöst werden kann. Beides ist jedoch nicht der Fall. Der Begriff des Ökosystems bezeichnet einen in einer bestimmten Untersuchungsabsicht abgegrenzten wissenschaftlichen Gegenstand und die Ökologie als Naturwissenschaft *beschreibt*, wie sich bestimmte Zustände verändern. Die *Bewertung* dieser Zustände erfolgt jedoch durch den Menschen. Wir sind es, die bestimmte Veränderungen als schlecht empfinden. Mit Hilfe der Ökologie können zwar Rahmenbedingungen ermittelt und beschrieben werden. Die Festlegung, welche Zustände wünschenswert sind und welches Risiko eingegangen wird, bspw. bestimmte Kipp-Punkte wie das Zwei-Grad-Ziel zu überschreiten, unterliegen jedoch gesellschaftlichen und politischen Diskussions- und Aushandlungsprozessen. Der Begriff der ökologischen Krise verweist also nicht auf Ökosysteme als die erleidenden Subjekte dieser Krise, sondern auf die Wissenschaft, welche Wissen bereitstellt, das für die Entwicklung bestimmter gesellschaftlicher Leitbilder herangezogen werden kann. Wie genau diese Leitbilder aussehen können ist jedoch weniger eine ökologische bzw. naturwissenschaftliche denn eine normative Frage.

Auch „die Natur“ kommt nicht als Krisensubjekt bzw. Erleidende dieser Krise in Frage. Nicht nur ist unklar und kontextabhängig, was der Naturbegriff überhaupt meint – Natur kann bspw. mit den Begriffen „Kultur“, „Gesellschaft“ oder „Setzung“ kontrastiert werden – es ist auch unklar, was es bedeuten soll, zu sagen, die Natur erleide eine Krise. „Die Natur“ ist gleichgültig gegenüber dem Menschen, sie kennt keine Krisen, sondern nur Zustände (vgl. Schäfer 1999, S. 78). Die ökologische Krise ist also auch keine Krise der Natur. Bleibt der Begriff der Umwelt. Der Begriff der Umwelt geht auf Jacob von Uexküll zurück und bezieht sich,

auf das, was ein Lebewesen wahrnimmt bzw. was in irgendeiner Hinsicht von Bedeutung für es ist. Das, was es nicht wahrnimmt, gehört auch nicht zu seiner Umwelt. Von Uexküll betont auch die Sonderstellung des Menschen im Reich des Lebendigen, indem er darauf hinweist, dass wir, im Unterschied zu anderen Lebewesen, „unsere Organe mit Hilfsmitteln versehen“ (Uexküll 1940, S. 55) können. Mittels der Ökologie, so könnte man sagen, erweitert der Mensch seinen Wahrnehmungsapparat und seine Umwelt besteht nicht nur aus dem, was er unmittelbar, sondern auch aus dem, was er durch Wissenschaft vermittelt wahrnimmt.

Anhand dieser begrifflichen Unterscheidungen wird deutlich, dass es sich bei der ökologischen Krise um eine Umweltkrise handelt und dass der Erleidende dieser Krise der Mensch ist: Wir stellen diese Krise nicht nur fest, wir sind auch von ihr betroffen. Es geht in erster Linie um die von uns verursachten und als negativ beurteilten Folgen unseres Umwelthandelns. Bei der Frage, wie die ökologische Krise zu überwinden ist, wie also zu handeln ist und an welchen Leitbildern sich Handlungsempfehlungen und Maßnahmen orientieren können, geht es folglich auch um die Frage, in welcher Welt wir leben wollen und in welcher Welt zukünftige Generationen leben können sollen.

3 Nachhaltige Entwicklung

Im Zusammenhang mit dem Problem der ökologischen Krise und der Frage, in welcher Welt zukünftige Generationen leben können sollen, wurde als politische Antwort das Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung formuliert. Die bekannteste Definition nachhaltiger Entwicklung ist die der Brundtland-Kommission, nach welcher es sich bei nachhaltiger Entwicklung um eine Entwicklung handelt, „that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs“ (zit. nach Grundwald/Kopfmüller 2006, S. 21). Bei nachhaltiger Entwicklung geht es also explizit um die Lebensbedingungen heutiger und zukünftiger Generationen.

Das konventionelle Modell nachhaltiger Entwicklung geht davon aus, dass diese auf drei Säulen fußen muss, Ökologie, Ökonomie und Soziales, und dass diese drei Säulen gleichrangig oder gleichberechtigt nebeneinander stehen. Kritiker wenden jedoch ein, dass dieses Verständnis die fundamentale Bedeutung der Natur unterschätzt und eine Erweiterung des Nachhaltigkeitsmodells über ökologische Aspekte hinaus zudem einer Verwässerung des Nachhaltigkeitsbegriffs Vorschub leistet und damit seine begriffliche Bedeutung tendenziell auflöst (vgl. Ott 2009, S. 26).

Diese Kritik ist berechtigt, da soziale und ökonomische Aspekte nachhaltiger Entwicklung und guten Lebens auf Natur als Fundament und gewisse ökologische Rahmenbedingungen angewiesen sind. Insofern ist Natur bzw. ein bestimmter Zustand der Umwelt, der mit dem Erfülltsein bestimmter ökologischer Rahmenbedingungen einhergeht, nicht Säule, sondern Bedingung nachhaltiger Entwick-

lung. „Nachhaltigkeit“ bedeutet entsprechend zuerst einmal ökologische Nachhaltigkeit und die sozialen und ökonomischen Aspekte nachhaltiger Entwicklung sind in diese integriert zu betrachten. Gutes menschliches Leben heute und in Zukunft ist nur möglich, wenn die ökologischen Rahmenbedingungen dafür intakt sind und intakt bleiben.

Da es vornehmlich die Lebensgewohnheiten und Lebensstile der Bürger der Industrieländer sind, welche mit ihrem enormen Pro-Kopf-Ressourcenverbrauch diese Rahmenbedingungen global gefährden und weil diese Lebensstile das Vorbild für eine globale, aufstrebende Mittelklasse darstellen, müssen sich diese Lebensstile und Lebensgewohnheiten ändern, soll eine Entwicklung wirklich nachhaltig sein und sollen auch regional weit entfernte Menschen und Angehörige zukünftiger Generationen noch die Möglichkeit haben, ein gutes Leben zu führen. Bei Nachhaltigkeit geht es also offenbar nicht nur um mit den Mitteln der Ökologie beschreibbare Veränderungen und Randbedingungen, gesellschaftlich zu führende Risikodiskurse und politisch festzusetzende Grenzwerte, sondern darüber hinaus auch um Lebensgewohnheiten und Lebensstile und damit um die Frage, wie wir unser Leben führen wollen und sollen.

4 Gutes Leben

Die Frage danach, wie wir unser Leben führen wollen und sollen ist immer auch mit der Frage nach dem guten oder gelingenden menschlichen Leben verbunden und diese ist in ihrer Allgemeinheit schwer zu beantworten. Bei der Frage nach dem guten Leben geht es offenbar nicht um hedonistische Werte, sondern gewissermaßen um objektive Standards. Das, was ein gutes Leben ausmacht, ist jedoch immer auch historisch und kulturell bestimmt. Die Frage steht also nicht nur danach, was ein gutes menschliches Leben ganz generell kennzeichnet, sondern auch danach, was ein gutes menschliches Leben unter den gegenwärtigen historischen und kulturellen Bedingungen ausmacht.

Der allgemeine Sinn der Frage nach dem guten Leben kann verdeutlicht werden, wenn wir uns fragen, welches Leben wir uns für unsere Kinder wünschen (vgl. Steinfath 1998, S. 14). Die Antwort der meisten Menschen auf diese Frage zielt nicht nur auf kurzfristiges Wohlbefinden, sondern beinhaltet eine Perspektive, die gewissermaßen auf das Ganze des Lebens gerichtet ist. Darüber hinaus ist die Frage nach dem guten Leben mit der Frage danach verbunden, wie wir als die Art von Wesen, die wir sind, in der Welt, wie sie ist, leben sollen, wie wir also als *so* konstituierte Wesen in einer *so* konstituierten Welt leben sollen (vgl. Wolf 1998, S. 42). Ein Aspekt dieser *so* konstituierten Welt ist die ökologische Krise und ein Aspekt von uns als *so* konstituierter Lebewesen ist, dass wir vernunftbegabt sind. Und als vernunftbegabte Lebewesen sind wir, weil wir vernunftbegabt sind, immer schon mit der Frage konfrontiert, wie wir unser Leben führen wollen und wie wir unser Leben führen sollen. Wir kommen nicht umhin, uns diese Frage zu stellen.

Die Frage wiederum, welches Leben wir uns für unsere Kinder wünschen, illustriert den Sinn der Frage nach dem guten Leben nur. Ebenso gut könnten wir uns fragen, welches Leben wir uns für uns selbst wünschen. Der Unterschied beider Fragen liegt in der Abstraktionsebene; es ist leichter, zu fragen, welches Leben man sich für seine Kinder wünscht als von den eigenen Lebensumständen zu abstrahieren. Wir wünschen uns für unsere Kinder jedoch nicht nur bestimmte Lebensbedingungen, die sie vorfinden und sich zu nutze machen können sollen, sondern wir erziehen sie auch, ihr Leben auf eine bestimmte Weise zu *führen*. So erziehen wir sie bspw. dazu, Versprechen zu halten oder Lesen und Schreiben zu lernen, obwohl dies vielleicht nicht immer angenehm ist oder Spaß macht. Dennoch halten wir es für *gut*, dass sie Versprechen halten und Lesen und Schreiben können.

Offenbar gibt es also bestimmte Aspekte und Weisen menschlicher Lebensführung, welche unter den gegebenen historischen und kulturellen Umständen – bspw. in einer Welt, in welcher man sich darauf verlassen kann, dass Menschen Versprechen halten oder in welcher man sich mittels (bestimmter) Schriftsprache(n) verständigt – objektive Bestandteile und Bedingungen guten Lebens darstellen.

5 Nachhaltigkeit und gutes Leben

Die Frage danach, in welcher Welt wir leben wollen, kann nicht getrennt werden von der Frage, wie wir unser Leben führen wollen. Die Art, wie wir unser Leben tatsächlich führen, beeinflusst wiederum die Bedingungen, unter denen wir unser Leben führen können. Im Kontext der ökologischen Krise beeinflusst die Art, wie wir unser Leben führen jedoch nicht nur unser je eigenes Leben und das Leben der Menschen in unserer Umgebung, sondern sie beeinflusst auch die Lebensbedingungen regional unter Umständen weit entfernter Menschen und zukünftiger Generationen.

Die ökologische Krise wurde als Folge der nicht-absehbaren und nicht-intendierten Nebenfolgen menschlichen Umwelthandelns und als ein Aspekt dieser so konstituierten Welt herausgestellt. Zudem sind diese Nebenfolgen als zeitlich und räumlich entfernte Resultate vieler Einzelentscheidungen und Einzelhandlungen zustande gekommen. Erst die Summe dieser Einzelentscheidungen und Einzelhandlungen führte zu dem Problem der ökologischen Krise. Das bedeutet entsprechend auch, dass die ökologische Krise nur überwunden werden kann, wenn sich die Summe der umweltschädlichen Einzelhandlungen und Einzelentscheidung erheblich reduziert, wenn sich also Lebensstile und Lebensweisen von welchen diese Einzelhandlungen Bestandteil sind, grundlegend ändern.

Die Entwicklungen der letzten Jahrzehnte zeigen, dass politische Bemühungen allein nicht ausreichen, um der ökologischen Krise wirkungsvoll begegnen zu können. Maßnahmen auf der politischen Ebene – welche ohne Zweifel unabdingbar sind – können nur erfolgreich sein, wenn sich auch die Verhaltensweisen auf der

individuellen Ebene grundlegend ändern. Denn offenbar ist niemand alleiniger Verursacher dieser Krise, aber jeder – zumindest jeder Bürger der Industrieländer – hat mit seiner Lebensweise Anteil daran. Erst wenn dies anerkannt wird, wird nachhaltige Entwicklung wirklich möglich sein.

Im Zusammenhang mit einer auf die ökologischen Aspekte fokussierten Idee von Nachhaltigkeit bedeutet das, dass es auf individueller Ebene darum gehen muss, das je eigene Handeln möglichst umweltverträglich zu gestalten. Das bedeutet nicht, dass Nachhaltigkeit für jeden und in jeder Lebenssituation gleich aussehen muss, sondern es bedeutet, dass jeder Einzelne Handlungsspielräume hat und dass es zu einem guten Leben in dieser *so* konstituierten Welt gehört, diese Handlungsspielräume auszunutzen. Zwar liegt es natürlich nicht nur an den Einzelnen, nachhaltige Entwicklung auf den Weg zu bringen. Die Entscheidungen vieler Einzelner beeinflussen jedoch auch, was, wo und unter welchen Bedingungen produziert wird und welche politischen Entscheidungen getroffen und getragen werden. Damit ist auch die individuelle Ebene unabdingbarer Bestandteil nachhaltiger Entwicklung und, da es um die Frage geht, wie ein gutes Leben als *so* konstituierte Wesen in einer *so* konstituierten Welt aussieht, Nachhaltigkeit Bestandteil guten Lebens.

Literatur

- Grunwald, A. und Kopfmüller, J.: Nachhaltigkeit. 2006, Campus.
- Ott, K.: Leitlinien einer starken Nachhaltigkeit. Ein Vorschlag zur Einbettung des Drei-Säulen-Modells. 2009, GAIA 18 (1), S. 25-28.
- Schäfer, L.: Das Bacon-Projekt. Von der Erkenntnis, Nutzung und Schonung der Natur. 1999, Suhrkamp.
- Steinfath, H.: Einführung: Die Thematik des guten Lebens in der gegenwärtigen philosophischen Diskussion. In: ders. (Hrsg.): Was ist ein gutes Leben? Philosophische Reflexionen. 1998, Suhrkamp, S. 7-31.
- Von Uexküll, J.: Bedeutungslehre. 1940, Johann Ambrosius Barth.
- Wolf, U.: Die Struktur der Frage nach dem guten Leben. In: Steinfath, H. (Hrsg.): Was ist ein gutes Leben? Philosophische Reflexionen. 1998, Suhrkamp, S. 32-46.

Naturwissenschaftliche Erkenntnisse und die moralische Bewertung der lebendigen Natur

Sofia Eichhorn

Zusammenfassung

Dieser Artikel versteht sich als eine Einladung zur Reflexion über die Notwendigkeit der *aufrichtigen Gestaltung der Welt- und Menschenbilder* in der Kultur. Ein solcher Prozess der kulturellen Akzeptanz, Aufnahme und Integration der Erkenntnisfortschritte über die menschliche und außermenschliche Natur zeigt sich als fundamental für die Überholung von im Abendland verwurzelten und heute obsoleten Dualismen. Diese progressive Annäherung des Welt- und Menschenbildes zur Realität erweist sich als entscheidend für die moralische Entwicklung der Kultur, weil solche Bilder die emotionale Beziehung des Menschen zum Rest der Natur, und somit seine moralische Bewertung derselben, beeinflussen. Anhand von drei Beispielen wird die *Schlüsselrolle der naturwissenschaftlichen Erkenntnisse* in diesem Prozess aufgezeigt. Es wird gezeigt, dass die Öffnung für solche Erkenntnisse wichtig für eine *fruchtbare transdisziplinäre Arbeit* zwischen Natur-, Geistes- und Gesellschaftswissenschaften im Bereich des Biodiversitätsschutzes ist.

1 Einleitung: Die Notwendigkeit einer aufrichtigen Gestaltung der kulturellen Welt- und Menschenbilder

Welt- und Menschenbilder sind entscheidend für die moralische Einstellung – und somit für den Umgang – des Menschen gegenüber sich selbst und den weiteren Mitgliedern der lebendigen Natur.¹ Die abendländische Kultur zeichnet sich durch ein vorherrschend anthropozentrisches Weltbild² und eine entsprechende Moralposition aus, bei der der Mensch das einzige Lebewesen ist, das als direkter Adressat moralischer Rücksicht gilt. Motiviert durch die weltweiten ökologischen Schäden, die unter der Dominanz eines solchen Weltbildes entstanden sind, wurden in den letzten Jahrzehnten verschiedene anthropozentrische Ansätze weiterentwickelt, die darauf abzielen, weitere Lebewesen in die moralische Berücksichtigung aufzunehmen.³ Allerdings halten alle diese Ansätze den Menschen weiterhin für den einzigen Träger von Interessen, die direkt beachtet werden sollten. So argumentiert z.B. die Position „Anthropozentrik mit Eigenwert von Arten“, dass nicht-menschliche Lebewesen – in diesem Fall unter dem Kollektiv „Arten“ dargestellt – nur einen Wert besitzen, sofern der Mensch ihnen diesen zuspricht (der sogenannte „Eigenwert“).⁴ Es ist aber sehr wahrscheinlich, dass Bemühungen für einen anhaltend erfolgreichen Biodiversitätsschutz zum Scheitern verurteilt sind, solange das dahinter stehende Weltbild allen weiteren Lebewesen keinen *Selbstwert* anerkennt, d.h. sie als Wesen mit Selbstzweck, also als Lebewesen mit eigenem Streben nach Überleben und Selbstentfaltung, weiterhin ausblendet.⁵ Auf dem heute im Abendland vorherrschenden anthropozentrischen Weltbild als leitendes Prinzip der Biodiversitätsschutz-Bemühungen unverändert zu beharren, davor scheint folgendes, Albert Einstein zugeschriebenes Zitat treffend zu warnen: „*Probleme kann man niemals durch die gleiche Denkweise lösen, durch die sie entstanden sind*“.

Es muss demzufolge an dem kulturellen Welt- und Menschenbild gearbeitet werden, bzw. beide müssen in einem „*Aufrichtigkeitsprozess*“ näher zur Realität⁶ gebracht werden. Dies bedeutet, die bisher vorherrschenden Konzeptionen über die menschliche und außermenschliche Natur in dem Licht des aktuellen wissenschaftlichen Erkenntnisstandes zu überprüfen und zu aktualisieren. Fundamentale Werk-

¹ Unter „lebendiger Natur“ sind hier die Menschen und der Rest der Lebewesen, mitsamt den interaktiven Prozessen, an denen sie teilnehmen, zu verstehen.

² Aufgrund der kulturellen Dominanz des Abendlandes in der Welt seit der Zeit des Kolonialismus, ist das anthropozentrische Weltbild heute global vorherrschend. Der vorliegende Artikel beschäftigt sich insbesondere mit diesem vorherrschenden kulturellen Weltbild (bzw. dem damit einhergehenden Menschenbild) und seinen dogmatischen Fundamenten. Gleichzeitig sind die hier dargelegten Reflexionen auch auf alle anderen Welt- und Menschenbilder anwendbar.

³ Vgl. Eser & Potthast 1999, 60-62.

⁴ Vgl. Potthast 2000, 136.

⁵ Vgl. dazu z.B. v.d. Pfordten 1996, Kim 2007 und Gorke 2010.

⁶ Zu „Realität“ siehe Kapitel 2 dieses Artikels.

zeuge der menschlichen Kultur für die Gewinnung von Erkenntnissen sind die Naturwissenschaften mit ihren auf Empirie fußenden Methoden. Mit ihrer Hilfe kann die Angemessenheit der Bewahrung oder die Notwendigkeit des Verwerfens von bisherigen Konzeptionen bestimmt werden.

Unerlässlich für die erfolgreiche Durchführung eines solchen aufrichtigen Gestaltungsprozesses der kulturellen Welt- und Menschenbilder ist die transdisziplinäre Arbeit zwischen den Natur-, Geistes- und Gesellschaftswissenschaften. Hier ist u.a. die Aufnahme und Integration des aktuellen naturwissenschaftlichen Erkenntnisstandes über die menschliche und nicht-menschliche Natur seitens der letztgenannten Wissenschaften gemeint, damit diese der Menschheit Aussagen und Deutungen über die Welt und die menschliche Existenz unterbreiten können, die dem am besten abgesicherten verfügbaren Wissen über die Natur gerecht werden. Ein weiterer wichtiger Aspekt einer solchen Zusammenarbeit ist die Orientierung des naturwissenschaftlichen Forschungsfokus an dem von den Geistes- und Gesellschaftswissenschaften für den kulturellen Fortschritt als wichtig angesehenen Erkenntnisbedarf.

Ziel dieses Artikels ist es, zu einer Reflexion über die Notwendigkeit einer solchen transdisziplinären Arbeit für die Erstellung eines *zeitgemäßen*, i.e. eines dem aktuellen Erkenntnisstand über die menschliche und außermenschliche Natur und den Herausforderungen unserer Zeit wie der Erhaltung der Biodiversität, angemessenen kulturellen Welt- und Menschenbildes im Abendland einzuladen. Dafür werde ich mit einer kritischen Reflexion über die Rolle der Naturwissenschaften bei der Aneignung von Wissen beginnen. Den Beitrag naturwissenschaftlicher Erkenntnisse zur aufrichtigen Gestaltung des Welt- und Menschenbildes in der Kultur werde ich anschließend anhand von Beispielen des Fortschritts in drei naturwissenschaftlichen Erkenntnisbereichen der menschlichen und außermenschlichen Natur vorstellen. Die naturwissenschaftlichen Fortschritte in diesen Bereichen liefern wertvolle Informationen für das Brechen einer Reihe von Dualismen, die als Basis für das abendländische anthropozentrische Weltbild und die einhergehende, heutzutage vorherrschende Moralposition dienen. Im Schlussteil werde ich einige abschließende Bemerkungen über eine für den Biodiversitätsschutz fruchtbare transdisziplinäre Arbeit zwischen Natur-, Geistes- und Gesellschaftswissenschaften anführen.

2 Die Naturwissenschaften und die Realität

Als Erstes soll klargestellt werden, dass weder die Naturwissenschaften noch irgendein anderer Bereich in der akademischen Welt die absolute Wahrheit darstellen können. Wie der Zoologe und Verhaltensforscher Konrad Lorenz äußerte: *„All unsere Erkenntnis ist nur eine Annäherung an die außersubjektive Wirklichkeit, die wir zu erkennen trachten, allerdings eine fortschreitende Annäherung. Widerlegt wird eine Hypothese niemals durch eine einzige widersprechende Tatsache, sondern immer nur durch eine andere Hypo-*

*these, die mehr Tatsachen einzuordnen vermag als sie selbst. „Wahrheit“ ist somit diejenige Arbeitshypothese, die am besten geeignet ist, den Weg zu jener anderen zu bahnen, die mehr zu erklären vermag“.*⁷ Bei naturwissenschaftlichem Wissen handelt es sich also auch um eine Art von *Glauben*, die aber dem Menschen das sicherste bzw. naheste Bild der Realität ermöglicht. Diese größere Sicherheit entsteht durch die zu den Naturwissenschaften gehörende ständige kritische Überprüfung ihres Erkenntnisstandes. Sich dabei als falsch erwiesene Aussagen werden als ungültig erklärt und verworfen und durch neu gewonnene, der Realität näher stehende Erkenntnisse ersetzt. Dogmatische Vorstellungen finden im Bereich der modernen Naturwissenschaften einen sehr schwachen Halt. So helfen ihre Erkenntnisfortschritte dabei, zu einem immer genaueren objektiven Wissen über die Realität zu gelangen.

Bisher beharrliche Dogmen in den Geisteswissenschaften sind die ontologischen Trennungen von Geist und Körper, von Mensch und Natur und von Mensch und Tier, als jeweils zwei unterschiedliche Bereiche der Realität. Auch wenn der Mensch Kategorien bilden muss, um seine wahrgenommene Realität besser zu verstehen und sprachlich übermitteln zu können, können solche ontologischen Kategorisierungen, wenn sie als „*die absolute Wahrheit*“ in der Kultur verankert werden, ein wahres Hindernis für den fortschreitenden Aneignungsprozess wissenschaftlicher Erkenntnisse in der Kultur werden. Diese Behinderung besteht dann auch für die aufrichtige Überprüfung der bisher geltenden Welt- und Menschenbilder. Schon um 1790 erkannte Johann Wolfgang Goethe dieses Problem. Er drückte sich folgendermaßen aus: „*Wenn eine Wissenschaft zu stocken und, obnerachtet der Bemühung vieler tätiger Menschen, nicht vom Flecke zu rücken scheint, so läßt sich bemerken, daß die Schuld oft an einer gewissen Vorstellungsart, nach welcher die Gegenstände herkömmlich betrachtet werden, an einer einmal angenommenen Terminologie liege, welchen der große Haufe sich ohne weitere Bedingung unterwirft und nachfolgt und welchen denkende Menschen selbst sich nur einzeln und nur in einzelnen Fällen schüchtern entziehen*“.⁸ Solch etablierte Vorstellungsarten können sogar das Ausmaß von *dogmatischen Diktaturen* einnehmen. Daher gilt es solche Dualismen unter dem Licht des heutigen naturwissenschaftlichen Erkenntnisstands zu betrachten, zu analysieren und zu kritisieren. Das Beharren auf etablierten Denkstrukturen hilft dem Menschen nicht ein der Realität nahes Menschen- und Weltbild zu entwickeln.

Die ökologischen, sozialen und wirtschaftlichen Herausforderungen unserer Zeit erfordern eine intellektuelle Öffnung, um eine reale transdisziplinäre Arbeit zwischen Natur-, Geistes- und Gesellschaftswissenschaften zu ermöglichen, die ein *rechtzeitiges* Finden von Lösungen erlaubt. Ein essenzieller Schritt dafür ist es, solche mit dem heutigen wissenschaftlichen Erkenntnisstand unverträglichen dogmatischen ontologischen Kategorisierungen zu identifizieren und zu überholen. Auf

⁷ Lorenz 1974, 85f.

⁸ Goethe 1952, 226.

die Frage, auf welcher Grundlage die Bildung ontologischer Kategorien⁹ erfolgen soll, antwortet der Philosoph Bryan Norton wie folgt: *“ontological issues are to be decided on the basis of arguments, which, in turn, gain their cogency from the fact that their premises correctly describe the nature of reality. These premises are based upon discoveries, not decisions, and if correct, they determine them in the sense that any ontological position failing to accord with these discoveries is incorrect”*.¹⁰

Im nächsten Abschnitt werde ich einige Beispiele naturwissenschaftlicher Erkenntnisfortschritte darstellen, welche bei der Überprüfung und Korrektur bisheriger ontologischer Trennungen in der abendländischen Kultur – oder mit anderen Worten: bei der aufrichtigen Gestaltung des abendländischen Welt- und Menschenbildes – eine wichtige Rolle spielen sollten.

3 Der Beitrag der naturwissenschaftlichen Erkenntnisfortschritte zur aufrichtigen Gestaltung des Welt- und Menschenbildes

Als Beispiele für die Schlüsselrolle naturwissenschaftlicher Erkenntnisse in der hier als „*Aufrichtigkeitsprozess*“ betitelten aufrichtigen Gestaltung des kulturellen Welt- und Menschenbildes werde ich im Folgenden drei naturwissenschaftliche Fortschrittsbereiche hinsichtlich ihrer Erkenntnisse über die menschliche und außermenschliche Natur präsentieren: (1) der Wandel vom geo- zum heliozentrischen Weltbild, (2) der Wandel von der göttlichen Schöpfung zur natürlichen Evolution und (3) der Wandel vom schwebenden Geist zur materiellen Körperlichkeit. Die Reihenfolge ihrer Darstellung entspricht sowohl ihrer chronologischen Verortung als auch ihrem Grad der Akzeptanz und Integration in der abendländischen Kultur: Während die astronomischen Fortschrittserkenntnisse des ersten Beispiels sowohl in der akademischen Welt als auch in der Gesellschaft im Allgemeinen akzeptiert und integriert worden sind, wurden die Evolutionserkenntnisse, abgesehen von fundamentalen religiösen Kreisen, zwar im Allgemeinen schon akzeptiert, ihre Integration in den Denkstrukturen erfährt aber noch immer einen großen Widerstand in einem großen Teil der akademischen Welt und der Gesellschaft insgesamt. Hinsichtlich der im letzten Beispiel dargestellten neurobiologischen Erkenntnisfortschritte steht die abendländische Kultur noch am Anfang des kulturellen *Aufrichtigkeitsprozesses*. Die Erkenntnisse in diesem Bereich erfahren zurzeit eine massive Ablehnung innerhalb der akademischen Welt und sind noch kaum ein Thema innerhalb der breiteren Öffentlichkeit.

⁹ Norton beschreibt, dass bei der ontologischen Kategorisierung *“objects [...] are arranged in a system of species and genera; and, a genus gains its identity by virtue of characteristics shared by all of the entities which are its members”*, Norton 1977, 19.

¹⁰ Norton 1977, 20.

3.1 Der Wandel vom geozentrischen zum heliozentrischen Weltbild

Bis zum Ende des Mittelalters war das geozentrische Weltbild in Europa allgemein verbreitet. Es mussten erst ca. 1600 Jahre vergehen, bis sich in Europa im 17. Jh. das heliozentrische Weltbild mit Hilfe der naturwissenschaftlichen Erkenntnisse von Nikolaus Kopernikus, Johannes Kepler und Galileo Galilei durchsetzte. Dies geschah gegen den erbitterten Widerstand der Verteidiger der damals vorherrschenden Welt- und Menschenbilder, darunter hauptsächlich die christliche Kirche. Das Ausmaß dieses Widerstandes war so groß, dass etliche astronomische Werke, die den Heliozentrismus verteidigten, durch die Kirche verboten, und seine Vertreter bestraft oder sogar ermordet wurden.¹¹

Das geozentrische Weltbild wurde damals vehement verteidigt, weil es mit den dogmatischen Welt- und Menschenbildern der zu dieser Zeit dominanten Kirche fest verbunden war. Nach dieser Weltanschauung bildet der Mensch als Ebenbild Gottes und als Krone der Schöpfung das kosmische Zentrum in der Mitte des Weltraumes und alles andere ist für ihn und um seinetwillen erschaffen und eingerichtet worden.¹² Diese lange für absolut wahr gehaltenen Welt- und Menschenbilder hatten einen sehr starken Einfluss auf die Werteentwicklung im Abendland, da sie damals als Rechtfertigung für die anthropozentrische Moralposition dienten, nach der der Mensch sich über alle weiteren Lebewesen erhebe und der einzige Träger von Würde sei.¹³ Der Philosoph Franz Josef Wetz weist darauf hin, dass eine solche Abspaltung des Menschen von der Natur zur Entwertung aller außermenschlichen Lebewesen als würdelos führte – und noch immer führt.¹⁴ Der Neurologe und Begründer der Psychoanalyse Sigmund Freud analysierte dies folgendermaßen: „Die zentrale Stellung der Erde war (dem Menschen) eine Gewähr für seine herrschende Rolle im Weltall und schien in guter Übereinstimmung mit seiner Neigung, sich als den Herrn dieser Welt zu fühlen“.¹⁵ Durch den Übergang vom geo- zum heliozentrischen Weltbild wurde somit eine der wichtigsten Argumentationsketten für den Anthropozentrismus wissenschaftlich verworfen.¹⁶

Aus diesem historischen Beispiel wird deutlich, dass die moralische Bewertung der menschlichen und außermenschlichen Natur von dominanten Menschen- und Weltbildern der Kultur beeinflusst wird. Die von Wetz oben erwähnte menschliche Entwertung aller weiteren Lebewesen (*moralische Position*) aufgrund der Abspaltung des Menschen von der Natur (*Weltbild*) zeigt dies. Die moralische Entwertung der

¹¹ Dazu zählen z.B. der Hausarrest und das Verbot jeglicher Lehrtätigkeit für Galileo Galilei von 1633 bis zu seinem Tod im Jahr 1642 und die Verbrennung von Giordano Bruno im Jahr 1600.

¹² Vgl. Baranzke 2002, 72f. und Wetz 2005, 23, 144.

¹³ Nach der christlichen Tradition ist die Würde „*Seinsqualität und Eigenwert, welcher dem Menschen aufgrund seiner besonderen Wesensnatur zukommt(...), ein kreatürliches Adelszeichen, das der Einzelne von Gott empfängt*“, Wetz 2005, 25.

¹⁴ Vgl. Wetz 2005, 144.

¹⁵ Freud 2009/Orig. 1917, 4.

¹⁶ Und durch den weiteren Fortschritt der naturwissenschaftlichen Erkenntnisse ist weiterhin der Wandel vom Sonnensystem auf Galaxien erfolgt.

Natur als Folge eines solch dualistischen Weltbildes (Mensch-Natur) kann durch die durch dieses Weltbild hervorgerufene emotionale Beziehung der Entfremdung, der Nicht-Zugehörigkeit und der absoluten Wesensunterschiedlichkeit des Menschen vom Rest der Natur erklärt werden. Dies behindert gleichzeitig das Entstehen von Sympathie, Mitleid, Gerechtigkeitsinn und Verantwortung gegenüber den nicht-menschlichen Lebewesen. Die gängigen moralischen Normen gegenüber der „getrennten“ Natur sind somit in großem Ausmaß eine Folge dieses Gefühlsstandes und somit eines solchen dualistischen Weltbildes.

3.2 Von der göttlichen Schöpfung zur natürlichen Evolution

Eine frühzeitliche Antwort auf die Frage nach dem Ursprung aller Lebewesen und ihrer Diversität stellen die Schöpfungsmythen der verschiedenen Kulturen dar. So wurden z.B. nach dem biblischen Schöpfungsmythos der Genesis alle Lebewesen innerhalb von sechs Tagen in einem göttlichen Schöpfungsakt mit dem Menschen als Gottes Ebenbild erschaffen.¹⁷ Die Autorität der christlichen Kirche und ihrer biblischen Texte bei der Antwort auf die Frage der Entstehung aller Lebewesen blieb während des ganzen Mittelalters unantastbar. Auch wenn im 17. Jh. durch die Akzeptanz des heliozentrischen Weltbildes das astronomische Argument für die besondere Stellung des Menschen im Zentrum des Alls widerlegt wurde (siehe Kap. 3.1), blieb der Glaube an den biblischen Schöpfungsmythos (und somit der Glaube an den Menschen als Gottes Ebenbild und als Krone der Schöpfung) praktisch unberührt. Gefordert und gefördert aber durch die seit Ende des Mittelalters gehäuften paläontologischen Entdeckungen und durch die Begegnung mit der Fauna und Flora der Neuen Welt, rückte in der Neuzeit wieder die Frage nach einer natürlichen Erklärung der Herkunft aller Lebewesen in den Mittelpunkt. Es war hauptsächlich „Die Entstehung der Arten“ von Charles Darwin im Jahr 1859, welche die endgültige Abkehr von der Schöpfungslehre innerhalb der Wissenschaften bewirkte. Auch wenn der „Kreationismus“ als eine Gegenbewegung gegen Darwins Evolutionstheorie entstand und seine Vertreter vielfach Versuche gegen seine Verbreitung unternahmen, war ihnen dies in der naturwissenschaftlich geprägten Welt nicht möglich. Dazu der Evolutionsbiologe David Sloan Wilson: *“his [Darwin’s] theory was so superior at explaining the facts, even way back then, that support for creationism rapidly waned”*.¹⁸ Die naturwissenschaftlichen Erkenntnisse über die Mechanismen der Evolution (Mutation, Rekombination und natürliche Selektion), die Abstammung der Arten und die Artbildung sind seitdem weiter auf vielen naturwissenschaftlichen Gebieten erforscht und nachgewiesen worden. Dies begründet den heutigen wissenschaftlichen Konsens über ihre Gültigkeit.

Der nach Darwin bestätigte naturwissenschaftliche Befund, dass alle Organismen auf der Erde einen gemeinsamen evolutiven Ursprung in einem einzigen Ur-

¹⁷ Genesis 1, 1-31.

¹⁸ Wilson, D. S. 2008, 27.

vorfahren besitzen¹⁹ und dass somit alle Lebewesen zu einer stammesgeschichtlichen Einheit gehören, zeigt ebenfalls die Unhaltbarkeit der noch heute in der abendländischen Kultur vorherrschenden anthropozentrischen und dualistischen Welt- und Menschenbilder. Es gibt nicht „*Mensch und Natur*“ als zwei verschiedene Aspekte der Realität, sondern nur „*den Menschen als Teil der Natur*“. Und hinsichtlich speziell der lebendigen Natur gilt: „*Menschen als Bestandteil der Biodiversität*“. Die verbreitete Gegenaussage, dass sich der Mensch als Kulturwesen von der Natur abhebe, weil Kultur kein integrales System in der Natur sei, sondern außerhalb dieser zu verstehen wäre, stellt sich zunehmend als unhaltbar heraus. Bei der Beibehaltung des *Kultur-Natur-Dualismus* müssten dann konsequent nicht nur zwei gegenüberstehende Systeme gezählt werden (Natur und menschliche Kultur), sondern eine Vielzahl davon: Natur, menschliche Kultur, Schimpansen-Kultur, Wale-Kultur, Rabenvögel-Kultur und viele andere. Der Evolutionsanthropologe Volker Sommer stellt in seinem Buch „*Darwinisch denken. Horizonte der Evolutionsbiologie*“ eine Reihe von Ergebnissen aus der Verhaltensforschung an verschiedenen Tierarten dar, die zeigen, dass andere Tiere gleichfalls lokale soziale Traditionen (Gewohnheiten, Techniken und soziale Normen) besitzen, die unterschiedliche Gruppen innerhalb derselben Spezies auszeichnen können. Diese Traditionen werden sowohl vertikal (von Eltern zu Kindern) als auch horizontal (indem Gleichaltrige einander etwas abschauen) weitergegeben (Traditionspflege).²⁰ Man kann also auch bei nicht-menschlichen Tieren von einer kulturellen Vielfalt sprechen, wodurch der Anspruch einer Exklusivität der Kulturfähigkeit bei Menschen nicht zu rechtfertigen ist. Somit ist der Kultur-Natur-Dualismus heute aus naturwissenschaftlicher Perspektive nicht mehr zu halten.

Nach dem heutigen Erkenntnisstand ist jede Evolutionslinie das Ergebnis der fortwährenden biologischen Suche des Naturphänomens des Lebens nach möglichen Wegen für seinen Fortbestand in Anpassung an die spezifischen Umweltbedingungen. So „*sind die Form und das Verhalten der Lebewesen i.d.R. offensichtlich an das Erreichen bestimmten Ziele angepasst*“.²¹ Die Evolution, d.h. diese ständige Suche nach Anpassung, ist also ein Ergebnis des für das Naturphänomen des Lebens inhärenten Mechanismus zur Sicherung seiner Erhaltung. Das Gesamtergebnis davon ist die erstaunliche Biodiversität auf unserem Planeten. So kann behauptet werden, dass das Naturphänomen des Lebens der kreativste bzw. innovativste Prozess der dem Menschen bisher bekannten Existenz ist. Mit dem Titel seines Buches „*The Greatest Show on Earth: The Evidence for Evolution*“ drückt es der Evolutionsbiologe Richard Dawkins sehr zutreffend aus. In seinem Vortrag bei der „*Conference on Darwin, Humanism and Science*“ stellte Dawkins dar, dass „*we find ourselves*

¹⁹ Vgl. Theobald 2010.

²⁰ Vgl. Sommer 2007.

²¹ Wilson, D.S. 2002, 6. Als Beispiel einer Form führt Wilson das Fell des Eisbären an, dessen Beschaffenheit die Wärmeerhaltung und die Unsichtbarkeit des Individuums ermöglicht. Als Beispiel eines Verhaltens bringt Wilson das Anschleichen des Eisbären an seine Beute vor, das dazu bestimmt ist, nahe genug für das Angreifen zu kommen, ohne vorher von der Beute entdeckt worden zu sein.

perched on one tiny twig in the midst of a blossoming and flourishing tree of life”.²² In diesem Baum des Lebens existiert keine Spezies, sei es stammesgeschichtlich oder ökologisch betrachtet, unabhängig von der anderen. Es handelt sich um ein Lebenskontinuum, in welchem einige Spezies näher mit anderen verwandt sind, aber alle letztendlich demselben Ursprung bzw. Phänomen innerhalb dieses graduellen Evolutionsprozesses angehören.

Auch wenn die Zugehörigkeit des Menschen zum Tierreich seit Darwins Evolutionstheorie wissenschaftlich nicht mehr zu verleugnen war, ist heute der Glaube an einen fundamentalen Unterschied zwischen Tier und Mensch und somit der *Mensch-Tier-Dualismus* noch immer weit verbreitet. In einem Sendungsbeitrag mit dem Titel „Vorbei mit den Grenzen - Warum sich der Mensch nur graduell vom Tier unterscheidet“ kritisiert Volker Sommer das Beharren auf eine solch dogmatisch obsolete Trennung.²³ Wie er darstellt, werden als Begründung einer solchen Trennung i.d.R. die für den Menschen als exklusiv gehaltenen „geistigen“ Fähigkeiten angegeben. Mit den Fortschritten in der Verhaltensbiologieforschung wurden jedoch jedes Mal mehr und mehr solcher Fähigkeiten auch bei nicht-menschlichen Tieren erkannt. Die häufige Reaktion der Tier-Mensch-Dualisten darauf ist es, die Messlatte höher zu legen. Wie aber Sommer in seinem Sendungsbeitrag weiterhin anmerkt, ist der Katalog an Merkmalen, mit denen sich eine menschliche Sonderstellung eben *nicht* belegen lässt, mittlerweile schon sehr umfangreich. Auch nicht-menschliche Tiere können u.a. mit Werkzeugen umgehen, sie beherrschen Symbolsprachen, zeigen Empathie und können lügen. Damit ist hier nicht gemeint, dass der Mensch nichts Besonderes hat, sondern dass er und die anderen Tiere viele gemeinsame Fähigkeiten besitzen, und diese viel zahlreicher sind als viele Menschen dies vor den jüngeren naturwissenschaftlichen Erkenntnisfortschritten gedacht hatten. Ebenfalls ist hier gemeint, dass nach näherer Betrachtung viele „Unterschiede“ als solche eigentlich nicht vorhanden sind, sondern es sich bei ihnen um dieselben Fähigkeiten innerhalb eines evolutionären Kontinuums gradueller Komplexität handelt. Einige Unterschiede bzw. *Besonderheiten* sind selbstverständlich vorhanden, denn jede Spezies ist als Anpassung auf bestimmte Umweltbedingungen evolutiv entstanden und besitzt somit spezifische Fähigkeiten mit „arterhaltender Leistung“.²⁴ Besonderheiten hat also der Mensch, aber nicht nur er allein. Wie der Naturphilosoph Klaus Meyer-Abich es zutreffend ausdrückt: „*Wenn man sich aber mit Sonnenblumen, Schildkröten, Nußbäumen, Katzen, Schwalben, etc. ebenso gründlich beschäftigte wie die Anthropologen mit dem Menschen, käme gleichermaßen heraus, dass jedes dieser Lebewesen ebenfalls etwas ganz Besondere in der Welt ist.*“²⁵

Darwins evolutive Naturerkenntnisse riefen zur Zeit Darwins, und leider teilweise heute noch, viel Widerstand hervor, weil sie den Menschen „*nieder mitten*

²² Dawkins 2009.

²³ Sommer 2009.

²⁴ Lorenz 1974, 12.

²⁵ Meyer-Abich 1999, 13.

*hinein in einen Naturbezug, wie er inniger nie war, den engsten, den es in der Natur überhaupt geben kann, den der Abstammungsgemeinschaft, [brachten]“²⁶ Durch ihren Aufklärungseffekt wurde ebenfalls das bis dahin vorherrschende Dogma des Schöpfungsaktes und des Menschen als Krone der Schöpfung fundamental in Frage gestellt. Dazu bemerkt der Evolutionsbiologe Ernst Mayr, dass die Erkenntnis, „*dass der Mensch keine eigenständige Schöpfung ist, sondern ein Evolutionsprodukt wie Millionen anderer Arten, im Widerspruch zur christlichen Lehre sowie vielen philosophischen Schulen steht*“²⁷*

Der Dualismus Tier-Mensch, wie auch die Dualismen Kultur-Natur und Geist-Körper, scheinen eine Barriere für das Verstehen der inhaltlichen Botschaft der evolutiven Naturerkenntnis in ihrer ganzen Dimension zu sein. Dahinter stehen denke ich hauptsächlich zwei Gründe: (1) Die Befürchtung, wenn man sich selbst als Tier begreift, den menschlichen Selbstwert und somit vermeintlich auch die Menschenwürde zu verlieren. (2) Die Befürchtung, die kulturell aufgebaute „moralische Rechtfertigung“ für die Ausbeutung der anderen Tiere abbauen zu müssen, in dem Moment, in dem der Selbstwert der anderen Tiere anerkannt wird. Zur Entkräftung von Grund (1) kann die Integration solcher Erkenntnisse in die Gedankenstrukturen beitragen, die den Menschen das Gefühl ermöglichen, dass ein Tier zu sein etwas Wunderschönes und nichts Entwertendes ist. Mit den Worten von Sommer: „*Ich bin gerne ein Tier unter anderen. Mein Leben ist durch diese Weltsicht nicht verarmt, nicht entzaubert – ganz im Gegenteil, ich fühle mich bereichert und ergänzt, denn diese Vorstellung beschenkt mich mit einer neugierigen Lebendigkeit und einem Gefühl der Zugehörigkeit zur Vielfalt der Natur*“²⁸

Die Entkräftung von Grund (2) hängt ebenfalls von der moralischen Entwicklung der Menschen innerhalb des Aufrichtigkeitsprozesses des kulturell vorherrschenden Menschen- und Weltbildes ab. Auf der Basis der realen Integration der evolutiven und verhaltensbiologischen Naturerkenntnisse kann der Mensch seine moralische Position gegenüber den anderen Tieren definieren und seinen Umgang mit ihnen neu überlegen. Dieser Aufrichtigkeitsprozess kann den Menschen dazu bringen, die Individuen anderer Tierarten auch als aktiv mitgestaltende Akteure in der Welt mit ihren eigenen Bedürfnissen, Interessen und Vorlieben zu begreifen, anstatt sie unsichtbar zu machen und als Rohmaterial, Ressource oder Objekt zu verdinglichen.²⁹ Die Integration naturwissenschaftlicher Erkenntnisse über das eigenständige Streben *aller* Lebewesen zu eigener Selbsterhaltung und Selbstentfaltung kann zudem auch eine neue emotionale Beziehung zu Lebewesen über das Tierreich hinaus ermöglichen und die Ausdehnung der moralischen Berücksichtigung auf die ganze lebendige Natur fördern.³⁰

²⁶ Markl 1991, 356.

²⁷ Mayr 2003, 438.

²⁸ Sommer 2009.

²⁹ Vgl. Wirth 2011, 77,79.

³⁰ Für eine detaillierte Argumentation für diese moralische Ausdehnung auf Basis der Anerkennung eigenständiger Bestrebungen aller Lebewesen als ethisch relevante Fakten, siehe v.d. Pfordten 2000.

Zu lange sollte nicht gewartet werden, um die kulturelle Überholung der oben genannten Dualismen zu erreichen. Eine wichtige Voraussetzung dafür ist eine fruchtbare transdisziplinäre Arbeit zwischen Natur-, Geistes- und Gesellschaftswissenschaften innerhalb des Prozesses der aufrichtigen Gestaltung der kulturellen Welt- und Menschenbilder im Lichte des aktuellsten naturwissenschaftlichen Erkenntnisstands. Bisherige Erkenntnisse weisen auf die Notwendigkeit hin, die fortdauernd starke anthropozentrische Tradition zu verlassen, „*a tradition whose negative influence can be seen in ontological thinking until now*“, so Josef Šmajš.³¹ Vor der anthropozentrischen Moralposition und den damit einhergehenden negativen Auswirkungen im Umgang mit der menschlichen und außermenschlichen Natur hatte der Philosoph Nicolai Hartmann schon in den vierziger Jahren des letzten Jahrhunderts gewarnt: „*Das entspricht einem bestimmten Wunschbild, das sich der Mensch zu allen Zeiten gern von der Welt gemacht hat; denn so kann er sich selbst als geistiges Wesen für Ziel und Krone der Welt halten. Aber er mißversteht damit nicht nur die Welt, sondern auch sein eigenes Wesen, und zwar in Wahrheit nicht einmal zu seinem Vorteil*“.³² Eine dieser negativen Auswirkungen ist der weltweit nahezu ungebremst fortschreitende Biodiversitätsverlust, eine Entwicklung, die der Naturwissenschaftler Edward O. Wilson als „eine Tragödie“ zutreffend beschrieben hat.³³ Volker Sommer äußert sich hierzu folgendermaßen: „*In dem Maße, wie wir hinzulernen über das evolutions-historische Gewordensein der Spezies Mensch, werden wir unsere nähere oder fernere Verwandtschaft mit anderen Lebewesen nicht nur besser begreifen lernen. Vielleicht, hoffentlich, werden wir sie auch so zu schätzen lernen, dass wir den täglichen Verlust biologischer und kultureller³⁴ Vielfalt nicht klaglos binnehmen wollen*“.³⁵

3.3 Vom schwebenden Geist zur materiellen Körperlichkeit

Der „*Geist*“ soll nach der verbreiteten Konzeption im Abendland ein vom Körper unabhängig existenzieller Zustand sein, deren Besitz eine Exklusivität des Menschen ist. Ein solcher *Geist-Körper-Dualismus* (der wiederum zu denen im vorigen Abschnitt behandelten Kultur-Natur- und Mensch-Tier-Dualismen führt und von diesen rückkoppelnd wieder „legitimiert“ wird) war in der abendländischen Kultur nicht immer vorherrschend. Die Vorsokratiker in der Antike sahen den Geist bzw. die geistigen Fähigkeiten als einen körperlichen Vorgang an. Der kulturelle Prozess ihrer Trennung fing hauptsächlich mit den Auffassungen von Platon und Aristote-

³¹ Šmajš 2008, 54.

³² Hartmann 1949, 71.

³³ Wilson, E.O. 2010.

³⁴ Sommer weist darauf hin, dass „*Ausrottung nicht einfach nur Verlust biologischer Vielfalt bedeutet. Vielmehr gehen, genau wie bei Homo sapiens, bei Tieren ebenfalls Kulturen verloren. (...) Mithin ist die Vielfalt des Lebens zweierlei Bedrohungen ausgesetzt: dem Genozid und dem Kulturtod*“ (Sommer 2007, 33). Eine kurze Behandlung der Kultur nicht-menschlicher Tiere wurde oben in Kapitel 3.2. bei der Analyse des Dualismus Kultur-Natur vorgenommen.

³⁵ Sommer 2007, 6.

les an. Gegen den atomistischen Materialismus von Demokrit entwickelte Platon den geistigen „*Kosmos der Ideen als ethischer Imperativ*“ und spaltete so erstmals den Kosmos selbst „*in einen sinnhaften und einen geistigen Bereich*“.³⁶ Auch wenn Aristoteles sich Platons Ideenlehre widersetzte, bestätigte er den metaphysischen Dualismus durch die ontologischen Prinzipien *aktive Form* und *passive Materie*, wobei der Ersteren eine höhere ontologische Güte zukommt.³⁷ Innerhalb seiner Auffassung einer „*ontischen Vollkommenheitshierarchie der Seelenvermögen*“ sei der „*nous thyraten*“³⁸ eine Exklusivität der Menschenseele, welche dem Menschen seinen „*ewigen Bestand*“ ermögliche.³⁹ Dieser *nous* wird im hellenistischen Synkretismus als *logos*, Vernunft, und Geist bezeichnet und mit Gott identifiziert, bzw. als die „*Vorbedingung des Verkehrs mit dem Göttlichen*“ betrachtet.⁴⁰ Der „*Geist*“ etablierte sich somit in der abendländischen Kultur als „*(das) spezifische Vermögen oder (die) Tätigkeiten einer menschlichen Vernunftseele oder eines göttlichen Verstandes..., (die) von materie- bzw. leibgebundenen Fähigkeiten einer Nähr- oder Sinnenseele nicht nur unterschieden werden, sondern auch ontologisch und axiologisch eine diesen übergeordnete Dignität besitzen*“.⁴¹

Für die endgültige Etablierung des Geist-Körper-Dualismus innerhalb der Geisteswissenschaften sorgte Descartes zu Beginn der Neuzeit mit seiner Unterscheidung zwischen „*ausgedehnter Natur*“ - *res extensa* - und „*denkendem Geist*“ - *res cogitans*. Auf Basis eines solchen Weltbildes wurden entsprechende moralische Positionen gefolgert. So bewertete Kant den Menschen „*wegen Vernunft und Geist höher als die übrigen Geschöpfe*“.⁴² Ebenfalls schrieb Hegel: „*Der Mensch, da er Geist ist, darf und soll sich selbst des Höchsten würdig achten*“.⁴³ Vor dem Hintergrund einer solchen vorherrschenden philosophischen Tradition im Abendland, wo nur Menschen „*Geist*“ haben und daher nur Menschen ein Selbstwert bzw. eine Würde zuzuerkennen ist, ist Harris Behauptung, dass „*der Geist-Körper-Dualismus der Feind von Mitgefühl gewesen ist*“⁴⁴, zu verstehen.

Der heutige Erkenntnisstand in der Evolutionsbiologie und in der Neurobiologie zeigt aber, dass der menschliche Geist „*nicht von Himmel gefallen ist*“, sondern sich aus dem Naturzusammenhang heraus entwickelt hat. Der Neurowissenschaftler Antonio Damasio beschreibt, dass in irgendeinem Punkt der Evolution, lange bevor es Menschen auf dem Planeten gab, sich ein elementares Bewusstsein entwickelte, mit dem der einfache Geist evolvierte. Entlang der weiteren Evolution entstanden Spezies mit fortwährend komplexeren Geistfähigkeiten und der damit

³⁶ Neidl 1985, 195. Zitiert von Baranzke 2002, 62.

³⁷ Baranzke 2002, 63.

³⁸ Unter „*nous thyraten*“ ist im aristotelischen Sinn der Gipfel der Seelenvermögenshierarchie zu verstehen (Vgl. Baranzke 2002, 64).

³⁹ Baranzke 2002, 63f.

⁴⁰ Idem, 69.

⁴¹ Idem.

⁴² Wetz 2005, 42.

⁴³ Hegel (1969), Bd. 18, S. 13f., zitiert von Wetz 2005, 51.

⁴⁴ Harris 2011, 110.

verbundenen Möglichkeit des Denkens. Noch später entstand das Sprachvermögen innerhalb der Tribus der Hominini.⁴⁵ In diesem Zusammenhang ist die graduelle Entwicklung des Geistes innerhalb eines evolutionären Kontinuums zu erkennen. Dies zeigt, dass der bekannte Satz von Descartes „*Ich denke, also bin ich*“ aus naturwissenschaftlicher Perspektive ein Irrtum ist, denn ohne Sein ist kein Denkprozess möglich. Damasio drückt dies so aus: „*Wir sind, und dann erst denken wir, und wir denken nur insofern, als wir sind, da das Denken nun einmal durch die Strukturen und Funktionen des Seins verursacht wird*“.⁴⁶ Die von Descartes behauptete Trennung der höchsten geistigen Tätigkeiten vom Aufbau und der Arbeitsweise des biologischen Organismus hat heutzutage keinen wissenschaftlichen Halt, denn alles Mentale ist auf Hirnprozesse zurückzuführen.⁴⁷ Leider gilt die cartesianische Spaltung noch bis heute als eine selbstverständliche „Wahrheit“ im Abendland, und die kulturelle Reaktion auf den neuen Erkenntnisstand erinnert bedauerlicherweise an den starken mittelalterlichen Widerstand, das heliozentrische Weltbild zu akzeptieren. Diese Situation zeigt die unbedingte Notwendigkeit des hier genannten *Anfrichtigkeitsprozesses des kulturellen Welt- und Menschenbildes*, bei dem eine fruchtbare transdisziplinäre Arbeit zwischen Natur-, Geistes- und Gesellschaftswissenschaften unentbehrlich ist. Diese notwendige transdisziplinäre Arbeit ist das Thema des nächsten und letzten Kapitels dieses Artikels.

4 Einige Schlussbemerkungen über die transdisziplinäre Arbeit zwischen Natur-, Geistes- und Gesellschaftswissenschaften

Es ist unbestreitbar, dass naturwissenschaftliche Erkenntnisse einen entscheidenden Einfluss auf die Kultur ausüben können. Dieser Einfluss ergibt sich im Abendland hauptsächlich durch die Anwendung der naturwissenschaftlichen Erkenntnisse in der Technik, aber nicht in der Ethik. Es scheint einen kulturell selektiven AnwendungsfILTER (wie auch einen selektiven Förderungsfilter) für solche naturwissenschaftlichen Erkenntnisse zu geben, die unsere Kultur in einen hochtechnologischen Zustand bringen. Naturwissenschaftliche Erkenntnisse über das Wesen der menschlichen und außermenschlichen Natur finden eine schwache Akzeptanz und werden nur von einigen wenigen Philosophen in ihre ethischen Systeme integriert. Die heute vorherrschenden ethischen Begründungen in der gegenwärtigen Hauptströmung der abendländischen Moralphilosophie sind im Wesentlichen dieselben wie vor ca. 200 Jahren. Dieses kulturelle Filtersystem ist

⁴⁵ Die Tribus Hominini gehört zur Familie der Menschenaffen (Hominidae) und umfasst die Arten der Gattung *Homo* einschließlich des heute lebenden Menschen (*Homo sapiens*) sowie die ausgestorbenen Vorfahren (*Australopithecus*) und die evolutionären Seitenlinien (*Ardipithecus* und *Paranthropus*) dieser Gattung.

⁴⁶ Damasio 2000, 329.

⁴⁷ Vgl. Damasio 2000, 330.

sehr gefährlich, weil es dem Menschen eine enorme technologische Macht ermöglicht,⁴⁸ während es ihn von seinem Wesen unwissend lässt. Fragen nach der Natur des Menschen, z.B. welche evolutive und ökologische Position er in der Lebensgemeinschaft einnimmt, wie die Emotionen und der Verstand im Laufe seiner Entwicklung entstanden sind oder welche Rolle diese bei der moralischen Bewertung einnehmen, sowie welche äußeren und inneren Faktoren das Wohl der Menschen fördern bzw. ihr Leiden minimieren, solche Fragen werden zunehmend von den Naturwissenschaften beantwortet. Die Anerkennung und Aufnahme dieses Erkenntnisfortschritts besonders in die Bereiche der Geisteswissenschaften, die sich mit der Ethik und Moral beschäftigen, scheint somit hilfreich bis unentbehrlich, um zu ethischen Überlegungen zu gelangen, die in Übereinstimmung mit der menschlichen Beschaffenheit stehen und somit dem Menschen bei seinem Umgang mit sich selbst, mit anderen Menschen und mit anderen Lebewesen besser helfen können. Eine solche synergetische Zusammenarbeit, die dem Wohl der Menschen und der weiteren Lebewesen dient, stellt die Transdisziplinarität dar. Wie der Philosoph Jürgen Mittelstraß es beschreibt, „*kommt [es bei Transdisziplinarität] darauf an, das wissenschaftliche Wissen wieder mit den lebensweltlichen Problemlagen und den lebensweltlichen Zwecken in problemlösender Absicht zu verbinden*“.⁴⁹ Eine transdisziplinäre Arbeit setzt somit u.a. die Überwindung von akademischen Widerständen gegen die Erkenntnisfortschritte über das Wesen der menschlichen und außermenschlichen Natur voraus. Dazu warnt der Verhaltensforscher Hubert Markl: „*Erkenntnisverweigerung wäre der sicherste Weg zum blinden Untergang. Nur mehr, besseres, vollständigeres Wissen über die Folgen menschlichen Tuns und die Zusammenhänge der Natur verheißt Überlebenschancen und - was wichtiger ist - befähigt zu moralisch richtigem Handeln, nämlich einem Handeln, das das Überleben der Menschheit begünstigt und nicht aufs Spiel setzt*“.⁵⁰ Ich möchte Markls Äußerung zum Ziel des moralisch richtigen Handelns um die Aspekte der Entfaltung der Menschen und die geringstmögliche Beeinträchtigung der Überlebens- und Entfaltungsmöglichkeiten der weiteren Mitglieder der lebendigen Natur ergänzen. Zu einer solchen moralischen Stellung, welche die Berücksichtigung der nicht-menschlichen Lebewesen als weitere Akteure mit eigenen Selbstzwecken anerkennt, kann der in diesem Artikel behandelte transdisziplinäre Aufrichtigkeitsprozess von kulturellen Welt- und Menschenbildern beitragen.

Danksagung

Ich danke besonders César Revilla für die anregenden, langen Diskussionen und seinen wertvollen Ideenbeitrag zum Thema dieses Artikels. Ich danke besonders auch Jan Friedrich für seine wiederholten inhaltlichen Anregungen und seine spürbare Hilfe bei der sprachlichen Ausarbeitung dieses Textes. Ebenfalls danke ich

⁴⁸ Eine technologische Macht, die gleichsam gegen nicht-menschliche und menschliche Natur wirkt.

⁴⁹ Mittelstraß 1992, 250.

⁵⁰ Markl 1991, 343.

Aurélie Halsband, Andreas Jacob und Patrick Masius für ihre konstruktiven Hinweise und wertvolle Hilfestellung.

Literatur

- Baranzke, H.: Würde der Kreatur? Die Idee der Würde im Horizont der Bioethik. 2002, Würzburger wissenschaftliche Schriften. Reihe Philosophie 328. Königshausen & Neumann.
- Damasio, A. R.: Descartes' Irrtum. Fühlen, Denken und das menschliche Gehirn. 2000, Deutscher Taschenbuch Verlag, 5. Aufl.
- Dawkins, R.: There is grandeur in this view of life. Vortrag vom 6. Jun 2009, Conference on Darwin, Humanism and Science, London's Conway Hall, London. European Humanist Federation.
- Eser, U. und Potthast, T.: Naturschutzethik. Eine Einführung für die Praxis. 1999, Nomos Verlagsgesellschaft.
- Freud, S.: Eine Schwierigkeit der Psychoanalyse. 1917, Imago. Zeitschrift für Anwendung der Psychoanalyse auf die Geisteswissenschaften 5. In: Project Gutenberg. Ebook. 2009, S. 1-7.
- Goethe, J. W.: Gedenkausgabe der Werke, Briefe und Gespräche. 28. August 1949. In: Beutler, E. (Hrsg.): Naturwissenschaftliche Schriften. Teil II. 1952, Artemis.
- Gorke, M.: Eigenwert der Natur. Ethische Begründung und Konsequenzen. 2010, S. Hirzel Verlag.
- Harris, S.: The Moral Landscape. How Science Can Determine Human Values. 2011, Free Press.
- Hartmann, N.: Neue Wege der Ontologie. 1949, Kohlhammer, 3. Aufl.
- Kim N.: Holistische Naturethik. Das Verhältnis des Menschen zur Natur im Zusammenhang mit dem Begründungsprojekt der holistischen Naturethik. 2007, Doktorarbeit. Westfälische Wilhelms-Universität Münster.
- Lorenz, K.: Die acht Todsünden der zivilisierten Menschheit. 1974, R. Piper & Co. Verlag, 7. Aufl.
- Markl, H.: Natur als Kulturaufgabe. Über die Beziehung des Menschen zur lebendigen Natur. 1991, Deutsche Verlags-Anstalt.
- Mayr, E.: The Growth of Biological Thought. Diversity, Evolution and Inheritance. 2003, Harvard University Press, 12. Aufl.

- Meyer-Abich, K.M.: Ist der Mensch etwas Besonderes in der Gemeinschaft der Natur? Das kleine und das größere Selbst. 1999, Oldenburger Universitätsreden 113.
- Mittelstraß, J.: Auf dem Wege zur Transdisziplinarität. 1992, Gaia 250 (5).
- Norton, B. G.: Linguistic Frameworks and Ontology. A Re-Examination of Carnap's Methaphilosophy. 1977, Mouton Publishers.
- v. d. Pfordten, D.: Ökologische Ethik. Zur Rechtfertigung menschlichen Verhaltens gegenüber der Natur. 1996, Rowohlt Taschenbuch Verlag.
- v. d. Pfordten, D.: Eine Ökologische Ethik der Berücksichtigung anderer Lebewesen. In: Ott, K. und Gorke, M. (Hrsg.): Spektrum der Umweltethik. 2000, Metropolis Verlag, S. 41-65.
- Pothast, T.: Wo sich Biologie, Ethik und Naturphilosophie treffen (müssen). Epistemologische und moralphilosophische Aspekte der Umweltethik. In: Ott, K. und Gorke, M. (Hrsg.): Spektrum der Umweltethik. 2000, Metropolis, S. 101-146.
- Šmajs, J.: Evolutionary Ontology. Reclaiming the Value of Nature by Transforming Culture. 2008, Editions Rodopi B.V.
- Sommer, V.: Darwinisch denken. Horizonte der Evolutionsbiologie. 2007, S. Hirzel Verlag.
- Sommer, V.: Vorbei mit den Grenzen - Warum sich der Mensch nur graduell vom Tier unterscheidet. Beitrag zur Sendung SWR2 AULA vom 22.11.2009.
<http://www.swr.de/swr2/programm/sendungen/wissen/-/id=660374/nid=660374/did=5481998/126qskn/index.html>. (letzter Zugriff: 07.01.2013).
- Theobald, D.: A formal test of the theory of universal common ancestry. 2010, Nature 465, S. 219-222.
- Wetz, F. J.: Illusion Menschenwürde. Aufstieg und Fall eines Grundwerts. 2005, Klett-Cotta.
- Wilson, D. S.: Darwin's Cathedral. Evolution, Religion and the Nature of Society. 2002, The University of Chicago Press.
- Wilson, D. S.: Evolution for Everyone. How Darwin's Theory Can Change the Way We Think About our Lives. 2008, Delta Trade Paperbacks.
- Wilson, E.O.: The loss of biodiversity is a tragedy. 2010, Interview.
http://www.unesco.org/new/en/media-services/singleview/news/edward_o_wilson_the_loss_of_biodiversity_is_a_tragedy/. (letzter Zugriff: 02.12.2012).

Wirth, S.: Fragmente einer anthropozentrismus-kritischen Herrschaftsanalytik. In: Chimaira - Arbeitskreis für Human-Animal Studies (Hrsg.): Human-Animal Studies. Über die gesellschaftliche Natur von Mensch-Tier-Verhältnissen. 2011, Transkript Verlag, S. 43-84.

Netzwerke für den „Wandel“: Soziale Netzwerke und die Beziehungskultur von Change Agents am Beispiel des Göttinger Pilotprojekts „PermaKulturRaum“

Sebastian Becker und Uwe Scheibler

1 Einleitung

Die anhaltende Ausbeutung der Ressourcen auf dem Planeten Erde führt zu einer akuten Gefährdung des Lebensraumes für Mensch und Tier (Walter V. Reid et al., 2005). Die darüber hinaus stattfindende Verschmutzung durch Emissionen aller Art, sowie die Anlagerung von nicht mehr benötigtem Überbleibsel in Meer, Untertage und auf Halden, verstärkt diesen Prozess des „nicht nachhaltig Seins“ umso mehr. Schon jetzt gibt es einen Namen für den Tag im Jahr, nach dem alle folgenden Tage den Raubbau an der Erde rechnerisch entsprechen: der Earth Overshoot Day. Im Jahr 2012 war dieser „Tag der ökologischen Überschuldung“ am 22. August (berechnet durch die Global Footprint Network). Von diesem Tag an lebt unsere Zivilisation für den Rest des Kalenderjahres sozusagen auf Kredit des „Systems Erde“. Mit steigendem Verbrauch verschiebt sich dieser Stichtag immer weiter nach vorne in Richtung Anfang des Jahres. Der westliche Lebensstil und seine Expansion fördern diese Strukturen. Maschinelle Produktionssysteme sind so gestaltet, dass man viele Dinge lediglich für eine „Einmalnutzung“ produziert, um sie im Anschluss gleich zu entsorgen. Die wenigsten Dinge sind so ausgelegt, dass sie repariert oder rückstandsfrei aufbereitet werden können, um sie wieder in Stoffkreisläufe zu integrieren. Um Alternativen dazu zu erforschen, hin zu förderli-

chen Lebensstilen, haben einige Studierende an der Georg-August-Universität Göttingen das studentische Projekt „PermaKulturRaum“ ins Leben gerufen. Dabei werden in einem begleitenden Seminar die sogenannten Permakultur Prinzipien (siehe Mollison, 1978) vorgestellt, welche in einem weiteren Schritt dann in die Praxis vor Ort übertragen werden können. Für das Projekt stehen verschiedene Flächen zur Verfügung. Ein Ziel der TeilnehmerInnen ist es, den eigenen ökologischen Fußabdruck besser analysieren zu können um Wege zu finden, diesen zu reduzieren bzw. in einen positiven ökologischen Fußabdruck umzuwandeln. Eine ähnlich gleichzusetzende Intention, als Mensch durch den eigenen Konsum förderlich für die Umwelt zu sein, ist auch bei der Herangehensweise des Produktionsdesigns von „Cradle to Cradle“ zu finden (McDonough, 2002). Das Ausprobieren erfolgt in Gemeinschaft, wobei auch Externe immer wieder in unterschiedliche Teilbereiche des Projekts eingebunden werden. Das Projekt wird darüber hinaus durch unterschiedliche Forschungsprojekte wissenschaftlich begleitet. Einige ProjektteilnehmerInnen reflektieren zum Beispiel ihre Erfahrungen im Rahmen des PermaKulturRaums in ihren jeweiligen Abschlussarbeiten. Zudem ergeben sich akute Fragestellungen, beispielsweise hinsichtlich der Beziehungsstrukturen und Einflussprozesse durch soziale Netzwerke, welche im Rahmen von Promotionsvorhaben und anderen Forschungsarbeiten behandelt werden. Dazu sollen dann entsprechende netzwerkfokussierte Interventionsansätze entwickelt und anhand von weiteren Projekten mit Kooperationspartnern praktisch erprobt werden.

2 Change Agents sind Pioniere des Wandels

Zum Anschlag einer nachhaltig orientierten Wertebewegung ist die „breite Masse“ eher sekundär erforderlich, denn primär bedarf es einer „kritischen Masse“. Zu dieser kritischen Masse gehören individuelle Akteure, die die gesellschaftlichen (Sub-)Systeme verändern und nicht nur von sich öffnenden Gelegenheitsfenstern profitieren, sondern aktiv beim Aufstoßen dieser beteiligt sind (Grin et al., 2010). Diese Change Agents gehen dabei einen Weg, der bewusst als Alternative zum nicht-nachhaltigen Umgang mit der Umwelt (der Natur, sich selbst, seinem Umfeld, etc.) verstanden wird.

„Change Agents haben eine überzeugende Veränderungsidee und eine erste Vorstellung von deren Umsetzung. Sie vernetzen sich und gewinnen wichtige Mitstreiter. So schaffen sie es, die kritische Masse für die Veränderung zu mobilisieren. Danach entwickeln sie die Idee in Schritten gemeinsam weiter. Die Veränderung von Routinen und Rahmenbedingungen, die Bildung neuer Institutionen sowie ein Paradigmenwechsel schließen den Prozess ab“ (Kristof, 2010).

Die Modellierung von solchen Einflussprozessen durch soziale Netzwerke von Change Agents kann dabei zeigen, welche Faktoren in der Beziehungskultur im Umgang mit Mitmenschen bei ihnen zum Tragen kommen. Von Interesse ist dabei die Entwicklung von entsprechenden netzwerkfokussierten Interventionsansätzen

und deren praktische Erprobung und Evaluation als mögliches soziales Transformationsdesign.

2.1 Möglichkeit für förderliche Netzwerkstrukturen

Der Wissenschaftliche Beirat Globale Umweltveränderungen der Bundesregierung (WBGU) hat in seinem Jahresgutachten 2011 die Auffassung vertreten, dass auf dem Weg zur Nachhaltigkeit eine „Große Transformation“ in der Gesellschaft erforderlich ist. Genau für solch einen Prozess, also „Wandel“ in der Gesellschaft, sind laut WBGU die Change Agents wichtig. Daher ist es notwendig, ihr genaues Wirken zu erforschen. Bezogen darauf interessiert, welche Formen von Infrastruktur die ausgewählten Change Agents nutzen, welche Beziehungskultur sie pflegen und was genau für sie bei der Gestaltung dieser sozialen Netzwerke dienlich sein kann. Um die Wirkung der Change Agents zu optimieren, wäre es weiterhin von Interesse Aspekte zu identifizieren, bei denen sie noch Defizite haben.

Dabei wird von dem WBGU empfohlen, die Strukturen und Netzwerke der Nichtregierungsorganisationen den Change Agents zur Verfügung zu stellen, damit diese, so wie es heißt, „eine rasche und dauerhafte Mobilisierung von Akteuren ermöglichen die sich für die Ziele der Transformation einsetzen“ (WBGU, 2011, Kap. 6.1). Dieser Appell schließt u.a. auch Nichtregierungsorganisationen als mögliche Change Agents ein, welche sich untereinander unterstützen können.

3 Das Pilotprojekt „PermaKulturRaum“ in Göttingen

Als Beispiel einer Gemeinschaft welche aus einem Netzwerk von Menschen besteht, die wesentliche Eigenschaften von Change Agents haben, sei hier das im Frühling 2011 gestartete Pilotprojekt „PermaKulturRaum“ der Universität Göttingen vorgestellt (Logo siehe Abb. 1).

Die projektspezifischen Eigenschaften vieler TeilnehmerInnen sind eine hohe Identifikation mit der Problemsituation (in der Einleitung geschildert), also eine persönliche Betroffenheit, die als Motivation wirkt, sowie das Vertrauen in den eigenen Beitrag zur Lösung. Durch die aktive Gestaltung kleiner und positiver Schritte stellt sich eine gewisse Zufriedenheit ein, welche die intrinsische Motivation erhält und stärkt. Das Beispiel solchen Verhaltens erzeugt bei anderen Neugier und entwickelt Überzeugungskraft.



Abbildung 1: Logo des PermaKulturRaums

Das Projekt war von Beginn an als Element in einem mindestens regionalen Netzwerk geplant. Vorhandene Elemente waren z.B. die Internationalen Gärten Göttingen, die Transition Town Initiative Göttingen und der Imkerverein Göttingen. Inzwischen sind neben dem Projekt weitere dazu gekommen wie z.B. Nährboden Göttingen, Transition Town Witzenhausen und die studentische Initiative Urtica e.V. Witzenhausen.

In zeitlicher Hinsicht weist das Projekt unterschiedliche Horizonte für die TeilnehmerInnen und das Permakultursystem auf. Die Semesterstruktur prägt die Zeiteinteilung der TeilnehmerInnen zum einen, während zum anderen für die Entwicklung von gehölzorientierten Landnutzungssystemen in Mitteleuropa, bezogen auf die Areale, eine Anlaufzeit von 20 Jahren angesetzt wurde.

Der Begriff der Permakultur wurde in den 1960-er Jahren in Australien entwickelt. Mollison und Holmgren verstanden das ganzheitliche Konzept der Permakultur als Gegenmodell zur sektoriell ausgerichteten industriellen Agrarwirtschaft. Bei der Permakultur geht es um Nutzungsmöglichkeiten innerhalb der natürlichen Produktivitätspotentiale ohne negative Auswirkungen auf die Nutzungsgrundlage und die Systembereiche außerhalb der genutzten Bereiche. Bestandteil jedes Permakulturprojektes ist immer auch ein Anteil an Wildnis sowie das biozentrische Konzept der partiellen Nutzung. Dadurch ergibt sich ein grundsätzlicher Perspektivwechsel von den menschlichen und wirtschaftlichen Bedürfnissen hin zu den Potentialen des Systems Erde, bzw. den regional und lokal vorhandenen Möglichkeiten. Dieser Wechsel impliziert auch eine Priorisierung der klassischen Nachhaltigkeitsdimensionen in die Reihenfolge

1. Ökologie
2. Soziales und
3. Ökonomie.

Besonders im Hinblick auf die Erhaltung und Wiederherstellung der Biodiversität könnte die Permakultur auch für Mitteleuropa große Bedeutung erlangen. Die bisherige Praxis und noch mehr die spezifische Forschung sind hier allerdings nur

in geringem Umfang vorhanden. Diese Lücke soll mit dem im Folgenden dargestellten Pilotprojekt verkleinert werden.

3.1 Beschreibung des Projekts

Auf ca. 13 bisher ungenutzten Arealen der Universität werden Flächen, wie sie in Abb. 2 markiert sind, hauptsächlich durch Studierende in unterschiedlicher Intensität genutzt. Die Teilnahme ist für alle Studiengänge der Universität offen. Die Konzentration auf den urbanen Raum hängt mit dem globalen Megatrend der Urbanisierung zusammen. Bis 2050 prognostiziert die FAO einen Anteil von 70 % gegenüber heute 50 % urbaner Bevölkerung bei einem Bevölkerungsanstieg von 7 auf 9 Milliarden Menschen (UNO 2008). Für den größten Teil der Menschheit werden künftig also urbane Strukturen die Lebensqualität bestimmen. Damit erhält das Thema der urbanen Resilienz eine neue Bedeutung.

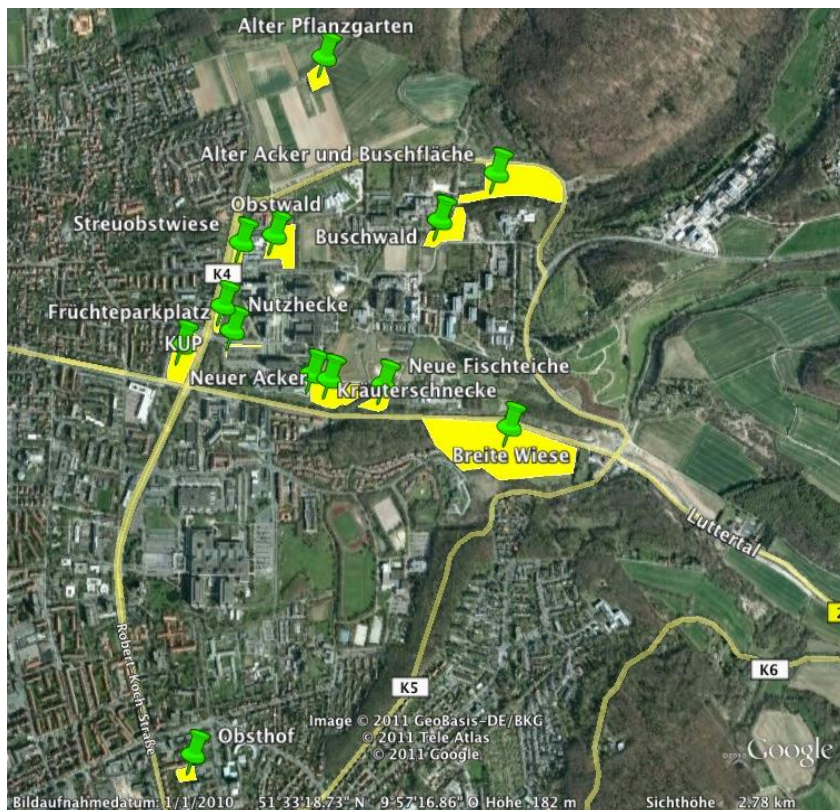


Abbildung 2: Die 13 Areale mit ihrer Benennung im Bereich des Nordcampus

Das Projekt, dessen Entwicklungsphase auf 20 Jahre angelegt ist, verfolgt folgende Hauptziele:

1. Verminderung des ökologischen Fußabdrucks der TeilnehmerInnen, bzw. der sich bildenden Kollektive.
2. Experimentierraum (räumlich-zeitlich-sozial) für die TeilnehmerInnen.
3. Forschung in den Bereichen „Urbane Permakultur“, „Terra preta“, „Biodiversität und „Ökologie der Permakultur“.
4. Bildung für nachhaltige Entwicklung (BNE nach Haan, 1999).
5. Entwicklung und Training von Übergangsverhaltensweisen (z.B. die Essenbeschaffung durch die Tätigkeit des „Containerns“, wie die Nahrungsbeschaffung mittels weggeschmissener Ware der Supermärkte genannt wird, bis die bewirtschafteten Flächen bedarfsgerecht produzieren) und Resilienz.
6. Praxis der Interdisziplinarität durch die Öffnung der Projektteilnahme für alle Studiengänge.

Die Teilnahme ist freiwillig und Leistungen im Projekt werden nicht mit Credit Points oder anderen „verwertbaren“ Gegenwerten honoriert. Die meist studentischen TeilnehmerInnen können in drei Intensitätsstufen mitwirken:

- a) Mitgliedschaft in der Projektgruppe und sporadische Mitarbeit bei vorbereiteten und angekündigten „Hands-on-actions“;
- b) Übernahme der Verantwortung für ein bestimmtes permakulturelles Element oder eine Teilfläche auf einem Areal;
- c) Mitglied eines für ein Areal verantwortlichen Teams mit periodischem Wohnen auf der Fläche. Die Teams wirken als selbstbestimmte Arbeitsgruppen, das organisatorisch für das Projekt verantwortliche Mentorenteam garantiert den Rahmen und vermittelt notwendige Fachunterstützung für die Teams. Eine Vorbedingung für eine Teilnahme ist die Beibehaltung der vorherigen Leistungsstufe im gewählten Studiengang.

Als Motivationen der TeilnehmerInnen konnten bisher folgende Aspekte ausgemacht werden:

- Kombination von theoretischen Ansätzen und praktischen Anwendung
- „selber was tun“
- das Agieren in einem verhältnismäßig freien Experimentierraum.
- das Zusammenwirken mit TeilnehmerInnen aus anderen Studiengängen, anderen Fakultäten und anderen Fachbereichen.

3.2 Ziel des Projekts ist ein bewussterer Lebensstil

Zentrale Punkte des Projekts sind die über Teilsubsistenz erzeugte Nahrung, die selbst organisierten, bzw. gestalteten Behausungen für bodenvage und periodische Unterkünfte, die Erfahrung neuer Formen sozialer Gruppen mit Unterstützungswirkung und die Entwicklung eines individuell und eigenständig entwickelten Verhältnisses Mensch-Natur (Was brauche ich für mein gutes Leben?). Dabei spielen die konkreten Erfahrungen eigener Versuche und Experimente von Lösungsmöglichkeiten in konkreten Fragen der Gestaltung eines nachhaltigen Lebensstils eine große Rolle.

Besonders interessant ist beispielsweise die festgestellte Tatsache, dass schon kleinste Anteile an selbst produzierter Nahrung zu einer höheren Wertschätzung von Lebensmitteln insgesamt führen und dass zuerst einschränkend erfahrene Veränderungen (z.B. kein Strom und kein fließendes Wasser) dann sehr rasch zu angepassten Verhaltensweisen führen. Insbesondere sind nicht, wie z.B. beim Konsum von Bio-Lebensmitteln im sonst unveränderten Lebensstil, Reaktionen des Typus Rebound-Effekt (Tröltzsch, 2012) zu verzeichnen.

An Nebeneffekten des Projekts sind folgende Veränderungen und Vorteile zu erwarten:

- Nachhaltige, landwirtschaftliche Nutzung von Uni-Arealen (anstelle einer konventionellen Bewirtschaftung mit hohem Energie- und Fremdstoff-Input) findet statt.
- Das Projekt, die gestalteten und genutzten Flächen sowie die Erfahrung der TeilnehmerInnen sind wertvolle Grundlagen und praktischen Ergänzungen zu dem Lehrangebot in den Bereichen „Urbane Ökosysteme“, „Biodiversität in naturnahen Agroforst-Systeme“ und „Permakultur“. Zu den beiden erstgenannten Themen existieren bereits an der Fakultät für Geowissenschaften und Geographie entsprechende Lehrangebote.
- Durch die Teilnahme werden viele Inhalte des Studiums in einer neuen Perspektive erfahren und es drängen sich den TeilnehmerInnen viele Fragen in neuer Form auf. Die Qualität des Studiums kann dadurch in einem ergänzenden Sinne verbessert werden.
- Innerhalb des Projekts können Abschlussarbeiten (Bachelor, Master, Promotion) durchgeführt werden, vier Bachelorarbeiten konnten bereits abgeschlossen werden, drei Bachelorarbeiten, eine Masterarbeit sowie zwei Promotions-

vorhaben befinden sich in Bearbeitung (siehe hierzu Literaturangaben im Anhang).

- Das Projekt ist Anlass zahlreicher interdisziplinärer Diskussionen und gibt so Denkanstöße in alle Fakultäten und in die Verwaltung in Richtung einer Transformation der Universität in eine nachhaltige Einrichtung.
- Vernetzung des Projekts und der Projekt-TeilnehmerInnen mit anderen Netzwerken im Bereich der nachhaltigen Entwicklung, konkret die Zusammenarbeit mit den Internationalen Gärten Göttingen e.V. (hier z.B. der Know-How-Transfer für Imkerei) und dem Netzwerk Transition Town (Göttingen und Witzenhausen).

3.3 Die eigene Beziehungskultur als Schlüsselkompetenz erkennen

Da geplant ist neben dem Basislager auf dem „Alten Pflanzgarten“ noch weitere Flächen nach den Permakulturprinzipien zu bewirtschaften, können unterschiedliche Naturprodukte, je nach Bodenqualität und den Umweltbedingungen, aus den Arealen erwartet werden. Damit ist z.B. eine Art Tauschhandel zwischen den Arealen denkbar (z.B. Feuerholz von Gebieten mit hohem Baumbestand zu Gebiete mit anfallendem Holzbedarf; Kräuter für die Mensa, im Gegenzug Essensmarken), der zur Abstimmung bestimmte Kommunikationsstrukturen voraussetzt.

Ebenfalls soll durch Austausch mit den TeilnehmerInnen von den anderen Arealen bezüglich unterschiedlicher Erfahrungen (mit der Umgebung z.B. mit Anwohnern und Besuchern) der eigene Handlungsraum vergrößert werden. Ein lösungsorientierter Umgang mit aufkommenden Herausforderungen und die Zuversicht in die eigenen Fähigkeiten sind somit wichtige Aspekte zum Aufbau von Resilienz. Diese Eigenschaft ist wichtig für das Verhalten bei unsicheren gesellschaftlichen Entwicklungen in der Zukunft. Gerade auch die Wissensweitergabe innerhalb des Projekts durch den offen gestalteten Prozess erlaubt das Sammeln und Reflektieren eigener Erfahrungen bezüglich der Beziehungskultur der eigenen Netzwerke. Besonders erfolgreiche Eigenschaften der sozialen Kompetenz bei Vorbildern werden so erkannt und angepasst für sich übernommen. Dadurch kann der eigene Multiplikator-Effekt, also die Fähigkeit eigene Ideen und Begeisterung so zu vermitteln, dass diese von anderen Menschen aufgegriffen werden, erhöht werden. Die Fähigkeit als Multiplikator für eine nachhaltig ausgerichtete Lebens-einstellung fungieren zu können, wird hier als ein elementares Merkmal von Change Agents angesehen. Im Projektverlauf kann die wissenschaftliche Untersuchung der Entwicklung dieser Schlüsselkompetenzen bei den TeilnehmerInnen zu neuen Erkenntnissen hinsichtlich der kulturbezogenen Nachhaltigkeitsforschung führen.

4 Zusammenfassung

Das urbane Gartenprojekt „PermaKulturRaum“ bietet Ansatzpunkte für verschiedene Forschungsfragen. In dem vorliegenden Beitrag wurde zum einen auf die Ideen hinter dem Projekt eingegangen und zum anderen der Bezug zum Thema Netzwerkanalyse von Change Agents hergestellt. Da der Begriff der Change Agents in der Literatur noch unterschiedlich gehandhabt wird, bedarf es für die Verwendung dieser Bezeichnung zukünftig noch weitere Definitionsarbeit. Die Annahme, dass die TeilnehmerInnen nicht generell mit der vorläufigen Definition von Change Agents gleich gesetzt werden können, aber dennoch Schnittmengen haben, bietet die Möglichkeit die Analyse der Netzwerke der TeilnehmerInnen als einen ersten Ausgangspunkt für den Forschungsbereich „Beziehungskultur von Change Agents“ zu betrachten.

Gerade zu Beginn einer Teilnahme handelt es sich meist um potentielle Change Agents, die sich noch nicht bewusst für einen nachhaltigen Lebensstil entschieden haben, sich aber bereits in einer kritischen Haltung gegenüber dem zerstörerischen, konsumorientierten Lebensstil befinden. Die Funktion der Projektteilnahme dieser TeilnehmerInnen ist primär das Ausprobieren von Alternativen, das Austesten von Grenzen (physisch, biologisch, sozial und kulturell) und die Möglichkeit, nach eigenen Ideen und Vorstellungen alltägliche Verhaltensweisen anders zu leben und selbstverständliche Dinge neu zu sehen, zu interpretieren und zu gestalten. Nach den ersten zwei Jahren des Projekts kann schon abgeschätzt werden, dass bereits eine Projektteilnahme von mindestens 3 Monaten zu einer deutlichen Verstärkung des persönlichen Verhaltens in Richtung eines Change Agents führt.

Die „erste Generation“ im Projekt hat das Bachelorstudium abgeschlossen und arbeitet in einer ersten Anstellung. Auf Grund der anhaltenden Kontakte kann gefolgert werden, dass der Wille zur Veränderung in Richtung einer nachhaltigen Gestaltung von Wirtschaft und Gesellschaft auch in der veränderten Umgebung (vorerst) bestehen bleibt.

Ein wichtiger Aspekt des Pilotprojekts betrifft das Verhältnis der permakulturellen Gestaltung und Nutzung von Flächen und Räumen im urbanen Kontext und die Frage, wie sich dies auf die Umgebung unter dem Gesichtspunkt der Biodiversitätskriterien auswirkt. Hier weisen erste Ergebnisse auf eine deutliche Erhöhung der Artenvielfalt und der Vielfalt der Lebensräume hin, im Vergleich zur vorherigen Landnutzung nach Prinzipien der konventionellen Landwirtschaft.

Welche Arten der Kommunikation und Netzwerkbeziehungen unter den TeilnehmerInnen der verschiedenen Flächen eintreten werden und welche sich als „förderlich“ erweisen, insbesondere auch die Interaktionen der TeilnehmerInnen mit den Menschen im Umfeld der Projektflächen im Hinblick auf die Begeisterung für Projektziele, soll durch weitere Untersuchungen ermittelt werden. Damit kommen die Autoren dieses Artikels der Empfehlung des Umweltbundesamtes nach, die besagt, dass es „eine wichtige Aufgabe der sozialwissenschaftlichen Um-

weltforschung [ist], die für Umwelthandeln maßgeblichen kulturellen Einflussfaktoren und -dimensionen zu identifizieren.“ (UBA, 2011)

Literatur

- de Haan, G. und Harenberg, D.: Bildung für eine nachhaltige Entwicklung. Gutachten zum Programm. 1999, BLK 72.
- Grin, J.; Rotmans, J.; Schot, J.; Geels, F.W. und Loorbach, D.: Transitions to Sustainable Development. New Directions in the Study of Long Term Transformative Change. 2010, Routledge.
- Kristof, K.: Wege zum Wandel. Wie wir gesellschaftliche Veränderungen erfolgreicher gestalten können. 2010, Oekom.
- McDonough, W. und Braungart, M.: Cradle to Cradle. 2002, North Point.
- Mollison, B. und Holmgren, D.: Permaculture One. 1978.
- Tröltzsch, J.: Zwei Schritte vor, einer zurück. Der Rebound-Effekt schränkt die Wirkung von Effizienzprogrammen ein. 2012, Umwelt aktuell, Infodienst für europäische und deutsche Umweltpolitik, 02.2012, S. 2.
- UBA: Webseite Umweltbewusstsein und Nachhaltiger Konsum. Kulturelle Nachhaltigkeit von 2011. 2011, Aufgerufen am 20.2.2012.
- UNO (Hrsg.): World Urbanization Report. The 2007 revision. 2008, UN/New York.
- V. Reid, W. et al.: Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being. Synthesis. 2005, Island Press.
- WBGU, Hauptgutachten: Welt im Wandel. Gesellschaftsvertrag für eine Große Transformation. 2011, WBGU/Berlin.

Abschlussarbeiten im Rahmen des Projektes

- Chrost, T. (2012): Avifaunistische Erfassung im PermaKulturRaum. Alter Pflanzgarten. Universität Göttingen.
- Kreß, F. (2012): Essbare Stadt – Wahrheit oder Mythos? Universität Göttingen.
- Kunzmann, M. (2011): Die visuell-didaktische Vermittlung der Grundzüge des globalen Agrarhandels. Universität Göttingen.
- Richelshagen, N. (2011): Waldgarten. Obst und Gemüse durch das ganze Jahr. Universität Göttingen.

World Wide Views on Biodiversity – an International Citizens’ Deliberation on Biological Diversity

Martin Knapp, Katrin Vohland, Michael Zschiesche, Matthias Premke-Kraus

1 Introduction and background

The rapid decline of global biodiversity challenges societies. The United Nations “Decade on Biodiversity” (2011-2020) is focusing in particular on international measures to safeguard the variety of life as a matter of public interest (United Nations 2011). Against this background, it is required to sensitise laypersons at a global scale for complex ecological and socio-economic interdependencies in the broad field of biodiversity. One approach to do this is by enabling citizens to participate in developing and discussing solutions to biodiversity-associated problems both present and emerging.

In order to support engagement for biodiversity the global deliberative project ‘World Wide Views on Biodiversity’ (WWViews) was initiated and carried out prior to the 11th Conference of Parties (COP) of the UN’ Convention on Biodiversity (CBD) in Hyderabad: on a single day in September 2012 citizens throughout the world were given the opportunity to deliberate their views on biodiversity issues within a framework of national citizens’ conferences (Danish Board of Technology 2012a). They were asked to deliberate and vote on questions about the significance of the loss of biological diversity as well as to vote on positions under controversial civil and political debate to be negotiated during COP 11.

In order to enable the execution and supervision of the transdisciplinary approach, in 25 countries on 5 continents interdisciplinary project teams were gath-

ered representing expertise in the fields of biodiversity research, environmental education, and public participation; in Germany the WWViews were masterminded by four institutions represented by the co-authors of this paper: the Museum of Natural History (MfN, Vohland), the Independent Institute for Environmental Issues (UfU, Zschiesche), the Leibniz Network on Biodiversity (LVB, Premke-Kraus), all located in Berlin, and the Institute for Technology Assessment and Systems Analysis (ITAS, Knapp) in Karlsruhe (Museum for Natural History 2012).

This contribution reports on the German citizens' conference and gives an idea on how it dealt with the complexity and abstractness of biodiversity issues. Insights into the discourses on biodiversity and on representative results of the citizens' voting are given. This constitutes the basis for a critical reflection of the process and also for subsequent analyses on citizens' perceptions on the relevance of biodiversity and on impacts of the WWViews participation and dissemination derived from participants' interrogations (see chapter 5).

2 Concept of WWViews citizens' conferences

The contents of the WWViews are based on critical topics being discussed on the international scale of UN conferences (as described in chapter 3). The unique feature of the WWViews is to deliberate these issues and measures with citizens designated as representatives of their national population and to perform this simultaneously on a global scale during one particular day (Rask et al., 2012). In addition, the outcome of discussions and voting (see chapter 4) also was meant to illustrate the communities' views and to serve the politicians, i.e. the delegates to the COP 11, as orientational knowledge.

The methodology of the whole process is based on a concept designed by the Danish Board of Technology (DBT) and was already applied once before the Copenhagen World Climate Summit 2009 as 'World Wide Views on Global Warming' (Danish Board of Technology 2009). The recent deliberations on biological diversity had jointly been initiated by the DBT and by the secretariat of the CBD and financially supported by the Japan Biodiversity Fund to comply with the aforementioned targets on citizens' participation. On September 15th 2012 voluntary national partners in the participating countries of various developmental backgrounds on 5 continents (as visualised in *Figure 1*) organised 34 citizens' conferences each with about 100 citizens attending. One of these events was the German deliberation in the Museum of Natural History (MfN) in Berlin that was realised with co-funding of a variety of institutions.¹

A highly standardised core process had to be performed complying with a specifically elaborated manual in all participating countries to allow subsequent comparisons of all results. It contained instructions with regard to all single steps from

¹ Overview of German sponsors: <http://wwviews-biodiversity.naturkundemuseum-berlin.de/wwviews-home/partner-und-sponsoren>.

the recruiting of the citizens’ panels in each country possibly reflecting respective socio-demographic characteristics of each country up to the way to provide knowledge to the participants about how the process was intended to be performed across the preparations and during the WWViews day itself. Further, the topics and key questions to be discussed in the national conferences had been preselected (see chapter 3) reflecting the current debates on the protection and utilisation of biodiversity and proposing results that were comparable to the main arguments on COP 11.

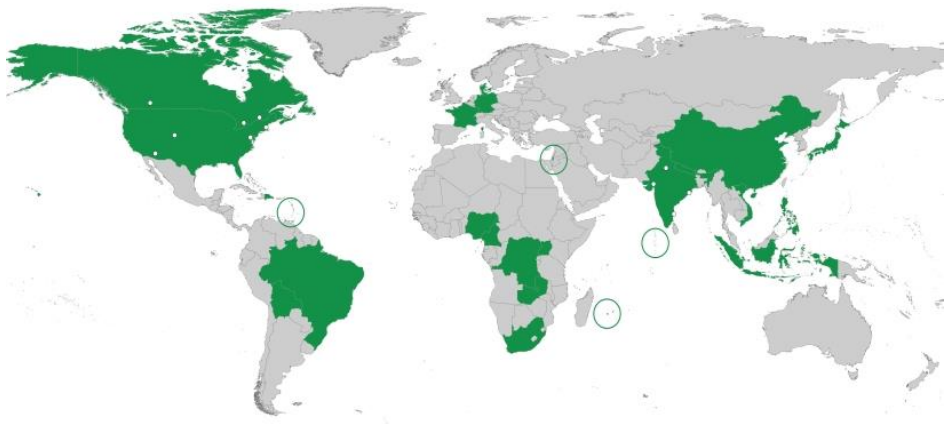


Figure 1: Global outreach of the World Wide Views on Biodiversity Project 2012 (participating countries (colour/circles); >1 conference per country (white dots))

For reasons of evaluation of the particular WWViews methodology, participants’ inquiries via questionnaires had been arranged and conducted by partners in some countries using a pre-survey two to four weeks prior to the WWViews conference as a baseline. Results of the pre-survey were compared to those from an interrogation executed directly at the end of the citizens’ conference. All of these measures contained sections of queries with alternative answers to questions on motivation, interest, and knowledge of participants on biological diversity complemented by issues of laypeople’s participation, expectations, and civil engagement of citizens. Furthermore, monitoring protocols of table discussions have been evaluated, e.g. with regard to citizen’s framing of biodiversity issues, accompanied by further analysis in order to refine the WWViews methodology (see Chapter 5 for details on the evaluation).

3 Preparations, course and contents of the deliberations

Following the main elements mentioned above internationally uniform information materials, i. e. a brochure and videos, had been produced and translated to national languages capacitating the citizens to catch up comprehensively on the complex field of biodiversity. All of these materials are still available for download on the international project website (Danish Board of Technology 2012b) and can be used also in the national versions, e.g. for purposes of teaching (Museum for Natural History 2012). The materials were subdivided into four topics according to the discussion rounds during the citizens' conferences that were framed analogously. A first chapter 'Introduction on Biodiversity' was followed by 'Biodiversity on land' and 'Biodiversity in the sea' dealing with trade-offs between protection goals and both agricultural land-use and utilisation of marine resources. Finally justice questions of 'Burden and Benefit Sharing' were covered.

All recruited participants of the national citizen's conferences came together for a whole day to discuss the topics mentioned above (for details see chapter 4). So did also the 85 German citizens at the Museum for Natural History in Berlin. Four thematic discussion sessions were held in small groups, each preceded by an information video corresponding to the contents of the respective chapters in the information brochure. In Germany, this was additionally complemented by expert statements taking up the aspects of biodiversity shown in the videos and allowing citizens to pose questions of understanding. Then, in each national conference exactly the same key questions about central topics of biodiversity were introduced, of course in the respective languages.

After this introduction, participants in each thematic session had the opportunity to discuss those questions in small groups of six to eight people under moderation of a table facilitator. Subsequently each person was given the chance to draw personal conclusions of the table discussions by answering on several session-specific questions via a multiple choice voting. The results of these specific appreciations of the respective national participants were immediately counted and successively put online to an open access database (Danish Board of Technology 2012 c). The visualisations of the voting can permanently be accessed online for each participating country and the database enables world-wide comparisons of results on national, continental, and global scale. A summary and assessment of the outcomes from the global WWViews process has been elaborated and published by the Danish Board of Technology (Danish Board of Technology 2012d). In addition, white cards were provided on which participants could write down thoughts, ideas, and criticism which could not be trapped by the standardised questionnaire.

4 Insights into results of discussion rounds and voting

The following description of results is focused on just a few questions due to the limited space available. The samples were selected exemplarily mainly for reason of showing characteristic tendencies and disparities between the attitudes of the 85 German participants compared to those on an international scale. On the latter an overall number of 3014 citizens have participated in the voting with slight aberrations with regard to single questions. The global citizens’ panel had a higher percentage of participants younger than 25 years (labelled in the following by “youth”) while in Germany this part of the population was just engaged with a percentage of 10%, reflecting the smaller proportion of this group in the German society.

4.1 Session 1: Introduction to biological diversity

The questions and voting in the introductory round dealt with the degrees of knowledge on biodiversity issues and personal commitment of the participants. Firstly, citizens were asked to assess to what extent they felt familiar with such matters before joining WWViews. *Figure 2* shows a tendency of German debaters to possess more previous knowledge than the global average did. The majority of the German participants judged themselves to be informed partly or well about biodiversity.

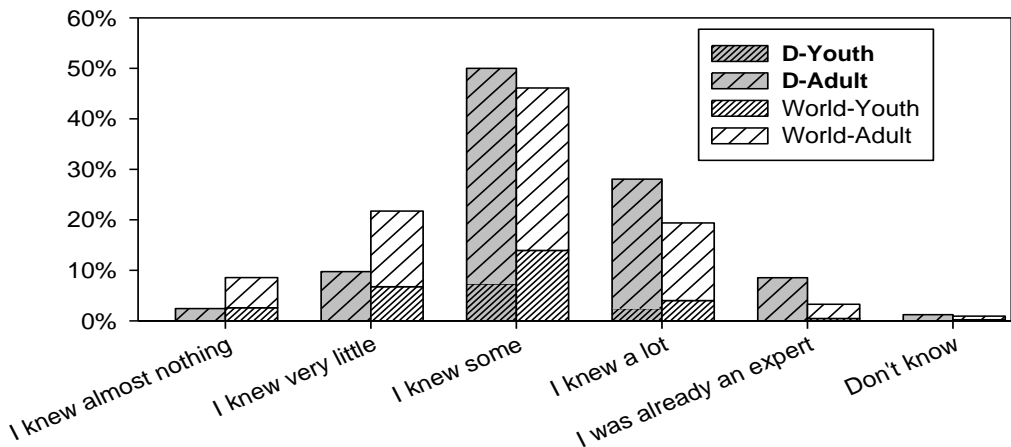


Figure 2: Self-evaluation of participating citizens’ previous knowledge on biodiversity: ‘To what extent did you feel familiar with biodiversity issues, before joining WWViews?’

The answers given to the other questions in this session showed an increase in their respective knowledge after having the chance to get informed prior to the meeting. Asked how familiar they felt with the topic now, in Germany as well as on a global scale, a strong decrease in the choices for 'I know very little' and 'I know almost nothing' combined with a strong increase in the answer 'I know a lot' appeared. The responses to the question 'who do you think is seriously affected by biodiversity loss today?' show that there is a high affirmation of over 80% amongst the German and global participants that most people in the world are affected. Remarkably, these proportions are gradually decreasing the closer one comes with the investigated area to the neighbourhood of the respective persons (my country, my town, me personally). Finally, participating citizens in Germany showed a significant awareness for the importance of biodiversity but expressed lower rates for concern about the loss of biodiversity than the participants on a global scale did. About 59% said they were very concerned, whereas world wide a value of 74 resulted.

4.2 Session 2: Protection and utilization of biodiversity on land

During the second thematic session conflicts on land utilisation requirements were addressed, especially the competing demands for areas that can either be protected as conservation areas or used for economic purposes. For the case that a conflict arises between existing economic interests and the establishment of new protected areas, people could differentiate their preferences. The majority of global participants and even a higher percentage in Germany argued in favour of establishing new protected areas if not very important economic aims are at stake and not for the preference of economic aims versus protection goals unless the protected area is very important. Further, regarding suitable activities to ensure the protection of nature areas in their respective countries, people preferred 'positive measures' like education and incentives instead of more restrictions and new laws, quite consistently on every scale of the investigation.

The most significant appearance of differences showed up in the general strategies favoured as being the most promising in matching the future demand for food with the aim to protect biodiversity as shown in *Figure 3*. German participants expressed a remarkable vote for the option of reducing the demand for more food, e.g. by eating more vegetables and less meat in order to diminish land conversion and land degradation. In contrast, a majority on a global scale favoured the intensification of agricultural production on existing utilised farmland, since they consider this option as an effective strategy to ensure and to improve global biodiversity. They argue that high biodiversity combines with a designation of new protected areas. Both votes reflect two different concepts of conservation strategies. When thinking of the situation of a struggle for basic needs in many developing countries, it seems to be obvious why most of the participants there cannot accept restrictions that jeopardise such main targets.

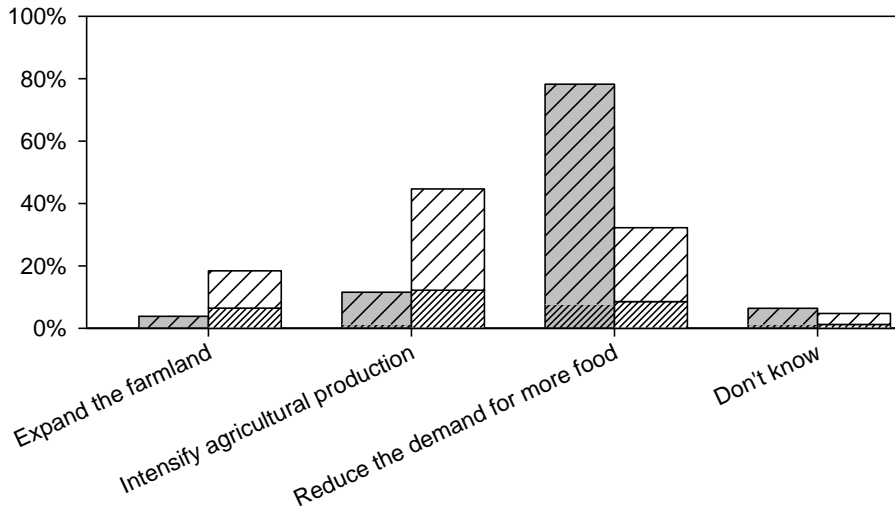


Figure 3: Future demand for food and the protection of biodiversity: ‘Which general strategy do you think is most promising in matching the future demand for food with the aim to protect biodiversity?’

4.3 Session 3: Protection and utilization of biodiversity in the sea

This session highlighted the overall degradation of marine ecosystems due to overfishing, overexploitation, and the consequences of climate change for marine life such as ocean acidification, the loss of coral reefs, and the question how we can effectively counteract this biodiversity crisis. The majority of the German participants urgently addressed the need for rapid action in opposite to the global participants who voted rather for a pragmatic approach acting more slowly. At least 80 % of the German participants selected the proposed suggestion to immediately abolish fiscal incentives, which are commonly identified as the main drivers for the burden of marine biodiversity. The lack of income for fishers and concerned local people should be compensated by support funds of the international community (*Figure 4*). However, a remarkable accord was achieved about the necessity of concluding a new international agreement to establish more marine protected areas in the high seas (94% of German participants versus 90% in the whole panel).

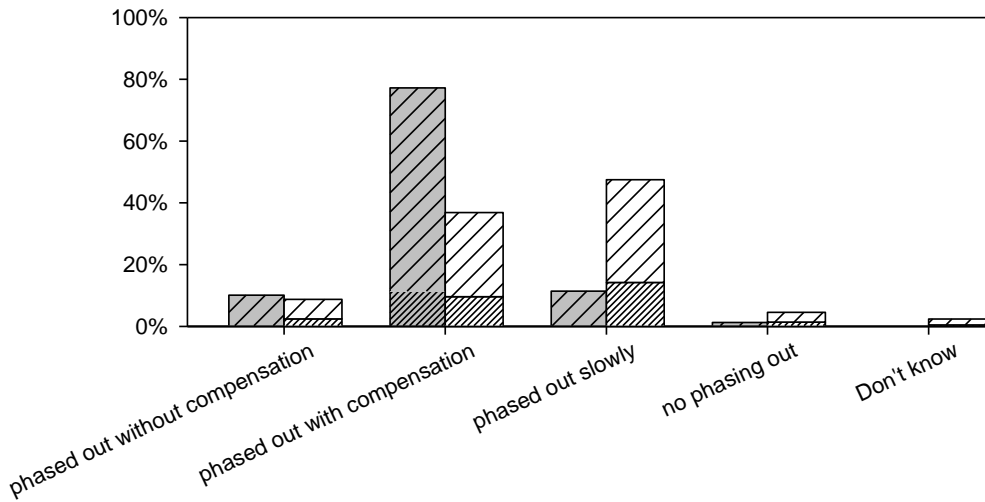


Figure 4: Actions on incentives and subsidies that lead to overfishing: 'Should incentives and subsidies that lead to overfishing be abolished?'

4.4 Session 4: Fairness of burden and benefit sharing

Asked who should supply financial resources for biodiversity protection in developing countries, there was a high consent on all scales that both industrialised and developing countries should contribute, whereas industrialised countries should pay the main part. It was also favoured by a majority of all participants that users of genetic resources from international waters should pay for it in a compensation payment which could be executed similarly to other programmes such as the REDD+ programme (Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation). While the origins of genetic resources often are situated within less developed countries of the south, users of existing collections mostly are located in the industrialised north. Therefore the CBD COP 2010 in Nagoya had approved a protocol whose core element consists of regulations for just access and benefit sharing (ABS) (Convention on Biodiversity 2010). The question if the sharing of benefits arising from such collections should be compulsory was consented by a big majority in Germany (62.5%) and even more significantly on a worldwide scale (80.8%) (Figure 5).

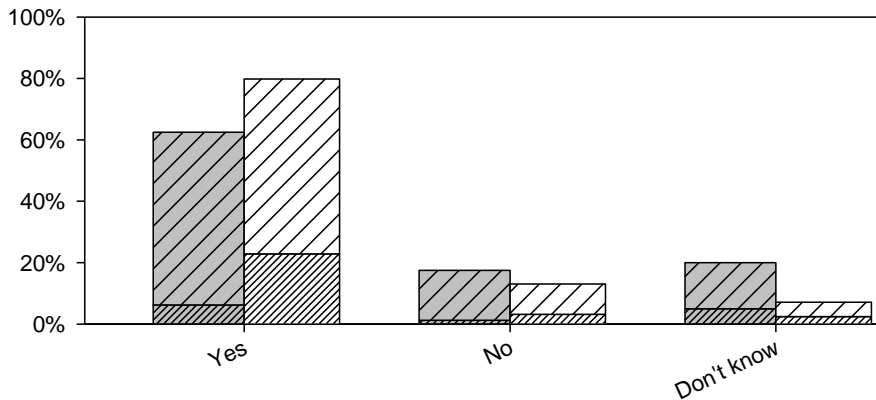


Figure 5: Utilization of pre-Nagoya collections: “Should users of existing species collections of animals, plants and micro-organisms share benefits with the countries of origin if the species were collected before the Nagoya Protocol enters into force?”

5 Evaluation of the WWViews contents and methodology

After having passed the four thematic discussions on biodiversity rounds in a final session a complex of “evaluation questions” was deliberated on by the participating citizens as a concluding activity of the standardised international WWViews process. In addition, the supplementary interrogation at the end of the citizens’ conference (as described in chapter 2) and an evaluation of the white cards with participants’ thoughts beyond the core process (as mentioned in chapter 3) was conducted. The outcomes and findings of this concomitant research in Germany are to be published (e.g. firstly in Vohland 2013) analogously to similar findings in impact research accompanying the WWViews on global warming process (Knapp 2011, Goldschmidt 2012, Rask 2012). Preliminary findings of the evaluation of participants’ reviews are showing a high interest of laypeople to discuss complex biodiversity issues and an increase of knowledge about biodiversity and interdependencies after having deliberated on them. Most participants remarked critically that the potential of the WWViews process for influencing political decisions was just played out partially.

The methodological setting of WWViews also influencing the quality of the results showed some compromises compared to more complex participation approaches. Consensus or civil conferences, for example, represent a participatory format to be carried out in several phases during some weeks and called “public engagement with science and technology” (Joss 1999). A one day event like WWViews can contribute only little to new knowledge and insights among the

participants with regard to both formation of opinion as well as depth and distinction of the processes of discussion. A real dialogue between experts and laypersons can only occur rudimentarily during citizen conferences due to the short time given. The format of the WWViews in this respect rather resembles the focus groups known from market research where the questions prepared by presenters are answered by the participants within a short time. This can be seen when comparing the structure forming features of WWViews with those of consensus conferences and focus groups (see table 1).

Table 1: Comparison of parameters of the formats WWViews, civil or consensus conferences and focus groups (according to Abels and Bora 2004)

parameter	WWViews	Civil -and consensus conference	Focus group
recruitment of the participants	Randomly to a large extent	Randomly	No random choice
duration	1 day	8-10 weeks	2-3 hours
experts' consultation	Yes	Yes	No
vote by participants	Yes	Yes	No
number of participants	About 100	Max. 25	Max. 30

Therefore, the WWViews do not represent a real dialogue participation format in the classical meaning. In contrast to the consensus conference it can rather be characterized as a consultative participation format. Nevertheless, one should not underestimate the efficiency of the WWViews. Just due to the exclusiveness of the execution, the results of the deliberations are noticed in a political view, at least for the global scale. It was also expressed on the part of the participants as an expectation that politicians should notice and pick up laypersons recommendations. Participating citizens expressed their preferences for more such approaches to be implemented to political systems, although it is still not yet fully proved if the WWViews in the future can constitute an effective instrument for people's participation. A first critical public discussion on the German WWViews and their impacts was held one month after the WWViews day (Vohland 2012).

6 Reception, Conclusions and Outlook

Several activities were conducted in the CBD COP 11 to disseminate the global results of the World Wide Views on Biodiversity amongst the delegates. In particular, within a so called ‘high-level segment’ of the COP the results report (Danish Board of Technology 2012d) was officially handed over to the secretary general of the CBD, Bráulio Ferreira de Souza.² The final resolution of CBD COP 11 on page 95 calls on all countries to support such projects in the future: ‘United Nations Decade on Biodiversity encourages parties, relevant organisations and stakeholders to support and contribute to communication initiatives, such as the World Wide Views on Biodiversity, which combine the implementation of Strategic Goals A and E regarding mainstreaming of biodiversity, participatory planning, knowledge management, and capacity-building’ (Conference of the Parties to the Convention on Biodiversity 2012).

The reception of the outcomes from the new approach of the World Wide Views project could help to further support citizens’ involvement in complex negotiations on biodiversity and its conservation. This complies with the 20 Aichi targets fixed in the resolutions of the COP CBD 2010 in Nagoya (Conference of the Parties to the Convention on Biodiversity 2010) with regard to the failing of the United Nations’ goals intended to be reached until 2010. A main reason of this failure was thought to be a lack of implementation of those targets into decision making within several sectors on national and international scales (Doyle et al., 2010). One of the Aichi targets says that people should become more aware of the values of biodiversity and urges to enhance initiatives conserving and promoting the sustainable use of biological diversity.

Deliberative approaches could help to achieve these objectives, and WWViews showed that people are indeed willing to learn about biodiversity issues, to discuss them thoroughly, and to get more involved into the public debate. The dialogue led to a rising of awareness on biodiversity issues among most participants; a high concern of biodiversity loss especially in developing countries could be observed. Comparing the results among German citizens with the global ones, differences in the acceptance of measures conserving biodiversity compared to developing countries became evident, e.g. in questions of protecting nature areas versus economic aims, of food security vs. consume reduction. On the contrary, questions of fair burden sharing were more consensual throughout the world wide panel as can be seen in the detailed results documentaries (Danish Board of Technology 2012c and 2012d).

Nevertheless, there are still numerous questions with regard to contents and methodology to be answered. However, having raised awareness for citizens’ views

² See video:

http://www.youtube.com/watch?list=PLJEjgXhD0rY93oQB6iZI1e3d2jhua4Ku&v=nE1GJrhdZDg&feature=player_embedded.

as well as for participatory and deliberative approaches is already a step forward. Certainly, one complaisant notice of intent in a COP final document is not enough to guarantee involving citizens' views into the implementations of national biodiversity strategies and action plans. Are deliberative processes like WWViews on biodiversity, after having improved apparent methodological deficiencies, e.g. in documenting and transporting discussion content beyond voting, able to constitute an adequate capacity-building support to parties? Is there a political will to integrate citizens' views into decision making and to acknowledge the claim of getting civil societies involved at an early stage in international negotiations? Taking that for granted, there still is some need to further investigate how processes like WWViews could help to develop and establish procedures of real public participation in biodiversity policy.

References

- Abels, G. and Bora, A.: Demokratische Technikbewertung. 2004, Transcript.
- Convention on Biodiversity (CBD): The Nagoya Protocol on Access and Benefit-sharing. 2010, Secretariat of the Convention on Biological Diversity (SCBD).
- Conference of the Parties to the Convention on Biodiversity (COP CBD): The Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets. 2010, <http://www.cbd.int/doc/decisions/COP-10/cop-10-dec-02-en.pdf> (accessed February 21st, 2013).
- Conference of the Parties to the Convention on Biodiversity (COP CBD): Report on the eleventh meeting of the conference of the parties to the convention on biological diversity. 2012, Annex I, XI/2., D.24. p. 95. <http://www.cbd.int/doc/meetings/cop/cop-11/official/cop-11-35-en.pdf> (accessed February 21st, 2013).
- Danish Board of Technology (DBT): World Wide Views on Global Warming. Project webpages. 2009, Teknologirådet, Copenhagen. <http://www.wvviews.org/node/259> (accessed February 21st, 2013).
- Danish Board of Technology (DBT): World Wide Views on Biodiversity. Project webpages. 2012a, Teknologirådet, Copenhagen. <http://biodiversity.wvviews.org> (accessed February 21st, 2013).
- Danish Board of Technology (DBT): World Wide Views on Biodiversity – Publications. Information material for citizens, Information videos for citizens. 2012b, Teknologirådet, Copenhagen. <http://biodiversity.wvviews.org/publications> (accessed February 21st, 2013).

- Danish Board of Technology (DBT): World Wide Views on Biodiversity – Publications. Results database. 2012c, Teknologirådet, Copenhagen.
<http://biodiversity.wvviews.org/the-results> (accessed February 21st, 2013).
- Danish Board of Technology (DBT): World Wide Views on Biodiversity – Publications. Results report - From the world's citizens to the biodiversity policymakers. 2012d, Teknologirådet, Kopenhagen.
http://biodiversity.wvviews.org/wp-content/uploads/2012/10/WWViewsResultsReport_WEB_FINAL.pdf (accessed February 21st, 2013).
- Doyle, U.; Vohland, K. and Ott, K.: Biodiversitätspolitik in Deutschland - Defizite und Herausforderungen (Biodiversity policy in Germany - shortcomings and challenges). 2010, *Natur und Landschaft* 85, p. 308-314.
- Goldschmidt, R.; Hennen, L.; Knapp, M.; Quendt, C.; Brachatzek, N. and Renn, O.: Deliberating or voting? Results of the process evaluation of the German WWViews. In: Rask, M.; Worthington, R. and Lammi, M. (eds.): *Citizen participation in global environmental governance*. 2012, Earthscan, p. 89-106.
- Joss, S.: *Die Konsensus-Konferenz in Theorie und Anwendung. Gutachten im Auftrag der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg*. 1999, AFTA/Stuttgart.
- Knapp, M. and Hauser, C.: Neue Impulse für die Diskussion um eine nachhaltige Klimapolitik - Globales Bürgerbeteiligungsprojekt WWViews. In: Banse, G.; Janikowski, R. and Kiepas, A. (eds.): *Nachhaltige Entwicklung - transnational. Sichten und Erfahrungen aus Mitteleuropa*. 2011, edition sigma, p. 63-80.
- Museum for Natural History (MfN) Berlin: Bürgerbeteiligung weltweit. World Wide Views on Biodiversity am 15. September 2012 im Museum für Naturkunde. 2012, Project webpages. <http://www.wvviews-biodiversity.naturkundemuseum-berlin.de> (accessed February 21st, 2013).
- Rask, M.; Worthington, R. and Lammi, M. (eds.): *Citizens Participation in Global Environmental Governance*. 2012, Earthscan.
- United Nations: United Nations Decade on Biodiversity. Resolution adopted by the General Assembly of the United Nations. 2011, UN/New York.
http://www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/65/161 (accessed February 21st, 2013).
- Vohland, K.: Bürgerbeteiligung an der COP? Kann das gehen? 2012,
<http://www.biodiversity.de/index.php/de/service-fuer-politik-ngos/aktuelles-news/3146-buergerbeteiligung-an-der-cop> (accessed February 21st, 2013).

Vohland, K.; Knapp, M.; Patzschke, E.; Premke-Kraus, M.; Zschiesche, M.; Zimmer, R.; Freitag, J.; Herlitzius, L.; Kaufmann, G. and Vogel, J.: Bürgerbeteiligung und internationale Verhandlungen – die *WorldWideViews on Biodiversity* in Deutschland. 2013, Naturschutz und Landschaftsplanung. (in press)

Schülerinteressen an landwirtschaftlichen Themen

Malte Bickel und Susanne Bögeholz

1 Hintergrund und Problemstellung

Landwirtschaft nimmt als eine Art der Landnutzung – wie auch Forstwirtschaft – eine zentrale Rolle für die Gestaltung nachhaltiger Entwicklungen ein. Die landwirtschaftliche Produktionsweise steht im Zusammenhang mit vielen globalen Umweltproblemen. Zu nennen wären hier beispielsweise der Verlust von Biodiversität und der Themenkomplex Klimawandel.

Heutzutage haben Heranwachsende wenig reale Bezüge zur Landwirtschaft und zur landwirtschaftlichen Produktion von Lebensmitteln. Damit einher geht ein Verlust des erfahrungsbasierten Wissens über Landwirtschaft. Um Wissen über Landwirtschaft und die Zusammenhänge von landwirtschaftlicher Produktion mit (nicht) nachhaltigen Entwicklungen künftig in der Gesellschaft zu verankern, bedarf es einer landwirtschaftsbezogenen Bildung für Nachhaltige Entwicklung. Für eine Integration und Vernetzung landwirtschaftsbezogenen Wissens beim Kompetenzaufbau mit Blick auf die Gestaltung von nachhaltigen Entwicklungen („Gestaltungskompetenz“, de Haan et al. 2008), erscheint ein Interesse an landwirtschaftsbezogenen Themen förderlich. Forschung konnte in verschiedenen Studien zeigen, dass Interesse eine bedeutende Voraussetzung für erfolgreiche Lernprozesse darstellt (für eine Übersicht siehe Hidi & Renninger 2006). Vor diesem Hintergrund ist die Entwicklung von Interessen an landwirtschaftlichen Themen ein explizites Ziel des außerschulischen Lernorts Bauernhof. Insbesondere kann eine Interessenentwicklung im Rahmen von langzeitpädagogischen Maßnahmen (Randler & Bogner 2007) gefördert werden. Somit bieten einwöchige Schulbauernhofaufenthalte ideale Bedingungen für eine Interessenförderung an landwirtschaftlichen Themen.

Bislang fehlt jedoch ein Instrument zur Überprüfung, inwiefern eine Entwicklung von Schülerinteressen¹ an landwirtschaftlichen Themen durch (längerfristige) Bauernhofaufenthalte gelingt. An diesem Forschungsdesiderat setzt unser empirischer Beitrag an. Zuvor möchten wir jedoch die Zusammenhänge von Landwirtschaft und Nachhaltiger Entwicklung (1.1) sowie die Folgen des landwirtschaftlichen Strukturwandels (1.2) mit Blick auf die Beziehung junger Menschen zur Landwirtschaft vertiefen. Es folgen Ausführungen zum außerschulischen Lernort Bauernhof (1.3) und zu zentralen Aspekten der Interessenforschung (1.4) bevor die Stichprobe und die entwickelten Messinstrumente für landwirtschaftsbezogene Schülerinteressen (Kapitel 2) vorgestellt werden. Letzteres wird genutzt, um diesbezügliche individuelle Interessen von Schülerinnen und Schülern zu analysieren (Kapitel 3), bevor die Ergebnisse diskutiert werden und wir einen kurzen Ausblick geben (Kapitel 4).

1.1 Landwirtschaft und Nachhaltige Entwicklung

Viele bedeutende Themen, die im Kontext Nachhaltiger Entwicklung diskutiert werden, stehen im unmittelbaren Zusammenhang mit der Landwirtschaft. Ein solches Thema ist der weltweite Verlust der Biodiversität. Biodiversität ist eine tragende Säule für die dynamische Stabilität unseres Planeten und die globale Ernährungssicherheit (Nellemann & Corcoran 2010). Eine der größten Bedrohungen der Biodiversität ist die gegenwärtig mehrheitlich praktizierte Form der Landwirtschaft (BMU 2010; MEA 2005; Rockström 2009; Sala et al. 2000). Durch die weltweite Ausweitung kultivierter Flächen, hat die landwirtschaftliche Landnutzung unmittelbare Folgen für die lokale und globale Biodiversität (MEA 2005). Die Veränderung natürlicher und naturnaher Habitats geht mit einem hohen Verlust dort vorkommender Organismen einher. Die biologische Diversität ist in zahlreichen bewirtschafteten Systemen (stark) rückläufig. Das gilt für die sogenannte *geplante* wie auch für die *assoziierte* Biodiversität (IÖW et al. 2004). Erstere bezieht sich auf alle Lebewesen, die bewusst für die Erzeugung von Produkten in das System integriert werden (z.B. Nutzpflanzen, -tiere) oder die eine erwünschte ökologische Funktion einnehmen (z.B. durch Unterdrückung eines Pathogens). Assoziierte Biodiversität umfasst weitere Lebewesen, die das System besiedeln (etwa Bodenorganismen, Wildkräuter).

Der landwirtschaftsinduzierte Biodiversitätsverlust wird nicht ausschließlich durch die Transformation eines natürlichen bzw. naturnahen Habitats in eine landwirtschaftlich genutzte Fläche verursacht. Entscheidend ist auch *wie* die Landbewirtschaftung erfolgt. Intensivierung, Rationalisierung, Spezialisierung und Konzentration kennzeichnen die industrialisierte Landwirtschaft (BfN 2008). Im Einzelnen müssen folgende Faktoren in den Blick genommen werden (nach BfN

¹ Aus Gründen der besseren Lesbarkeit verzichten die Autoren auf die Nennung der weiblichen Form, implizieren mit „Schülerinteressen“ aber Interessen von Schülerinnen und Schülern.

2008; Ellenberg & Leuschner 2010; FAO 2007; Geiger et al. 2010; Liess et al. 2005; MEA 2005):

- Pestizideinsatz und übermäßige Stickstoff- und Phosphordüngung sowie daraus resultierende Eutrophierung der Landschaft,
- verengte Fruchtfolgen und Flächenzusammenlegungen (Flurbereinigung),
- Angleichung der Anbausysteme,
- Einsatz von wenigen Hochleistungssorten,
- exzessiver Wasserverbrauch (Bewässerung),
- Überweidung und Massenproduktion.

Diese Zusammenstellung vermittelt einen Eindruck über Zielkonflikte, die zwischen einer intensiven Landwirtschaft und einer nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt bestehen. Weiteres Thema im Spannungsfeld von (intensiver) Landwirtschaft und Nachhaltiger Entwicklung ist beispielsweise der Einsatz gentechnisch veränderter Organismen (GVO). Darüber hinaus ist für die Diskussion um Landnutzung und die Umsetzung des Leitbildes der Nachhaltigen Entwicklung der Themenkomplex Klimawandel zentral.

1.2 Folgen des landwirtschaftlichen Strukturwandels

Der Strukturwandel hat den landwirtschaftlichen Sektor grundlegend verändert. Die Technisierung der Produktionsprozesse ersetzte viele manuelle und körperliche Tätigkeiten. 1950 waren 25% der arbeitenden Bevölkerung in Deutschland im Primärsektor² beschäftigt (Statistisches Bundesamt 2011). Dementsprechend lebten viele Kinder auf Bauernhöfen und Landwirtschaft war ein integraler Bestandteil des alltäglichen Lebens. Heute sind nur noch ca. 2% der Erwerbstätigen im Primärsektor tätig (ebd.). Die Zusammenlegung von Produktionseinheiten führte zu einer drastischen Abnahme landwirtschaftlicher Betriebe.³ Als Konsequenz ist die Produktionskapazität des Einzelbetriebs deutlich gestiegen. In Folge der Intensivierung und Produktivitätssteigerung sind landwirtschaftliche Produktionsprozesse intransparenter geworden. Während Kinder und Jugendliche früher viele von Hand ausgeführte Arbeitsschritte beobachten oder an ihnen mitwirken konnten (oder mussten), werden diese heute häufig maschinell ausgeführt. Sie sind damit nicht einsehbar und auch nicht unmittelbar (be-)greifbar.

Der Strukturwandel in der Landwirtschaft hat ohne Zweifel (zumindest kurzfristig) auch deutliche Vorteile mit sich gebracht, insbesondere durch den Produk-

² Primärsektor wird hier im engen Verständnis des Begriffs bezogen auf die Sektoren Land-, Forstwirtschaft und Fischerei verwendet. Eine weitere Interpretation des Begriffes beinhaltet alle Wirtschaftssektoren, die Rohmaterialien verwenden oder bereitstellen (z.B. Bergbau).

³ Die Anzahl landwirtschaftlicher Betriebe hat sich von 1.646.750 in 1949 auf nur noch 301.000 in 2010 reduziert (DBV 2011). Der Arbeitskräftebesatz sank in diesem Zeitraum von 30 Arbeitskräften pro 100 ha auf 3,3 (ebd.).

tivitätsanstieg. Die beschriebene Entwicklung hat aber auch zu einer zunehmenden Entfremdung großer Bevölkerungsteile vom landwirtschaftlichen Geschehen geführt.

1.3 Der außerschulische Lernort Bauernhof

Eine landwirtschaftliche Grundbildung (agricultural literacy, Frick & Kahler 1991) ist bereits in frühen Stadien des Bildungswegs sinnvoll (Hubert et al. 2000). Da selbst einfache landwirtschaftliche Zusammenhänge vielen Kindern und Jugendlichen unbekannt sind (Brämer 2010), sollten schon möglichst früh Bildungsangebote zur Landwirtschaft gemacht werden.

Entsprechend der aufgeführten Verflechtungen von Landwirtschaft und Nachhaltiger Entwicklung (inklusive Schutz und nachhaltige Nutzung der Biodiversität), haben Bauernhöfe ein großes Potential für die Umsetzung einer Bildung für Nachhaltige Entwicklung (Bögeholz 2005; Schockemöhle 2009). Derartige Bildungsangebote und -konzepte werden unter den Stichworten „Lernort Bauernhof“ oder „Lernen auf dem Bauernhof“ zusammengefasst (Schockemöhle 2012). Die Konzepte und Angebotsinhalte sowie deren zeitlicher Umfang differieren jedoch stark wie auch die Ziele und der Grad der Eigentätigkeit der Teilnehmenden. Ein Ziel des Lernorts Bauernhof ist es, über die unmittelbare Erfahrung ein Interesse an Landwirtschaft zu wecken. Ob dies jedoch gelingt, wurde wissenschaftlich bisher nicht untersucht.

1.4 Schülerinteressen an landwirtschaftlichen Themen

Bisher gibt es kaum Erkenntnisse zu (Schüler-)Interessen an Landwirtschaft. Ergebnisse von Holstermann und Bögeholz (2007) spiegeln ein sehr geringes Interesse von Schülerinnen und Schülern der zehnten Jahrgangsstufe an landwirtschaftlichen Aspekten wider. Andere Studien zeigen, dass ein Interesse an Natur die Handlungsbereitschaft stärkt, Biodiversität zu schützen (Leske & Bögeholz 2008). Diese Befunde unterstreichen die Bedeutung einer profunden Untersuchung landwirtschaftsbezogener Interessen und deren Fördermöglichkeiten im (außer-)schulischen Kontext.

Aus bildungswissenschaftlicher Perspektive hat Interesse im Allgemeinen die Funktion, Lernprozesse zu initiieren und qualitativ zu verbessern. In der pädagogisch-psychologischen Forschung wird Interesse als Voraussetzung sowie Ergebnis guter Lernprozesse betrachtet (Krapp 1998). Interesse ist ein Phänomen, das aus der Interaktion eines Individuums mit seiner sozialen und institutionellen Umwelt entsteht. Im Gegensatz zu Motivation ist Interesse objektspezifisch. Es gibt also nicht den Zustand einer allgemeinen Interessiertheit, ohne dass das Interesse auf ein bestimmtes Objekt gerichtet ist (Schiefele 2009). Ein Interessenobjekt kann ein konkreter Gegenstand, eine Tätigkeit oder auch ein Themengebiet sein. In theoretischen Diskursen wird zwischen *situationalem* und *individuellem Interesse* unterschied-

den (Krapp & Prenzel 2011). Ersteres ist an eine konkrete Situation gebunden, bezieht sich auf ein gegenwärtiges Ereignis oder eine Tätigkeit und hält dementsprechend nur für die Dauer dieser Situation an. Das erste Auftreten dieser Interessensform ist in der Regel extern stimuliert, z.B. durch ein Lernangebot. Solch eine spezifische motivationale Qualität einer Lernsituation wird als individuell wahrgenommene Interessantheit eines Objekts verstanden (Krapp & Prenzel 2011). Das (wiederholte) Auftreten von situationalem Interesse kann die Entwicklung eines länger anhaltenden individuellen Interesses begünstigen (Hidi & Renninger 2006). Individuelles oder persönliches Interesse ist ein relativ stabiler Teil der motivationalen Grundstruktur einer Person. Es wird als dispositionale Charaktereigenschaft eines Individuums betrachtet. Die Interessensbeziehung zu einem Objekt beinhaltet *kognitive* und *affektive Komponenten* (Hidi et al. 2004). Sie repräsentieren auf das Interessenobjekt bezogene *Wertzuschreibungen* und *Gefühle*. Ein Individuum erachtet somit ein Interessenobjekt als persönlich bedeutsam und erlebt während einer interessensbasierten Aktion positive Gefühle. Beide Komponenten sind intrinsischer Natur, sie resultieren also ausschließlich aus der interessensbasierten Aktion bzw. dem Interessengegenstand selbst.

Im landwirtschaftlichen Kontext kann individuelles Interesse z.B. für das Melken von Kühen (Tätigkeit), eine bestimmte Landmaschine (Gegenstand) oder Ackerbau im Allgemeinen bestehen (Gegenstandsbereich). Situationales Interesse tritt per Definition während einer konkreten Handlung auf, z.B. *beim* Melken von Kühen, *bei* der Beobachtung einer Maschine oder *beim* Getreide säen. Diese Beispiele verdeutlichen, dass situationales Interesse - eine konkrete, reale Tätigkeit oder Situation, wie das beschriebene Melken - ein andauerndes individuelles Interesse auslösen bzw. verstärken kann (z.B. an Tieren / Tierhaltung im Allgemeinen). Da bisher keine umfassenden Befunde zum landwirtschaftsbezogenen Interesse und diesbezüglicher Messinstrumente vorliegen, zielt unsere Studie auf i) die Entwicklung valider und reliabler Instrumente zur Messung von landwirtschaftsbezogenen individuellen und situationalen Interessen sowie auf ii) die Gewinnung erster Ergebnisse zu individuellen landwirtschaftsbezogenen Schülerinteressen ab. Neben ersten inhaltlichen Erkenntnissen soll damit ein Beitrag für zukünftige Evaluationsstudien zum Interesse an und in landwirtschaftlichen Kontexten geleistet werden.

2 Methodische Vorgehensweise zur Erhebung der Schülerinteressen

2.1 Stichprobe

Dem Beitrag liegt eine Fragebogenuntersuchung zu Grunde, an der 115 Schülerinnen und Schüler (davon 59 Mädchen) der fünften und sechsten Jahrgangsstufe teilnahmen (Gymnasium: n=75; Realschule: n=40). Die Befragung wurde im An-

schluss an einen einwöchigen Schulbauernhofaufenthalt durchgeführt. Zwei Realschulklassen aus Baden-Württemberg wurden unmittelbar auf dem Schulbauernhof befragt und drei Gymnasialklassen kurz nach ihrem Schulbauernhofaufenthalt in ihrer Hamburger Schule.

2.2 Messung der individuellen landwirtschaftsbezogenen Interessen

Das individuelle Interesse wurde für die fünf elementaren landwirtschaftlichen Bereiche Tierhaltung, Ackerbau, Gemüse- und Obstbau, primäre Lebensmittelverarbeitung und Landtechnik gemessen. Diese Operationalisierung beinhaltet Bereiche, die dem Verständnis von Schülerinnen und Schülern der fünften und sechsten Jahrgangsstufe gerecht werden. Die Skala zur Messung des individuellen Interesses wurde aufbauend auf Schiefele und Krapp (1996) entwickelt. Jeder der fünf Themenbereiche wurde über sechs Items erhoben. Von diesen beinhalten drei gefühlsbezogene und drei wertbezogene Valenzen (vgl. Hidi et al. 2004).

Eine erste explorative Faktorenanalyse zeigte, dass sich gefühls- und wertbezogene Valenzen empirisch nicht als zwei Subskalen der Gesamtskala Interesse an Landwirtschaft herauskristallisieren (vgl. auch Schiefele 1990; Schiefele & Krapp 1996). Jedoch zeigte sich beim Einbezug maximal vieler Items eine inhaltliche Differenzierung der landwirtschaftsbezogenen Themenbereiche in einer 4-Faktorenstruktur (die die beiden pflanzenbaulichen Themenbereiche zusammenlegt) mit einer kumulierten Varianzaufklärung von 74%.

Mit dem Ziel einer effizienten und zeitökonomischen Messung der Schülerinteressen, identifizierten wir anschließend im Rahmen der Skalenbildung vier zentrale Items für jeden der einzelnen fünf landwirtschaftlichen Themenbereiche. Eine zweite explorative Faktorenanalyse mit den verbleibenden 20 Items spricht für eine sehr gute Konstruktvalidität: Empirisch kristallisierte sich eine 5-Faktoren-Lösung heraus, bei der jeder Faktor einen der fünf landwirtschaftsbezogenen Themenbereiche repräsentiert (Tabelle 1). Jeder Faktor beinhaltet alle vier Items des jeweils a priori postulierten Themenbereichs. Die fünf Faktoren klären gemeinsam 77% der Varianz auf. Alle empirisch identifizierten bereichsspezifischen Skalen der landwirtschaftlichen Interessen erzielten (sehr) gute Reliabilitäten (Tabelle 1).

Tabelle 1: Ergebnisse der explorativen Faktorenanalyse zu individuellen Interessen an landwirtschaftlichen Themenbereichen unter Angabe des Reliabilitätskoeffizienten (α) für die identifizierten Faktoren (Skala von 1=trifft nicht zu - 4=trifft zu)

Extrahierte Faktoren	Eigenwert	Varianzaufklärung	Cronbachs α	Items: Wenn ich mich mit [...] beschäftige, bin ich [...]	Rotierte Faktorladung
1. Landtechnik	3.27	16.37%	.91	[...] Landtechnik [...] aufmerksam	0.91
				[...] Landtechnik [...] angeregt	0.89
				[...] Landtechnik [...] bedeutsam	0.87
				[...] Landtechnik [...] interessiert	0.82
2. Ackerbau	3.26	16.30%	.88	[...] Ackerbau [...] angeregt	0.87
				[...] Ackerbau [...] interessiert	0.83
				[...] Ackerbau [...] aufmerksam	0.74
				[...] Ackerbau [...] bedeutsam	0.68
3. Lebensmittelverarbeitung	3.19	15.95%	.90	[...] Lebensmittelverarbeitung [...] angeregt	0.88
				[...] Lebensmittelverarbeitung [...] aufmerksam	0.86
				[...] Lebensmittelverarbeitung [...] interessiert	0.85
				[...] Lebensmittelverarbeitung [...] bedeutsam	0.71
4. Tierhaltung	2.98	14.92%	.87	[...] Tierhaltung [...] angeregt	0.89
				[...] Tierhaltung [...] interessiert	0.89
				[...] Tierhaltung [...] aufmerksam	0.79
				[...] Tierhaltung [...] bedeutsam	0.69
5. Gemüse- und Obstbau	2.70	13.49%	.89	[...] Gemüse- und Obstbau [...] aufmerksam	0.81
				[...] Gemüse- und Obstbau [...] bedeutsam	0.73
				[...] Gemüse- und Obstbau [...] angeregt	0.67
				[...] Gemüse- und Obstbau [...] interessiert	0.63

2.3 Messung des situationalen Interesses

Da wir uns - neben der Untersuchung von landwirtschaftsbezogenen individuellen Interessen - auch für deren Entwicklung interessieren, konstruierten wir zudem ein Messinstrument für das situationale Interesse an der Mitarbeit auf einem Schulbauernhof.

Bestehende Ansätze zur Messung des situationalen Interesses divergieren beträchtlich (vgl. Chen 1999; Hulleman et al. 2010; Rotgans & Schmidt 2011). Bisher bestanden keine Vorerfahrungen zur Messung des situationalen Interesses im landwirtschaftlichen Kontext allgemein und für unseren Gegenstandsbereich - der Mitarbeit auf dem Schulbauernhof - im Speziellen. Daher entschieden wir uns dafür, auf einem multidimensionalen Interessenkonstrukt aufzubauen (Chen 1999; 19 Items aufgeteilt in die Subskalen *overall situational interest*, *exploration intention*, *instant enjoyment*, *quality of attention*, *novelty*, *challenge*). Von dieser Skala ausgehend, ermittelten wir mittels einer explorativen Faktorenanalyse ein für unsere Zwecke (Gegenstandsbereich, Zielgruppe) geeignetes Messinstrument.

Zunächst wurden drei Faktoren mit einer kumulierten Varianzaufklärung von 58% ermittelt. Mit einer Ausnahme beinhalteten die ersten beiden Faktoren alle Items. Der erste Faktor umfasste die Items der Subskalen *overall situational interest*,

exploration intention, instant enjoyment und *quality of attention*. Der zweite Faktor enthielt die Items der *novelty*- und *challenge*-Subskalen.

Um eine zeitökonomischere Messung zu ermöglichen, identifizierten wir anhand der rotierten Faktorladungen 12 zentrale Items der beiden Faktoren. Die zwei Faktoren wurden in einer zweiten explorativen Faktorenanalyse mit einer leicht verbesserten Varianzaufklärung (61%) bestätigt (s. Tabelle 2). Somit lassen sich zwei voneinander abgrenzbare Konstrukte beschreiben: die erste Subskala kann als Kern des situationalen Interesses (*core situational interest*) begriffen werden (vgl. hierzu Rotgans & Schmidt 2011). Die zweite Subskala misst die Wahrnehmung der Mitarbeit auf dem Schulbauernhof als etwas Neues und Herausforderndes (*novelty&challenge*).

Tabelle 2: Ergebnisse der explorativen Faktorenanalyse zum situationalen Interesse an der Mitarbeit auf einem Schulbauernhof unter Angabe des Reliabilitätskoeffizienten (α) für die identifizierten Faktoren (Skala von 1=trifft nicht zu - 5=trifft zu)

Extrahierte Faktoren	Eigenwert	Varianzaufklärung	Cronbachs α	Items: [Die Mitarbeit auf dem Schulbauernhof...]	Rotierte Faktorladung
1. situational interest	5.29	44.10%	.92	[...] finde ich interessant.	.87
				[...] macht mir Spaß.	.83
				Bei der Arbeit auf dem Schulbauernhof bin ich konzentriert.	.83
				[...] begeistert mich.	.80
				[...] spricht mich an.	.79
				Ich möchte alles, was wir auf dem Schulbauernhof machen können, erkunden.	.78
				[...] ist spannend.	.77
				Beim Arbeiten auf dem Schulbauernhof bin ich sehr aufmerksam.	.77
2. Novelty & challenge	2.06	17.14%	.69	Es ist für mich herausfordernd, auf dem Schulbauernhof zu arbeiten.	.76
				[...] ist für mich neu.	.71
				Bei der Mitarbeit auf dem Schulbauernhof lerne ich einiges, was mir vorher nicht bekannt	.70
				[...] ist kompliziert.	.65

3 Ergebnisse zu individuellen landwirtschaftsbezogenen Schülerinteressen

Die individuellen landwirtschaftsbezogenen Schülerinteressen variieren stark zwischen den verschiedenen untersuchten Themenbereichen (für Ergebnisse der T-Tests siehe Abbildung 1). Um einen Gesamtwert des Interesses an Landwirtschaft zu erhalten, wurde das Interesse der fünf Themenbereiche gemittelt (M=2.91, SD=0.52). Im Vergleich zu diesem Wert ist das Interesse an Tierhaltung (M=3.51, SD=0.56) und Lebensmittelverarbeitung (M=3.19, SD=.79) höher ($p < .001$), für

Gemüse- und Obstbau ($M=2.63$, $SD=.79$) sowie für Ackerbau ($M=2.43$, $SD=.75$) niedriger ($p<.001$).

Das Interesse an Landtechnik ($M=2.77$, $SD=.93$) liegt zwischen den anderen Themenbereichen. Es ist stärker als das Interesse an Ackerbau und geringer als das Interesse an Tierhaltung und Lebensmittelverarbeitung ($p<.001$).

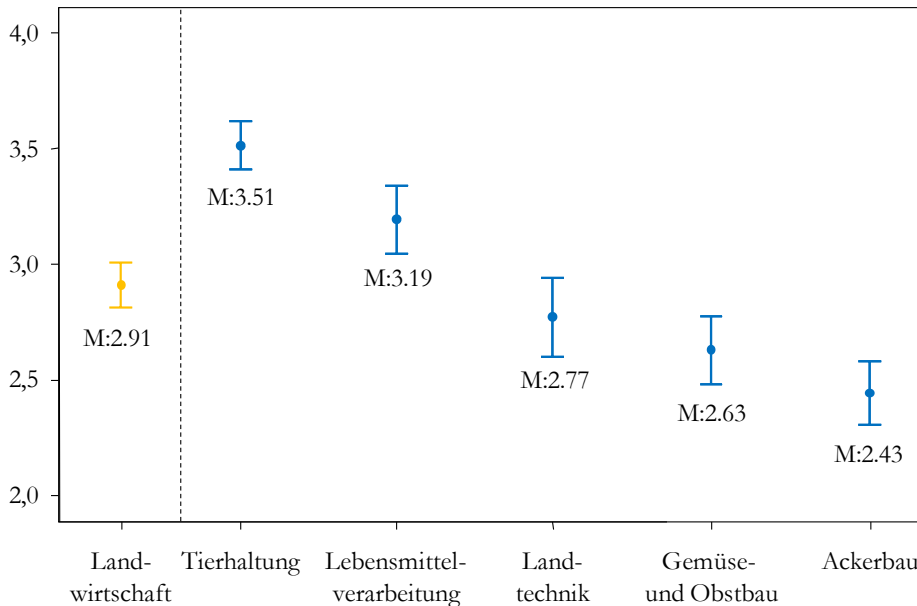


Abbildung 1: Landwirtschaftsbezogene Schülerinteressen (Skala von 1=nicht interessiert - 4=interessiert; Fehlerbalken = 95%-Konfidenzintervall des Mittelwerts)

Eine bereichsspezifische Interessenanalyse zeigt deutliche geschlechtsspezifische Unterschiede im Bereich Landtechnik ($p<.001$, s. Abbildung 2). Für Mädchen ist Landtechnik der am wenigsten interessante Bereich ($M:2.40$, $SD:.86$). Jungen interessieren sich nachweislich stärker als Mädchen für Technik in der Landwirtschaft ($M:3.14$, $SD:.77$).

Für die vier anderen Bereiche liegen entweder keine geschlechtsspezifischen Interessenunterschiede (Ackerbau, Lebensmittelverarbeitung) vor, bzw. die Mädchen interessieren sich stärker als die Jungen. Letzteres trifft für die Bereiche Tierhaltung ($p<.01$) sowie Gemüse- und Obstbau ($p<.05$) zu. In Bezug auf den mittleren Wert für Landwirtschaft sind keine geschlechtsspezifischen Unterschiede ersichtlich.

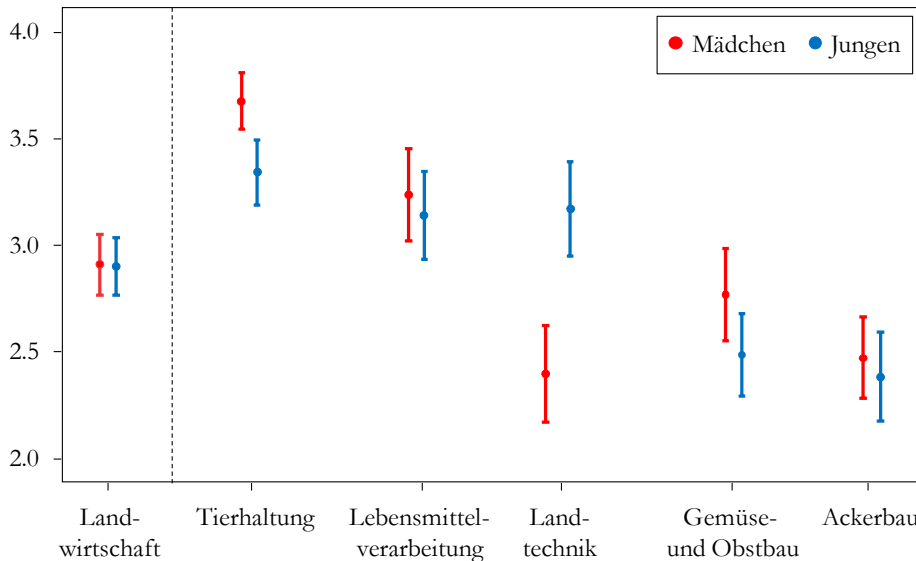


Abbildung 2: Geschlechtsspezifische landwirtschaftsbezogene Schülerinteressen
(Skala von 1=nicht interessiert - 4=interessiert, Fehlerbalken = 95%-Konfidenzintervall des Mittelwerts)

4 Diskussion und Ausblick

Unsere Befunde zu bereichsspezifischen Interessen stehen im Einklang mit bestehender Forschung, die - auch unabhängig vom Fokus Landwirtschaft - auf ein vergleichsweise geringeres Interesse an Pflanzen und ein stärkeres Interesse an Tieren verweisen (Dietze 2007; Finke 1999; Löwe 1992). Ebenso werden unsere geschlechtsspezifischen Befunde durch bestehende Forschung gestützt. So konnte gezeigt werden, dass Mädchen über höhere soziale (tierhaltungsbezogene) und instrumentelle (auf Gartenbau bezogene) Naturerfahrungen verfügen als Jungen (Bögeholz 1999). Zudem korrelieren häufige Naturerfahrungen stark mit deren Wertschätzung (ebd.). Wertschätzung von Naturerfahrungen steht im Zusammenhang mit wertbezogenen Valenzen von Interesse. Die Bedeutung von Naturerfahrungen für Interesse an der Natur konnte für biodiversitätsbezogene Aspekte durch Leske und Bögeholz (2008) gezeigt werden – wie auch der Zusammenhang zwischen Interesse an der Natur und der Bereitschaft, Biodiversität zu schützen bzw. diese nachhaltig zu nutzen. Letzteres ist sehr vielversprechend für die Umsetzung der Ziele von Bildung für Nachhaltige Entwicklung – insbesondere auch auf Schulbauernhöfen.

Um jedoch konkret das Bildungsangebot von Schulbauernhöfen und deren Einbettung in den schulischen Unterricht weiterzuentwickeln, führen wir derzeit eine Studie durch, die die Interessenentwicklung über einen Schulbauernhofaufenthalt hinaus begleitet. In einer Interventionsstudie kommen unsere entwickelten

Messinstrumente zur Evaluation der Interessen an landwirtschaftsbezogenen Tätigkeiten und Themen zum Einsatz. Beleuchtet wird im Rahmen der Interessenentwicklung das Zusammenspiel von situationalen und individuellen Interessen an landwirtschaftlichen Produktionsweisen und -themen. Untersucht wird, inwiefern sich a) ein Schulbauernhofaufenthalt und b) unterrichtliche Nachbereitungsvarianten zum Schulbauernhofaufenthalt, die darauf zielen landwirtschaftliche Interessen zu wecken und aufrechtzuerhalten (Mitchell 1993), für eine Interessenentwicklung in Bezug auf die angesprochenen Themenbereiche Tierhaltung, Ackerbau, Gemüse- und Obstbau, primäre Lebensmittelverarbeitung und Landtechnik eignen.

Literatur

- Bundesamt für Naturschutz (BfN): Hintergrundinfo - Zum Tag der Biodiversität am 22.5. Thema Agrobiodiversität. 2008, UN-Naturschutzkonferenz.
<http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/presse/21.5.Agrobiodiversitaet.pdf>.
- Bögeholz, S.: Lern- und Schulbauernhöfe und ihre Potentiale für Bildung für Nachhaltige Entwicklung. 2005, Überland 1, S. 3-9.
- Bögeholz, S.: Qualitäten primärer Naturerfahrungen und ihr Zusammenhang mit Umweltwissen und Umwelthandeln. 1999, Leske und Budrich.
- Brämer, R.: Natur: Vergessen? Erste Befunde des Jugendreports Natur 2010. 2010, <http://www.wanderforschung.de/files/jrn10farbig1299054240.pdf>.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU): Indikatorenbericht 2010 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. 2010, http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/indikatorenbericht_nbs.pdf.
- Chen, A.: What Constitutes Situational Interest? Validating a Construct in Physical Education. 1999, Measurement in Physical Education and Exercise Science 3 (3), S. 157-180.
- Deutscher Bauernverband (DBV): Situationsbericht 2011/12 – Trends und Fakten zur Landwirtschaft. 2011, <http://www.situations-bericht.de>.
- Dietze, J.: Untersuchungen zum Entwicklungsstand von Biologieinteressen von Schülerinnen und Schülern der Sekundarstufe II. 2007, Kovac.
- Ellenberg H. und Leuschner, C.: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 2010, Ulmer, 6. Aufl.

- FAO: The State of the World's Animal Genetic Resources for Food and Agriculture – in brief. 2007, <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a1260e/a1260e00.pdf>.
- Finke, E.: Faktoren der Entwicklung von Biologieinteressen in der Sekundarstufe I. In: Duit, R. und Mayer, J. (Hrsg.): Studien zur naturwissenschaftsdidaktischen Lern- und Interessenforschung. 1999, Institut für die Pädagogik der Naturwissenschaften, S. 103-117.
- Frick, M. und Kahler, A.: A Definition and Concepts of Agricultural Literacy. 1991, *Journal of Agricultural Education* 32 (2), S. 49-57.
- Geiger, F. et al.: Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. 2010, *Basic and applied ecology* 11(2), S. 97-105.
- De Haan, G.; Kamp, G.; Lerch, A.; Martignon, L.; Müller-Christ, G und Nutzinger, H.: Nachhaltigkeit und Gerechtigkeit. Grundlagen und schulpraktische Konsequenzen. 2008, Springer.
- Hidi, S. und Renninger, K. A.: The Four-Phase Model of Interest Development. 2006, *Educational Psychologist* 41(2), S. 111-127.
- Hidi, S.; Renninger, K. A. und Krapp, A.: Interest, a motivational variable that combines affective and cognitive functioning. In: Dai, D. (Hrsg.): Motivation, emotion, and cognition integrative perspectives on intellectual functioning and development. 2004, Lawrence Erlbaum Associates.
- Holstermann, N. und Bögeholz, S.: Interesse von Jungen und Mädchen an naturwissenschaftlichen Themen am Ende der Sekundarstufe I. 2007, *Zeitschrift für Didaktik der Naturwissenschaften* 13, S. 71-86.
- Hubert, D.; Frank, A. und Igo, C.: Environmental and agricultural literacy education. 2000, *Water, Air and Soil Pollution* 123 (1-4), S. 525-532.
- Hulleman, C. S.; Godes, O.; Hendricks, B. L. und Harackiewicz, J. M.: Enhancing interest and performance with a utility value intervention. 2010, *Journal of Educational Psychology* 102(4), S. 880-895.
- Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW), Öko-Institut e.V., Schweisfurth-Stiftung, Freie Universität Berlin, Landesanstalt für Großschutzgebiete (Hrsg.): Agrobiodiversität entwickeln! Handlungsstrategien für eine nachhaltige Tier- und Pflanzenzucht. Endbericht. 2004, www.agrobiodiversitaet.net.
- Krapp, A.: Entwicklung und Förderung von Interessen im Unterricht. 1998, *Psychologie in Erziehung und Unterricht* 44(3), S. 185-201.

- Krapp, A. und Prenzel, M.: Research on Interest in Science. Theories, methods, and findings. 2011, *International Journal of Science Education* 33(1), S. 27-50.
- Leske, S. und Bögeholz, S.: Biologische Vielfalt regional und weltweit erhalten – Zur Bedeutung von Naturerfahrung, Interesse an der Natur, Bewusstsein über deren Gefährdung und Verantwortung. 2008, *Zeitschrift für Didaktik der Naturwissenschaften* 14, S. 167-184.
- Liess, M. et al.: Effects of pesticides in the field. 2005, *Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC)*.
- Löwe, B.: *Biologieunterricht und Schülerinteresse an Biologie*. 1992, Dt. Studien-Verl.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA): *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. 2005, World Resources Institute.
- Mitchell, M.: Situational interest: Its multifaceted structure in the secondary school mathematics classroom. 1993, *Journal of Educational Psychology* 85(3), S. 424-436.
- Nellemann, C. und Corcoran, E. (Hrsg.): *Dead Planet, Living Planet – Biodiversity and Ecosystem Restoration for Sustainable Development. A Rapid Response Assessment*. 2010, United Nations Environment Programme, GRID-Arendal, S. 109.
- Randler, C. und Bogner, F.X.: Pupils' interest before, during, and after a curriculum dealing with ecological topics and its relationship with achievement. 2007, *Educational Research and Evaluation* 13 (5), S. 463-478.
- Rockström et al.: A safe operating space for humanity. 2009, *Nature* 461(24), S. 472-475.
- Rotgans, J. I. und Schmidt, H. G.: Situational interest and academic achievement in the active-learning classroom. 2011, *Learning and Instruction* 21(1), S. 58-67.
- Sala, O. E. et al.: Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. 2000, *Science Compass* 287, S. 1770–1774.
- Schiefele, U.: Thematisches Interesse, Variablen des Lernprozesses und Textverstehen. 1990, *Zeitschrift Für Experimentelle Und Angewandte Psychologie* 37(2), S. 304-332.
- Schiefele, U.: Situational and individual interest. In: Wentzel, K. R. und Wigfield, A. (Hrsg.): *Handbook of motivation at school*. 2009, Taylor & Francis, S. 197-222.
- Schiefele, U. und Krapp, A.: Topic interest and free recall of expository text. 1996, *Learning and Individual Differences* 8 (2), S. 141-160.

Schockemöhle, J.: Außerschulisches regionales Lernen als Bildungsstrategie für eine nachhaltige Entwicklung: Entwicklung und Evaluierung des Konzeptes „Regionales Lernen 21+“. 2009, Weingarten, Hochschulverband für Geographie.

Schockemöhle, J.: Lernen auf dem Bauernhof – was steckt dahinter? 2012, B&B Agrar 1, S. 9-11.

Statistisches Bundesamt: Erwerbstätige im Inland nach Wirtschaftssektoren in Deutschland. 2011,
<http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Content/Statistiken/Zeitreihen/LangeReihen/Arbeitsmarkt/Content75/lrerw13a,templateId=renderPrint.psml>

II.
Konzepte zu Biodiversität
Concepts to Biodiversity

Hidden values in competing concepts of community-level biodiversity

Thomas Kirchhoff

1 Introduction

Biodiversity is an ambiguous concept. Its basic ambiguities result from the circumstance that it is a so-called thick concept that inherently links both facts and values (cf. Takacs 1996, Callicott et al. 1999, Kirchhoff/Trepl 2001, Sarkar 2005, Potthast 2007). The evaluative component often remains implicit and unreflected as is evidenced by the frequent talk of *the* biodiversity which ignores that any meaningful concept of biodiversity – be it at the genetic, species or community level – necessarily includes criteria to determine which of the open-ended differences among biological entities shall be relevant or irrelevant. Secondary ambiguities result from the coexistence of different perspectives on biodiversity, e.g. taxonomic versus functional (cf. Callicott et al. 1999), and of different values of biodiversity, e.g. instrumental and eudaemonistic values (cf. Krebs 1999, Sarkar 2005, Kirchhoff 2012, Sandler 2012). These ambiguities are frequently leading to misunderstandings and valuation discrepancies in discourses on biodiversity.

This paper is concerned with community-level biodiversity which comprises within-community diversity and between-communities diversity at different scales. For many reasons the assessment of community diversity is more difficult than that of species or genetic diversity. That is mainly because the objects are still less unambiguously defined at this level than at the two other levels: There is a multitude of competing concepts which define, characterize and delineate ecological communities in quite different ways; and even under one definition, ecological

communities can hardly be delimited unambiguously (cf. Jax 2006, and also Whitaker 1962, Kirchhoff 2007). I will not delve here into the details of the classification and delineation of ecological communities or of the measurement and evaluation of community-level biodiversity. Rather, I would like to demonstrate a fundamental opposition within the discussion about the nature of ecological communities which causes basic conceptual, semantic and evaluative differences as regards community-level biodiversity.¹ First, I characterize two currently influential concepts of the organization of ecological communities and propose a corresponding distinction of two concepts of community-level biodiversity. Second, I illustrate that these concepts imply opposing evaluations of anthropogenic changes of community-level biodiversity. Third, I propose an explanation for the existence and persistence of these competing concepts that highlights the influence of culturally shaped patterns of interpretation on the formation of ecological concepts. I conclude with two summarizing and two subsequent theses.

2 Competing concepts of ecological communities and opposing concepts of biodiversity

Since the very beginnings, the science of ecology is driven by fundamental controversies about the causes of species distributions, the character of the interrelations among coexisting species, and the ontological status of the ecological communities or ecosystems that ecologists distinguish in their classifications (Hubbell 2001, Jax 2006, Kirchhoff 2007, Kirchhoff/Voigt 2010). The classical controversy is that between organismic holism and elementaristic individualism. The former conceives of the relationships among the species of an ecological community in analogy to the relations among the organs of an individual organism,² the later regards the distribution of species as largely independent from one another so that species form nothing but loose assemblages.³ For quite some time, most ecologists have dismissed both of these extreme views (cf. Price 1999: 433), while organismic concepts are still quite influential in lifeworldly views of nature, nature conservation, and some schools of environmental management.⁴ In ecology, instead a real plethora of intermediate concepts has been formulated. Nevertheless, a fundamental borderline still exists between two competing concepts that I call *idiosyncratic interactionism* and *generic interactionism*. Both emphasize the influence of biotic interactions on community organization, differ, however, as regards the character of these in-

¹ For an overlapping, insightful approach to clarify concepts of community-level biodiversity see Maclaurin/Sterelny 2008: 106-131.

² Classical representatives of this view are A. F. Thienemann and E. P. Odum (Kirchhoff 2007: 205-233). F. E. Clements, contrary to the conventional interpretation, does not hold an organicism in the specified sense but a deterministic theory of competition hierarchies (ibid.: 169-186).

³ A classical representative of this view is H. A. Gleason; recent exponents are Hengeveld and Walter (Kirchhoff 2007: 187-204, 322-327).

⁴ One prominent example is the Resilience Alliance (see Kirchhoff et al. 2010).

teractions. Based on Max Weber's (1904/1949) sociological method, I characterize these concepts in an idealized way, that is, for heuristic reasons I one-sidedly enhance selected aspects to uncover the peculiarities of alternative concepts.⁵

2.1 'Idiosyncratic interactionism' and 'biodiversity as mosaic of coevolved local uniqueness'

The basic assumption of idiosyncratic interactionism⁶ is that ecological communities, if they have been able to develop undisturbed, consist of species that have accomplished a shared evolutionary history. During this common history, the co-existing species have adapted to one another by one-sided and mutual, coevolutionary processes of natural selection and now display unique traits that reflect these adaptations. Niche specialization and co-speciation have led to maximal internal differentiation. Specialized trophic interactions and phenomena like compensated trait loss⁷ have evolved that tightly interlink the species. In this way, nearly everywhere in the world unique ecological communities with a characteristic species composition, many endemic species, and idiosyncratic ecological interactions have developed. The ecological communities as a whole have adapted to their respective habitat and, at the same time, have changed their habitat such that both, ecological community and habitat, together form a superordinate unity: a stable ecosystem that represents a natural unity of the biosphere (which is able to adapt itself to slight modification of its environment). The biosphere, naturally, consists of a manifoldness of such unique local ecosystems. These are regarded either as largely independent from one another or, usually, as subsystems of an all-embracing global ecosystem.

Idiosyncratic interactionism is confronted with the objection that many local ecosystems have many species in common. This objection is rejected by an additional hypothesis about intraspecific differentiation: The different local populations of these common species differ in their *genotype* and consequently in their phenotype because they are adapted to the particular conditions of their local ecosystem (see Thompson 2005: 7/365 f., Pennisi 2012).

I propose to call the concept of biodiversity that corresponds to idiosyncratic interactionism '*biodiversity as mosaic of coevolved local uniqueness*'. This concept determines basic assumptions as regards the evaluation of both dimensions of community-level biodiversity: within-community diversity and between-communities diversity. That is so because this concept defines how community-level biodiversity naturally organizes itself and, thereby, sets a reference for the evaluation of stocks of and changes in community-level biodiversity.

⁵ See for this method Hekman 1983, Hirsch Hadorn 1997, Kirchhoff 2007: 58-62.

⁶ I have built this ideal type especially on Abrams 2000, Angermeier/Karr 1994, Ehrlich/Raven 1964, MacArthur 1972, J. Thompson 1994, 2005, 2009, Traveset/Richardson 2006.

⁷ Compensated trait loss is a loss of a physiological ability of a species that is compensated by its interactions with other species (Ellers et al. 2012).

2.2 ‘Generic interactionism’ and ‘biodiversity as structured continuum of assembled local differences’

Generic interactionism⁸ shares with idiosyncratic interactionism the assumption that the selection of species of the regional species pool by abiotic and biotic factors, so-called abiotic and biotic filtering, is a central principle of the organization of local ecological communities. Contrary to the concept of shared evolutionary history, however, it is assumed that a major part of the earth’s surface is occupied mainly by organisms that are rich in ecological interactions with one another but have had no detailed evolution history with one another (Janzen 1985: 309). The basic principle of community organization is not local coevolutionary adaptation but “ecological fitting” (ibid.). ‘*Ecological fitting*’ means that species get together that fit together as regards their abiotic and biotic requirements and tolerances but have evolved the relevant suite of traits independently from one another, elsewhere under different environmental conditions. When species come into a new setting of ecological interactions, they exhibit so-called phylogenetic niche conservatism and preadaptations⁹ to the novel conditions: if environmental conditions change, the adaptive traits of the species remain unchanged and the species survive by immigrating into areas that now display conditions that fit to their old adaptations. Ecological succession is not regarded as a process of an increasingly tighter integration of an ecological community but as a process in which species individually colonize suitable habitats and individually react to the omnipresent changes of the environmental conditions. The biosphere is considered not as a manifoldness of tightly integrated, unique local ecosystems but as a fluctuating, flexible web of interacting species. Within this web ecosystems can be delineated arbitrarily only, that means as artificial unities according to criteria selected according to interests.

The concept of ecological fitting presupposes that ecological interactions have rather generic than idiosyncratic character so that – in most cases – several species are more or less ecologically equivalent and thus interchangeable; namely, polyphagous generalists outweigh oligophagous and monophageous specialists.¹⁰ This is assumed to hold true even for most trophic interactions in complex food webs, in some cases indeed for parasitism that is traditionally considered an obligate interaction. The assumption of generic interactions is qualified, however not suspended, by an emphasis on phenotypic plasticity that allows for short-term *ontogenetic* adaptations and niche shifts independently from a shared evolutionary history of genotypes; thus, many organisms are quite flexible as regards their capabilities of interactions.¹¹

⁸ I have built this ideal type especially on Agosta 2006, Agosta et al. 2010, Agosta/Klemens 2008, Harvey et al. 2012, Hubbell 2001, 2005, Janzen 1985, Wilkinson 2004, Zamora 2000.

⁹ For this hypothesis see especially Agosta et al. 2010, Wiens et al. 2010.

¹⁰ Hubbell’s (2001, 2005) neutral theory is an extreme version of this view (Kirchoff 2007: 328-357).

¹¹ For this paragraph see especially Agosta et al. 2010, Agosta/Klemens 2008, Harvey et al. 2012.

Generic interactionism is confronted with the objections that (i) competition prevents the coexistence of ecologically equivalent species and (ii) coexisting species always enter into coevolutionary interactions that lead to evolutionary divergence and specializations. Objection (i) is countered by the argument that competitive exclusion is rare, for example because competition is often low as densities of competing populations are often diminished by adverse environmental conditions and because invasions often occur within the competitive rank order grace to fluctuations in abiotic conditions or in complex competition systems even under constant abiotic conditions.¹² Objection (ii) is answered by a theory of convergent evolution:¹³ A shared evolutionary history frequently does *not* lead to specialization because (a) every species has to adapt itself to many different species at the same time, (b) this set of species is permanently fluctuating as the environmental conditions permanently change, and (c) this set is different for every local population of a species whereby the local populations of this species are interlinked by gene flow so that they cannot adapt independently from one another to the specific local conditions of their habitat. Consequently, many species in many cases adapt themselves to average conditions of their biotic environment, so that functionally more or less equivalent species arise.

I propose to call the concept of biodiversity that corresponds to generic interactionism '*biodiversity as structured continuum of assembled local differences*'. This concept determines basic assumptions as regards the nature of both dimensions of community-level biodiversity that are quite different from those set by the concept of 'biodiversity as mosaic of coevolved local uniqueness'.

3 Practical implications: opposing evaluations of neobiota

Idiosyncratic and generic interactionism just as the corresponding concepts of biodiversity differ fundamentally as concerns the evaluation of anthropogenic modifications of the biosphere. I highlight main differences by reference to the longstanding debate about anthropogenic introductions of neobiota¹⁴ (Richardson 2011) that are often pejoratively called anthropogenic biological invasions.¹⁵ Analogous differences could be demonstrated as regards, example given, the consequences of climate change or the possibilities and limitations of human construction of novel ecosystems.

¹² For classical texts on these arguments see Kirchoff 2007: 295-304, 315-322.

¹³ See especially Harvey et al. 2012, Hubbell 2001, 2005, Zamora 2000.

¹⁴ Neobiota are organisms that – assisted by human agency or not – have for the first time established in a region. I do not distinguish here archaeobiota (established before 1492) from neobiota (established after 1492).

¹⁵ For the cultural background of this debate that explains its frequent vehemence see Eser 1999, Kirchoff/Trepl 2001, Coates 2006, Kirchoff/Haider 2009.

3.1 Neobiota are generally problematic

In this debate one group of authors¹⁶ states that the current anthropogenic introductions differ not only quantitatively as regards frequency, species numbers and migration distances, but also qualitatively as regards effects from the historic natural and historic anthropogenic introductions. While the relatively few historic neobiota could be integrated into the historically developed local ecosystems of native species, the numerous current neobiota cannot; instead, they corrupt the organization of the native ecological communities where the neobiota tend to dominate as they frequently have no specialized enemies in their new habitat.¹⁷ One speaks of “Nature Out of Place” and bewails “an unending stream of invasions [that] is changing ... ecosystems from productive, tightly integrated webs of native species to loose assemblages of stressed native species and aggressive invaders” (van Driesche/van Driesche 2004: 2). The current anthropogenic stream of neobiota is regarded as *generally* problematic as it overrides the natural principles of ecological organization that would lead to tightly integrated ecosystems of coevolved species. Some authors conclude that neobiota should be excluded from the definition of biodiversity (e.g. Angermeier 1994).

Such an evaluation of neobiota is implied by ‘idiosyncratic interactionism’ and the concept of ‘biodiversity as mosaic of coevolved local uniqueness’.

3.2 Neobiota can be both: harmful or useful

A second group of authors¹⁸ admits that the current anthropogenic introductions differ quantitatively from historic natural and anthropogenic introductions, but dispute that they have qualitatively different consequences. These authors emphasize the dynamic character of ecosystems, point to extensive historic introductions of neobiota and argue that foreign species do not differ significantly from native species as regards the great majority of ecological interactions. Some authors even question the distinction between foreign and native species arguing that all species at any time of their history have immigrated into new areas. This is not to deny that *some* neobiota have undesirable effects; but it is refuted that neobiota are mostly harmful because of a systematic reason, namely lack of coevolution. Some authors instead regard neobiota as enrichment because they increase species numbers at regional and local scales, and thus the spectrum of ecological guilds,¹⁹ and thus

¹⁶ See, e.g., Angermeier 1994, Cassey et al. 2005, Sala et al. 2000, Simberloff 2005, van Driesche/van Driesche 2004.

¹⁷ For a discussion of this enemy release-hypothesis see Chun et al. 2010.

¹⁸ See, e.g., Brown/Sax 2004, Davis et al. 2011, Sagoff 2005, Sax/Gaines 2003, K. Thompson et al. 1995, Walther et al. 2009.

¹⁹ An ecological guild is a group of species that have similar requirements and play a similar role within a community (even though they may belong to quite different taxa).

the probability of complementarity and sampling effects that improve the allocation of resources.²⁰

Such an evaluation of neobiota is implied by ‘generic interactionism’ and the concept of ‘biodiversity as structured continuum of assembled local differences’.

4 Cultural background of the opposing concepts

Up to this point, I have characterized opposing concepts of ecological communities and biodiversity, and I have touched on their opposing practical implications. Now I change to a meta-theoretical perspective and propose an explanation for the existence of these oppositions that highlights the influence of culturally shaped patterns of interpretation on views of nature. My hypothesis is that these opposing views of nature are inspired by opposing ideals of human individuality or society respectively that are projected onto nature (cf. Trepl 1994, Eisel 2004, Kirchhoff 2007, Voigt 2009, Kirchhoff et al. 2012a).

I skip the general epistemological justification of this hypothesis that would refer to the findings of anti-positivistic philosophy of science and historical epistemology (see Kirchhoff 2007: 27-55, Kirchhoff et al. 2012a, and the literature cited there), and directly substantiate it based on one of the two views of nature: namely ‘idiosyncratic interactionism’ and the concept of ‘biodiversity as mosaic of co-evolved local uniqueness’. This concept of biodiversity might (in the context of nature conservation, landscape planning, etc.) in most cases be meant if one speaks – without attributive determination – of the maintenance of *the* biodiversity. My specific hypothesis is that this view basically represents a reformulation of Herder’s theory of culture. To support this interpretation, I first outline Herder’s theory of culture to show that these views of nature are structurally analogous to this theory of culture. Similar isomorphies could be demonstrated with Durkheim’s (1893/1933) theory of organic solidarity. Second, I point to the historic influence of Herder’s theory on ecology.

4.1 Herder’s theory of cultural uniqueness

About 1800, Johann Gottfried Herder has developed a philosophy of history that criticizes all enlightenment’s philosophies of history, especially the enlightenment’s universalism and ideas of freedom. The aim of human history, according to Herder, is *not* to eliminate cultural differences and to construct societies everywhere in the world in the same way according to allegedly ahistorical universal principles. Rather, everywhere in the world unique cultures shall emerge as the result of an organic development that is guided by two interdependent principles: namely by the particular character of a people and by the particular natural condi-

²⁰ For theories on these effects see Hector et al. 2002, Tilman et al. 1997.

tions of its place of living (Herder SW: especially IV/204 f., V/509, VIII/210, XIII/253-318, 347-349, 363, 370, XIV/38, XVII/287).²¹ Cultural development succeeds if the people gently uses and thereby shapes its place of living according to the latter's natural conditions and to its own particular character; that is the people develops unique forms of land use, housing, social organization etc., thereby detaches itself from direct environmental constraints, and thereby stabilizes favorable environmental conditions – without eliminating the particular character of its place of living. At the same time, the particular environmental conditions of the place of living shape the people's sensibility, language and way of thinking, and thus influence the character of the people's cultural achievements. As regards the people's individuals, Herder holds that each of them is required to develop its particular natural talents with regard to the particular environmental conditions and to the particular organization so far gained by the people (ibid.: XIII/291, XVII/122, XVIII/308 f.). The overall result of this organic development is a harmonic regional unity of a people and its place of living. This unity has a unique character and exhibits a characteristic diversity of cultural achievements that encompasses both a diverse unique cultural landscape and a diverse unique regime of customs, folksongs, poems, stories etc.; "it belongs to the perfection of human nature to organize and shape itself anew under every sky [here meaning: climate], in every age, and every peculiar mode of existence" (ibid.: XII/8, my translation). If this happens everywhere on Earth, a manifoldness of unique cultures emerges. Each has its principle of perfection in itself, each has to be respected for its own sake – and each has to be preserved from homogenization.

I hope this short description has made visible that 'idiosyncratic interactionism' and the concept of 'biodiversity as mosaic of coevolved local uniqueness' show a structural analogy to Herder's theory of culture: namely, the ecological community corresponds to the people, the superordinate unity of ecological community and habitat to the superordinate unity of people and place of living; and in both theories it is assumed that unique historic processes lead to unique, differentiated unities.

4.2 Herder's theory of culture, geography and ecology

In pointing to this structural analogy, I do not claim a direct influence of Herder's theory on ecology. Rather, the influence has been indirect, mediated by geography (see for the following paragraph Trepl 1987: 103-138, Trepl 1997, Kirchhoff 2007: 487-497, Kirchhoff/Trepl 2009, Kirchhoff et al. 2012a).

Idiosyncratic interactionism stands in the tradition of holistic ecology. Holistic ecology did not arise in the frame of biology but at the intersection of organismic biology and classical geography. Now, the research program of classical geography was in fact based on Herder's theory of culture – an influence that has been admit-

²¹ For the following interpretation cf. Eisel 1980, 1992, Spencer 1996, Kirchhoff 2005.

ted by its founder, the German Carl Ritter, and reconstructed by studies in the history of geography (Glacken 1973, Eisel 1980), so that “one could maintain that modern cultural geography started with him [Herder]” (Glacken 1973: 129). This influence is obvious in the fact that classical geography interprets landscapes as objectively given physiognomic unities and ‘spatial individuals’ that arise and gain uniqueness in a process of organic interaction between cultural and physical factors, or people and land.²² The research program of classical geography became influential all over Europe, and in the USA as well (Martin 2005: especially 107-128, 141-143, 305). On this background, holistic ecology emerged about 1900 when (i) the physiognomic, that is *aesthetic*, vegetation unities so far described in phytogeography were reinterpreted as *causal, functional* unities of interacting species and, at the same time, (ii) these functional unities were interpreted as spatial individuals according to the research program of classical geography.

5 Conclusion

To conclude my analysis, I set up two summarizing and two subsequent theses:

(1) The current discourses on biodiversity feature a fundamental opposition between two concepts of community-level biodiversity that often remains unreflected: a concept of ‘biodiversity as mosaic of coevolved local uniqueness’ faces a concept of ‘biodiversity as structured continuum of assembled local differences’.

(2) On the one hand, these opposing concepts correspond to opposing scientific concepts of ecological communities: namely ‘idiosyncratic interactionism’ and ‘generic interactionism’. On the other hand, these opposing concepts of biodiversity – as well as the corresponding scientific concepts of ecological communities – include hidden values in that they are inspired by opposing ideals of human individuality or society respectively. The former concepts of biodiversity and ecological communities respectively are *structurally* conservative (as it is supported by the presented structural analogy and historical connection with Herder’s theories); the latter concepts are structurally progressive (what could be substantiated by revealing their structural analogies with progressive concepts of human society and individuality²³). By the example of the evaluation of neobiota I have shown how the opposing concepts lead to quite different practical implications.

(3) Current discourses on environmental management exhibit a strong trend to justify the aim to maintain historically shaped local biodiversity by reference to its instrumental value arguing – according to the concept of ‘biodiversity as mosaic of

²² For the underlying concept of landscape, its critique and alternative concepts see Kirchhoff/Trepl 2009, Kirchhoff et al. 2012b, and the literature cited therein.

²³ This reconstruction could start from the Enlightenment concepts of individuality, society, and human history that Herder criticized, namely liberalism and democratism (see Voigt 2009, Trepl/Kirchhoff 2013) but would additionally have to lean on more recent characterizations of modern societies and economies that reflect phenomena like globalization, universalism, institutional/technological isomorphism, product substitutability, and flexibilization.

coevolved local uniqueness' – that the maintenance of this biodiversity is the prerequisite for the maintenance of ecosystem integrity or ecosystem functioning,²⁴ and, thus, of sustainable ecosystem services for humans. There is, however, considerable evidence that this view represents a doubtful reinterpretation of historically shaped unique landscapes, that are basically aesthetic unites, as functional, ecological unities (Cosgrove 1984, Trepl 1997, Kirchhoff/Trepl 2009, Kirchhoff et al. 2012a, Kirchhoff et al. 2012b).

(4) This assessment is *not* a plea to abandon the protection of historically shaped local biodiversity. Rather, it is a plea to embed this aim into the aim to protect unique cultural and natural landscapes because of their ample eudaemonistic values that involve scenic beauty, symbolic meanings, emotional attachments, and sense of place. But it is a plea against the strong trend to treat cultural values of nature within the framework of ecosystem services (cf. Kirchhoff 2012).²⁵

References

- Abrams, P.A.: The evolution of predator-prey interactions: theory and evidence. 2000, *Annual Review of Ecology and Systematics* 31, p. 79-105.
- Agosta, S.J.: On ecological fitting, plant-insect associations, herbivore host shifts, and host plant selection. 2006, *Oikos* 114 (3), p. 556-565.
- Agosta, S.J.; Janz, N. and Brooks, D.R.: How specialists can be generalists: resolving the 'Parasite Paradox' and implications for emerging infectious disease. 2010, *Zoologia* 27 (2), p. 151-162.
- Agosta, S.J. and Klemens, J.A.: Ecological fitting by phenotypically flexible genotypes: implications for species associations, community assembly and evolution. 2008, *Ecology Letters* 11 (11), p. 1123-1134.
- Angermeier, P.L.: Does biodiversity include artificial diversity? 1994, *Conservation Biology* 8 (2), p. 600-602.
- Angermeier, P.L. and Karr, J.R.: Biological integrity versus biological diversity as policy directives: protecting biotic resources. 1994, *BioScience* 44 (10), p. 690-697.
- Brown, J.H. and Sax, D.F.: An essay on some topics concerning invasive species. 2004, *Austral Ecology* 29, p. 530-536.
- Callicott, J.B.; Crowder, L.B. and Mumford, K.: Current normative concepts in conservation. 1999, *Conservation Biology* 13 (1), p. 22-35.

²⁴ For a distinction of concepts of ecosystem functioning see Jax 2010.

²⁵ I would like to thank both reviewers for their helpful comments.

- Cassey, P.; Blackburn, T.M.; Duncan, R.P. and Chown, S.L.: Concerning invasive species: reply to Brown and Sax. 2005, *Austral Ecology* 30 (4), p. 475-480.
- Chun, Y.J.; van Kleunen, M. and Dawson, W.: The role of enemy release, tolerance and resistance in plant invasions: linking damage to performance. 2010, *Ecology Letters* 13 (8), p. 937-946.
- Coates, P.: American perceptions of immigrant and invasive species. *Strangers on the land*. 2006, University of California Press.
- Cosgrove, D.E.: *Social formation and symbolic landscape*. 1984, Croom Helm.
- Davis, M.A.; Wallace, D.; Chew, M.K.; Hobbs, R.J.; Lugo, A.E.; Ewel, J.J.; Vermeij, G.J.; Brown, J.H.; Rosenzweig, M.L.; Gardener, M.R.; Carroll, S.P.; Thompson, K.; Pickett, S.T.A.; Stromberg, J.C.; Tredici, P.D.; Suding, K.N.; Ehrenfeld, J.G.; Grime, J.P.; Mascaro and J.; Briggs, J.C.: Don't judge species on their origins. 2011, *Nature* 474 (7350), p. 153-154.
- Durkheim, É.: *The division of labor in society*. 1893/1933, Macmillan.
- Ehrlich, P.R. and Raven, P.H.: Butterflies and plants: a study in coevolution. . 1964, *Evolution* 18 (4), p. 586-608.
- Eisel, U.: *Die Entwicklung der Anthropogeographie von einer 'Raumwissenschaft' zur Gesellschaftswissenschaft*. 1980, Gesamthochschulbibliothek.
- Eisel, U.: Individualität als Einheit der konkreten Natur. Das Kulturkonzept der Geographie. In: Glaeser, B. and Teherani-Krönner, P. (eds.): *Humanökologie und Kulturökologie. Grundlagen, Ansätze, Praxis*. 1992, Westdeutscher Verlag, p. 107-151.
- Eisel, U.: Politische Schubladen als theoretische Heuristik. Methodische Aspekte politischer Bedeutungsverschiebungen in Naturbildern. In: Fischer, L. (ed.): *Projektionsfläche Natur. Zum Zusammenhang von Naturbildern und gesellschaftlichen Verhältnissen*. 2004, Hamburg University Press, p. 29-43.
- Ellers, J.; Kiers, E.T.; Currie, C.R.; McDonald, B.R. and Visser, B.: Ecological interactions drive evolutionary loss of traits. 2012, *Ecology Letters* 15 (10), p. 1071-1082.
- Eser, U.: *Der Naturschutz und das Fremde. Der Naturschutz und das Fremde. Normative und ökologische Grundlagen der Umweltethik*. 1999, Campus.
- Glacken, C.J.: Environment and culture. In: Wiener, P.P. (ed.): *Dictionary of the history of ideas. Studies of selected pivotal ideas*. 1973, Vol. II., Charles Scribner's Sons, p. 127-134.
- Harvey, J.A.; de Embún, M.G.X.; Bukovinszky, T. and Gols, R.: The roles of ecological fitting, phylogeny and physiological equivalence in understanding

- realized and fundamental host ranges in endoparasitoid wasps. 2012, *Journal of Evolutionary Biology* 25 (10), p. 2139-2148.
- Hector, A.; Bazeley-White, E.; Loreau, M.; Otway, S. and Schmid, B.: Overyielding in grassland communities: testing the sampling effect hypothesis with replicated biodiversity experiments. 2002, *Ecology Letters* 5 (4), p. 502-511.
- Herder, J.G.: *Sämtliche Werke*, 33 Bde. Herausgegeben von Bernhard Suphan, 1877–1913, Weidmann.
- Hirsch Hadorn, G.: Webers Idealtypus als Methode zur Bestimmung des Begriffsinhaltes theoretischer Begriffe in den Kulturwissenschaften. 1997, *Journal for General Philosophy of Science* 28 (2), S. 275-296.
- Hubbell, S.P.: *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. 2001, Princeton University Press.
- Hubbell, S.P.: Neutral theory in community ecology and the hypothesis of functional equivalence. 2005, *Functional Ecology* 19 (1), p. 166-172.
- Janzen, D.H.: On ecological fitting. 1985, *Oikos* 45 (3), p. 308-310.
- Jax, K.: Ecological units: definitions and application. 2006, *The Quarterly Review of Biology* 81 (3), p. 237-258.
- Jax, K.: *Ecosystem functioning*. 2010, Cambridge University Press.
- Kirchhoff, T.: Kultur als individuelles Mensch-Natur-Verhältnis. Herders Theorie kultureller Eigenart und Vielfalt. [Culture as an individual human-nature relationship. Herder's theory of cultural uniqueness and diversity]. In: Weingarten, M. (ed.): *Strukturierung von Raum und Landschaft. Konzepte in Ökologie und der Theorie gesellschaftlicher Naturverhältnisse*. 2005, Westfälisches Dampfboot, p. 63-106.
- Kirchhoff, T.: Systemauffassungen und biologische Theorien. Zur Herkunft von Individualitätskonzeptionen und ihrer Bedeutung für die Theorie ökologischer Einheiten. [Systems approaches and biological theories. On the origins of concepts of individuality and their significance for the theory of ecological units]. 2007, Freising, Technische Universität München. Available online also: <http://mediatum2.ub.tum.de/node?id=685961>.
- Kirchhoff, T.: Pivotal cultural values of nature cannot be integrated into the ecosystem services framework. 2012, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109 (46), p. E3146.
- Kirchhoff, T.; Brand, F. and Hoheisel, D.: From cultural landscapes to resilient social-ecological systems: transformation of a classical paradigm or a novel approach? In: Plieninger, T. and Bieling, C. (eds.): *Resilience and the cultural*

- landscape: understanding and managing change in human-shaped environments. 2012a, Cambridge University Press, p. 49-64.
- Kirchhoff, T.; Brand, F.; Hoheisel, D. and Grimm, V.: The one-sidedness and cultural bias of the resilience approach. 2010, *Gaia* 19 (1), p. 25-32.
- Kirchhoff, T. and Haider, S.: Globale Vielzahl oder lokale Vielfalt: zur kulturellen Ambivalenz von 'Biodiversität'. In: Kirchhoff, T. und Trepl, L. (eds.): *Vieldeutige Natur. Landschaft, Wildnis und Ökosystem als kulturgeschichtliche Phänomene*. 2009, transcript, p. 315-330.
- Kirchhoff, T. und Trepl, L.: Vom Wert der Biodiversität. Über konkurrierende politische Theorien in der Diskussion um Biodiversität. 2001, *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung* 13, p. 27-44.
- Kirchhoff, T. und Trepl, L.: Landschaft, Wildnis, Ökosystem: Zur kulturbedingten Vieldeutigkeit ästhetischer, moralischer und theoretischer Naturauffassungen. Einleitender Überblick. In: Kirchhoff, T. und Trepl, L. (eds.): *Vieldeutige Natur. Landschaft, Wildnis und Ökosystem als kulturgeschichtliche Phänomene*. 2009, transcript, p. 13-66.
- Kirchhoff, T.; Trepl, L. and Vicenzotti, V.: What is landscape ecology? An analysis and evaluation of six different conceptions. 2012b, *Landscape Research*, Online first: <http://dx.doi.org/10.1080/01426397.2011.640751>.
- Kirchhoff, T. and Voigt, A.: Rekonstruktion der Geschichte der Synökologie. Konkurrierende Paradigmen, Transformationen, kulturelle Hintergründe. 2010, *Verhandlungen zur Geschichte und Theorie der Biologie* 15, p. 181-196.
- Krebs, A.: *Ethics of nature*. 1999, de Gruyter.
- MacArthur, R.H.: *Geographical ecology. Patterns in the distribution of species*. 1972, Harper & Row.
- Martin, G.J.: *All possible worlds: a history of geographical ideas*. 2005, Oxford University Press.
- Pennisi, E.: Eco-evo effects up and down the food chain. 2012, *Science* 337 (6097), p. 906-907.
- Potthast, T. (ed.): *Biodiversität – Schlüsselbegriff des Naturschutzes im 21. Jahrhundert?* 2007, Bonn-Bad Godesberg, Bundesamt für Naturschutz.
- Price, T.: Sexual selection and natural selection in bird speciation. In: Magurran, A.E. and May, R.M. (eds.): *Evolution of biological diversity*. 1999, Oxford University Press, p. 93-112.
- Richardson, D.M. (ed.): *Fifty years of invasion ecology: the legacy of Charles Elton*. 2011, Wiley-Blackwell.

- Sagoff, M.: Do non-native species threaten the natural environment? 2005, *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 18 (3), p. 215-236.
- Sala, O.E.; Chapin III, F.S.; Armesto, J.J. Berlow, E.; Bloomfield, J.; Dirzo, R.; Huber-Sanwald, E.; Huenneke, L.F.; Jackson, R.B.; Kinzig, A.; Leemans, R.; Lodge, D.M.; Mooney, H.A.; Oesterheld, M.; Poff, N.L.; Sykes, M.T./Walker, B.H.; Walker, M. and Wall, D.H.: Global biodiversity scenarios for the year 2100. 2000, *Science* 287 (5459), p. 1770-1774.
- Sandler, R.: Intrinsic value, ecology, and conservation. 2012, *Nature Education Knowledge* 3 (10), p. 4.
- Sarkar, S.: Biodiversity and environmental philosophy: an introduction. 2005, Cambridge University Press.
- Sax, D.F. and Gaines, S.D.: Species diversity: from global decreases to local increases. 2003, *Trends in Ecology and Evolution* 18 (11), p. 561-566.
- Simberloff, D.S.: Non-native species *do* threaten the natural environment! 2005, *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 18 (6), p. 595-607.
- Spencer, V.: Towards an ontology of holistic individualism: Herder's theory of identity, culture and community. 1996, *History of European Ideas* 22 (3), p. 245-260.
- Maclaurin, J. and Sterelny, K.: What is biodiversity? 2008, University of Chicago Press.
- Takacs, D.: The idea of biodiversity: philosophies of paradise. 1996, Johns Hopkins University Press.
- Thompson, J.N.: The coevolutionary process. 1994, University of Chicago Press.
- Thompson, J.N.: The geographic mosaic of coevolution. 2005, University of Chicago Press.
- Thompson, J.N.: The coevolving web of life. 2009, *The American Naturalist* 173 (2), p. 125-140.
- Thompson, K.; Hodgson, J.G. and Rich, T.C.G.: Native and alien invasive plants: more of the same? 1995, *Ecography* 18 (4), p. 390-402.
- Tilman, D.; Knops, J.; Wedin, D.; Reich, P.; Ritchie, M. and Siemann, E.: The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. 1997, *Science* 277 (5330), p. 1300-1302.
- Traveset, A. and Richardson, D.M.: Biological invasions as disruptors of plant reproductive mutualisms. 2006, *Trends in Ecology & Evolution* 21 (4), p. 208-216.

- Trepl, L.: Geschichte der Ökologie. Vom 17. Jahrhundert bis zur Gegenwart. 1987, Athenäum.
- Trepl, L.: Ökologie als konservative Naturwissenschaft. Von der schönen Landschaft zum funktionierenden Ökosystem. In: Eisel, U. and Schultz, H.-D. (eds.): Geographisches Denken. 1997, Gesamthochschulbibliothek, p. 467-492.
- Trepl, L.: Competition and coexistence: on the historical background in ecology and the influence of economy and social sciences. 1994, Ecological Modelling 75-76, p. 99-110.
- Trepl, L. und Kirchhoff, T.: Natur als Über-Organismus? Der Naturbegriff der ökologischen Wissenschaft. In: Moos, T. and Diefenbacher, H. (eds.): Schöpfung bewahren – Theologische Ethik der Ökologie im interdisziplinären Gespräch. 2013, FEST, p. 15-41.
- van Driesche, J. and van Driesche, R.: Nature out of place: biological invasions in the global age. 2004, Island Press.
- Voigt, A.: Die Konstruktion der Natur. Ökologische Theorien und politische Philosophien der Vergesellschaftung. 2009, Steiner.
- Walther, G.-R.; Roques, A.; Hulme, P.E.; Sykes, M.T.; Pyšek, P.; Kühn, I.; Zobel, M.; Bacher, S.; Botta-Dukát, Z.; Bugmann, H.; Czúcz, B.; Dauber, J.; Hickler, T.; Jarošík, V.; Kenis, M.; Klotz, S.; Minchin, D.; Moora, M.; Nentwig, W.; Ott, J.; Panov, V.E.; Reineking, B.; Robinet, C.; Semchenko, V.; Solarz, W.; Thuiller, W.; Vilà, M.; Vohland K. and Settele, J.: Alien species in a warmer world: risks and opportunities. 2009, Trends in Ecology & Evolution 24 (12), p. 686-693.
- Weber, M.: 'Objectivity' in social science and social policy. In: Shils, E.A. and Finch, H.A. (eds.): The methodology of the social sciences. 1904/1949, The Free Press, p. 49-112.
- Whittaker, R.H.: Classification of natural communities. 1962, The Botanical Review 28 (1), p. 1-239.
- Wiens, J.J.; Ackerly, D.D.; Allen, A.P.; Anacker, B.L.; Buckley, L.B.; Cornell, H.V.; Damschen, E.I.; Davies, T.J.; Grytnes, J.-A.; Harrison, S.P.; Hawkins, B.A.; Holt, R.D.; McCain, C.M. and Stephens, P.R.: Niche conservatism as an emerging principle in ecology and conservation biology. 2010, Ecology Letters 13 (10), p. 1310-1324.
- Wilkinson, D.M.: The parable of Green Mountain: Ascension Island, ecosystem construction and ecological fitting. 2004, Journal of Biogeography 31 (1), 1-4.
- Zamora, R.: Functional equivalence in plant-animal interactions: ecological and evolutionary consequences. 2000, Oikos 88 (2), p. 442-447.

How to Frame Social-Ecological Biodiversity Research – A Methodological Comparison between two Approaches of Social-Ecological Systems

Marion Mehring

1 Introduction

The interactions between biodiversity and society are a priority topic within the international scientific and policy debate since the international community failed to achieve a significant slowdown of biodiversity loss (Stokstad 2010). The current policy and management strategies were not considered to be successful (Butchart et al. 2010).

One lesson from these attempts is that future efforts for the sustainable use and conservation of biodiversity have to consider the interdependencies and mutual influence between societal behaviour and biodiversity change. The relations between various societal actors, (governmental and non-governmental) sectors, and governance levels should be taken into greater account. Considering this complexity a social-ecological perspective on biodiversity (change) is claimed by Mehring et al. (2012). This requires an integrated research framework, which places the interplay of societal and ecological dimensions at the very heart of scientific research. The framework of social-ecological systems (SES) provides a valuable structure to address these aspects. However, so far a multitude of different SES frameworks exists, varying in the respective aim of analysis (c.f. Ostrom 2007, Folke 2006, Berkes and Folke 1998, Hummel et al. 2011).

The aim of this text is to compare the Ostrom (2007) approach (section 2) with the new framework developed by the ISOE – Institute for Social-Ecological

Research (Hummel et al. 2011), (section 3). The overall analytical question is: How can the complex sets of social-ecological problems such as conflicts over the use and conservation of biodiversity be adequately described and explained? Reviewing a case study on regulating forest use in Central Sulawesi, Indonesia (Mehring 2011) and applying the results to both frameworks (section 4) will help to figure out similarities and discrepancies between both approaches (section 5).

2 The Ostrom Approach

Ostrom's work was triggered by Hardin's (1968) argumentation that users of a common pool resource (e.g. forest) are caught in an inevitable process that leads to destruction of the resource they depend on (Ostrom 1990). An important lesson from Ostrom's empirical studies is that, besides government ownership and privatization, more solutions exist than Hardin proposed (Ostrom et al. 1999). Ostrom (2007) conceptualized her work as a SES, organizing variables in a nested, multitier manner. She defines a SES as a complex, multivariable, nonlinear, cross-scale, and changing system (Ostrom 2007). The Ostrom framework (Figure 1) seeks to organize empirical studies of how attributes of i) a resource system (e.g. forest), ii) the resource unit generated by that system (e.g. wood, timber), iii) the users of that system, and iv) the governance system jointly affect and are indirectly affected by interactions (Ostrom 2007).

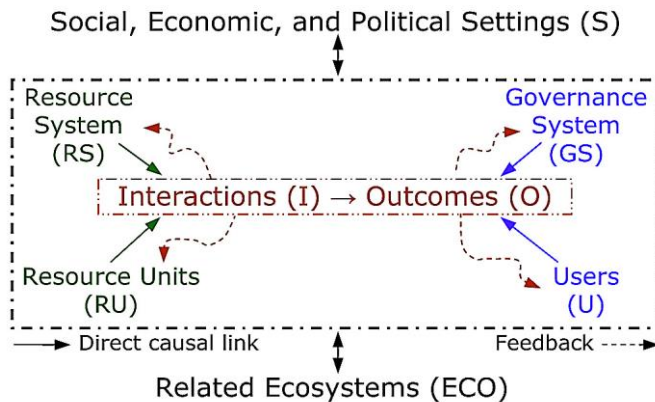


Figure 1: The Ostrom framework for analyzing SES (Source: Ostrom 2007:15182).

The focus of investigation is on the impact on the problem solving capability of resource users (U) and the officials in a governance system (GS) as their interactions (I) affect a resource system (RS) and resource units (RU), resulting in a certain outcome (O) (Ostrom 2007). For some research questions the broader social, economic, and political setting (S) and the interaction to the related ecosystem (ECO) becomes relevant and should be integrated into the analysis.

3 The ISOE – Institute for Social-Ecological Research Approach

In cooperation with the Biodiversity and Climate Research Center (BiK-F) our group at the Institute for Social-Ecological Research (ISOE) developed a research framework of SES (Hummel et al. 2011). This framework leads on the conceptual works of the Stockholm resilience center (c.f. Folke 2006), as well as the works of Elinor Ostrom and colleagues (c.f. Ostrom 2007). Based on ISOE’s own theoretical approach, knowledge, and experience in transdisciplinary research, the framework was further specified (Figure 2). The framing behind the ISOE approach is an integrative theory of understanding “the source and the role of change in systems – particularly the kind of change that is transforming, in systems that are adaptive. Such changes are economic, ecological, social and evolutionary.” (Holling et al. 2002:5).

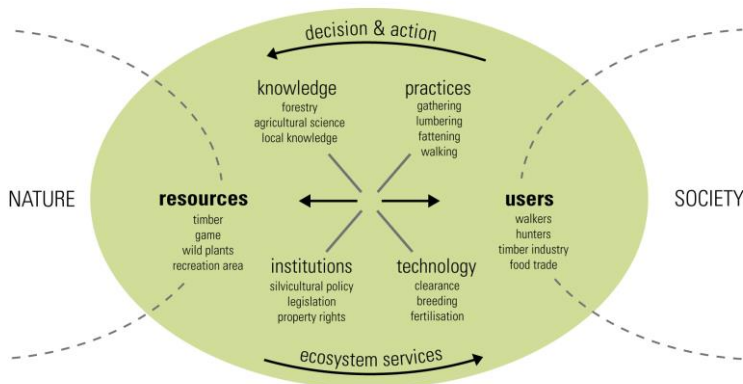


Figure 2: The ISOE framework for analysing SES by means of forest ecosystems (Source: Hummel et al. 2011:12).

According to the ISOE approach, SES (green circle) are nested in nature and society. *Ecosystem services* are the material and non-material benefits delivered by ecosystems to society. Society directly or indirectly influences the ecosystem via different *decisions and actions*. *Resources* (the material-energetic structure) and *users* (including producers and consumers) are determined by mediating elements, i.e. knowledge, practices, institutions, and technology (Hummel 2008). *Knowledge* is defined as both scientific and everyday knowledge, including uncertain and contested knowledge; *practices* are understood as social, discursive, and material practices carried out by various actors; *institutions* are interpreted as (formal and informal) rules of action; *technology* comprises all material structures designed, built and controlled by humans (Hummel 2008:49-50).

4 Example of Application: A Case Study on Regulating Forest Use in Central Sulawesi, Indonesia

In order to address the research question a case study on regulating forest use in the buffer zone of the Lore Lindu Biosphere Reserve, Central Sulawesi, Indonesia (Mehring 2011) was reviewed. The case study was carried out in the context of managing common pool resources. The goal of this case study was to identify factors influencing resource use and facilitating protected area conservation (Mehring and Stoll-Kleemann 2011, Mehring et al. 2011). An integrated research design was applied combining satellite image analysis to detect forest cover change over time with empirical social research in order to identify the underlying societal factors of resource use. Reasons for the resource use were related to known design principles for the management of common pool resources (Ostrom 1990). Figure 3 shows the factors identified by Mehring (2011) and integrated into the Ostrom framework of SES. The bold headings indicate variables as described by Ostrom (2007) while the bullet points depict the identified factors of the case study.

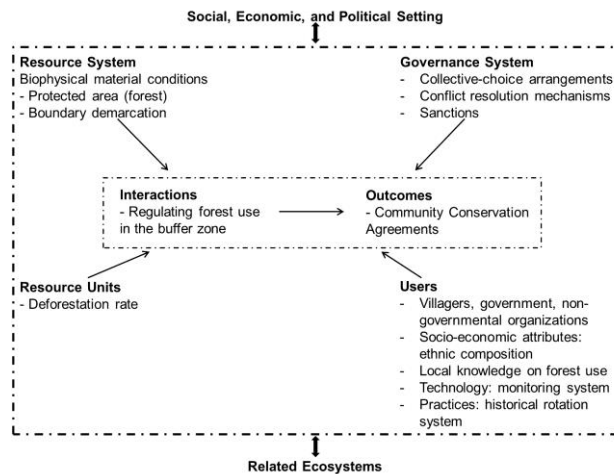


Figure 3: Ostrom's SES framework (bold headings) applied to the case study site (bullet points), (Source: Ostrom 2007, modified).

Based on Figure 3, Figure 4 depicts the identified factors of the case study integrated into the ISOE framework. This procedure helps to systematically analyze both approaches in order to detect similarities and discrepancies.

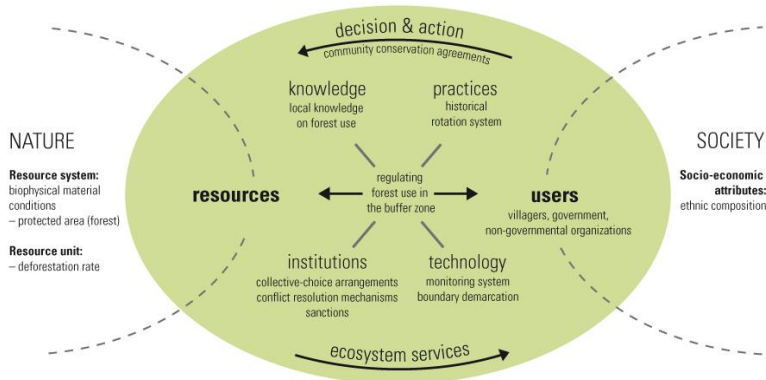


Figure 4: ISOE's SES framework (headings) applied to the case study site (text), (Source: Hummel et al. 2011, modified).

In both approaches the focus of investigation is on the interaction of nature and society in terms of regulating forest use in the buffer zone. In the Ostrom approach the attributes of the ecosystem are differentiated in biophysical material conditions (protected area/forest) and spatial and temporal dynamic aspects of the natural system (deforestation rate). This differentiation is completely missing in the ISOE approach. Structures and dynamics of the ecosystem are not addressed in the framework. The Ostrom approach separates society in governance system (collective-choice arrangements, conflict resolution mechanisms, sanctions) and users (actors, socio-economic attributes, etc.). Here the ISOE approach differs. The broader governance system is not addressed. The focus of investigation rather is on (formal and informal) institutions. However, in the ISOE approach activities of the users are subdivided into knowledge (on forest use), practices (historical rotation system), and technology (monitoring system, boundary demarcation). Yet, the socio-economic attributes of the users are missing. In the Ostrom approach the overall outcome (community conservation agreements) is represented as the direct result of the interaction. In the ISOE approach the outcome is understood as a decision or action of the society directly influencing the ecosystem.

5 Conclusions and outlook

The aim of this chapter was to address the question of how the complex sets of social-ecological problems such as conflicts over the use and conservation of biodiversity can adequately be described and explained. Reviewing the case study on regulating forest use in Central Sulawesi, Indonesia (Mehring 2011) helped to systematically compare two different frameworks of social-ecological systems, such

as the Ostrom (2007) and the ISOE (Hummel et al. 2011) approach. Overall, it can be summarized that both approaches address the complexity of societal behavior and biodiversity (change). Thus, both concepts contribute to the claim of applying a social-ecological perspective on biodiversity change. However, differences exist in terms of theoretical references and individual variables of the respective SES.

The Ostrom approach originates in the theory of new institutional economics and particularly focuses on the different dimensions of governing common pool resources. Generally, the Ostrom approach does not depict a dynamic interrelation between nature and society. The framework rather represents a linear causal relation from the interaction to the outcome. There is no feedback or direct causal link from society (governance system, users) to the ecosystem (resource system, resource unit). Furthermore, the users might be better distinguished in terms of attributes and resulting processes. Here the ISOE approach gives a good example in depicting activities of the users such as technology, practices, and knowledge. However, a positive characteristic is the recognition of the multitier aspect of SES. A single SES is not isolated, it rather interacts and depends on related ecosystems and broader social, economic, and political settings. This important phenomenon is considered in the Ostrom approach.

The ISOE approach originates in social ecology (Becker and Jahn 2006), focusing on crisis-prone societal relations to nature. Nature and society are understood to be interrelated. Thus, the ISOE approach addresses both, the direct and indirect influence of the society on nature, as well as the material-energetic and cultural-symbolic flow from nature to society. The latter is expressed in the ISOE approach as the respective ecosystem services (supporting, provisioning, regulating and cultural), (see MA 2005). However, deficits exist in terms of addressing the governance system. The ISOE approach can be enhanced in widening the institutions' view of governance. Finally, the most obvious shortcoming lies in insufficiently differentiating the attributes of nature and society. It can be learned from the Ostrom approach to address nature as both biophysical material structures and dynamics. The same should be applied to society, i.e. to differentiate between cultural, social, and economic structures and dynamics. Addressing the changes of both nature and society in space and time would allow making the link to related SES, that have an influence on the particular SES under investigation.

6 Acknowledgements

The present study was financially supported by the research funding program „LOEWE – Landes-Offensive zur Entwicklung Wissenschaftlich-ökonomischer Exzellenz“ of Hessen's Ministry of Higher Education, Research, and the Arts. I also thank the Robert Bosch Foundation for funding the accomplishment of the case study in Indonesia. Special thanks go to the local assistants in Indonesia for field assistance, transcription, and translation, and to all interviewees. I also want to

thank the cooperation partner STORMA for providing satellite images. Finally, I thank my BiK-F colleagues from the project “Knowledge Transfer and Social-Ecological Dimensions”, Thomas Jahn, Alexandra Lux, Diana Hummel, Engelbert Schramm, Stefan Liehr, Lasse Loft, Katja Heubach, and Nina Stiehr, and also Uwe Zajonz for the joint conceptual work on social-ecological systems.

References

- Becker, E. and Jahn, T.: Soziale Ökologie – Grundzüge einer Wissenschaft von den gesellschaftlichen Naturverhältnissen. 2006, Campus Verlag.
- Berkes, F. and Folke, C. (Eds.): Linking Social and Ecological Systems. Management Practices and Social Mechanisms of Building Resilience. 1998, Cambridge University Press.
- Butchart, S. H. M.; Walpole, M.; Collen, B.; van Strien, A.; Scharlemann, J. P. W.; Almond, R. E. A.; Baillie, J. E. M.; Bomhard, B.; Brown, C.; Bruno, J.; Carpenter, K. E.; Carr, G. M.; Chanson, J.; Chenery, A. M.; Csirke, J.; Davidson, N. C.; Dentener, F.; Foster, M.; Galli, A.; Galloway, J. N.; Genovesi, P.; Gregory, R. D.; Hockings, M.; Kapos, V.; Lamarque, J.-F.; Leverington, F.; Loh, J.; McGeoch, M. A.; McRae, L.; Minasyan, A.; Morcillo, M. H.; Oldfield, T. E. E.; Pauly, D.; Quader, S.; Revenga, C.; Sauer, J. R.; Skolnik, B.; Spear, D.; Stanwell-Smith, D.; Stuart, S. N.; Symes, A.; Tierney, M.; Tyrrell, T. D.; Vie, J.-C. and Watson, R.: Global Biodiversity. Indicators of Recent Declines. 2010, *Science* 328, p. 1164-1168.
- Folke, C.: Resilience. The emergence of a perspective of social-ecological systems analyses. 2006, *Global Environmental Change* 16, p. 253-267.
- Hardin, G.: The tragedy of the commons. 1968, *Science* 162, p. 1243-1248.
- Holling, C. S.; Gunderson, L. H. and Ludwig, D. H.: In quest of a theory of adaptive change. In: Gunderson, L. H. and Holling, C. S. (eds.): *Panarchy. Understanding Transformations in Human and Natural Systems*. 2002, Island Press, p. 3-22.
- Hummel, D. (Ed.): *Population Dynamics and Supply Systems – A transdisciplinary Approach*. 2008, Campus Verlag.
- Hummel, D.; Jahn, T. and Schramm, E.: *Social-Ecological Analysis of Climate Induced Changes in Biodiversity – Outline of a Research Concept*. 2011, BiK-F Knowledge Flow Paper Nr. 11.
- MA: Millennium Ecosystem Assessment - Ecosystems and Human Well-being. Synthesis. 2005, World Resources Institute.

- Mehring, M.: Evaluation of Buffer Zone Effectiveness in Forest Biosphere Reserves – Global Insights and an Indonesian Case Study. 2011, Inauguraldissertation an der Ernst-Moritz-Arndt Universität Greifswald, Germany. http://ub-ed.ub.uni-greifswald.de/opus/frontdoor.php?source_opus=1064
- Mehring, M. and Stoll-Kleemann, S.: How Effective is the Buffer Zone? Linking Institutional Processes with Satellite Images from a Case Study in the Forest Biosphere Reserve Lore Lindu, Indonesia. 2011, *Ecology and Society* 16(4), Art. 3.
- Mehring, M.; Seeberg-Elverfeldt, C.; Koch, S.; Barkmann, J.; Schwarze, S. and Stoll-Kleemann, S.: Local Institutions: Regulation and Valuation of Forest Use – Evidence from Central Sulawesi, Indonesia. 2011, *Land Use Policy* 28 (4), p. 736-747.
- Mehring, M.; Balian, E.; Berhault, A. and Schramm, E.: Transdisciplinary Research on Biodiversity – Steps towards Integrated Biodiversity Research. 2012, ISOE/EPBRS.
- Ostrom, E.: *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*. 1990, Cambridge University Press.
- Ostrom, E.; Burger, J.; Field, C. B.; Norgaard, R. B. and Policansky, D.: Revisiting the Commons. Local Lessons, Global Challenges. 1999, *Science* 284, p. 278-282.
- Ostrom, E.: A diagnostic approach for going beyond panaceas. 2007, *PNAS* 104 (39), p. 15181-15187.
- Stokstad, E.: Despite Progress, Biodiversity Declines. 2010, *Science* 329, p. 1272-1273.

Epistemische Selektivitäten im Institutionalisierungsprozess der *Intergovernmental Platform for Biodiversity and Ecosystem Services*: Die Rolle von Wissen und Wissenschaft

Alice B.M. Vadrot

1 Einleitung

Im Januar 2013 fand die als historisches Ereignis bezeichnete, erste Sitzung der intergouvernementalen Plattform für Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen (IPBES) in Bonn statt, dem permanenten Sitz des so genannten „Weltbiodiversitätsrates“, wie die Plattform in Anlehnung an den „Weltklimarat“, das *Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*, im Umfeld der deutschen „Biodiversitätscommunity“ gerne bezeichnet wird. Die Analogie zum IPCC ist weder zufällig noch unscheinbar, wurde sie doch seit Beginn der Verhandlungen um eine Verstärkung der Schnittstelle zwischen Wissenschaft und Politik für Biodiversität in die politische und wissenschaftliche Debatte um die Ausgestaltung dieser und als Argument für die Notwendigkeit eines *globalen* Wissenschaftsrates für Biodiversität eingebracht. Bereits in seiner vielzitierten Rede im Rahmen der Konferenz *“Biodiversity, Science and Governance”* im Jahr 2005 in Paris appelliert der damalige französische Präsident Jacques Chirac an alle Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler die internationale Gemeinschaft in ihren Bemühungen um den Schutz der Biodiversität durch die Errichtung und Verstärkung wissenschaftlicher Netzwerke zu unterstützen, nicht ohne auf den Erfolg des IPCC hinzuweisen, der Chirac zufolge wissenschaftlichen Konsens über die Realität und die Bedeutung der globalen Er-

wärmung hergestellt hat. Vor dem Hintergrund der alarmierenden Ergebnisse des *Millennium Ecosystem Assessments* über den kontinuierlichen Artenrückgang und die Problematik fehlenden Wissens und mangelnder Datengrundlagen zu Biodiversität (MA: 2005: 114), hat eine Gruppe aus Naturwissenschaftlern in einem Kommentar mit dem bezeichnenden Titel „Biodiversity without representation“ darauf hingewiesen, dass die aktuelle Biodiversitätsforschung nach Einheit und Integration strebt (und streben soll), darüber hinaus jedoch ein Mechanismus analog zum IPCC zur Zusammenführung der Expertise der wissenschaftlichen Gemeinschaft notwendig sei. Ziel müsse, den Autoren zufolge, sein, *“to provide, on a regular basis, validated and independent scientific information relating to biodiversity and ecosystem services, to governments, policy-makers, international conventions, non-governmental organizations and the wider public.”* (Loreau et al. 2006: 246).

Vor diesem Hintergrund zielt dieser Beitrag auf die Beschreibung und Analyse der Rolle von Wissen und Wissenschaft im Institutionalisierungsprozess von IPBES. Theoretisch wird die Analyse vom Ansatz der *„Epistemischen Selektivität“* angeleitet, der im Rahmen des Artikels sowohl vorgestellt als auch anhand des empirischen Gegenstandes verständlich gemacht werden soll. Der Artikel basiert auf den Forschungsergebnissen meiner Dissertation und konzentriert sich auf einen Teilaspekt dieser, nämlich die Rolle von Wissen und Wissenschaft in der Debatte um die Einrichtung eines globalen Wissenschaftsrates für Biodiversität.¹

Im *ersten Teil* des Artikels wird in das Themenfeld eingeführt und die unterschiedlichen Rollen, die Wissen und Wissenschaft in der internationalen Biodiversitätspolitik einnehmen, reflektiert. Hierzu werden zunächst die Hintergründe der Etablierung von IPBES beleuchtet und die ambivalente Rolle von Wissen und Wissenschaft in der Regulation der ökologischen Krise erläutert. Anschließend werden die wissenschaftliche Debatte um die Ausgestaltung von IPBES nachgezeichnet und dominante Problemdeutungen identifiziert. Dies bietet einen Ausgangspunkt für die Begründung, warum im Rahmen meiner Forschung eine kritische Analyse der Etablierung von IPBES in Abgrenzung zu Arbeiten aus dem Bereich der *Global Environmental Governance* angestrebt wird. Im *zweiten Teil* wird daher das Konzept der *„epistemischen Selektivität“* eingeführt und in den breiteren Kontext der *„Regulation gesellschaftlicher Naturverhältnisse“* gesetzt. Hierzu wird der Ansatz der *epistemischen Selektivität* zunächst vom Ansatz der *“Epistemic Communities”* von Peter Haas abgegrenzt und auf die theoretischen und konzeptuellen Grundla-

¹ Der vorliegende Beitrag basiert auf den Ergebnissen meiner Dissertation, die ich unter Supervision von Ulrich Brand an der Universität Wien schreibe. Methodisch wurde eine qualitative computergestützte Analyse des Datenmaterials durchgeführt, welches zum großen Teil aus transkribierten Interviews, policy-Dokumenten und Protokollen teilnehmender Beobachtung bei Vertragsstaatenkonferenzen der CBD und IPBES-Verhandlungen besteht. Es wurden etwa 40 semi-strukturierte Interviews im Zeitraum von 2009 bis 2012 mit Vertretern aus Politik, Wissenschaft und Zivilgesellschaft im Rahmen internationaler Verhandlungen geführt und transkribiert. Zur Analyse des Textmaterials wurde das computergestützte Auswertungsprogramm MAXQDA verwendet und mit Codes zur Identifikation von Argumentationsmustern und wiederkehrender Elementen gearbeitet. Der vorliegende Beitrag fußt auf den Ergebnissen dieser Arbeit, erhebt jedoch nicht den Anspruch, diese in ihrer Vollständigkeit darzulegen, sondern nur ausschnittsweise auf Ergebnisse Bezug zu nehmen.

gen, auf denen es fußt, Bezug genommen.² Zur Untermauerung des Mehrwertes des Ansatzes der epistemischen Selektivität werden im *dritten Teil* empirische Ergebnisse präsentiert, sowie die Annahme begründet, dass IPBES eine wichtige Rolle in der Aufrechterhaltung und Verstärkung des Paradigmas der marktförmigen Inwertsetzung der Biodiversität spielt und zur hegemonialen Regulation gesellschaftlicher Naturverhältnisse beiträgt.

2 Die regulative Rolle von Wissen und Wissenschaft

Wie bereits erwähnt zielt dieser Beitrag auf die Darstellung eines Ausschnittes der Analyse dominanter Narrative und Problemdeutung im Etablierungsprozess von IPBES, nämlich die Rolle wissenschaftlichen Wissens und wissenschaftlicher Gemeinschaften. Die Ausschnitthaftigkeit darf hierbei nicht so verstanden werden, als ließe sich die Rolle von Wissen und Wissenschaft aus dem Gesamtgefüge der Analyse herausdestillieren, denn die forschungsleitende Annahme ist, dass es sich bei Biodiversitätspolitik um ein selektiv strukturiertes Ensemble aus Umwelt-, Ressourcen- und Wissenspolitik handelt, in welchem die Anknüpfung an und die Reproduktion bestimmter Wissensformen eine nicht unwesentliche Rolle einnehmen. Entlang dieses Ensembles sind die Narrative über die Funktion und Ausgestaltung der Schnittstelle zwischen Wissenschaft und Politik - also des IPBES - selektiv strukturiert, zur Bildung von Interessen, Strategien und Konflikten beitragend. Das Argument, welches durch die empirische und theoretisch angeleitete Forschungsarbeit untermauert werden soll, ist, dass die Regulation von Wissen über Biodiversität und die Etablierung eines „Weltbiodiversitätsrates“ eine wichtige Rolle in der Aufrechterhaltung und Verstärkung des Paradigmas der marktförmigen Inwertsetzung der Biodiversität spielt, nicht zuletzt aufgrund des starken Fokus auf das Konzept der Ökosystemdienstleistungen, an welchem sich auch Konflikte um die Entwicklung von „Biodiversitätswissen“ und „Biodiversitätspolitik“ ablesen lassen.

Wissen und Wissenschaft spielen hierbei eine zentrale Rolle und zwar mittels der ihnen zugeordneten Funktion als Lieferanten von begründeten Glaubenssätzen über die Konstitution der ökologischen Krise und bestimmte Formen der Aneignung der Biodiversität hinaus. Ein foucaultscher Blick auf die Reichweite, Funktionsweisen von der und Grundlagen für die Entstehung von wissenschaftlichem Wissen verdeutlicht die Notwendigkeit dieses auch als regulatorischen, diskursiven und dialektischen Prozess zu begreifen, der soziale Praktiken, Effizienzdenken und die politische Ökonomie als Prinzip der internen Begrenzung der gouvernementalen Vernunft einschließt. Der Prozess besteht in erster Linie darin - wie es Foucault in

² Insbesondere und in Hinblick auf die ontologischen und epistemologischen Grundlagen auf den kritischen Realismus und die Arbeiten von Bob Jessop und Colin Hay und das Paradigma der politischen Ökologie in der Tradition von Ulrich Brand, Christoph Görg, Markus Wissen und der Entwicklung des Konzeptes „gesellschaftlicher Naturverhältnisse“ (Görg 2003), sowie seiner regulations-theoretischen Erweiterung (Band 2009; Brand und Wissen 2011) und in Anlehnung an Robbins (2004) und Peet und Watts (2004).

Anlehnung an Canguilem ausdrückt - „*im Wahren zu sein*“ (Foucault 1971:36), also bestimmte Annahmen und Glaubenssätze über einen Ausschnitt der Realität innerhalb der sprachlichen, begrifflichen und konzeptuellen Grenzen einer Disziplin zu entwickeln. Gewissermaßen, den Regeln einer bestimmten Diskurslogik folgend, Aussagen zu treffen, die den Ausschnitt aus der Realität als Objekt konfigurieren und so das Objekt als solches bestätigen. Man ist „*im Wahren*“ solange man den Regeln der Diskurspolizei („*police discursive*“) Folge leistet, wodurch man aber gleichermaßen die Regeln als solche, das Objekt und den Diskurs darüber bestätigt (Foucault 37ff). Dieser Prozess wird in der gegenseitigen Durchdringung von Wissen und Politik in der Entstehung von „Biodiversitätspolitik“ und „Biodiversitätswissen“ manifest.

2.1 Die gegenseitige Durchdringung von Wissen und Politik in der Entstehung von „Biodiversitätspolitik“ und „Biodiversitätswissen“

Die Debatte um die Stärkung der Schnittstelle von Wissenschaft und Politik im Bereich internationaler Biodiversität ist zwar mit dem bereits erwähnten Appell Jaques Chiracs für die Einrichtung eines IPCC für Biodiversität im Jahr 2005 und dem darauffolgenden dreijährigen Beratungsprozess IMoSEB (*International Mechanism for Scientific Expertise on Biodiversity*) datierbar. Dieser mündete 2008 in die Verhandlungen um die Einrichtung des IPBES unter der Schirmherrschaft des Umweltprogrammes der Vereinten Nationen (UNEP). Aus den im Rahmen des Forschungsprojektes geführten Interviews geht allerdings hervor, dass die Debatte bereits mit der Unterzeichnung der CBD im Jahr 1992 und der Etablierung des Beratungsgremiums der CBD, des *Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice (SBSSTA)*, im Jahr 1994 unter Art. 25, begonnen hatte. Grund dafür war die frühe Politisierung von SBSSTA durch die Entsendung von Diplomaten der Vertragsstaaten anstelle von wissenschaftlichen Expertinnen und Experten. Bereits während der ersten Verhandlungen über die Einrichtung des wissenschaftlichen und technischen Beratungsgremiums der CBD zeichneten sich entsprechende Konfliktlinien ab. Von vornherein ging es in diesem (schnell politisierten) Gremium um die Frage, welches Wissen zur Erfassung der Problematik und zur Unterstützung der Implementierung der Konvention wesentlich sei und wie weit die Einrichtung von Beratungsgremien und Wissenschaftsräten nicht die nationale Souveränität unterminiere (Koetz et al. 2008).

Die wissenschaftliche Gemeinschaft, vor allem um die *International Union for Conservation of Nature (IUCN)*, hatte wesentlich zum ersten Entwurf der CBD beigetragen. Nun fühlte sie sich aus dem Prozess heraus gedrängt (“When we started biodiversity wasn’t even a word”³, “Governments just took it over”). Darüber

³ Der Begriff der „Biodiversität“ wird nicht umsonst als vieldeutiges und meist schwer fassbares Konzept beschrieben wird, welches in Abhängigkeit von subjektiven, kulturellen und normativen Denkmustern und Traditionen unterschiedlich verstanden und bewertet wird (Takacs 1996, Görg 1999; Flitner 1999; Oksanen 2004; Görg und Brand 2000; Vadrot 2011a). Die Schwierigkeit bestand

hinaus entschied der politische Konflikt zwischen Ländern des globalen Nordens und Ländern des globalen Südens oftmals über die Einbindung oder den Ausschluss brisanter Themen aus der Agenda von SBSITTA. Beispiele hierfür sind die oftmals mit technischen Details in Verbindung gebrachten Themen Biokraftstoffe, Geo-Engineering, oder Experimente mit genetisch modifiziertem Saatgut. Aufgrund der Resistenz bestimmte Themen entlang wissenschaftlicher Fragestellungen in SBSITTA zu bearbeiten, wurden Objektivität und wissenschaftliche Glaubwürdigkeit des Gremiums immer wieder in Frage gestellt (McGraw 2002).

Man muss auch sehen, dass abgesehen von einem kleinen Zirkel um IUCN und die *American National Academy of Science* zu diesem Zeitpunkt keine wissenschaftliche Gemeinschaft vorhanden war, die sich dem Thema Biodiversität systematisch angenähert hätte.⁴ Dies lag daran, dass das Thema zwar im Zuge der CBD politisch relevant wurde, jedoch für den politischen Prozess aufbereitetes, konsensuales und geteiltes wissenschaftlich-technisches Wissen zur Untermauerung des Politikprozesses mit Expertenwissen fehlte. Politik und Administration auf nationalstaatlicher Ebene fragten dieses zunächst bei einem bestimmten Kreis von Expertinnen und Experten z.B. aus dem Umfeld des IUCN nach, bevor man auch auf ministerieller Ebene eigene personelle Ressourcen zur Wissensakquisition schaffen konnte. Das wiederum führte dazu, dass es zu einer vielschichtigen Vernetzung von Wissenschaft und Politik kam und zu einer Überlappung der Themen Schutz der Biodiversität, nachhaltige Nutzung und Zugangs- und Vorteilsausgleich zu natürlichen genetischen Ressourcen, die schließlich als gleichrangige Ziele in Artikel 1 der CBD festgelegt wurden.

Eine gewisse Rolle spielte dabei auch die so genannte *Life-Science-Industry*, die die Grenzen zwischen anwendungsorientierter Forschung und Grundlagenforschung über Biodiversität verwischt und wesentlich zu einer Diversifikation von Biodiversitätsprodukten, entsprechenden Eigentumsrechten und Rahmenbedingungen für den Handel führte (Görg et al. 1999; Görg und Brand 2008; Brand 2010). Am deutlichsten wird die Diversifikation von politisch-institutionellen Räumen, in denen es um die Regulation des Wissens und der Instrumente der *Life-Science-Industry* geht, anhand der Verabschiedung des Übereinkommens über handelsbezogene Aspekte der Rechte am geistigen Eigentum (TRIPS) unter dem Deckmantel der Welthandelsorganisation (WTO) und als Angliederung zum Allgemeinen Zoll- und Handelsabkommen (GATT) im Jahr 1994 im Rahmen der

damals wie heute in der Entwicklung von Argumenten und Instrumenten für den Schutz und die Anerkennung des Wertes der Biodiversität über die Grenzen der Vermarktung von Produkten aus Biodiversität hinaus.

⁴ “[T]he Convention was broad [...], but there was no scientific base. There wasn’t even a biodiversity science community and I remember one scientist who was working in the botanic garden said to me, I don’t know why you are talking about this biodiversity stuff, nobody is interested in it. And it won’t go anywhere. Then years later he understood that he was quiet wrong. But at the time the convention came in, there was not such a biodiversity science community. Since that time people tried to organize them, they promote themselves in this and adapt them.” (Interview mit Experten des JNCC).

Uruguay-Runde. Dieses beschnitt damals nicht nur die CBD, sondern auch die Weltorganisation für geistiges Eigentum (WIPO) in ihren Zuständigkeitsbereichen (Brand und Görg 2008; Brand und Wissen 2011; Rosendal 2001) und zeugt letztlich von der Janusköpfigkeit des Wissens über Biodiversität und dessen Regulation.

Anhand der Beiträge und Vorwörter des klassischen Sammelbands „*Biodiversity*“ (Wilson 1988) und des Nachfolgebandes aus dem Jahr 1996 (Reaka-Kudla et al. 1996) lässt sich jedoch die Entwicklung einer wissenschaftlichen Gemeinschaft nachzeichnen, die in den darauffolgenden Jahren eine wichtige Rolle in der Etablierung eines „Weltbiodiversitätsrates“ einnehmen soll und das sozusagen „objektive“ und in erster Linie zum Erhalt der Biodiversität vorgesehene „gute“ Wissen über Biodiversität zu propagieren und besitzen scheint. In diesem Sinne wird das Problem fehlenden und nicht hinreichend strukturierten „guten“ und „objektiven“ Wissens über den Verlust der Artenvielfalt und die fehlende Kommunikation zwischen Wissenschaft und Politik verstärkt als Hemmschuh für die Implementierung der Ziele der CBD gesehen. Gleichzeitig etabliert sich das Argument, dass die fehlende Verbreitung von Wissen über die Bedeutung und den Wert von Biodiversität für das menschliche Wohl und die wirtschaftliche Prosperität eines Landes, eine Reorganisation von Biodiversitätswissen und die Entwicklung ganzheitlicher Ansätze erfordere (Dybas 2006; UNEP 2009; 2010; TEEB 2010). In ihrem Beitrag „Biodiversity without representation“ aus dem Jahr 2006 fordert schließlich eine Gruppe vorwiegend aus Naturwissenschaftlern „offiziell“ die Etablierung eines globalen *Science-Policy Interface*. Die dort angedachte Zielsetzung ist die Rolle der Biodiversitätsforschung zu stärken, existierendes Wissen zu vernetzen und dieses adäquate in die Sprache der Politik zu übersetzen (Loreau et al. 2006: 245). Dazu kam der Verweis auf das IPCC: Dieses hatte durch die Homogenisierung des Wissens und die damit verbundene einheitliche Botschaft an die Politik auf Grundlage einer gemeinsamen Wissensbasis zur erhöhten Aufmerksamkeit für die globale Erwärmung geführt (siehe auch: Dybas 2006: 796).

Vor diesem Hintergrund fand nach dem relativ erfolglosen dreijährigen Beratungsprozess *IMoSEB (International Mechanisms of Scientific Expertise on Biodiversity)* im Jahr 2008 das erste Treffen über die Stärkung der Schnittstelle zwischen Wissenschaft und Politik unter der Schirmherrschaft von UNEP und unter dem Credo der *Intergovernmental Platform for Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES)* statt. Bis zur Etablierung von IPBES im Frühjahr 2012 sollten vier weitere Treffen vergehen. In den drei so genannten *Multistakeholder Meetings* (2008-2010), die rasch den Charakter internationaler UN-Verhandlungen annehmen, und den ersten zwei Plenarsitzungen des IPBES (2011-2012) werden nicht nur die expliziten und impliziten Konflikte deutlich, sondern es lässt sich auch die Herausbildung dominanter Problemdeutungen und Narrative zeigen, auf die ich im letzten Kapitel des Beitrags eingehen werde. Zunächst soll an dieser Stelle auf die ambivalente Rolle von Wissen und Wissenschaft in der Regulation der ökologischen Krise, jenseits der Janusköpfigkeit von Biodiversitätswissen und der *Life-Science-Industry*, eingegangen werden.

2.2 Die ambivalente Rolle des „guten“ Wissens in der Regulation der ökologischen Krise

Die Erosion der biologischen Vielfalt und die Degradation natürlicher Lebensgrundlagen gehören neben dem Klimawandel, der Energieverknappung und der Verschmutzung von Luft und Umwelt zu zentralen Merkmalen der ökologischen Krise. Ohne Zweifel kann man von einer Zunahme von Wissen über die Ursachen und zugrundeliegenden Mechanismen etwa in Form globaler Assessments⁵ und wissenschaftlicher Publikationen zur systematischen Erfassung der gegenseitigen Bedingung von Umweltproblemen ausgehen. Manche Autoren gehen so weit, daraus die Existenz „Planetarischer Grenzen“ (Rockström 2009) abzuleiten. Dennoch kann derzeit kaum von einer Lösung der ökologischen Krise gesprochen werden, obwohl eine Repolitisierung dieser stattfindet (Brand und Wissen 2011).

Analysen aus dem Umfeld der *Environmental Governance* verweisen einerseits auf die Probleme internationaler Umweltpolitik und andererseits auf das Fehlen evidenzbasierter Politikinstrumente. Die Probleme oder gar die Krise internationaler Umweltpolitik manifestiert sich im Scheitern der Konferenz der Vereinten Nationen über nachhaltige Entwicklung in Rio de Janeiro im Juni 2012. Das unzureichende wissenschaftliche Wissen über ökosystemare Zusammenhänge wiederum führe zu dem seit Jahren beforschten und konstatierten Implementierungsdefizit der CBD. Beides liefert augenscheinlich eine hinreichende Begründung für die Forderung nach der Etablierung eines globalen „Wissenschaftsrates für Biodiversität“ zur Herstellung einer gemeinsamen Wissensbasis über die Zusammenhänge zwischen Biodiversität, Ökosystemdienstleistungen und dem menschlichen Wohl. Beides wird auch explizit als Berechtigungsgrund für IPBES herangezogen (Barbault und le Duc 2005; Loreau et al. 2006; van den Hove und Chabason 2009).

In Anlehnung an die Prämissen der politischen Ökologie aber ist IPBES als ein Ausdruck jener vielfältigen Formen multiskalärer Governance zu bewerten, die bei der Bearbeitung der ökologischen Krise nicht nur relativ erfolglos sind, sondern Mitverantwortung für diese Krise und ihre Verschärfung tragen (Brand und Wissen 2011: 14). Denn *„im politisch-institutionellen System verdichten sich zuvorderst jene Interessen und Wissensformen, Lebensweisen bzw. Orientierungen (etwa an Wirtschaftswachstum, Wettbewerbsfähigkeit oder industrieller-fossilitärischem Wohlstand), welche zur Krise entscheidend beitragen“* (Ebd.). Ich werde nachstehend darauf eingehen, dass dies mit jener epistemischen Selektivität zu erklären ist, die nur bestimmtes (wissenschaftliches) Wissen zulässt, das von einer bestimmten Community kodifiziert wird und Alternativen vor allem bezüglich der Interpretation und Regulation der ökologischen Krise ausschließt. Dieser Verdichtungsprozess geht sowohl mit dominanten Narrativen als auch mit expliziten und impliziten Konflikten einher. Die identifizierten dominanten Problemdeutungsmuster unterstellen die Lösungskapazitäten multiskalärer Governance, evidenzbasierter Politik und marktbasierter Politikinstru-

⁵ Wie etwa dem Stern Report (2006), den IPCC Berichten (IPCC 2007; 2009), dem Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005a; 2005b).

mente. „Es wird nun laut über die Entwicklung von Biodiversitätsmanagementssystemen, die Erfassung eines «Biodiversitätsfußabdruckes» und neue Labelling-Strategien nachgedacht, aber auch über die Entstehung neuer Märkte durch einen Handel mit Biodiversitätszertifikaten, *payments for ecosystem services* (PES) und *biodiversity offsetting* diskutiert. Konkret geht es hier darum, umweltunverträgliche Unternehmensaktivitäten und -investitionen, die beispielsweise durch Infrastrukturvorhaben entstehen, an anderer Stelle auszugleichen, etwa durch den Erwerb von und den Handel mit Zertifikaten.“ (Vadrot 2013: 2). Seit ein paar Jahren hat es im Rahmen der CBD eine Verschiebung gegeben, sodass unternehmerischen Strategien und Finanzierungsinstrumenten eine wesentlich größere Rolle beigemessen wird, was mit einer Verschiebung des Schwerpunktziels vom Schutz der biologischen Vielfalt hin zum Erhalt von Ökosystemdienstleistungen einhergeht (BUND 2010: 6).

Die ambivalente Rolle des „guten“ Wissens findet sich allerdings nur sehr selektiv in wissenschaftlichen Beiträgen zu IPBES, die insbesondere auf die Notwendigkeit konsensualen Wissens zum Umgang mit dem Problem des Biodiversitätsverlustes hinweisen und die Herausbildung akzeptierter politisch-institutioneller und wissenschaftlich-technologischer Formen der Aneignung der Biodiversität als Grundlage für die Überwindung der ökologischen Krise etablieren und gleichsam zur Sedimentierung selektiver Problemdeutungsmuster beitragen. Die Konflikte, die mit der ökologischen Krise verbunden sind, werden in der Literatur entsprechend häufig auf Politik- und Marktversagen⁶ und zunehmend auch auf die Schwachstellen der Schnittstelle zwischen Wissenschaft und Politik reduziert (Miller und Erickson 2006; Pielke 2007; Schroeder et al. 2008).

In Abgrenzung dazu haben zahlreiche Autorinnen und Autoren aus dem Bereich der politischen Ökologie auf die wichtige, aber auch auf die ambivalente Rolle von Wissenschaft im Zusammenhang mit Biodiversitätspolitik hingewiesen. Ansatzpunkte dieser Kritik sind die Regulierung von Biopiraterie, Geistigen Eigentumsrechten und der *Life-Science-Industry*, aber auch die Anerkennung indigenen und traditionellen Wissens als emanzipatorisches Wissen in der Bearbeitung der ökologischen Krise (Escobar 1998; Brand 2010; Forsyth 2011; Goldman et al. 2011).

2.3 Dominante Problemdeutungen im wissenschaftlichen Diskurs um IPBES

Obwohl die Debatte um IPBES aufgrund der Aktualität des Prozesses noch jung und kaum wissenschaftlich untersucht ist, gibt es vereinzelt Publikationen zu dem Thema. Diese sind jedoch zumeist rein normative Beiträge zur Debatte. Sie finden sich als kurze Kommentare in renommierten Wissenschaftszeitschriften wie *Science* oder *Nature* und bringen das Interesse der wissenschaftlichen Gemeinschaft um

⁶ Z.B. in der Analyse von „Global Environmental Governance“ (Young et al. 2008; Young 2002; Oberthür und Gehring 2006).

IUCN, DIVERSITAS und ICSU zum Ausdruck.⁷ Darüber hinaus finden sich Beiträge von Autorinnen und Autoren, die sich auf die theoretischen und praktischen Aspekte der Schnittstelle zwischen Wissenschaft und Politik konzentrieren und einzelne Problembereiche herausarbeiten.⁸

Ein immer wiederkehrendes Sujet in den Kommentaren in *Science* und *Nature* ist der Stellenwert indigenen und lokalen Wissens, grauer Literatur und regional koordinierter Berichte über Biodiversität (Briggs und Knight 2011) relativ zu dem der globalen Assessments, die mit Verweis auf das MA und die Reichweite der Berichte des IPCC, vor allem aus dem Blickwinkel der internationalen Wissenschaftsgemeinschaft um IUCN, ICSU und DIVERSITAS, im Zentrum des Arbeitsprogrammes eines neu entstehen Wissenschaftsrats stehen sollen (Watson 2005; Dybas 2006, Loreau et al. 2006; Perrings et al. 2011). Diese Kontroversen werden von jenen Autorinnen und Autoren behandelt, die die Einbindung vielfältigen Wissens mit der sozialen Dimension von Wissensproduktion im Allgemeinen verknüpfen (van den Hove 2007) oder einem institutionalistischen Ansatz (Young 2008, 2002; Ostrom 2005) folgend die Verbindung der Grundsätze Glaubwürdigkeit, Relevanz und Legitimität als Ausgangspunkt nehmen. Hier geht es um die Lösung des Problems der Diskrepanz zwischen dem Charakter eines Governanceproblems und dem institutionellen Regelwerk, das zu dessen Lösung etabliert worden ist (“institutional mismatches”; “problem of fit”).

Zahlreiche Autorinnen und Autoren haben die Problematik mit der Entwicklung und Einhaltung von Regeln zur Gestaltung der Schnittstelle zwischen Wissenschaft und Politik im Bereich der Umweltpolitik aus unterschiedlichen Blickwinkeln behandelt. Jasanoff (Jasanoff 1990; Jasanoff und Wynne 1998, Jasanoff und Martello 2004), Clark (2011), Cash (2003), Guston (2001), aber auch Funtowicz and Ravetz (1993), um nur einige Autorinnen und Autoren aus dem Bereich der Science and Technology Studies im weitesten Sinne zu nennen, haben wesentlich zu einem besseren Verständnis der Prozesse, der Eigenschaften und der Implikationen einer gegenseitigen Durchdringung von Wissenschaft, Politik und Gesellschaft beigetragen. Sie liefern in der Debatte um IPBES all jenen Autorinnen und Autoren Argumente zur Vermeidung einer Applikation des IPCC-Modells auf die institutionelle Ausgestaltung des IPBES, die dem neuen Gremium ein dezentralisiertes bottom-up Modell wünschen. Ein IPCC-Modell, so das Argument, würde zu einem linearen, top-down gesteuerten und auf wissenschaftliches Wissen reduzierten Prozesses führen und nicht zur Verbreitung relevanten Wissens beitragen. Die Kontroversen, die sich im wissenschaftlichen Milieu abgespielt haben, können anhand der beiden Reaktionen auf den Kommentar von Perrings et al. (2011) dokumentiert werden. In diesen wird der Fokus auf die Stärkung der Rolle der Wissenschaft und die besondere Rolle globaler Assessments infrage gestellt (Hulme et

⁷ Siehe beispielsweise Dybas 2006, Loreau et al. 2006; Larigauderie et al. 2010; Perrings et al. 2011; Briggs und Knight 2011; Hulme et al. 2011.

⁸ Siehe Görg et al. 2007; van den Hove 2007; Koetz et al. 2008, van den Hove und Chabason 2009; Vohland et al. 2011; Vohland 2012; Koetz et al. 2011, Duraïappah und Rogers 2011.

al. 2011; Briggs und Knight 2011). An der Notwendigkeit von IPBES zur Herstellung eines Bewusstseins über den Zusammenhang zwischen Biodiversität, Ökosystemdienstleistungen und dem menschlichen Wohl wird allerdings nicht gezweifelt, insbesondere, da eine ökonomische Bewertung einerseits und die Operationalisierung der Ergebnisse der Studie *The Economics of Biodiversity and Ecosystem Services* (TEEB 2010) andererseits als wesentliche Aufgabenfelder des IPBES anerkannt werden.

Mit anderen Worten: Es geht um die Strukturierung und institutionelle Neukonfiguration des Wissens über Biodiversität und die Einführung von Regeln für die Bewertung, Aufbereitung und Weitergabe dieses Wissens an unterschiedliche gesellschaftliche Gruppen und Akteure. Ziel ist es, einer wissensbasierten und dadurch potentiell effektiveren Biodiversitätspolitik auf und entlang unterschiedlicher Entscheidungsebenen den Weg zu ebnet. Dies führt aber auch zu einer Restrukturierung des Wissensfeldes „Biodiversität“ und einer stärkeren Integration bestehender Ansätze und Begrifflichkeiten in die Logik einer marktförmigen Regulation der ökologischen Krise. Dass sich hierbei ein bestimmtes Problemverständnis herauskristallisiert und sich dieses sowohl in unterschiedlichen diskursiven als auch institutionellen Räumen gleichsam abbildet, ist einerseits Voraussetzung für die Regulation gesellschaftlicher Naturverhältnisse, andererseits Anknüpfungspunkt dafür, bestehende hegemoniale und marktförmige Formen der Aneignung der Natur zu rechtfertigen und zu legitimieren. Eben hierin besteht die *epistemische Selektivität*, auf deren theoretische Einbettung ich im Folgenden eingehen werde.

3 Das Konzept der „Epistemischen Selektivität“ als theoretischer Bezugsrahmen für die Analyse

Das Konzept der „*epistemischen Selektivität*“ ist in der Auseinandersetzung mit den Arbeiten Bob Jessops zur „*strategischen Selektivität*“ und Colin Hays zur „*diskursiven Selektivität*“ entstanden und versteht sich als Beitrag zur Erfassung der Rolle von (wissenschaftlichem) Wissen in der „*Regulation der gesellschaftlichen Naturverhältnisse*“.⁹ Ich habe dies entwickelt, um die Verbindung ontologischer und epistemologischer Grundannahmen über das Verhältnis zwischen Struktur und Handlung mit diskurstheoretischen und wissenssoziologischen Überlegungen zur Rolle (wissenschaftlichen) Wissens und wissenschaftlicher Gemeinschaften in der internationa-

⁹ Das Konzept wird im theoretischen Teil meiner Dissertation entwickelt, in der die Bezüge zur Tradition des kritischen Realismus und dem strategisch-relationalen Ansatz von Bob Jessop detailliert dargestellt werden (Jessop 1990; Jessop 2005). Erste Überlegungen zum Ansatz sind im Zuge einer Antragsstellung unter der Leitung von Ulrich Brand und Markus Wissen entstanden, in der wir zunächst den Begriff der „Epistemic Governance“ im Blick hatten (Vadrot 2011). Um die Bezüge zum kritischen Realismus zu stärken und den Ansatz sowohl als wissenschaftstheoretisch, als auch als gesellschaftstheoretisch fundiertes Analyseinstrument für den Bereich der „Politischen Ökologie“ brauchbar zu machen, wurde der Begriff der „epistemischen Selektivität“ zum ersten Mal im Zusammenhang mit einem Artikel in Zusammenarbeit mit Ulrich Brand (Brand und Vadrot 2013) verwendet.

len (Umwelt-)Politik zu analysieren. In diesem Sinne geht es auch um eine „kritische“ wissenschafts- und gesellschaftstheoretisch fundierte Alternative zum Ansatz der „*epistemic communities*“, der zu Beginn der 1990er Jahre von Peter Haas eingeführt worden ist. Haas definiert *epistemic communities* als „*network of professionals with recognized expertise and competence in a particular domain and an authoritative claim to policy-relevant knowledge within that domain or issue-area*“ (Haas 1992: 3). Diese zeichnen sich dadurch aus, dass sie trotz disziplinärer und institutioneller Vielfalt gewisse normative und prinzipielle Annahmen teilen, gemeinsame Vorstellungen und Problemdeutungen haben, und Einigung herrscht bzgl. der Frage nach Geltungskriterien für die Anerkennung von wissenschaftlichem als „wahres Wissen“ und der Verfolgung gemeinsamer Politikvorhaben. Haas zufolge werden die Mitglieder der „*epistemic communities*“ dadurch zu „*strong actors of the national and transnational level*“: Ihre Expertise wird von Politik und Administration nachgefragt und den Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern wird somit bewusst Verantwortung übertragen (Haas 1992: 4).

Die Mechanismen, die diesen Prozessen zugrunde liegen, spielen aber bei Haas ebenso wenig eine Rolle wie die Frage nach der Verteilung von Macht, den Bedingungen, unter welchen sich Strategien und Interessen herausbilden, die politische Ökonomie und die Rolle des Staates.¹⁰ Haas beschäftigt sich auch nicht mit den unterschiedlichen Ansätzen in der Wissenschaft, noch weniger mit der Rolle des indigenen Wissens. Dies hat allerdings auch einen wesentlichen Einfluss auf die Problemdeutungen, die ihrerseits wiederum Politik und Wahrnehmung in der Öffentlichkeit beeinflussen. Deshalb bedarf der Ansatz von Haas einer Erweiterung: Mechanismen politischer Institutionen favorisieren bestimmte Wissensformen, Problemdeutungen, und Narrative gegenüber anderen. Politische Institutionen erzeugen durch „*science and research governance*“ wissenschaftliche und politische Selbstverständlichkeiten. Einschluss und Ausschluss von Wissen (und unter anderem auch von Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern) als legitimiertem Wissen verlangt nach einem Konzept, das diesen Prozess sichtbar macht. Genau dies ist jener Ansatz, den ich einleitend mit „*epistemic selectivity*“ bezeichnet habe.

Der Ansatz berücksichtigt die Selektivitätsmuster, die diesem Prozess zugrunde liegen und zur Dominanz bestimmter Wissensformen, Problemdeutungen und Narrative führen. Er basiert auf der Annahme, dass politische Institutionen materielle Verdichtungen sozialer Machtverhältnisse und Diskurse sind und als politischer Modus zur Begünstigung bestimmter politischer und wissenschaftlicher Selbstverständlichkeiten dienen. *Epistemische Selektivität* widerspiegelt naturgemäß gesellschaftliche und politische Hegemonie. Konflikte über die Legitimität von Wissen führen in der Folge durch Selektivität zu einer Synthese, die auf Einschluss und Ausschlussmechanismen basiert: Es kommt zu dominanten Narrativen und Problemdeutungen in der Forschungspraxis. Konflikte, die hieraus entstehen, kön-

¹⁰ Abseits des deskriptiven und heuristischen Charakters der „*epistemic communities*“ als Akteursnetzwerke zur Stimulation von Problemdeutungen und Institutionalierungsprozessen in der internationalen Umwelt Politik, haben diese auch einen normativen Charakter, den ich so nicht teile.

nen explizit oder implizit sein. Es kommt dadurch jedenfalls zu Gleichzeitigkeit und Widersprüchlichkeit von relativ stabilen Bedeutungsmustern und persistenter Krisenhaftigkeit. Institutionelle und gesellschaftliche Normalisierungsprozesse führen zur „Regulation gesellschaftliche[r] Naturverhältnisse“: zur herrschaftsförmigen Bearbeitung der ökologischen Krise. Diese findet über „*Institutionen, Normen, Wertvorstellungen, Subjektivierungsprozesse und normalisierende Praxen statt, die die strukturellen Widersprüche über einen bestimmten Zeitraum hinweg prozessierbar machen. Dabei werden die Wahrnehmung von und der Umgang mit Natur hegemonial hergestellt und damit notwendigerweise selektiv*“ (Brand und Wissen 2011: 18).

Epistemische Selektivität ist in diesen Prozessen der Mechanismus, der auf der Problemdeutungsebene angesiedelt ist und sich in dominanten Narrativen, dem Ausschluss von Bedeutungszusammenhängen und bestimmten Wissensformen und –inhalten äußert. Dies wird in der Arbeit internationaler Institutionen zur Bearbeitung der ökologischen Krise manifest. Der Institutionalisierungsprozess des IPBES veranschaulicht dies und bestätigt die Persistenz des Paradigmas der Valorisierung der Biodiversität und dessen Verstrickung mit dem Effizienz- und Rationalisierungsdiskurs der politischen Ökonomie, als Selbstbegrenzung der gouvernementalen Vernunft durch das Prinzip und die „*Herrschaft der Wahrheit*“ (Foucault 1979/2004: 36), die sich auf gesellschaftliche Naturverhältnisse nicht zuletzt durch die Ausweitung der Wirkungsgrenze des Konzeptes der Ökosystemdienstleistungen ausdehnt. In der Conclusio soll eben diese Annahme untermauert werden.

4 Empirische Analyse: IPBES und die selektive Abgrenzung dessen „was wahr ist“

Die Notwendigkeit eines globalen Wissenschaftsrates für Biodiversität als ein „IPCC für Biodiversität“ wird, wie in Kapitel 2.2. gezeigt wurde, nicht zuletzt damit begründet, dass ein robuster Wissenschaftsansatz das „Sprechen der Wissenschaftsgemeinschaft mit einer Stimme“ erleichtert. Ein pluralistischer Ansatz, gar der Einbezug indigenen Wissens, würde die Kommunikation der Konsequenzen des Artenrückgangs gegenüber Politik und Gesellschaft erschweren, da hierzu ein Übersetzungsmechanismus zwischen einzelnen Wissensformen notwendig wäre. Der gleichzeitige Imperativ nicht-wissenschaftliches, lokales und traditionelles Wissen auf der einen Seite als wichtigen Beitrag zu einem globalen Wissenschaftsrat gutzuheißen und das Wissen um die Problematik die damit verbunden ist dieses Wissen im Rahmen politisch-institutioneller Räume als glaubwürdiges, legitimes und Evidenz-basiertes Wissen anzuerkennen, ist nur ein Ausschnitt aus den kontrovers geführten Debatten über die institutionelle Konfiguration und die inhaltliche Ausgestaltung des IPBES. Letztlich wurde das IPBS, trotz einer Vielzahl an offenen Fragen um die Struktur, das Arbeitsprogramm und die Funktionsweise des neuen Gremiums, als neue Institution zur Regulation der ökologischen Krise konsensual eingerichtet, obwohl es, insbesondere im Vorfeld, von vielen auch als nicht

zielführend, überflüssig und sinnentleert dargestellt wurde. Die Kritik kam sowohl aus der Wissenschaft als auch aus Kreisen der Politik. *“If everyone would have a logical fashion they would not insist on this, because it doesn’t make any sense. But because different actors all see benefits for them to have an IPCC like structure there is still this push happening even if it is the worst thing that could happen“.*¹¹

Die Analyse der Narrative und Problemdeutungen innerhalb der diskursiven und institutionellen Räume, in denen die Ausgestaltung des IPBES debattiert und verhandelt wurde, zeigt, dass diese auf drei miteinander verwobenen Ebenen angesiedelt sind: die Ebene internationaler Aus- und Verhandlung, die nationale Ebene der Politikimplementierung und die epistemische Ebene, wo es um die Frage nach dem zu Wissenden, also der Definition und Konstitution des zu regulierenden Objektes geht. Das Konzept der epistemischen Selektivität ermöglicht die Zusammenhänge zwischen den einzelnen auf den drei Ebenen angesiedelten Narrativen zu denken, ohne sie gegeneinander auszuspielen. Der räumlichen Beschränkung ist es geschuldet, dass ich hier nur auf ein Narrativ eingehen kann. Dieser ist auf der Ebene des Epistemischen angesiedelt und betrifft die Frage, welches Wissen für den Umgang mit dem Verlust der Biodiversität notwendig ist; eine Frage, die abseits der Debatte um die Rolle globaler Assessments à la MA und die Beschränkung der Rolle von IPBES auf die Synthetisierung von Wissen in Abgrenzung zur Produktion neuen Wissens, immer wieder im Verhandlungsverlauf aufgetaucht ist.

Der Narrativ lautet: ein ganzheitlicher Ansatz zur Erfassung der Biodiversitätsproblematik verbessert Biodiversitätspolitik, also im engeren Sinne die Implementierung der CBD und die Konsensbildung, indem er zum „*Mainstreaming*“ der Biodiversität beiträgt.¹² Aber was steckt hinter „ganzheitlicher Ansatz“ und wie verlaufen hier die impliziten und expliziten Konflikte, die sich in den Zwischenräumen epistemischer Selektivitäten eingenistet haben und brüten?

In den ersten drei Treffen des IPBES und mit Abschluss der Verhandlung in Busan in Südkorea wurde die Forderung, dass es sich hierbei um Politik-relevantes und nicht um Politik-vorschreibendes Wissen handeln soll, sedimentiert (UNEP 2010). Auch stand bereits sehr früh fest, dass IPBES vor allem dafür sorgen soll, dass das entsprechende Wissen auf den Prinzipien der Glaubwürdigkeit, Rechtmäßigkeit und wissenschaftlichen Exzellenz basieren soll (Koetz et al. 2011). Dies erforderte nicht nur die Einführung klarer Regeln für die Begutachtung eingelangten Wissens, sondern auch die Definition formeller und methodischer Standards. Einheitliche Standards sind einerseits von wissenschaftlichen Gemeinschaften und

¹¹ Interview mit einem Experten des Joint Nature Conservation Centre (UK).

¹² Ein Beispiel für eine Textpassage, die diesem Narrativ zugeordnet werden kann, stammt aus einem Informationsdokument zur zweiten IPBES Verhandlung in Nairobi: “Lack of knowledge and practice on ecosystem-based management, lack of economic incentive measures, and lack of support in mainstreaming biodiversity into other sectors were mentioned among the key challenges impeding on the implementation of the National Biodiversity Strategies and Action Plans (NBSAPs), the CBD’s most important means to allow for national self-expression and key instrument for implementation” (UNEP 2009: 30ff).

Staaten wie den USA und der Schweiz als Qualitätskriterium für die Wissensgrundlagen und die Erstellung von Endberichten eingefordert wurden, andererseits vonseiten der Entwicklungs- und Schwellenländer allerdings als Berechtigungsgrund für die Forderung nach Kapazitätsausbau in den eigenen Wissenschaftsapparaten umgedeutet worden. Folglich geht es nicht nur um die Definition und Entwicklung, sondern auch um die gerechte Verteilung standardisierter Methoden und Verfahren zur Erforschung der Biodiversität und die Identifikation und Bereitstellung effektiver Politikinstrumente zur Implementierung entsprechender politischer Maßnahmen.

Während also die Forderung nach ganzheitlichen Konzepten der Logik des Effizienz- und Rationalisierungsdiskurses der politischen Ökonomie entspricht, überdeckt diese gleichzeitig die Bedingungen, die zur Umsetzung des Paradigmas notwendig wären, nämlich den Austausch wissenschaftlich-technischer Kapazitäten über politisch-institutionelle Räume und die Selbstbegrenzung der gouvernementalen Vernunft durch das Prinzip und die „*Herrschaft der Wahrheit*“. Während aber die Konfliktfähigkeit, die mit der Vorstellung gemeinsamen und ganzheitlichen Wissens verbunden ist, hier offen zutage tritt, bleibt sie an anderen Stellen sehr lange im Unsichtbaren.

Die Gap-Analyse etwa, die zur Untermauerung der Notwendigkeit der Verstärkung der Schnittstelle zwischen Wissenschaft und Politik durch die einzelnen Staaten bei UNEP in Auftrag gegeben wurde, hat einen Konsens über die Relevanz interdisziplinären und sozio-ökonomischen Wissens erhöht und die ökonomische Bewertung von Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen als wichtigen Beitrag zur Beschränkung des Biodiversitätsverlusts im Diskurs um IPBES verankert.¹³ Hierdurch wird der ganzheitliche Ansatz durch dessen Rahmung - der Zusammenhang zwischen Biodiversität, Ökosystemdienstleistungen und dem menschlichen Wohl - an ein ökonomisches Effizienzdenken gekoppelt und die Annahme, dass sich die ökologische Krise primär über die Aushandlung ökonomischer und ökologischer Zielkonflikte erstreckt, sedimentiert. Dies leistet der Debatte über neue innovative Finanzierungsmechanismen für den Schutz der Biodiversität und der Herausbildung neuer Geschäftsfelder für Biodiversitätsprodukte, die auch im Rahmen der CBD geführt wird, Vorschub.

Der Diskurs um ganzheitliche Ansätze und „*Biodiversity mainstreaming*“ ist mit diesen Entwicklungen verbunden und er macht die Einschränkung des Gültigkeitsraums dessen, „*was wahr ist*“, im Rahmen der Verhandlungen über IPBES sichtbar. Die Rolle indigenen und traditionellen Wissens etwa wurde im Rahmen der Gap-Analyse unter dem Label „*local ecological knowledge*“ auf dessen Beitrag zum nachhal-

¹³“[...] NBSAPs have suffered from insufficient scientific input, with an impact on the quality with which issues have been addressed in many NBSAPs. This refers to some key aspects of implementation of the CBD, such as the ecosystem approach and the economic valuation of biodiversity. Both issues have increasingly been recognised as key elements for biodiversity conservation and sustainable use, and the deficiencies recognised for NBSAPs mirror general challenges to the implementation of the Convention [...]” (UNEP 2009: 123).

tigen Umgang mit natürlichen Ressourcen beschränkt (UNEP 2009: 91). Nachdem z.B. Brasilien und Argentinien auf mögliche Konflikte mit dem Artikel 8(j) der CBD zum Schutz indigenen und traditionellen Wissen hingewiesen haben, die Beteiligung indigener und lokaler Gemeinschaften jedoch seitens der ALBA-Staaten¹⁴ eingefordert wurde, blieb es bei der Formulierung, dass der Beitrag indigener und lokaler Gemeinschaften anerkannt werde. Zu der Entwicklung eines Konzeptes zur Integration entsprechenden Wissens im Rahmen des politischen Aushandlungsprozesses kam es nicht, obwohl die Rolle indigenen Wissens in unterschiedlichen wissenschaftlichen Communities diskutiert wurde, hier allerdings meist ohne die politischen Rahmenbedingungen hinreichend in Betracht zu ziehen. Gleiches gilt für den Umgang mit dem polarisierenden Charakter des Konzeptes der Ökosystemdienstleistungen, der allerdings im Rahmen der Debatte um IPBES zunächst weder in wissenschaftlichen, noch in politischen Kreisen als solcher anerkannt wurde. Wie bei den Debatten im Rahmen der CBD blieb es nicht dabei.

Während das Konzept der Ökosystemdienstleistungen und dessen Rolle in der inhaltlichen und strategischen Ausrichtung von IPBES zunächst kaum Anlass für Konflikte gab und es im Rahmen der Verhandlungen um das Arbeitsprogramm von IPBES von den meisten Akteuren implizit als zentraler Eckpfeiler für die erfolgreiche Implementierung von Biodiversitätspolitik anerkannt wurde, zeigte sich gegen Ende der Verhandlungen in Nairobi im Oktober 2011 und in Panama im April 2012, dass es nicht unhinterfragt ist. Scharfe Kritik gab es etwa von Seiten der ALBA-Staaten, allen voran von Bolivien, die den Fokus auf marktbasierende Politikinstrumente ebenso kritisierten, wie den anthropozentrischen und utilitaristischen Zugang zur Natur, der dem Konzept der „*Pachamama*“ widerspreche (Earth Negotiations Bulletin 2012a: 2). Bolivien und Venezuela sind infolgedessen der Plattform zunächst nicht beigetreten.¹⁵ Der Ambivalenz gegenüber einer Zunahme der Bedeutung marktbasierter Politikinstrumente in der Biodiversitätspolitik, steht auf der anderen Seite die Annahme vieler Entwicklungs- und Schwellenländer gegenüber, dass ganzheitliche Ansätze eine Kopplung von Wirtschaftswachstum, Nachhaltigkeit und Armutsbekämpfung ermöglichen und man endlich zeigen könne, was an „natürlichem“ Reichtum im eigenen Land vorhanden ist.¹⁶

¹⁴ Bei ALBA handelt es sich um ein wirtschaftliches und politisches Bündnis von derzeit acht lateinamerikanischen und karibischen Staaten (Antigua und Barbuda, Bolivien, Dominikanische Republik, Ecuador, Kuba, Nikaragua, St. Vincent und die Grenadinen, Venezuela). Das Bündnis soll eine Alternative zur von den USA geplanten gesamtamerikanischen Freihandelszone ALCA darstellen.

¹⁵ Bolivien ist allerdings zwischenzeitlich dem IPBES beigetreten.

¹⁶ Diese Annahme begründet jene Prozesse des Extraktivismus, die seit der Finanz- und Wirtschaftskrise auch in Mitgliedstaaten der EU wie Griechenland und Zypern als Ausweg aus der Krise eingeschlagen werden.

5 Conclusio: Die Dialektik in der Regulation des Wissens

Die Analyse expliziter und impliziter Konflikte, die von scheinbar konsensualen Problemdeutungsmustern und Narrativen überlagert werden, zeigt, dass die Frage, welches Wissen, wie und von wem genutzt und zugänglich gemacht wird, vor allem im Rahmen internationaler Biodiversitätspolitik brisant ist. Spätestens seit der Entstehung des Politikfeldes „Biodiversitätspolitik“ erweist sich eine klare Grenzziehung zwischen Expertenwissen zur Sicherung wissenschaftlicher Politik und zur Unterstützung internationaler Verhandlungen und jenem Wissen über Biodiversität, welches nationale Interessen konterkariert und potentiell kommodifizierbar ist, als schwierig. Die Diversifikation von Biodiversitätsprodukten unter anderem durch die *Life-Science-Industry* geht einher mit einer Diversifikation von Wissen über Biodiversität und einer Diversifikation politisch-institutioneller Räume zur Regulation der ökologischen Krise. IPBES ist in diesem Zusammenhang zumindest implizit als Versuch zu werten, auf Basis eines gemeinsamen Verständnisses über das, was Politik-relevantes Wissen ausmacht, eine einheitliche und akzeptierte Wissensbasis zur Regulation von Biodiversität herzustellen. Nicht zuletzt aus diesem Grund ist die Annahme eines dialektischen Zusammenhangs zwischen der Regulation gesellschaftlicher Naturverhältnisse und Biodiversitätswissen berechtigt und hilfreich, um Regularitäten und Zusammenhänge aufzuschlüsseln.

Die „*gesellschaftliche Vermitteltheit aller Naturtatsachen*“ (Görg 2003: 11) ist folglich auch als dialektischer Aushandlungsprozess zwischen bestehenden selektiven Wahrnehmungsmustern über das, was gewusst werden darf, und der ebenso selektiv vermittelten Herstellung von Bedingungen und Regeln unter denen Wissen über „*Naturtatsachen*“ entsteht, zu begreifen. Die Regulation von Wissen über Biodiversität findet auf unterschiedlichen strategischen und epistemischen Ebenen entlang selektiv strukturierter und vermachteter diskursiver und institutioneller Räume statt. Sie ist explizit und implizit, voraussetzungsvoll und antizipierend. Die Logik, die ihr zugrundeliegt, schreibt sich in Begriffe und Konzepte zur Erklärung und Deutung der ökologischen Krise ebenso ein, wie in die Entwicklung wissenschaftlich-technischer Theorien, Methoden und Instrumente zur Aneignung von Natur über industrielle Forschung, strategischen Extraktivismus und kulturelle Praxen. Die relative Stabilität marktförmiger Logiken als Grundprinzip der Entwicklung von „Biodiversitätswissen“ und „Biodiversitätspolitik“ ist durch die gegenseitige Anpassung politisch-institutioneller, diskursiver und epistemischer Rahmenbedingungen entlang des Rationalitäts- und Effektivitätsparadigmas erklärbar.

Insgesamt geht es hier also um *epistemische Selektivität*: Die Etablierung des IPBES trägt zur Konstruktion¹⁷ des Konfliktfeldes Biodiversität bei und in gleichem Zuge zur Persistenz des Paradigmas der Valorisierung der Biodiversität und dessen Verstrickung mit dem Effizienz- und Rationalisierungsdiskurs der politischen Ökonomie. Dass es hierbei zu einer paradoxen und nicht immer sichtbaren, aber

¹⁷ Siehe auch: Mauz und Granjou 2012: 3.

konflikthaften Kopplung der Selbstbegrenzung der gouvernementalen Vernunft und des Prinzips der Wahrheit kommt, ist Teil der epistemischen Selektivität. Das Konzept der *epistemische Selektivität* begründet demnach die Kopplung der Regulation des Wissens über Biodiversität mit der Regulation der gesellschaftlichen Naturverhältnisse, was nicht zuletzt anhand der Ausweitung der Wirkungsgrenze des Konzeptes der Ökosystemdienstleistungen und damit einhergehender Konflikte sichtbar wird.

Literatur

- Brand, U.: Sustainable development and ecological modernization – the limits to a hegemonic policy knowledge. 2010, *Innovation: The European Journal of Social Science Research* 23 (2), S. 135-152.
- Brand, U. und Wissen, M.: Die Regulation der ökologischen Krise. Theorie und Empirie der Transformation gesellschaftlicher Naturverhältnisse. 2011, *ÖZS* 36 (2), S. 12-34.
- Brand, U. und Görg, C.: Sustainability and Globalisation. A Theoretical Perspective. In: Park, J.; Conca, K. und Finger, M. (Hrsg.): *The Crisis of Global Environmental Governance. Towards a New Political Economy of Sustainability*. Environmental Politics. 2008, Routledge, S. 13-33.
- Brand, U. und Vadrot, A.: Epistemic selectivities of international biodiversity politics. Knowledge, Power, and Hegemony in the Nagoya Protocol and the science-policy interface for biodiversity and ecosystem services. 2013, Erster Entwurf, eingereicht bei LEAD – Law, Environment and Development Journal.
- Briggs, S.V. und Knight, T.: Science-Policy Interface. Scientific Input Limited. 2011, *Science* 6043 (333), S. 696-697.
- BUND-Bund für Natur- und Umweltschutz Deutschland: TEEB The Economics of Ecosystems and Biodiversity. Internationale Diskussion um eine Ökonomie der Ökosysteme und der biologischen Vielfalt. 2010, BUND *hintergrund* Berlin.
- Escobar, A.: Whose Knowledge, Whose nature? Biodiversity, Conservation, and the Political Ecology of Social of Social Movements. 1998, *Journal of Political Ecology* 5 (1), S. 53-82.
- Duraiappah, A. K. und Rogers, D.: The Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Opportunities for the social sciences. 2011, *Innovation: The European Journal Of Social Science Research* 24 (3), S. 217-224.

- Dybas, C. L.: Biodiversity. The Interplay of Science, Valuation, and Policy. 2006, *BioScience* 56 (10), S. 792-797.
- Flitner, M.: Biodiversität oder: Das Öl, das Meer und die „Tragödie der Gemeingüter“. In: Görg, C.; Hertler, C.; Schramm, E. und Weingarten, M. (Hrsg.): Zugänge zur Biodiversität. Disziplinäre Thematisierungen und Möglichkeiten integrierender Ansätze. 1999, Metropolis-Verlag, S. 53-70.
- Forsyth, T.: Politicizing Environmental Explanations. What Can Political Ecology Learn from Sociology and Philosophy of Science. In: Goldman, M.; Nadasdy, P. und Turner, M. (Hrsg.): *Knowing Nature. Conversations at the Intersection of political ecology and science studies*. 2011, University of Chicago Press, S. 31-46.
- Foucault, M.: Die Geburt der Biopolitik. Geschichte der Gouvernementalität II. 1979/2004, Suhrkamp.
- Foucault, M.: *L'ordre du discours*, 1971, Gallimard.
- Funtowicz, S.O. und Ravetz, J.R.: Science for the Post-Normal Age. 1993, *Futures* 25 (7), p. 735-755.
- Goldman, M.; Nadasdy, P. und Turner, M.: *Knowing Nature. Conversation at the Intersection of political ecology and science studies*. 2011, University of Chicago Press.
- Görg, G.; Beck, S.; Berghöfer, A.; van den Hove, S.; Koetz, T.; Korn, H.; Leiner, S.; Neßhöver, C.; Rauschmayer, F.; Sharman, M.; Wittmer, H. und Zaunberger, K. (Hrsg.): *International Science-Policy Interfaces for Biodiversity Governance - Needs, Challenges, Experiences. A Contribution to the IMoSEB Consultative Process*. 2007, Report of a Workshop held in October 2-4, 2006, Leipzig, Germany.
- Görg, C.: Regulation der Naturverhältnisse. Zu einer kritischen Theorie der ökologischen Krise. 2003, Westfälisches Dampfboot.
- Görg, C.: Erhalt der biologischen Vielfalt- zwischen Umweltproblem und Ressourcenkonflikt. In: Görg, C.; Hertler, C. und Weingarten, M. (Hrsg.): *Zugänge zur Biodiversität. Disziplinäre Thematisierungen und Möglichkeiten integrierender Ansätze*. 1999, Metropolis, S. 256-278.
- Görg, C.: *Gesellschaftliche Naturverhältnisse*. 1999, Westfälisches Dampfboot.
- Guston, D.H.: *Boundary Organizations in Environmental Policy and Science. An Introduction*. 2001, *Science Technology Human Values* 26 (4), S. 399-408.
- Haas, P.M.: Introduction. Epistemic Communities and International Policy Coordination. 1992, *International Organization* 46 (1), S. 1-35.

- Hulme, M., et al.: Science-Policy Interface. Beyond Assessments. 2011, *Science* 6043 (333), S. 697-698.
- Jasanoff, S.: *The Fifth Branch – Science Advisers As Policymakers*. 1990, Harvard University Press.
- Jasanoff, S. und Martello, M. L. (Hrsg.): *Earthly politics. Local and global in environmental governance. Politics, science, and the environment*. 2004, MIT Press.
- Jasanoff, S. und Wynne, B.: Science and decision making. In: Rayner, S. und Malone, E.L. (Hrsg.): *Human Choice and Climate Change*. 1998, Battelle Press, S. 1-87.
- Koetz, T.; Farrell, K. N. und Bridgewater, P.: Building Better Science-Policy Interfaces for International Environmental Governance. Assessing potential within the Intergovernmental Platform For Biodiversity And Ecosystem Services. 2011, *International Environmental Agreements* 2012 (1), S. 1-21.
- Koetz, T.; Bridgewater, P.; van den Hove, S. und Siebenhüner, B.: The role of the Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological. Advice to the Convention on Biological Diversity as science-policy interface. 2008, *Environmental Science and Policy* 11, S. 505-516.
- LePrestre, P.: *Governing Global Biodiversity. The Evolution and Implementation of the Convention on Biological*. 2002, Ashgate.
- Loreau, M. und Oteng Yeboah, A.: Diversity without representation. 2006, *Nature* 442 (20), S. 245-246.
- Lubchenco, J.: Entering the Century of the Environment. A New Social Contract for Science. 1997, *Science* 279, S. 491-497.
- Mauz, I. und Granjou, C.: The construction of biodiversity as a political and scientific problem. Initial results from an ongoing survey. 2011, *Sciences Eaux et Territoires*, <http://www.set-revue.fr/construction-biodiversity-political-and-scientific-problem/texte>. (letzter Zugriff: 31.12.2012).
- McAfee, K.: The Contradictory Logic of Global Ecosystem Services Markets. 2012, *Development and Change* 43 (1), S. 105-131.
- McAfee, K.: Selling Nature to Save It? Biodiversity and Green Developmentalism. 1999, *Environment and Planning D: Society and Space* 17 (2), S. 133-154.
- McGraw, D.M.: The story of the Biodiversity Convention. From negotiation to implementation. In: Le Prestre, P. (Hrsg.): *Governing Global Biodiversity. The Evolution and Implementation of the Convention on Biological Diversity*. 2002, Ashgate, S. 7-38.

- Millennium Ecosystem Assessment (MA): Ecosystems and Human Well-being. Synthesis. 2005, W.R.I., Island Press.
- Miller, C. und Erickson, P.: The Politics of Bridging Scales and Epistemologies - Science and Democracy in Global Environmental Governance. In: Reid, W. V. (Hrsg.): Bridging scales and knowledge systems. Concepts and applications in ecosystem assessment. 2006, Island Press.
- Oberthür, S. und Thomas, G. (Hrsg.): Institutional Interaction in Global Environmental Governance. 2006, MIT Press.
- Oksanen, M.: Biodiversity considered philosophically. An Introduction. In: Oksanen, M. und Pietarinen, J. (Hrsg.): Philosophy and Biodiversity. 2004, Cambridge University Press, S. 1-26.
- Ostrom, E.: Understanding institutional diversity. 2005, Princeton University Press.
- Peet, R. und Watts, M. (Hrsg.): Liberation Ecologies. Environment, Development, Social Movements. 2004, Routledge.
- Perrings, C.; Duraiappah, A.; Larigauderie, A. und Mooney, H.: The Biodiversity and Ecosystem Services Science-Policy Interface. 2011, Science 6021 (331), S. 1139-1140.
- Reaka-Kudla, M.L.; Wilson, D.E. und Wilson, E.O.: Biodiversity 2. Understanding and Protecting our Biological Resources. 1996, Joseph Henry/National Academy Press.
- Pielke, R.A.: The Honest Broker. Making Sense of Science in Policy and Politics. 2007, Cambridge University Press.
- Robbins, P.: Political Ecology. A Critical Introduction. .2004, Blackwell.
- Rockström; J. et al.: A safe operating space for humanity. 2009, Nature 461 (24), S. 472-475.
- Rosendal, K.: Impacts of Overlapping International Regimes. The Case of Biodiversity. 2001, Global Governance 7 (1), S. 95-117.
- Schroeder, H.; King, L. A. und Tay, S.: Contributing to the Science-Policy Interface. Policy Relevance of Findings on the Institutional Dimensions of Global Environmental Change. In: Young, O. R.; King, L. A. und Schroeder, H. (Hrsg.): Institutions and Environmental Change. Principal Findings, Applications, and Research Frontiers. 2008, MIT Press, S. 259-277.
- Takacs, D.: The idea of biodiversity. Philosophies of paradise. 1996, The Johns Hopkins University Press.

- UNEP: Gap Analysis for the purpose of facilitating the discussion on how to improve and strengthen the science-policy interface on biodiversity and ecosystem services. 2009, UNEP/IPBES/2/INF/1.
- UNEP: Report of the third ad hoc intergovernmental and multi-stakeholder meeting on an intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services. 2010, UNEP/IPBES/3/3.
- Vadrot, A.B.M.: Bedrohtes Wissen, Bedrohtes Leben. Natur als Ware – zur fortschreitenden Ökonomisierung der Umwelt- und Biodiversitätspolitik am Beispiel Indiens. 2013, Standpunkte International 03/2013.
- Vadrot, A.B.M.: Biodiversity and Society: why should social sciences have a say? – an editorial. 2011a, *Innovation: The European Journal for Social Science Research* 24 (3), S. 211-216.
- Vadrot, A.B.M.: Reflections on MODE 3, the coevolution of knowledge and innovation systems and how it relates to sustainable development. Conceptual framework for “Epistemic Governance”. 2011b, *International Journal for Social Ecology and Sustainable Development* 1 (2), p. 44-53.
- Vadrot, A.; Heumesser, C. und Ritzberger, M.: Wissenschaft als Instrument und Akteur. Die Diskussion um ein Science-Policy Interface. In: Brand, U. (Hrsg.): *Globale Umweltpolitik und Internationalisierung des Staates. Biodiversität aus strategisch-relationaler Perspektive*. 2010, Westfälisches Dampfboot, S. 188-231.
- van den Hove, S.: A rationale for science-policy interfaces. 2007, *Futures* 39, S. 807–826.
- van den Hove, S. und Chabason, L.: The Debate on an Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). Exploring gaps and needs. 2009, Discussion Paper 01/2009, Institut du développement durable et des relations internationales.
- Vohland, K.: IPBES: Der globale Wissenschaftsrat für Biodiversität kommt nach Bonn. 2012, *Biologie in unserer Zeit* 42 (3), S. 139-140.
- Vohland, K.; Mlambo, M. C. und Horta, L. D: How to ensure a credible and efficient IPBES? 2011, *Environmental Science und Policy* 14 (8), S. 1188-1194.
- Young, O.R.: *The Institutional Dimensions of Environmental Change: Fit, Interplay, and Scale*. 2002, MIT Press.
- Young, O.R.: Institutions and environmental change. The Scientific Legacy of a Decade of IDGEC Research. In: Young, O.R.; King, L.A. und Schroeder, H. (Hrsg.): *Institutions and environmental change: principal findings, applications, and research*. 2008, MIT Press, S. 3-46.

Biodiversity Conservation and Global Justice: Three Steps towards Empirical Assessment

Ina M. Lebmann

1 Introduction

Human activities are increasingly destroying global biodiversity and are thereby undermining human livelihoods around the globe.¹ Multilateral environmental agreements have been adopted to halt biodiversity loss, most notably the 1992 Convention on Biological Diversity (CBD) (United Nations 1992). Its conservation requirements imply restrictions in local resource use especially through the establishment of protected areas (Art. 8). However, just as biodiversity loss may negatively impact upon human well-being, access-restricting conservation measures can create costs locally by lowering economic development opportunities and restricting cultural practices. These challenges gain particular relevance by their transnational dimension and the fact that most of the world's biodiversity is concentrated in developing countries (Rosendal 2000: 20): People in developing countries are thus required to forego economic development opportunities in order to conserve biodiversity for the sake of all humankind. This asymmetry evokes global justice concerns but currently there is a lack of instruments for assessing the justice of the distributive effects of international environmental policies.

The objective of this article is therefore to sketch a framework for the empirical evaluation of international biodiversity conservation policies' social impacts in

¹ For their very helpful comments on an earlier version of this article I am grateful to Klaus Dingwerth, Thomas Kirchhoff, Ellen Reichel, Tobias Weise, and Antonia Witt.

terms of global distributive justice, or global justice for short.² In recent years, problems of global environmental justice have increasingly been addressed by climate justice scholars (Gardiner et al. 2010). This article differs from and complements this literature by its substantial focus on international biodiversity policies. Furthermore, the article is less concerned with the fair global allocation of rights to resources and with institutional compensation schemes for undue resource over-use. Instead, its main emphasis is on those observable social effects of international biodiversity policies that are relevant from a perspective of global justice. Thereby the article addresses a growing demand for closing the gap between the normative and empirical analysis of international relations (Reus-Smit/Snidal 2008; Deitelhoff 2010).

Before doing so, it is necessary to clarify, firstly, this article's comparative methodological outlook as well as, secondly, the inherent limitations of its contribution. Firstly, as biodiversity mostly has to be protected in local contexts and given the world's ecological, cultural, socio-economic, and political diversity, there will not be one overarching answer to the question how just international biodiversity conservation policies are, but distributive effects will have to be assessed in various contexts. This interest in the empirical and comparative analysis of global (environmental) justice is in line with Amartya Sen's proposal for a "realization-focused understanding of justice" which focuses on the manifestation of justice in concrete circumstances (Sen 2009). Though institutional design is relevant to his approach, Sen highlights that the effects of institutions are always mediated by actual human behaviour. Therefore, so his argument goes, it is more telling to compare actual outcomes than only institutional principles. What is needed are institutions that promote justice rather than institutions that are in and of themselves designed justly (Sen 2009: 9-22, 67-68, 82). Following this argument the framework developed here delineates key elements of a just outcome so that empirical research can assess and compare *de facto* outcomes in terms of global justice. Most notably such a framework can be applied to schemes for the implementation of the CBD's conservation-related requirements.

The second need for clarification arises with regard to the integration of biodiversity policies in international (environmental) policies more generally. Assessing the justice of a social institution in isolation might lead one to identify injustices that disappear when viewed in their wider context (Pogge 2008: 38). Thus the outcomes of the biodiversity regime are most likely also shaped by its interaction with many other regimes including world trade, food policy and climate change (Raustiala/Victor 2004; Chambers 2008; Visseren-Hamakers et al. 2011). However, as long as there are no sophisticated mechanisms in international politics to systematically balance the distributive effects of different regimes, each single regime entails some concerns about justice that may not be ignored (Sen 2002: 50; Hayward

² Given space restrictions, the specific challenges of access and benefit-sharing for the commercialisation of genetic resources will be left aside here (on these aspects see e.g. Schroeder/Pogge 2009).

2007: 438). Furthermore since the whole world cannot be studied at once it seems legitimate to start by analysing the impacts of one regime (yet being sensitive to its interplay with neighbouring regimes).

With this in mind, the article proceeds as follows: The next section provides a brief overview of the relevance of biodiversity for human well-being and of the major challenges regarding globally just conservation. Building on this, the third section develops a framework for the empirical assessment of justice in biodiversity conservation in three consecutive steps: It argues that international biodiversity policies generate global duties of justice; that they should be assessed by drawing on multiple indicators; and that in addition to equal political rights the provision of key biodiversity related goods ought at least to meet standards of sufficiency. The conclusion points to the need to complement this outcome-oriented framework by considerations regarding who bears responsibility for biodiversity loss.

2 Challenges for Global Justice in the International Biodiversity Regime

The CBD defines biodiversity as “diversity within species, between species and of ecosystems” (Article 2). In its entirety, biodiversity provides numerous so-called ecosystem services for human basic needs and well-being particularly in developing countries. Although it is the services provided by individual ecosystems or even individual resources that contribute most visibly to human well-being, their continued availability relies on sufficient biological diversity in all of its three respects (Millennium Ecosystem Assessment 2005: 19, 22; Secretariat of the Convention on Biological Diversity 2010: 9). Among the benefits thus provided are, for instance, the provision of income for a substantial share of the labour force in developing countries, energy security through the supply of fuel wood, and insurance against external economic or ecological stress such as lack of alternative income or pests and pathogens. Ecosystems like mangrove forests and coral reefs serve as effective shields against natural disasters such as floods and storms (Millennium Ecosystem Assessment 2005: 30–32). Furthermore the majority of the world’s poor depends on traditional medicinal plants for their health (UNDP 2007: 5). But intact biodiversity is also essential in industrialised countries. For example, 17% of Swedish energy consumption is covered by fuel wood, drinking water provision of megacities like New York depends on intact soil functions of irrigation systems and even in industrialised countries many jobs, for instance in the fisheries sector, are directly related to biodiversity (Millennium Ecosystem Assessment 2005: 31–32). Most importantly, however, many benefits provided by biodiversity accrue across national and sometimes even across continental borders. Among the most obvious examples are the climate-regulating effects of tropical forests (ibid: 29). Likewise, the majority of medicinal plants worldwide are harvested in the subtropical and tropical regions of the world (UNDP 2007: 5). In this vein, international donor

money for biodiversity conservation in developing countries is frequently justified with its global benefits.³

But rates of biodiversity loss are accelerating. Among the most important causes are habitat changes due, for instance, to land use change, climate change, species invasion, and pollution (Millennium Ecosystem Assessment 2005: 2–10). Even if in some cases overexploitation of biodiversity may in the short run seem economically viable, in the long run the consequences are overwhelmingly negative as they undermine ecosystem services. Due to the concentration of global biodiversity in developing countries the costs associated with conservation fall predominantly on people in poor countries. Conservation measures can have negative social effects in so far as they restrict the use of natural resources. Thereby they may not only confine immediate needs satisfaction but can impede economic development in crucial sectors such as agriculture and forestry (Langhelle 2000: 315; Rosendal 2000: 20). Particularly in developing countries, rural populations have often been requested by environmental agreements to refrain from resource use without being provided any compensation (Brand et al. 2008: 80). Furthermore, in contrast to them, people in developed countries have more options to obtain biological resources from elsewhere if their local resource use is restricted.

Following from this brief overview, the core problem for global justice regarding biodiversity conservation can be summarised as follows: Globally, people depend on biodiversity for their livelihoods and well-being. At the same time, biodiversity is both most concentrated in developing countries and people in these countries have the least possibilities to substitute for the use of biological resources. Conservation thus benefits persons everywhere but the costs mostly accrue in developing countries. Based on this understanding of the problem, the remainder of this article develops a framework for assessing the justice of international biodiversity conservation policies.

3 A Framework for Global Justice in Biodiversity Conservation

This evaluative framework draws on general theories of global justice and tailors them to the specific context of the biodiversity regime. This follows John Rawls's constructivist methodology according to which different principles of justice may be appropriate for different empirical environments (Rawls/Freeman 1999: 532). However, any conception of justice has to entail three components (Caney 2005: 103–104): First, it must define the scope of justice, that is, it must decide how widely principles of distributive justice apply (e.g., covering one generation or many, within a state or globally). A second dimension of justice has to define according to which metric the distribution should be assessed (e.g., money or more

³ This is particularly so for Global Environment Facility (GEF) projects, one of the most important international sources of biodiversity conservation assistance (for an overview see GEF 2013).

tangible development indicators). Finally, there needs to be a principle to guide the distribution (e.g., sufficiency or equality).

3.1 Scope

Given scientific uncertainty about the complex interaction of ecosystems and about which levels of biodiversity loss will seriously and irreversibly undermine human livelihood bases in the long term (Elmqvist et al. 2012: 84–91), it is difficult to determine to which extent current generations may justly use up biodiversity and how much they accordingly have to leave for future generations. If one accepts that, by their very nature as human beings, future generations should basically enjoy the same opportunities as current generations, the precautionary principle prohibits exploiting biological resources beyond their natural replacement rate (on the precautionary principles see for instance Gardiner 2006).

Regarding intragenerational justice, it is disputed among political philosophers whether obligations of justice are limited by special ties with one's own national community or whether they apply globally and therefore justify a cosmopolitan conception of justice (for overviews see Pogge/Moellendorf 2008; Valentini 2011). "Cosmopolitanism, as a normative idea, takes the individual to be the ultimate unit of moral concern and to be entitled to equal consideration regardless of nationality and citizenship" (Tan 2004: 1). There are two main arguments for a cosmopolitan conception of justice which can also be applied to international biodiversity conservation policies. According to the first, institutionalist, view duties of global justice arise if, and only if, people's fates are determined by common activities in a shared institutional system that exerts substantial influence on their lives without there being a reasonable option of leaving the system. Applied to the international realm, this argument builds on the empirical premise that the multiple processes of globalisation bring people around the world in close socio-economic association, for instance through increasing foreign direct investment and increasing influence of the international financial institutions on developing countries but also through global environmental problems such as climate change. Domestic factors also affect a country's economic success according to this approach but the global economic order's impact on the persistence of poverty is viewed as significant (Beitz 1979: 131, 144–149; Pogge 1989: 262–263; Moellendorf 2002: 32–37; Pogge 2008: 50, 178–179, 205–207). Therefore the citizens of the rich, powerful and democratic states on whose support the global order depends have a duty of justice to foster the establishment of just global institutions (Pogge 1989: 276, 2008: 121).

In the context of biodiversity conservation policies, people around the world are bound together by the global loss of biodiversity which challenges their livelihoods or well-being opportunities. This common institutional context consists most notably of the above-mentioned cross-border ecosystem services like climate regulation and the provision of medicinal components and is to a considerable degree determined by the consumption patterns of the global rich that lead for

example to increasing deforestation in the tropics. But the shared context also includes economic market opportunities as even small-scale farmers in developing countries may depend on earning their income by supplying far away states and markets (Baviskar 2003: 284). This shared dependence on biodiversity entails a global duty of justice to mitigate its loss (this is in analogy to Darrel Moellendorf's deduction of global duties to mitigate climate change; Moellendorf 2009: 110-111). Furthermore, the particularly high burden that use restrictions impose on the poor in many biodiversity rich countries of the global South grounds an institutionalist duty of justice for the rich states to (financially) support the conservation of biodiversity in poor states. Insofar as the consumption patterns of the population of rich industrialised states rely on the overexploitation of global biodiversity they thus have an institutional (co-)responsibility to both change this system as well as to support the costs of biodiversity conservation in developing countries.

A second cosmopolitan justification for global duties of justice is based on a pre-institutional concern with the equal value of all persons. Universal duties of justice thus follow from the virtue of everybody's rights and interests as a human being. Starting from these normative premises, the humanity-centred position questions why the fact of membership in a common institutional scheme ought to have special moral relevance and why there should be no global duties of justice in the absence of an overarching joint institutional structure (Caney 2005: 111–115). In its practical application this approach implies that biodiversity should be protected for the sake of all humankind and that the benefits should be shared among all irrespective of whether a common institutional scheme exists or not. The reason is that everybody depends on the life-sustaining benefits of biodiversity so that the protection of certain ecosystem services is a basic need which should be guaranteed to everybody for the mere reason of being human (Schuppert 2012: 4–6). Furthermore, insofar as measures to conserve biodiversity locally impose substantial burdens on the very poor that threaten their livelihoods in other respects, the approach would also demand the rich to contribute to alleviating these burdens. Thus in their practical application the two cosmopolitan approaches come to the same conclusion: the scope of duties of justice in the field of international biodiversity politics has to be global (instead of being restricted to the national community).

3.2 Metric

The general argument for a cosmopolitan scope of justice does not yet determine its substantial contents. A well-argued choice of metric is important because the assessment of distributive justice in one and the same situation will differ depending on the metric that is considered central for human flourishing (Sen 1992: 20). Methodologically, the choice here is guided by a combination of normative and empirical reasoning. Firstly, researchers' normative assumptions may strongly determine which dimensions are seen as essential for a worthy human life (Alkire

2007: 8–9). This approach is followed by recurring to metrics suggested by contemporary political philosophers. Secondly, this normative guidance is linked to central biodiversity-related goods and indicators discussed in the empirical literature as well as interviews at the 11th Conference of the Parties to the CBD.

Political Participation

Many theoretical conceptions of justice view rights to political participation as an essential element of a standard of global justice. Most prominently, John Rawls has argued that political rights such as voting rights and freedom of speech are the most fundamental rights of persons and have to be maintained by political institutions (Rawls 1973: 61, 63). Ideally, international interaction among societies will protect these political rights at the domestic level (Rawls 1999: 35–43).⁴ Other authors have more straightforwardly asserted that global justice requires that international interactions foster the participation of affected stakeholders. In every society and culture, there is an inherent plurality of world views and plurality of opinions about what makes life valuable. Therefore even the most modest criterion of global justice should include the “freedom to take part in structuring and directing any comprehensive social system to which one belongs” (Pogge 2008: 55; see also: Nussbaum 2006; Brock 2009; Sen 2009).

For the study of international biodiversity policies this requires to analyse whether local people have the right to (co)determine how their biological resources are used, how they are conserved and how use restrictions should be compensated. Accordingly the frequent experience that local communities are not or only marginally included in the planning and implementation of internationally sanctioned biodiversity conservation measures ought not be repeated (Baviskar 2003: 290; Chhatre 2008: 14). However, past experiences with women empowerment in traditional societies exemplify that mere formal participation is not a sufficient indicator as a lack of education often undermines their de-facto inclusion (Varma 2009: 166)(interview 1). As this might hold for other groups as well, analysing political participation as a first element of the metric of justice thus demands looking not only at formal but at real participation opportunities.

Wealth and Income

Turning to socio-economic indicators, a straightforward candidate is monetary wealth and income. Their suitability as metric of justice derives from them being all-purpose means. This means that persons can easily exchange them against those goods (and services) that they need in order to achieve their individual ends (Rawls 1982: 166, 169). As persons have different long-term objectives for their lives and

⁴ However, this applies only among liberal states. In relation to other societies, the principle of toleration only demands to support rule of law but not democracy in non-liberal states (Rawls 1999).

as they are satisfied when they can achieve their personal interests, their endowment with wealth and income thus has a key influence on persons' expectations in life (Rawls 1973: 93, 395-399). Moreover a focus on all-purpose means relies only marginally on the researcher's notion of what is valuable in life. Finally, general deprivation often results from a lack of money. Overall, taking wealth and income as a metric of justice thus allows drawing quite general conclusions about what social position and life chances people have.

A crucial metric of justice for international biodiversity conservation policies thus is the distribution of the monetary costs and benefits that result from the conservation of species or ecosystems. Particularly in the light of worldwide cultural diversity, a focus on monetary distribution avoids misinterpreting local situations by evaluations in terms of external substantial conceptions of the good. Furthermore, empirical evidence shows that conservation requirements at times restrict local income opportunities. In such contexts, alternative income generation serves not only to lower pressure on biological resources but by diversifying livelihood activities it also reduces vulnerability to natural shocks (GEF 2006: 52). Therefore, in the context of biodiversity conservation, income is an important element of a person's well-being. Both its theoretical and empirical relevance thus justify including monetary wealth and income as one important indicator for a metric of global biodiversity conservation justice.

However, substantial criticism has been voiced against such a simple pecuniary metric. Even if one acknowledges the relevance of money as metric of justice, income analysis should not be the only game in town (Sen 1999: 72). People live in various social and natural environments and differ in their personal characteristics so that the same amount of monetary resources leaves them with different chances to convert money into other goods. Therefore the analysis of justice should also take into consideration to what extent people can realise their valued ends such as health (Sen 1992: 8, 20; Nussbaum 2006: 282-283). This is particularly true for international biodiversity policies. While money is one important exchange good in most local contexts, for many rural or indigenous communities in developing countries it has less significance than in industrialised liberal societies. Instead, indigenous peoples in developing countries are much more concerned with concrete improvements in their living conditions (Brand et al. 2008: 81)(interview 1) such as access to land, agricultural development, housing, or access to scientific developments (Vermeulen/Walker 2011: 119). Furthermore, beyond its contribution to the core of socio-economic well-being, biodiversity also offers important cultural services (Elmqvist et al. 2012: 79-80; Millennium Ecosystem Assessment 2005: 31) and these can hardly be measured in monetary terms. Therefore, the metrics of political rights and wealth and income need to be complemented by more tangible biodiversity-related indicators.

Major ends-oriented alternatives to the primary goods approach are needs based, human rights based and capability based approaches. These approaches differ with regard to the question whether fundamental human needs (Brock

2009), enforceable rights to the most basic human needs (Shue 1980; Pogge 2008) or capabilities (a person's ability and freedom to achieve different states of being of her own choice) (Nussbaum 2006; Sen 2009) should be the overarching benchmark for a standard of justice. But the difference between these approaches is predominantly a theoretical one about the right reasons for looking at the realisation of specific ends. With regard to identifying concrete indicators for assessing justice they converge remarkably on a shared key concern with guaranteeing personal autonomy and the material and immaterial bases for a decent standard of living (Shue 1980: 23; Sen 2005: 151; Pogge 2008: 55; Brock 2009: 66–72). Additionally, the three approaches have in common that their requirements are both so basic and intentionally formulated so indeterminate as to be universally applicable across cultures (Nussbaum 2002: 131; Pogge 2008: 52; Brock 2009: 72). Hence they should be applicable in diverse national and local settings. Among the indicators these authors suggest the following are relevant in the biodiversity context:

Access to Medical Plants

The universal desirability of health is theoretically well-recognised as being among the most essential needs of persons. In all cultures, people will therefore strive to satisfy the need for health (Doyal/Gough 1984: 16; Nussbaum 2006: 76) which includes most notably access to healthcare (Shue 1980: 23; Pogge 2008: 55) and thus also to medicinal biological resources. Biodiversity policies are closely related to access to natural medicines insofar as their availability depends on the conservation of ecosystems and species. Insofar as many medicines worldwide are based on natural products, the sustainable use of these plants is an issue of justice for people in both developed and developing countries. But people in developing countries are certainly more reliant on prudent conservation policies as they have fewer opportunities to substitute for chemical medication and it is mostly them who have to restrain their other livelihood activities if medical plants are protected in certain areas. Besides access to medicinal biological resources the conservation of ecosystems can also make important contributions to a generally healthy environment and thus foster human health in a broader sense.

Access to Nutrition

Analogous arguments apply to access to nutrition: supply of food is considered among the most central values for a worthy human life (Shue 1980: 23; Pogge 2008: 42). The CBD also establishes the link between conservation of biodiversity and the meeting of food needs. Like access to natural medicines, access to many food crops or animals depends on the conservation of ecosystems and species. This is particularly the case for indigenous peoples in developing countries but again people in industrialised countries also depend on the conservation of biodiversity for food purposes. On the other hand, people in developing countries face

the problem of use restriction in protected areas. For example, inhabitants of the Periyar Tiger Reserve in India have frequently experienced crop damage by protected wild animals (Gubbi et al. 2009: 337).

Access to Valuable Land and Housing

Finally, the indicator of access to valuable land and housing has the same theoretical roots in subsistence needs as access to medicinal plants and nutrition but also relates to cultural rights. Theoretical accounts of a human rights based metric somewhat more narrowly include the right to shelter (Shue 1980: 23; Pogge 2008: 42). With regard to biodiversity policies the challenge is not so much housing per se but its quality. For example local populations have frequently been forced out of protected areas and have only been offered alternative housing that did not meet their needs – regarding both material quality of the housing and fit with their cultural habits (interview 2). This reveals how closely questions of housing are related to access to land in the field of biodiversity conservation. In this sense, conservation is of general importance for protecting the land's capacity to support human well-being beyond medical and nutrition needs. For instance, mangrove forests are not only rich in biodiversity but they also serve as shields against storms or floods. As floods are the natural disaster affecting most people globally this highlights the importance of keeping natural flood barriers intact. Beyond concern about the material benefits related to access to land, land is also of enormous cultural value to many local and/or indigenous communities. For example, ecosystems and their components such as trees or rivers are valued by many cultures for spiritual or religious reasons (Millennium Ecosystem Assessment 2005: 30–31). Therefore, particularly indigenous peoples persistently ask for their rights to their lands to be recognised (interview 1).

Overall, the five indicators suggested here thus cover political, socio-economic and to some extent cultural indicators. The list may not be encompassing. However if it is to guide empirical analysis, parsimony is needed and the focus is on the theoretically and empirically most outstanding demands of justice.

3.3 Distributive Principle

This section discusses how various approaches might assess whether the above-identified goods are fairly distributed. There is unanimous agreement about the centrality of political rights. Beyond that, three increasingly ambitious standards are presented which form a continuum of a sufficientarian minimum and two more egalitarian alternatives and according to which actual outcomes may be classified.

Equal Political Rights

Regarding political participation rights – the most fundamental expression of individual autonomy – there is general agreement in contemporary political philosophy that these ought to be guaranteed equally for all persons (Rawls 1973: 302; Pogge 2008: 55; Brock 2009: 50). In the context of international biodiversity policies this demands that people affected by conservation measures are both represented at the international political stage at the Conferences of the Parties to the CBD as well as have their say in the planning and implementation of all local decisions affecting them. In terms of distributing the metric of political rights equally local people do not only have to be marginally but substantially included in all these decisions. While some authors even prioritise such political participation rights over socio-economic rights (Rawls 1973), it seems doubtful whether even at the global level equal political liberties can be realised without attention to global endowment with socio-economic goods especially as too large global economic inequalities subject the poor to power and control by the rich (Laborde 2010: 52). Indeed, poor countries currently have fewer opportunities to influence outcomes at CBD Conferences of the Parties in their favour and the poor population in these countries has limited opportunities to push through alternatives to externally imposed conservation projects. This raises the question how socio-economic assets are to be distributed according to different conceptions of global justice.

Globally Guaranteed Sufficiency

Regarding the distribution of socio-economic benefits, a sufficientarian conception of global justice requires the realisation of core criteria of justice upon which different societies can build their more specific standards of justice and which are the precondition for the accomplishment of more ambitious demands. The content of such a “modest criterion of basic justice” (Pogge 2008: 44) should be limited to guaranteeing people access to a minimally adequate share of essential goods that are needed “for a decent chance at a reasonably healthy and active life of more or less normal length” (Shue 1980: 23; Buchanan 2003: 52; Nussbaum 2006: 292–293; Pogge 2008: 44; Brock 2009: 56–58). Martha Nussbaum therefore speaks of a threshold level for each capability below which a good human life is impossible (Nussbaum 2006: 71). With regard to biodiversity policies a sufficientarian health standard implies that components of medical plants that are essential for curing serious illnesses are made available to all people suffering from the respective illness.⁵ This implies that these plants have to be sustainably managed and be made available to secure the interests of people around the world but also that local people may not be prevented from harvesting these plants for their own immediate needs. With regard to nutrition, biodiversity has to be conserved so that all people

⁵ An example of such a plant is the Malagasy rosy periwinkle which is very effective for leukaemia treatment (Rosendal 2000: 76).

can benefit from a diversified diet and at least local people should have access to those key nutrients that are naturally available in their region. If people are demanded (and agree) to leave a certain area due to conservation requirements, they should be provided new houses and land that meet their economic and cultural needs. Beyond that as far as biodiversity conservation measures promote or hinder opportunities to gain money from biological resources, available money should be sufficient to buy the main additional necessities for a decent life.

In the light of serious deprivation in the world today and in particular in some of the biodiversity rich but tremendously poor developing countries the attainment of such a standard would already be a big step forward. However, the question is whether sufficiency is normatively satisfactory or whether global justice entails even more ambitious requirements.

Global Equality of Opportunity

Various theoretical arguments have indeed been brought forward for a more egalitarian outlook on global justice. A normative presumption in favour of equality holds that a mere focus on basic rights is insufficient since it is unfair if some people have fewer chances than others only because of being born in one country and not in another. In contrast, according to global equality of opportunity people of the same talent and industriousness ought to have the same chance to gain a specific standard of living (Caney 2001; Moellendorf 2009: 68–89). Following Darrel Moellendorf the objective of global equality of opportunity is that “differences in initial condition do not affect the opportunities of persons (...) across a range of goods, including income, wealth, meaningful productive activity, leisure time, health, security, housing, education and basic liberties” (Moellendorf 2009: 75).

With regard to those metrics that have also been identified above as relevant in the biodiversity conservation issue area, the methodological challenge here lies in identifying whether people actually have the chances to realise them. Acknowledging that it is very difficult to empirically identify opportunities as opposed to achievements Simon Caney argues that economic indicators always also reveal the choices people have made between various options. Therefore outcome-oriented data as provided for example by UNDP Human Development Reports can serve as a shortcut to assessing global equality of opportunity (Caney 2001: 121–122, 2007: 270). In addition one could analyse the underlying legal procedures to see whether they contain any bias in favour of certain groups (Caney 2007: 270) – in this case this would most notably be the rules of the CBD and project guidelines of the GEF. But if the yardstick for assessing equality of opportunity is mostly realised opportunities, i.e. outcomes, how is the distinction between a principle of sufficiency and a principle of global equality to opportunity to be drawn? The difference lies in the degree of their required fulfilment. Whereas the sufficientarian standard is satisfied once all basic economic and cultural needs have been met (in the relevant regards of biodiversity) the global equality of opportunity perspective

goes one step further in that any achievement by people in developing countries that exceeds sufficiency counts as progress in the direction of global equality of opportunity.⁶

Though it goes beyond sufficiency, global equality of opportunity remains “only a minimally egalitarian moral ideal” (Moellendorf 2009: 69) which may not be sufficient in all kinds of situations. It may need to be complemented by a basic rights approach in order to prevent people from being extremely impoverished by misfortunes or it may also be complemented by more ambitious standards (Caney 2001: 117) such as a global difference principle.

Global Difference Principle

The difference principle has originally been formulated by John Rawls for the basic structure of national political orders. The basic structure refers to “the way in which the major social institutions distribute fundamental rights and duties and determine the division of advantages from social cooperation” (Rawls 1973: 6); it is thus very encompassing in its effects (Voice 2011: 33–35). Simplified, the difference principle holds that inequalities in the distribution of wealth and income are only permissible if they maximally benefit the least advantaged (Rawls 1973: 302). Considering the high degree of global economic interdependence, some scholars in the Rawlsian tradition have argued that the global economic order constitutes a global basic structure and that inequalities in the benefits derived from a globally unequal distribution of natural resources are only just if they benefit the globally least advantaged (Beitz 1979; Pogge 1989).

Recently, there have been proposals to relax the premise of the encompassing basic structure and to apply the difference principle in isolation to the allocation of greenhouse gas emission rights in the climate change regime. Accordingly, all humans should have equal emission rights but higher per capita emissions by an industrialised country are permissible if it undertakes other emissions-reducing or sink-enhancing activities (e.g. through the Clean Development Mechanism or reforestation) of a sufficient scale to benefit developing countries either through the investment or through enhancing the atmosphere’s absorptive capacity (Vanderheiden 2008: 224–226; for a similar argument see Singer 2002: 36–38). The analogous argument for the biodiversity case would allow industrialised countries to use larger shares of biological diversity if this went along with other substantial benefits for people in developing countries. However, emission rights can (in theory) rather easily be allocated across the world as emissions everywhere have the same impact on the atmosphere. In contrast, many biological resources and ecosystems occur only in certain areas where they have to be conserved and many biological resources are more valuable in their local context than on a global scale.

⁶ Particular challenges arise in determining what global equality of cultural opportunity entails and how this differs from sufficient cultural rights. Given the limited space here, the argument simply assumes that there may be differences in the extent to which legitimate cultural rights are realised.

Generally subjecting shares of overall global biodiversity to the difference principle and not differentiating among them will thus be almost infeasible. Instead the most obvious practical application of the difference principle to biodiversity conservation will be to look at selected conservation projects in which the global rich have a special interest because the project secures them with resources they require. For these projects the task will then be to determine as precisely as possible in how far the benefits for the global rich are accompanied by monetary or other compensations that benefit the local poor to an extent that goes beyond their reasonable expectations in case of the absence of the project.

4 Conclusion

How, then, can such an outcome-oriented perspective contribute to assessing global justice in the issue area of biodiversity conservation policies? Firstly, this perspective clearly draws the analytical attention to the fact that human flourishing depends on both the conservation of biodiversity as well as adequate forms of compensation for access foregone. Secondly, especially with regard to the scope and metric dimensions it has turned out that many theoretical differences about the right justifications for a specific approach blur when it comes to identifying empirical indicators. Thirdly, this framework does not deliver a clear ranking of outcomes in different local contexts. If, for instance, very good access to all important medical plants but not to valuable land and housing is achieved in one context and the reverse results are achieved in another context, the framework provides no guidance which situation should be considered more just. This indeterminacy has substantial benefits insofar as the framework provides empirical researchers with a normative toolkit with which they can compare to what extent different elements are realised in different contexts without straightforwardly having to label situations that do not meet one fixed benchmark as unjust. Furthermore, while political equality is non-negotiable, the other three distributive principles are increasingly ambitious so that the researcher can assess whether a sufficientarian minimum or a more egalitarian standard of justice has been achieved in practice and reflect this in terms of her own normative position.

In order to arrive at a full account of global biodiversity conservation justice, however, the framework has to be complemented by a more precise determination of responsibility for the allocation of the costs of realising desired outcomes. A widely accepted principle of global climate justice is the polluter pays principle. “[T]o put it in terms a child could understand, as far as the atmosphere is concerned, the developed nations broke it. If we believe that people should contribute to fixing something in proportion to their responsibility for breaking it, then the developed nations owe it to the rest of the world to fix the problem with the atmosphere” (Singer 2002: 34). Regarding global biodiversity loss, matters are much more complicated. While it is beyond doubt that developed countries have sub-

stantially overexploited global biodiversity for at least the past 250 years (Langhelle 2000: 316), unsustainable local land use and extraction-oriented development pathways in developing countries have also played an important role for biodiversity degradation. Hence what share of the burden of implementing just biodiversity policies ought to be paid by industrialised countries needs more in-depth discussion.

References

- Alkire, S.: *Choosing Dimensions. The Capability Approach and Multidimensional Poverty*. 2007, Chronic Poverty Research Centre Working Paper No. 88, CPRC/Oxford.
- Baviskar, A.: *States, Communities and Conservation. The Practice of Ecodevelopment in the Great Himalayan National Park*, In: Saberwal, V. K. and Rangarajan, M. (eds.): *Battles over Nature. Science and the Politics of Conservation*. 2003, p. 267–299.
- Beitz, C. R.: *Political Theory and International Relations*. 1979, Princeton Univ. Press.
- Brand, U.; Görg, C.; Hirsch, J. and Wissen, M.: *Conflicts in Environmental Regulation and the Internationalisation of the State: Contested Terrains*. 2008, Routledge.
- Brock, G.: *Global Justice. A Cosmopolitan Account*. 2009, Oxford Univ. Press.
- Buchanan, A. E.: *Justice, Legitimacy, and Self-Determination. Moral Foundations for International Law*. 2003, Oxford Univ. Press.
- Caney, S.: *Cosmopolitan Justice and Equalizing Opportunities*. 2001, *Metaphilosophy* 32 (1-2), p. 113-134.
- Caney, S.: *Justice beyond Borders. A Global Political Theory*. 2005, Oxford Univ. Press.
- Caney, S.: *Justice, Borders and the Cosmopolitan Ideal: A Reply to Two Critics*. 2007, *Journal of Global Ethics* 3 (2), p. 269–276.
- Chambers, W. B.: *Interlinkages and the Effectiveness of Multilateral Environmental Agreements*. 2008, United Nations Univ. Press.
- Chhatre, A.: *Political Articulation and Accountability in Decentralisation. Theory and Evidence from India*. 200, *Conservation and Society* 6 (6), p. 12–23.
- Deitelhoff, N.: *Parallele Universen oder Verschmelzung der Horizonte?* 2010, *Zeitschrift für Internationale Beziehungen* 17 (2), p. 279–292.

- Doyal, L. and Gough, I.: A Theory of Human Needs. 1984, *Critical Social Policy* 4 (10), p. 6–38.
- Elmqvist, T.; Maltby, E.; Barker, T.; Mortimer, M.; Perrings, C.; Aronson, J.; de Groot, R.; Fitter, A.; Mace, G.; Norberg, J.; Sousa Pinto, I. and Ring, I.: Biodiversity, Ecosystems and Ecosystem Services. In: Kumar, P. (ed.): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity. Ecological and Economic Foundations*. 2012, Earthscan, p. 41–111.
- Gardiner, S. M.: Protecting Future Generations. International Buck-passing, Theoretical Ineptitude and a Brief for a Global Core Precautionary Principle. In: Tremmel, J. (ed.): *Handbook of Intergenerational Justice*. 2006, Elgar, p. 148–169.
- Gardiner, S.; Caney, S.; Jamieson, D. and Shue, H. (eds.): *Climate Ethics. Essential Readings*. 2010, Oxford Univ. Press.
- GEF: *The Role of Local Benefits in Global Environmental Programs 2006 (Evaluation Report)*. 2006, GEF/Washington, DC.
- GEF: GEF Projects. 2013, http://www.thegef.org/gef/gef_projects_funding; Letzter Zugriff: 11.03.2013.
- Gubbi, S; Linkie, M. and Leader-William, N.: Evaluating the Legacy of an Integrated Conservation and Development Project around a Tiger Reserve in India. 2009, *Environmental Conservation* 35 (4), p. 331–339.
- Hayward, T.: Human Rights Versus Emissions Rights. Climate Justice and the Equitable Distribution of Ecological Space. 2007, *Ethics & International Affairs* 21 (4), p. 431–450.
- Laborde, C.: Republicanism and Global Justice. A Sketch. 2010, *European Journal of Political Theory* 9 (1), p. 48–69.
- Langhelle, O.: Sustainable Development and Social Justice. Expanding the Rawlsian Framework of Global Justice. 2000, *Environmental Values* 9 (3), p. 295–323.
- Millennium Ecosystem Assessment: *Ecosystems and Human Well-being. Biodiversity Synthesis*. 2005, MEA/Washington, DC.
- Moellendorf, D.: *Cosmopolitan Justice*. 2002, Westview Press.
- Moellendorf, D.: *Global Inequality Matters*. 2009, Palgrave MacMillan.
- Nussbaum, M. C.: Capabilities and Human Rights. In: de Greiff, P. and Cronin, C. (eds.): *Global Justice and Transnational Politics*. 2002, MIT Press, p. 117–149.
- Nussbaum, M. C.: *Frontiers of Justice. Disability, Nationality, Species Membership*. 2006, Belknap.

- Pogge, T. W.: *Realizing Rawls*. 1989, Cornell Univ. Press.
- Pogge, T. W.: *World Poverty and Human Rights. Cosmopolitan Responsibilities and Reforms*. 2008, Polity Press.
- Pogge, T. and Moellendorf, D.: *Global Justice. Seminal Essays*. 2008, Paragon House.
- Raustiala, K. and Victor, D. G.: *The Regime Complex for Plant Genetic Resources*. 2004, *International Organization* 58 (2), p. 277–309.
- Rawls, J.: *A Theory of Justice*. 1973, Oxford Univ. Press.
- Rawls, J.: *Social Unity and Primary Goods*. In: Sen, A. and Williams, B. (eds.): *Utilitarianism and Beyond*. 1982, Cambridge Univ. Press, p. 159–185.
- Rawls, J.: *The Law of Peoples*. 1999, Harvard Univ. Press.
- Rawls, J. and Freeman, S. R.: *Collected Papers*. 1999, Harvard Univ. Press.
- Reus-Smit, C. and Snidal, D.: *Between Utopia and Reality. The Practical Discourses of International Relations*. In: Reus-Smit, C. and Snidal, D. (eds.): *The Oxford Handbook of International Relations*. 2008, Oxford Univ. Press, p. 3–37.
- Rosendal, G. K.: *The Convention on Biological Diversity and Developing Countries*. 2000, Kluwer Academ. Publ.
- Schroeder, D. and Pogge, T.: *Justice and the Convention on Biological Diversity*. 2009, *Ethics & International Affairs* 23 (3), p. 267–280.
- Schuppert, F.: *Reconsidering Resource Rights. The Case for a Basic Right to the Benefits of Life-sustaining Ecosystem Services*. 2012, *Journal of Global Ethics* 8 (2-3), p. 1–11.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity: *Global Biodiversity Outlook 3*. 2010, Montreal.
- Sen, A.: *Inequality Reexamined*. 1992, Clarendon.
- Sen, A.: *Development as Freedom*. 1999, Oxford Univ. Press.
- Sen, A.: *Global Justice and Transnational Politics*. In: de Greiff, P. and Cronin, C. (eds.): *Global Justice and Transnational Politics. Essays on the Moral and Political Challenges of Globalization*. 2002, MIT Press, p. 37–51.
- Sen, A.: *Human Rights and Capabilities*. 2005, *Journal of Human Development* 6 (2), p. 151–166.
- Sen, A.: *The Idea of Justice*. 2009, Allen Lane.

- Shue, H.: *Basic Rights. Subsistence, Affluence, and U.S. Foreign Policy*. 1980, Princeton Univ. Press.
- Singer, P.: *One World. The Ethics of Globalisation*. 2002, Yale Univ. Press.
- Tan, K.-C.: *Justice without Borders. Cosmopolitanism, Nationalism, and Patriotism*. 2004, Cambridge Univ. Press.
- UNDP: *Mainstreaming Conservation and Sustainable Use of Medicinal Plant Diversity in Three Indian States (PIMS 1024)*, 2007, UNDP Project Document.
- United Nations: *Convention on Biological Diversity*. 1992, <https://www.cbd.int/convention/text>; accessed March 13th, 2013.
- Valentini, L.: *Justice in a Globalized World. A Normative Framework*. 2011, Oxford Univ. Press.
- Vanderheiden, S.: *Atmospheric Justice. A Political Theory of Climate Change*. 2008, Oxford Univ. Press.
- Varma, K.: *The Asiatic Lion and the Maldharis of Gir Forest. An Assessment of Indian Eco-Development*. 2009, *The Journal of Environment & Development* 18 (2), p. 154–176.
- Vermeylen, S. and Walker, G.: *Environmental Justice, Values, and Biological Diversity. The San and the Hoodia Benefit-Sharing Agreement*. In: Carmin, J. and Agyeman, J. (eds.): *Environmental Inequalities Beyond Borders. Local Perspectives on Global Injustices*. 2011, MIT Press, p. 105–127.
- Visseren-Hamakers, I. J.; Arts, B. and Glasbergen, P.: *Interaction Management by Partnerships. The Case of Biodiversity and Climate Change*. 2011, *Global Environmental Politics* 11 (4), p. 89–107.
- Voice, P.: *Rawls Explained. From Fairness to Utopia*. 2011, Carus.
- Interviews (available from the author on request)
- Interview 1: interview with Global Forest Coalition, Hyderabad, 09 October 2012.
- Interview 2: interview with Grassroots Institute, New Delhi, 29 October 2012.

III.
Ökonomische Ansätze zu Biodiversität
Economic Perspectives Regarding Biodiversity

Naturschutz nur für Leistungsträger? Überlegungen zu der Frage, inwiefern das Konzept der *Ecosystem Services* zum Schutz der Biodiversität beitragen kann

Annette Voigt

Einleitung

Die Betrachtung von Natur in der Perspektive der *Ecosystem Services* – auf Deutsch Ökosystem(dienst)leistungen – gilt zurzeit als eine wichtige Grundlage für die Erfassung und Bewertung ökologischer Systeme sowie für ihren Schutz. Sie ist auf den Beitrag der Natur für das Wohlergehen von Menschen fokussiert und wird daher auch als ein Weg gesehen, die Abhängigkeit des Menschen und die sozialer Systeme von ökologischen Systemen zu unterstreichen und zu kommunizieren.¹

Oft wird ein Zusammenhang von Biodiversität und *Ecosystem Services* behauptet: Es wird angenommen, dass die Leistungen durch die Biodiversität der jeweiligen Ökosysteme erbracht werden, und dass Ökosysteme diese umso besser erbringen können, je höher ihre Biodiversität sei.² Daher stellt, so wird weiter gefolgert, der *Ecosystem Services*-Ansatz eine wichtige Grundlage für den Schutz der biologischen Vielfalt dar.³ Ich werde zunächst einen kurzen Überblick über diesen Ansatz und die Vielschichtigkeit des Biodiversitätsbegriffs geben, dann die behaupteten Zusammenhänge von Biodiversität und Ökosystemleistungen hinterfragen und schließlich diskutieren, welchen Nutzen der *Ecosystem Services*-Ansatz für den Schutz der Biodiversität hat.

¹ Siehe z. B. Daily 1997.

² Siehe z. B. MA 2005, Diaz et al. 2006, UNEP 2007, TEEB 2010.

³ Siehe z. B. Daily 1997, 2000; Mace 2011.

Ecosystem Services: Die Natur als Dienstleisterin

Der aus der Umweltökonomie stammende Begriff des *Ecosystem Service* hat sich v. a. durch das von den Vereinten Nationen 2001 in Auftrag gegebene *Millennium Ecosystem Assessment* etabliert. Dessen Ziel war die weltweite, systematische Bewertung der Zustände der Ökosysteme anhand der Erfassung von 24 Schlüsselleistungen, die Prognose ihrer zukünftigen Entwicklung und die Einschätzung der Folgen für die Lebensqualität von Menschen. *Ecosystem Services* sind als *benefits*, also Nutzenwerte von Ökosystemen für Menschen definiert. Die behandelten Leistungen werden in vier Kategorien unterschieden: versorgende (z. B. Wildnahrungsquellen, Nutzpflanzen, Wasser), regulierende (z. B. Schadstofffilterung, Klimaregulierung), kulturelle (z. B. Erholung, spirituelle und ästhetische Werte) und unterstützende (z. B. Bodenbildung, Nährstoffkreislauf) Leistungen. Letztere beziehen sich v. a. auf Wechselwirkungen, die, so die Autoren, nicht direkt zum menschlichen Wohlbefinden beitragen, aber andere Leistungen möglich machen (MA 2005).

„Ökosystemleistung“ wird meist von „Ökosystemfunktion“ abgegrenzt: Als Ökosystemfunktionen werden in der Regel die hinter den Leistungen stehenden ökosystemaren Prozesse, Strukturen und Zustände bezeichnet. Funktionen können Leistungen sein, wenn sie aus der Perspektive des Nutzens für den Menschen betrachtet werden bzw. wenn sie nachgefragt und genutzt werden.⁴

Der Ansatz der *Ecosystem Services* impliziert das Ideal einer *Leistungsoptimierung*. Dabei muss berücksichtigt werden, dass es zwischen den einzelnen Leistungen Wechselwirkungen und Antagonismen gibt, die eine simultane Optimierung aller *Services* unmöglich macht (*“trade-offs”*). In der Praxis können zwar verschiedene Ziele und Zwecke zugleich anvisiert werden, aber immer müssen Entscheidungen zugunsten der Optimierung einer Leistung oder einiger weniger Leistungen getroffen werden, die aber zu Verschlechterungen anderer Leistungen führen können.

Die Perspektive ist anthropozentrisch: Menschen definieren und bewerten ökologische Systeme und ihre Leistungen, und zwar ausschließlich auf den Nutzen für Menschen hin. Ökosysteme und ihre Bestandteile werden also „technisch“, als Mittel zu einem Zweck, betrachtet. Dabei suggeriert der Begriff *Ecosystem Service*, es sei die Intention eines Ökosystems wie ein Dienstleistungsunternehmen menschliche Bedürfnisse und Wünsche zu befriedigen. Die Natur ist Dienstleisterin, der Mensch ist Konsument, dessen Ziel die Nutzung und Optimierung der Leistungen ist.⁵

Ökosystemleistungen werden auf ihren Nutzen hin und letztendlich ökonomisch bewertet, weit verbreitet sind diesbezüglich *monetäre* Verfahren. Durch diese hofft man, „starke“ (wirtschaftliche) Naturschutzargumente zu gewinnen: Natur wird – so die These – zerstört, weil der wirtschaftliche Wert ihrer Leistungen nicht ausreichend bekannt ist oder gewürdigt wird. Die Umrechnung einer Leistung in

⁴ Jedoch bestimmt die „Leistung“, was „Funktion“ hat. (Hausladen, schriftliche Textergänzung)

⁵ Vgl. auch Norgaard 2010.

Geldeinheiten mache den Wert von Natur und Naturschutzmaßnahmen sichtbar und liefere Argumente für einen wirtschaftlich verantwortungsvollen Umgang mit Natur.⁶ Das sei v. a. wichtig in Ländern, die sich nur wenig staatlichen Naturschutz leisten (können). Dagegen gibt es eine Vielzahl an Argumenten, z. B. dass der vollständige Wert eines Ökosystems nicht zu erfassen und noch viel weniger in Geldwerten zu berechnen sei,⁷ dass die Begründung des Naturschutzes durch ihren Marktwert unangemessen sei⁸ oder dass die Monetarisierung nicht nur für „die Natur“, sondern auch für diejenigen Menschen eine Katastrophe bedeute, deren Überleben von der kostenfreien Nutzung von *Ecosystem Services* abhängt.⁹ Oft wird argumentiert, dass ein Umgang mit der Natur, der seinen Maßstab ausschließlich aus Gebrauchs- und Tauschwert ableite, ethisch unangemessen sei. Natur habe einen *Eigenwert*, daher sei z. B. die Ausrottung von Arten um ihrer selbst willen zu verhindern.¹⁰

Biodiversität

Biodiversität ist ein vielschichtiger Begriff, der v. a. aus der umwelt- und entwicklungspolitischen Debatte in das öffentliche Bewusstsein gekommen ist: Er bezieht sich, so kann man verallgemeinern, auf die Variabilität als fundamentale Eigenschaft biologischer Systeme. Häufig wird er auf drei Hierarchieebenen bezogen: 1) die Vielfalt an Ökosystemen bzw. Lebensräumen 2) die Vielfalt an Arten und 3) die genetische Vielfalt innerhalb der Arten (z. B. CBD 1992).

Als „verbindender Grenzbegriff“ (Potthast 2005: 24) vereint Biodiversität unterschiedliche Perspektiven – das kann im Folgenden nur angedeutet werden: Einerseits ist er abstrakt, insofern er auf ein *generelles Prinzip der Verschiedenheit* verweist. „Biodiversität ist die Eigenschaft lebender Systeme, unterschiedlich, d. h. von anderen spezifisch verschieden und andersartig zu sein“ (Solbrig 1994: 9). Andererseits bezeichnet „Biodiversität“ auf einer konkreten Ebene *all diese Systeme selbst*, die Summe aller vorhandenen verschiedenen Einzelobjekte (Ökosysteme, Arten, Individuen) auf allen Hierarchieebenen.¹¹ In dieser Hinsicht ist „Biodiversität“ auch Symbol für (nicht-menschliches) Leben überhaupt und dessen Vielgestaltigkeit. „Biodiversität“ ist zudem normativ, insofern sie die Schutzbegründung bereits impliziert: Biodiversität wird instrumentell unter dem Aspekt des Nutzens als *Ressource bzw. Lebensgrundlage* (Nahrungsmittel, Medikamente, Rohstoffe etc.) der heutigen und der zukünftigen Menschheit betrachtet. In dieser Hinsicht ist Bio-

⁶ Siehe z. B. Costanza et al. 1997, Engel et al. 2008, TEEB 2010.

⁷ Siehe z. B. Costanza et al. 1997: 256, BUND 2010.

⁸ Siehe z. B. BUND 2010.

⁹ Siehe z. B. Corbera et al. 2007, Redford & Adams 2009.

¹⁰ Siehe, auch zur Übersicht über die unterschiedlichen umweltethischen Argumente, Gorke 2010.

¹¹ Häufig ist jedoch, wenn im Naturschutz von „Erhaltung der Biodiversität“ gesprochen wird, weder das eine noch das andere gemeint, sondern der Schutz *einiger ausgewählter Arten* (z. B. attraktive Arten).

diversität ein ökonomisches Gut. Zudem wird der Schutz der Biodiversität mit dem *Eigenwert von Natur* begründet: Biodiversität habe einen Wert an sich, der unabhängig von jeder tatsächlichen oder potenziellen Nutzung ist.¹²

Dabei wird nicht angenommen, dass *per se* eine hohe Anzahl an Arten in einem Gebiet „gut“ sei („je mehr desto besser“), sondern Ziel ist die Erhaltung der *gebiets-typischen Diversität*. Im Arten- und Biotopschutz wird die Erhöhung der Artenzahl an einem Ort durch die Invasion gebietsfremder Arten meist nicht als Bereicherung, sondern als Gefährdung der heimischen Vielfalt bewertet.

Der Begriff Biodiversität deckt nicht genau das gleiche ab, wie die *kulturelle Idee der Vielfalt*. Die kulturelle Idee der Vielfalt bezieht sich auf die Ausdifferenzierung von Individualität bzw. Eigenart (von Persönlichkeit, Kultur, Landschaft etc.), die sich aus eigener innerer Kraft heraus entfaltet: „Vielfalt ist Ausdruck von Individualität“ (Eisel 2007: 28). Dagegen bedeutet Diversität im biologischen Sinn „allenfalls die Kompliziertheit endlicher kausaler Beziehungen, nicht die Möglichkeit, eine endliche Welt unendlich zu variieren“ (Eisel 2007: 38). Der Begriff Biodiversität kann aber vielleicht als (vordergründig) biologische Formulierung dieser Idee bzw. Sehnsüchte verstanden werden; seine Popularität zumindest speist sich aus dieser kulturellen Sehnsucht nach Vielfalt.¹³

Besteht ein Zusammenhang zwischen *Ecosystem Services* und Biodiversität?

Von verschiedener Seite wird behauptet, dass *Ecosystem Services* durch die Biodiversität der jeweiligen Ökosysteme erzeugt und aufrechterhalten werden und dass eine hohe Biodiversität notwendig sei, damit Ökosysteme ihre Leistungen erbringen können. Denn Biodiversität reguliere und kontrolliere die Ökosystemfunktionen, die die Leistungen unterstützen.¹⁴ Grundlage hierfür ist v.a. die *insurance hypothesis*: Eine große Anzahl von Arten, die im System dieselbe Funktion erfüllen, aber unterschiedliche Toleranzbereiche und Umweltansprüche haben, dienen als Versicherung.¹⁵ Wenn ein Ökosystem mit hoher Ausgangs-Biodiversität – oder genauer: mit einer hohen Anzahl an jeweils funktional äquivalenten, aber ökologisch (d. h. in ihren Ansprüchen) diversen Arten – Störungen ausgesetzt ist und dadurch Arten wegfallen, gibt es immer noch andere Arten, die die gleichen Funktionen für das System erfüllen. Dadurch ist das Ökosystem stabil¹⁶ und kann weiterhin – mehr oder weniger unverändert – Leistungen anbieten.¹⁷

¹² Siehe z. B. Gorkes holistische Ethik (Gorke 2010).

¹³ Vergleiche dazu und zur begriffslogischen Diskussion und ideengeschichtlichen Herleitung von „Vielfalt“ ausführlich Eisel 2007, 2006.

¹⁴ Siehe z. B. MA 2005, Diaz et al. 2006, UNEP 2007, TEEB 2010.

¹⁵ Siehe Lawton & Brown 1993, Naeem 1998, Yachi & Loreau 1999.

¹⁶ „Ökologische Stabilität“ wird sehr unterschiedlich verwendet; üblicherweise wird damit die Fähigkeit eines Ökosystems bezeichnet, sich (in Hinsicht auf bestimmte Eigenschaften wie Artenzusammensetzung oder Funktionen wie Stoffkreislauf oder Energiefluss) gegenüber Störungen zu bewah-

Im Folgenden werde ich diesen Zusammenhang diskutieren. Eine Schwierigkeit bei der Diskussion des behaupteten Zusammenhangs besteht in der uneinheitlichen und zum Teil auch schwammigen Verwendung der Begriffe in der Literatur: Oft wird sehr pauschal von „*Ecosystem Services* der Natur“ und „Biodiversität“ gesprochen, z. B. wird argumentiert, dass „Artenverluste“ „die“ Leistungen erheblich beeinträchtigen können, ohne zu spezifizieren, welche Arten und welche Leistungen damit gemeint sind. In Beispielen oder Untersuchungen wird jedoch „Biodiversität“ meist auf eine *bestimmte* Auswahl von Arten bezogen. Wenn von „hoher“ Biodiversität gesprochen wird, ist oft nicht eine hohe (oder möglichst große) Vielzahl irgendwelcher Arten gemeint, sondern eine bestimmte, nämlich eine heimische oder die derzeitige Artenzahl.¹⁸

Ein erster Kritikpunkt betrifft die einseitige Bezugnahme auf die Wissenschaft Ökologie: Es gibt viele *unterschiedliche und auch konträre Hypothesen darüber und Untersuchungsergebnisse dazu, wie das Verhältnis von Biodiversität und Ökosystemfunktionen und -leistungen ist.*¹⁹ Vergleichende Untersuchungen über den Zusammenhang von Biodiversität (meist im Sinne von Artenzahl, manchmal zusätzlich auch Abundanz) und Primärproduktion entlang von regionalen Biodiversitätsgradienten haben z. B. entweder keine oder eine negative Korrelation aufgezeigt: Pflanzengesellschaften hoher Produktivität sind oft artenärmer als Systeme geringer Produktivität. Experimente zeigen jedoch häufig das Gegenteil.²⁰ Daher wird betont, dass die jeweiligen Ergebnisse kaum verallgemeinerbar seien, denn sie unterscheiden sich je nach Größe und Ökosystemtyp des Untersuchungsgebiets, verwendeten Methoden und Indikatoren sowie betrachteter Funktion bzw. Leistung (Srivastava & Vellend 2005). Die pauschale Behauptung eines Zusammenhangs zwischen *Ecosystem Services* und Biodiversität negiert das Wissen über die Unterschiede und Komplexität von Ökosystemen und die vielen verschiedenen Erklärungsmodelle der Ökologie (Norgaard 2010: 1220f.).

Dies ist auch bei dem Zusammenhang von Biodiversität und Stabilität der Fall: Er scheint intuitiv verständlich: ein vielfältiges System beinhaltet mehr Möglichkeiten auf äußere Einflüsse zu reagieren – und hat daher auch mehr Möglichkeiten, kontinuierlich Leistungen „anzubieten“. Allerdings wird in der Ökologie die Frage, ob ein Zusammenhang von Diversität und Stabilität besteht, schon jahrzehntelang

ren. Es werden unterschiedliche Typen oder Eigenschaften von Stabilität unterschieden: *Resistenz* bezeichnet die Eigenschaft eines Systems, trotz externer (potentiell störender) Einflüsse über einen längeren Zeitraum in einem mehr oder weniger unveränderten Zustand zu bleiben. *Resilienz* bezeichnet die Eigenschaft von Systemen, nach Störungen in den Ausgangszustand zurückzukehren („ökologische Elastizität“). (Trepł 1995, McCann 2000).

¹⁷ Vergleiche Hooper et al. 2002, 2005.

¹⁸ In einigen Veröffentlichung, z. B. Salles 2011, werden Biodiversität und *Ecosystem Services* synonym verwendet.

¹⁹ Schläpfer & Schmid 1999 listen 51 unterschiedliche Hypothesen über den Zusammenhang von Biodiversität und Ökosystemfunktionen auf, die sie bei einer Literaturrecherche gefunden haben.

²⁰ Siehe z. B. Bulla 1996; Hooper 1998.

kontrovers diskutiert²¹ – auch dies wird nicht beachtet. Auch in dieser Diskussion wird betont, dass der Zusammenhang von Artenvielfalt und Systemstabilität sehr unterschiedlich ist, je nachdem, welchen Ökosystemtyp man betrachtet, worauf „Stabilität“ bezogen wird, welchen Veränderungen das System unterliegt (z. B. welche Arten wegfallen) etc. (Hooper et al. 2005: 4).²² Zudem zeigen empirische Untersuchungen, dass sich von Natur aus artenarme Systeme auch nach großen Abweichungen vom Ausgangszustand in Hinsicht auf bestimmte Charakteristika schnell wieder herstellen (z. B. boreale Fichtenwälder nach einem Waldbrand), d. h. sehr resilient sind. Artenreiche Systeme sind zwar gegenüber Störungen oft lange relativ resistent, können sich aber nach sehr großen Störungen nur schwer oder gar nicht wieder herstellen (z. B. tropische Regenwälder nach einem Waldbrand) (May 1975, Orians 1975).

Zweitens ist es offensichtlich, dass es viele Leistungen gibt, die *als einzelne nicht* mit der Artenvielfalt positiv korreliert sind.²³ Zum Beispiel hängt die Nahrungsmittel- und Holzproduktion v. a. von den wenigen, aber dominanten Nutzarten ab. Leistungsoptimierung, d. h. eine Intensivierung der Landnutzung, besteht in der Förderung der Nutzarten und dem Ausschluss anderer Arten, führt also zur Verringerung von Artenvielfalt. Negativ bewertet werden nicht nur Schädlinge, sondern alle Arten, die zur Produktion nichts beisteuern. Der TEEB-Studie zufolge ist u. a. Kohlenstofffixierung eine „biodiversitätsbasierte Leistung“, jedoch hängt das Ausmaß der Fixierung von der Quantität der Biomasse und nicht von der Vielfalt der Arten ab, die Kohlenstoff fixieren. Wenn man z. B. Wälder hinsichtlich der Kohlenstofffixierung optimierte, also alle maximale leistenden Arten, und auch ihre Mutualisten und indirekten Förderer (z. B. Bodenorganismen) einsetzen würde, so wäre die Artenzahl kleiner als die derzeit in den Wäldern vorhandene (Trepl 2012). Andere Systemleistungen, wie Wasserspeicherung, hängen mehr von geophysikalischen Faktoren als von Artenvielfalt ab. Leistungen werden nicht von Ökosystemen als Ganzem bzw. von allen vorkommenden Arten erbracht,²⁴ sondern von den wenigen „service-providing units“ (Luck et al. 2003) oder „ecosystem service providers“ (Kremen 2005) – von den Arten oder Artengruppen, die bestimmte funktionalen Kriterien erfüllen. Alle anderen Arten sind dafür irrelevant oder schädlich.

Was aber ist, wenn man mehrere Leistungen zusammen betrachtet? Denn das Ziel des Ökosystemleistungs-Ansatzes ist ja nicht, einzelne Leistungen zu maximieren, sondern ein Ökosystem in Hinsicht auf mehrere Leistungen zugleich zu bewerten und ggf. zu optimieren. Je mehr Systemleistungen man betrachtet, desto mehr Arten werden benötigt; aber auch hier gilt, dass es Arten gibt, die auf die betrachteten Systemleistungen keine oder unerwünschte Wirkungen haben.

²¹ Siehe Pimm 1984, Trepl 1995, McCann 2000.

²² Siehe auch Ridder 2008.

²³ Siehe z. B. Hooper et al. 2002, 2005, Chan et al. 2007, Naidoo et al. 2008, Luck et al. 2009.

²⁴ Vergleiche Ridder 2008.

Das gilt auch, wenn man potentielle Störungen der jeweiligen Systemleistung mitbetrachtet. Man wird dann die Gruppe der nützlichen Arten (vorsorglich) erweitern, um z. B. die Arten, deren Nutzen für die Nahrungsproduktion wichtig wird, wenn ein Schädling auftritt oder sich das Klima weiter erwärmt; aber immer noch werden bestimmte Arten funktionslos, redundant oder schädlich sein.

Was ist hier mit „redundant“ gemeint? Der *Ecosystem Services*-Ansatz bezieht sich auf die Ökosystemtheorie und ihren „reduktionistischen Holismus“²⁵: Ein Ökosystem ist eine funktionale Einheit: „An ecosystem is a dynamic complex of plant, animal, and microorganism communities and the nonliving environment interacting as a functional unit“ (MA 2005: V). „Funktionale Einheit“ bedeutet, dass das Ökosystem als Ganzes einen Zweck hat und dass es aus verschiedenen Komponenten besteht, die jeweils unterschiedliche Funktionen für die Systemerhaltung oder -entwicklung erfüllen. Diese Komponenten werden meist aus verschiedenen biotischen, aber auch abiotischen Elementen gebildet, die gemeinsam die jeweilige Systemfunktion erfüllen. Die Elemente, die *gemeinsam* solch eine Komponente bilden, sind daher *funktional äquivalent*. Insofern diese Elemente Arten sind, kann jede Art von einer anderen Art, die funktional äquivalent ist, ersetzt werden (oder auch von abiotischen Elementen, die die gleiche Funktion erfüllen), d. h. sie ist redundant. Welche oder wie viele unterschiedliche Arten die Komponenten bilden, ist irrelevant, solange die Funktionen für das Ganze erfüllt und damit auch die Leistungen des Systems aufrechterhalten werden. Arten unterscheiden sich bei der auf Leistungen des Systems fokussierten Perspektive also nur hinsichtlich ihrer Rolle bei der Erhaltung des Ökosystems bzw. beim Bereitstellen von Systemleistungen; alle anderen Unterschiede sind irrelevant. Die Erhaltung von Systemleistungen erfordert also eine Mindestzahl an *key service provider*, ein paar potentielle Substituenten zur Sicherheit und die Arten, die die Wirkungen von Störungen puffern. Die anderen funktional äquivalenten Arten sind aufgrund ihrer Redundanz entbehrlich (Voigt 2009). Der Ökosystemansatz ist daher gar nicht dazu geeignet, Biodiversität zu erfassen oder zu bewerten.

Das heißt auch, dass die Frage, welche *Art* für eine Systemleistung wichtig ist, irrelevant ist, denn es interessiert nur ihr Beitrag zum *service*. Ridder betont, dass viele Systemleistungen wie Kohlenstofffixierung, Erosionsverhinderung, Schutz vor Hochwasser von Bäumen und Unterholz abhängen, es aber unwichtig sei, um welche Arten es sich handle: Er zitiert, das in der Perspektive der Ökosystemleistungen „a tree is a tree is a tree and consideration of species becomes superfluous“ (Eamus et al. 2005: 3, zit n. Ridder 2008: 784).

²⁵ Der Ökosystemansatz ist insofern holistisch, als dass Ökosysteme „als Ganze“ und die Individuen (nur) daraufhin betrachtet werden, welchen Beitrag sie zur Erhaltung eines Ökosystems oder zu Ökosystemfunktionen oder -leistungen beisteuern. Er ist (in methodischer Hinsicht) reduktionistisch, da die Vielfalt der Eigenschaften von Ökosystemkomponenten auf wenige reduziert und nur im Hinblick auf wenige, zumeist physikalische Parameter betrachtet wird. (Voigt 2009, Kirchoff & Voigt 2010).

Grundsätzlich lässt sich also sagen: Man braucht für Ökosystemleistungen eine bestimmte Mindest-Biodiversität, v. a. bestimmte *key service provider*, einige Substituenten zur Sicherheit und ein paar Arten, die Störungen puffern, aber es gibt immer viele Arten, die a) dafür *irrelevant* sind, b) eine *negative Wirkung* auf gewünschte Systemleistungen haben oder die c) *redundant* sind. Eine ganze Reihe von Arten kann also wegfallen, ohne dass sich die Systemleistungen verschlechtern.

Der Wert des *Ecosystem Services*-Konzeptes für den Schutz der Biodiversität

Von verschiedener Seite wird dem *Ecosystem Services*-Konzept ein hoher Wert für die Erhaltung von Biodiversität zugesprochen.²⁶ Trifft das zu? Diese Frage untersuche ich im Folgenden am Beispiel der Artenvielfalt. Dabei diskutiere ich nicht, ob und warum man überhaupt (alle) Arten schützen sollte, sondern frage danach, ob der *Ecosystem Services*-Ansatz eine Grundlage für den Artenschutz sein kann.

In der Perspektive der *Ecosystem Services* werden Ökosysteme wie technische Systeme bewertet: nach ihren Leistungen, nach dem (ökonomischen, evtl. monetarisierbaren) Nutzen, den sie für Mensch und Gesellschaft erbringt. Der Schutz eines Ökosystems kann *nur* aufgrund seiner *Leistungen* begründet werden und der Schutz einer oder mehrerer Arten, der Vielfalt an Arten oder auch bestimmter Individuen nur durch ihren jeweiligen Beitrag zu diesen Leistungen. Das heißt, *das*, und *auch nur das* an Natur, von dem wir wissen, dass es einen relevanten Nutzen für uns hat, kann geschützt werden; z. B. eine Grünfläche in der Stadt wegen ihrer positiv bewerteten mikroklimatischen Wirkung oder eine Insektenart, da sie Schädlinge kontrolliert. Was auf der Eben der betrachteten Leistungen keine (eigene, wichtige) Funktion hat, muss bzw. kann im Rahmen des *Ecosystem Service*-Ansatzes nicht geschützt werden.²⁷ Da viele Leistungen mit einem Minimum an Artenvielfalt erbracht werden können, wäre es ökonomisch vernünftig, die Artenvielfalt eines Systems auf die notwendige zu reduzieren oder zumindest nicht in die irrelevanten und redundanten Arten zu investieren.²⁸

²⁶ Siehe z. B. Daily 1997, 2000; Mace 2011.

²⁷ "It may be desirable to set a predetermined target whereby a collection of organisms are not considered as service providers unless they contribute a given amount to a particular service (e.g., a provider must contribute 30% to a pest control service, thereby reducing a land manager's reliance on pesticides and resulting in crop yields at a given profit margin). The benefits of this target approach include avoiding undue attention being placed on organisms that make insubstantial contributions to service provision (i.e., it identifies the key service providers)." (Luck 2009: 229; vgl. Kremen 2005)

²⁸ Zwar wird mit dem Verweis auf unser unzureichendes ökologische Wissen und die Unsicherheit zukünftiger Entwicklungen mit dem *Vorsorgeprinzip* die Notwendigkeit des Schutzes *aller* Arten begründet. Dafür ist jedoch der *Ecosystem Services*-Ansatz, der ja ökonomische Werte zuweisen und vergleichbar machen will, nicht geeignet: Er bezieht sich auf eine *bestimmte* Auswahl *aktueller und messbarer*, aber nicht auf die unendliche Vielzahl an *potentiellen Nutzungsmöglichkeiten* in einer ungewissen Zukunft (vgl. Ridder 2008).

Eine weitere Implikation dieses Ansatzes ist, dass Arten durch (auch technische) Substitute ersetzt werden können, wenn diese dieselbe Funktion genauso gut oder effizienter erfüllen. Gerade wenn man Ökosysteme unter dem Aspekt der Maximierung der versorgenden Leistungen betrachtet, schneiden „künstliche“ Ökosysteme mit auf Produktionsmaximierung gezüchteten oder genveränderten Organismen wesentlich besser ab als naturnahe. Wie nachteilig die Perspektive der Systemleistung für den Schutz von Vielfalt sein kann, zeigen folgende Beispiele: Die Bestäubungsleistung von *heimischen Wildbienen* für den Kaffeeanbau auf einer Plantage in Costa Rica wurde sehr hoch bewertet und als Argument für die Schutzwürdigkeit der Wildbienen verwendet. Dann ging der Preis für Kaffeebohnen zurück und auf der Plantage wurde statt Kaffee Ananas angebaut. Da Ananaspflanzen zur Fruchtbildung nicht auf Bestäubung angewiesen sind, wurde die Bestäubungsleistung der Bienen wertlos und damit das Argument, dass die Wildbienen aufgrund ihrer Leistung geschützt werden müssen, hinfällig (McCauley 2006: 27f). Ein weiteres Beispiel zeigt, dass die Leistung heimischer Wildbienen durch den Import von (gebietsfremden) domestizierten Honigbienen durch Berufsimker ersetzt und damit *überflüssig* werden kann (Ghazoul 2007); sie kann sogar *schädlich* sein, d. h. zu einem *disservice* werden, wenn z. B. Bienen auf bestimmte Eigenschaften hin (z. B. Selbstbestäubung und Kernlosigkeit der Früchte) gezüchtete Zitruspflanzen fremdbestäuben und so die Ernte durch Einkreuzung ungewollter Eigenschaften ruinieren (Sagoff 2011: 497f). Dass Leistungen durch die Einführung anderer Arten oder durch agrotechnische Entwicklung überflüssig oder sogar zu *disservices* werden, zeigt, dass sich der ökonomische Wert einer Leistung von Arten schnell und radikal ändern kann und damit kein dauerhaftes Argument für ihren Schutz bietet. Wenn auch Ökosysteme viele Leistungen „umsonst“ erbringen, ist anzunehmen, dass zunehmend bestimmte Bedürfnisse durch technische Lösungen preiswerter und effizienter zu befriedigen sein werden als durch die aufwändige Erhaltung von dienstleistenden Ökosystemen. Es ist ein naives Wunschdenken, dass sich für Wirtschaft und Naturschutz immer *win-win* Situationen einstellen (McCauley 2006: 28).

Gegen die Interessen des Artenschutzes spricht auch, dass Ökosystemleistungen meist nicht von seltenen und gefährdeten Arten geleistet werden, sondern von häufigen und toleranten Arten, die gegen Veränderungen unempfindlich sind (Ridder 2008: 784f). Sie können natürlich auch von *Neobiota* erbracht werden: auch der Asiatische Marienkäfer frisst Blattläuse. Bei diversen Instrumenten zur Messung und Bewertung der Biodiversität (z. B. CBI) wird zwischen heimischen und fremden Arten unterschieden und damit versucht, Vielfalt an örtliche Eigenart zu binden. Das kann man richtig oder falsch finden – aber diese unterschiedliche Bewertung von Heimischen und Fremden ist innerhalb des technisch-ökonomischen *Ecosystem Services*-Konzepts nicht möglich.

McCauley (2006: 27) argumentiert, dass ein auf dem *Ecosystem Services*-Ansatz basierender Naturschutz von der falschen Annahme ausgehe, dass die Natur es „gut mit uns“ meine, dass sie uns mit Dienstleistungen versehe und vor schädli-

chen Kräften wie Überschwemmungen, Klimaerwärmung und Stürmen schütze. Er vernachlässige aber, dass es unzählige Beispiele von *ecosystem disservices* gebe: Tiere, die Besitz und Menschenleben zerstören, Vegetation, die sich nachteilig auf das Wassermanagement auswirke oder Feuchtgebiete, die die Gesundheit gefährden.

Anders als häufig behauptet, ist also das *Ecosystem Services*-Konzept aufgrund der Fokussierung auf den Nutzen und der Betrachtung von Arten als funktional äquivalent für die Erhaltung der Artenvielfalt nicht hilfreich, sondern sogar schädlich: Erhebliche Teile der Artenvielfalt müssten aus dieser Perspektive vernachlässigt, als „nutzlos“, ersetzbar oder wertmindernd und deshalb als nicht schützenswert eingestuft werden. Der Versuch, den Schutz von Artenvielfalt durch das *Ecosystem Services*-Konzept zu stärken, kann in letzter Konsequenz zu einer Verringerung dieser Arten und damit der Artenvielfalt führen.²⁹

Biodiversität als Grundlage kultureller Ökosystemleistungen?

Bisher habe ich die Kategorie der *cultural services* vernachlässigt. Diese beinhaltet „nonmaterial benefits people obtain from ecosystems“ (MA 2005) wie z. B. intellektuelle und spirituelle Inspiration, kulturelle Identität, Erholung sowie Ästhetik. Sie ermöglicht bzw. erfordert zwar theoretisch einen „breiten“ Ansatz eines ökonomischen Gesamtwertes, also einen Ansatz, der nicht nur quantifizierbare Nutzen und Tauschwerte, sondern auch nicht-nutzungsbezogene Werte, wie persönliche Erinnerungswerte, ästhetische und kulturelle Werte wie Eigenart, Heimat, Wildnis einschließt. Jedoch lassen sich diese Werte nicht objektivieren oder quantifizieren und auch nicht adäquat monetär abbilden (weshalb sie auch oft vernachlässigt werden).³⁰ Dass Biodiversität für diese Kategorie wichtig ist (oder dass Biodiversität selbst eine kulturelle Leistung ist), wird von verschiedener Seite behauptet – und daher sollte, so kann man annehmen, darüber auch der Schutz der Vielfalt begründbar sein.³¹ Das werde ich nicht umfassend diskutieren, sondern im Folgenden vor allem auf Unstimmigkeiten der Kategorie der *cultural services* eingehen.

Das *Ecosystem Services*-Konzept impliziert, wie oben dargestellt, dass Leistungen auf ökologischen Funktionen und biophysischen Strukturen des Ökosystems beruhen. Bezogen auf die *cultural services* hieße dies, dass Ökosysteme Ästhetik, Inspiration, Spiritualität, Wissen, Naturerleben auf die gleiche objektive, prinzipiell naturwissenschaftlich messbare Weise *hervorbringen* wie bereitstellende, regulierende und unterstützende Leistungen. Dazu folgende Gedanken:

Nutzenorientierte Leistungen wie Erholung (oder zumindest die Bedingungen für bestimmte Freizeitaktivitäten) mag man mit dem Konzept noch einigermaßen erfassen können, wenn man z. B. die Erreichbarkeit und Zugänglichkeit von sowie

²⁹ Vergleiche auch McCauley 2006, Norgaard 2010, BUND 2010.

³⁰ Siehe z. B. Chan et al. 2012, Daniel et al. 2012.

³¹ Siehe z. B. Schneiders et al. 2012, Hooper et al. 2005; Vandermeer et al. 2002.

die Nutzungsmöglichkeiten und -konflikte in Erholungsgebieten berücksichtigt. Aber für die Erfassung und Bewertung von kulturellen Werten von Natur ist es nicht angemessen.³² An welche ökologischen Funktionen sollen Ästhetik, Inspiration, Heimatgefühl und andere kulturelle Werte gebunden sein? Das Wissen, dass es wildlebende Elefanten gibt, bereitet vielen Menschen Freude (auch wenn diese ökonomische Schäden in der Subsistenzlandwirtschaft anrichten, also *disservices* produzieren). Wenn auch bestimmte ökologische Bedingungen gegeben sein müssen, damit es wildlebende Elefanten gibt, hat die Freude über sie nichts mit ökosystemaren Funktionen oder Prozessen zu tun.

Natürlich benötigt man eine „materielle Basis“ für die Möglichkeit einer ästhetischen oder spirituellen Erfahrung, sei es einer einzelnen Pflanze, eines Tieres oder eines räumlichen Naturausschnittes. Aber das, was z. B. ästhetisch als Landschaft betrachtet und mit kulturellen Bedeutungen versehen wird, ist nicht das gleiche, was man im Rahmen der Naturwissenschaft z. B. mit dem Konzept des Ökosystems erfasst und in seinen Funktionen und Leistungen beschreibt. Es sind lebensweltlich definierte ästhetisch-symbolische Einheiten: Berge, Seen, Wiesen, Wälder, Täler etc., die subjektiv erlebt werden.³³ Was versucht wird, durch die Kategorie der *cultural services* zu erfassen, ist keine Systemleistung oder Eigenschaft des betrachteten Objektes, sondern die *Fähigkeit des Subjektes*, die Natur und ihre Vielfalt zu erleben, ästhetisch zu beurteilen, zu interpretieren und dabei symbolische Bedeutungen und Werte „zuzuweisen“ (Voigt 2012a: 101).³⁴

Üblicherweise werden bestimmte Indikatoren wie die Anzahl von Arten oder Landschaftselementen, etc. verwendet, um *cultural services* als „diversitätsbasierte Systemleistung“ zu erfassen. Ist das adäquat? Die kulturelle Bedeutung, die wir einer Landschaft zuweisen, z. B. dass wir sie als harmonisch oder als Heimat betrachten, steigert sich nicht automatisch, wenn man die Anzahl der in ihr vorkommenden Arten und landschaftlichen Besonderheiten vergrößert. Im Gegenteil: Die meisten kulturellen Werte hängen von der *Eigenart* einer Landschaft ab und dazu gehören bestimmte, typische Landschaftselemente, nicht beliebig viele. Wir haben an Landschaften jeweils bestimmte Erwartungen in Hinsicht auf ihre Eigenart und Vielfältigkeit: an das Salzkammergut andere als an die Lüneburger Heide. Das betrifft auch die Arten, die zu einer Landschaft gehören. Daher wird, wie bereits oben angedeutet, nicht das Vorhandensein möglichst vieler Arten positiv bewertet, sondern das der heimischen, landschaftstypischen Arten. Fremde Arten werden als Störung wahrgenommen – das zeigt sich deutlich in vielen Formulierungen des Naturschutzes. Vielfalt ist also nicht beliebig Vielzahl, sondern die Ausdifferenzierung regionaler Eigenart. Das bedeutet auch, dass bei der Bewertung von kulturellen Ökosystemleistungen verwendete Indikatoren nicht geeignet sind, das zu messen, was wir unter „landschaftlicher Vielfalt“ verstehen, weil sie nicht die Bin-

³² Vergleiche auch Kirchhoff 2012.

³³ Vergleiche auch Kangler & Voigt 2010, Voigt 2010.

³⁴ Vergleiche auch Kirchhoff 2012, Voigt 2012b.

derung der kulturellen Idee von Vielfalt an Eigenart berücksichtigten und auch gar nicht berücksichtigen können.³⁵

Das *Ecosystem Services*-Konzept ist auf Nutzen (im Sinne von Gebrauchs- und Tauschwert) fokussiert. Bei den unter kulturellen Leistungen genannten Aspekten geht es aber vorrangig nicht um Nutzen, sondern um *symbolische Bedeutung und kulturellen Wert*. Was uns Natur und Landschaft sowie deren Vielfalt bedeutet, welche Aspekte oder Bestandteile von Vielfalt, welche Arten oder Landschaftselemente aus welchen Gründen wichtig sind, ist mit dem *Ecosystem Services*-Konzept nicht zu erfassen und nicht zu berücksichtigen. Denn es geht hier nicht um monetarisierbaren Gebrauchswert, sondern um kulturelle oder individuelle Bedeutung und Werte (Voigt 2012b, Kirchhoff 2012).³⁶ Diese Bedeutung von Natur und Landschaft ist aber ein fundamentales Argument für den Schutz von Natur und ihrer Vielfalt.³⁷ Wir sollten sie erhalten, auch, aber nicht nur aufgrund ihres instrumentellen oder ökonomischen Nutzens, auch, aber nicht nur aufgrund der Funktionen von Arten für bestimmte ökologische Prozesse, sondern auch wegen der kulturellen Bedeutung von Natur. Hier, auf der Ebene der kulturellen Bedeutung, ist die Vielfalt der Natur zentral.³⁸

Wahrscheinlich ist dies auch der Grund, warum letztlich trotz empirischer Gegenbeweise und theoretischer Widersprüche bzw. methodischer Unangemessenheit immer wieder versucht wird, Biodiversität an *Ecosystem Services* zu binden. Es wird versucht, die kulturelle Idee der Vielfalt trotz und „innerhalb“ der dominierenden gebrauchswertorientierten und monetären Sicht auf Natur zu retten, indem – auch wenn es sich nicht beweisen lässt – argumentiert wird, dass Biodiversität nützlich ist, jetzt oder in Zukunft, als Basis für unser Wohlbefinden und wirtschaftliches Wachstum oder zumindest Stabilität und Nachhaltigkeit, und dass die Arten, deren Nutzen derzeit noch nicht bewiesen ist, aber ganz bestimmt in Zukunft, ihren Nutzen einmal beweisen werden. Ehrlicher wäre zu sagen, dass für uns Vielfalt als Ganzes sowie viele der Arten eine kulturelle Bedeutung haben; auch all die Arten, die vielleicht ökonomisch nutzlos oder schädigend sind.

Die Ausgangsfrage, welchen Nutzen der *Ecosystem Services*-Ansatz für den Schutz von Biodiversität hat, lässt sich also folgendermaßen beantworten: Aus der *Ecosystem Services*-Perspektive lässt sich der Schutz derjenigen Arten begründen, die für die erwünschten Ökosystemleistungen eine Funktion erfüllen, v. a. bestimmte *key service provider*. Aber erhebliche Teile der Artenvielfalt müssen aus dieser Perspektive als „nutzlos“, ersetzbar oder schädlich und deshalb als nicht schützens-

³⁵ Dazu ausführlich Eisel 2006, vgl. auch Kirchhoff 2012, Voigt & Zutz 2012.

³⁶ Allerdings wird in der Ökonomie auch das Konzept des ökonomischen Gebrauchswertes vertreten, der den Anspruch hat, auch diese Werte einzubeziehen, indem z. B. danach gefragt wird, welchen Geldbetrag Menschen bereit sind zu zahlen, damit bestimmte Arten weiterhin existieren (Baumgärtner 2002). Inwiefern die Bereitschaft, für die Erhaltung einer Art Geld zu zahlen, die *kulturelle oder individuelle Bedeutung* dieser Art abbilden kann, erscheint jedoch fragwürdig.

³⁷ Siehe dazu unter vielen anderen Trepl & Voigt 2009.

³⁸ Siehe dazu ausführlich Eisel 2007.

wert eingestuft werden. Die Kategorie der *cultural services* ermöglicht zwar, den Schutz von Arten zu begründen, die für andere *services* keine Funktion erfüllen. Allerdings ist diese Kategorie widersprüchlich und inkonsistent: *cultural services* sind keine durch Indikatoren messbaren Leistungen oder Eigenschaften eines ökologischen Systems, sondern beziehen sich auf die *Fähigkeit des Subjektes*, die Natur und ihre Vielfalt zu erleben und zu beurteilen.

Danksagung

Ich danke meinen beiden Reviewern, Aurélie Halsband und Georg Hausladen, für die kritische Durchsicht und die wichtigen Anregungen zur Verbesserungen des Manuskriptes.

Literatur

- Baumgärtner, S.: Der ökonomische Wert der biologischen Vielfalt. ANL (Hrsg.): Grundlagen zum Verständnis der Artenvielfalt und seiner Bedeutung und der Maßnahmen, dem Artensterben entgegen zu wirken. 2002, Laufen, S. 73-90.
- Bulla, L.: Relationships between biotic diversity and primary productivity in savanna grasslands. In: Solbrig, O.T.; Medina, E. und Silva, J.F. (Hrsg.): Biodiversity and savanna ecosystem processes. A global perspective. 1996, Springer, S. 97-117.
- BUND: BUND Hintergrund: TEEB. 2010 ,
http://www.bund.net/fileadmin/bundnet/publikationen/biologische_vielfalt/20100728_biologische_vielfalt_hintergrund_teeb.pdf (letzter Zugriff: 01.03.2013).
- Chan, K.M.A.; Pringle, R.M.; Ranganathan, J. et al.: When agendas collide. Human welfare and biological conservation. 2007, Conservation Biology 21, S. 59-68.
- Chan, K.M.A; Satterfield T. und Goldstein, J.: Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. 2012, Ecological Economics 74, S. 8-18.
- Corbera, E.; Kosoy, N. und Martínez-Tuna, M.: The equity implications of marketing ecosystem services in protected areas and rural communities. Case studies from Meso-America. 2007, Global Environmental Change 17, S. 365-380.
- Costanza, R.; d'Arge, R.; de Groot, R.; Farber, S. et al.: The value of the world's ecosystem services and natural capital. 1997, Nature 387, S. 253–260.
- Daily, G.C. (Hrsg.): Nature's Services. Societal Dependence on Natural Ecosystems. 1997, Island Press.

- Daily, G.C.: Management objectives for the protection of ecosystem services. 2000, *Environmental Science & Policy* 3, S. 333-339.
- Daniel, T.C.; Muhar, A.; Arnberger, A. et al.: Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. 2012, *PNAS/Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 109, S. 8812-8819.
- Diaz, S.; Fargione, J.; Chapin, F.S. und Tilman, D.: Biodiversity loss threatens human well-being. 2006, *PLoS Biology* 4, S. 1300-1305.
- Eisel, U.: Landschaftliche Vielfalt mit und ohne Sinn. In: Eisel, U. und Körner, S. (Hrsg.): *Landschaft in einer Kultur der Nachhaltigkeit*. Bd. I. 2006, Kassel, S. 92-119.
- Eisel, U.: Vielfalt im Naturschutz – ideengeschichtliche Wurzeln eines Begriffs. In: Potthast, T. (Hrsg.): *Biodiversität – Schlüsselbegriff des Naturschutzes im 21. Jahrhundert?* *Naturschutz und biologische Vielfalt* 48. 2007, BfN, S. 25-40.
- Engel, S.; Pagiola, S. und Wunder, S.: Designing payments for environmental services in theory and practice. 2008, *Ecological Economics* 65, S. 663-674.
- Ghazoul, J.: Challenges to the uptake of the ecosystem service rationale for conservation. 2007, *Conservation Biology* 21, S. 1651-1652.
- Gorke, M.: *Eigenwert der Natur. Ethische Begründung und Konsequenzen*. 2010, Hirzel.
- Hooper, D.U.: The role of complementarity and competition in ecosystem responses to variation in plant diversity. 1998, *Ecology* 79, S. 704-719.
- Hooper, D.U.; Solan, M.; Symstad, A. et al.: Species diversity, functional diversity and ecosystem functioning. In: Loreau, M.; Naeem, S. und Inchausti, P. (Hrsg.): *Biodiversity and Ecosystem Functioning. Synthesis and Perspectives*. 2002, Oxford University Press, S. 195-281.
- Hooper, D.U.; Chapin, F.S.; Ewel, J.J., et al.: Effects of biodiversity on ecosystem functioning. A consensus of current knowledge. 2005, *Ecological Monographs* 75 (1), S. 3-35.
- Kangler, G. und Voigt, A.: Kann Wildnis Ökosystem sein? Kritische Reflexion eines widersprüchlichen Begriffspaares im Naturschutz. 2010, *Zeitschrift für Semiotik* 32 (3-4), S. 367-389.
- Kirchhoff, T.: Pivotal cultural values of nature cannot be integrated into the ecosystem services framework. 2012, *PNAS* 109 (46).
- Kirchhoff, T. und Voigt, A.: Rekonstruktion der Geschichte der Synökologie. Konkurrierende Paradigmen, Transformationen, kulturelle Hintergründe. *Verhandlungen zur Geschichte und Theorie der Biologie* 15, *Disziplinengese* im 20. Jahrhundert. 2010, VWB, S. 181-196.

- Kremen, C.: Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? 2005, *Ecology Letters* 8, S. 468-479.
- Lawton, J.H. und Brown, V.K.: Redundancy in ecosystems. In: Schulze, E.D. und Mooney, H.A. (Hrsg.): *Biodiversity and ecosystem function*. 1993, Springer, S. 225-270.
- Luck, G.W.; Harrington, R.; Harrison, P. et al.: Quantifying the contribution of organisms to the provision of ecosystem services. 2009, *Bioscience* 59, S. 223-235.
- Mace, G., Norris, K. und Fitter, A.: Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. 2011, *Trends in Ecology and Evolution* 27 (1), S. 19-26.
- May, R.: Stability in ecosystems: some comments. In: van Dobben, W.H. und Lowe-McConnell, R.H. (Hrsg.): *Unifying Concepts in Ecology*. 1975, Dr W. Junk, S. 161-168.
- McCann, K.S.: The diversity-stability debate. 2000, *Nature* 405, S. 228-233.
- McCauley, D.J.: Selling out on nature. 2006, *Nature* 443, S. 27-28.
- MA (Millennium Ecosystem Assessment): *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. 2005, Island Press.
- Naeem, S.: Species redundancy and ecosystem reliability. 1998, *Conservation Biology* 12, S. 39-45.
- Naidoo, R.; Balmford, A.; Costanza, R. et al.: Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. 2008, *PNAS* 105, S. 9495-9500.
- Norgaard, R.B.: Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. 2010, *Ecological Economics* 69 (6), S. 1219-1227.
- Orians, G. H.: Diversity, stability and maturity in natural ecosystems. In: van Dobben, W. H. und Lowe-McConnell, R. H. (Hrsg.): *Unifying Concepts in Ecology*. 1975, Dr W. Junk, S. 139-150.
- Pimm, S.: The complexity and stability of ecosystems. 1984, *Nature* 307, S. 321-326.
- Potthast, T.: Was ist Biodiversität und warum soll sie erhalten werden? 2005, *Denkanstöße* 2, S. 18-29.
- Redford K.H und Adams W.M.: Payment for ecosystem services and the challenge of saving nature. 2009, *Conservation Biology* 23, S. 785-787.
- Ridder, B.: Questioning the ecosystem services argument for biodiversity conservation. 2008, *Biodiversity Conservation* 17, S. 781-790.

- Sagoff, M.: The quantification and valuation of ecosystem services. 2011, *Ecological Economics* 70, S. 497-502.
- Salles, J.-M.: Valuing biodiversity and ecosystem services: Why put economic values on Nature? 2011, *Comptes Rendus Biologies* 334, S. 469-482.
- Schläpfer, F. und Schmid, B.: Ecosystem effects of biodiversity: a classification of hypotheses and exploration of empirical results. 1999, *Ecological Applications* 9, S. 893-912.
- Schneiders, A.; Van Daele, T.; Van Landuyt, W. und Van Reeth, W.: Biodiversity and ecosystem services. Complementary approaches for ecosystem management? 2012, *Ecological Indicators* 21, S. 123-133.
- Solbrig, O. T.: Biodiversität – Wissenschaftliche Fragen und Vorschläge für die internationale Forschung. 1994, Bonn.
- Srivastava, D.S. und Vellend, M.: Biodiversity-Ecosystem function research: Is it relevant to conservation? 2005, *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 36, S. 267-294.
- TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity): Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of TEEB. 2010, <http://www.teebweb.org/TEEBSynthesisReport/tabid/29410/Default.aspx>.
- Trepl, L.: Die Diversitäts-Stabilitäts-Diskussion in der Ökologie. 1995, Beiheft 12 - Berichte der ANL, S. 35-49.
- Trepl, L.: Biodiversitätsbasierte Ökosystemdienstleistungen 2012, <http://www.scilogs.de/chrono/blog/landschaft-oekologie/biodiversitat-und-aussterben/2012-02-20/biodiversit-ts-basierte-kosystemdienstleistungen>. (letzter Zugriff: 01.03.2013).
- Trepl, L. und Voigt, A.: Von einer Kulturaufgabe zur angewandten Ökologie – Welche Verwissenschaftlichung hat der Naturschutz nötig? 2009, *Jahrbuch 2008 des Vereins zum Schutz der Bergwelt* 73, S. 165-181.
- UNEP (United Nations Environment Programme): *Global Environment Outlook 4: Environment for Development*. 2007, Progress Press.
- Vandermeer, J.; Lawrence, D.; Symstad, A. und Hobbie, S.: Effect of biodiversity on ecosystem functioning in managed ecosystems. In: Loreau, M.; Naeem, S und Inchausti, P. (Hrsg.): *Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives*. 2002, Oxford University Press, S. 209-220.
- Voigt, A.: *Die Konstruktion der Natur. Ökologische Theorien und politische Philosophien der Vergesellschaftung*. 2009, Steiner.
- Voigt, A.: Was soll der Naturschutz schützen? Wildnis oder dynamische Ökosysteme? – Die Vermischung kultureller und naturwissenschaftlicher

- Perspektiven im Naturschutz. 2010, Wildnis zwischen Natur und Kultur, ANL, S. 14-21.
- Voigt, A.: Landscapes as Ecosystems. What is lost when science gains the privilege of interpretation? In: Dymitryszyn, I.; Kaczyńska, M. und Maksymiuk, G. (Hrsg.): The Power of Landscape. 2012a, Warschau, S. 99-102.
- Voigt, A.: Biodiversität und Ecosystem Services. Kommentar vom 19.04.2012 zu Trepl, L.: Diskussionsblog „Biodiversitätsbasierte Ökosystemdienstleistungen“. 2012b, <http://www.scilogs.de/chrono/blog/landschaft-oekologie/biodiversitat-und-aussterben/2012-02-20/biodiversit-ts-basierte-ecosystemdienstleistungen> (letzter Zugriff 01.03.2013).
- Voigt, A. und Zutz, A.: Schutz, Planung und Gestaltung von Heimat: Spielarten der Denkfigur von Eigenart in der Geschichte von Naturschutz und Landschaftsplanung. 2012, TLUG: Eigenart der Landschaft, S. 39-62.
- Yachi, S. und Loreau, M.: Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. 1999, PNAS 96, S. 1463-1468.

Globale Öffentliche Güter – Perspektiven eines ökonomischen Konzepts für den internationalen Schutz der Biodiversität

*Katherina Grafl*¹

1 Einleitung

Thomas Hobbes nannte es den Staatsvertrag², heute sehen wir es als Pflicht des demokratischen Staates an, seinen Bürgern bestimmte Lebensgrundlagen zu gewährleisten. Sicherheit, Bildung, eine lebensermöglichende Umwelt, Teilhabe an der Gesellschaft – die staatlichen Aufgaben sind vielfältig und wandeln sich auch mit der Zeit. In der ökonomischen Wissenschaft werden sie auch als *Öffentliche Güter* bezeichnet. Dabei war lange klar, dass der einzelne Staat in der Verantwortung gesehen wurde. In Zeiten einer bisher nicht gekannten globalen Vernetzung lässt sich das Konzept jedoch nicht nur auf den Nationalstaat beschränken. Viele Probleme unserer Zeit haben globale Ausmaße und können auch nur international gelöst werden. Dabei sind es nicht (mehr) alleine die Staaten, die Öffentliche Güter bereitstellen und beeinflussen. Man denke an den Klimawandel, Finanzkrisen, Seuchen oder den Verlust der Biodiversität. Von daher scheint es nur logisch und zwingend, dass sich die wirtschaftswissenschaftliche Theorie der Öffentlichen Güter den neuen Gegebenheiten anpassen muss.

¹ Mein besonderer Dank gilt Dr. Inge Kaul, die für ein Interview bereitstand und wichtige, hilfreiche Anmerkungen gemacht hat.

² Siehe Hobbes 1651.

Mit dem Konzept der *Globalen Öffentlichen Güter* (*Global Public Goods – GPGs*) wurde eine Erweiterung vorgeschlagen.³

2 Gegenstand des Artikels

In der wissenschaftlichen Diskussion haben die GPGs vor allem zu Beginn des 21. Jahrhunderts eine beachtliche Karriere hingelegt. Viele Autoren griffen den zuerst von einer unabhängigen Forschergruppe innerhalb des UNDP (*United Nations Development Program*) vorgeschlagenen Begriff auf.⁴ Doch politisch stieß die konsequente Umsetzung des Konzepts auf Widerstände. Zwar wurde eine *International Task Force on Global Public Goods* gebildet, die von Schweden und Frankreich unterstützt wurde, doch letztlich bewegte sich die Diskussion in einem zwar nicht kleinen, aber eben fachlich spezialisierten Rahmen und nicht in einer breiteren Öffentlichkeit. In Anbetracht der vergleichsweise kurzen Zeitdauer – bis sich Bewegungen und Schlagwörter international durchgesetzt haben, vergehen zumeist Jahrzehnte⁵ – sollte man mit vorschnellen Urteilen vorsichtig sein. Dennoch lohnt es sich, schon jetzt einen Blick auf die Entwicklung zu werfen, um später eine detailliertere Bewertung machen zu können. Das ist für mich der Anlass, genauer zu untersuchen: 1. was von den *political entrepreneurs*⁶ unternommen wurde, um das Konzept voranzubringen und wie es sich entwickelte und 2. welche Perspektiven sich dadurch für den internationalen Schutz der Biodiversität ergeben. Beiden Fragen werde ich in diesem Artikel nachgehen.

3 Das Konzept der Globalen Öffentlichen Güter

Ausgangspunkt der GPGs sind die traditionellen Öffentlichen Güter, die durch Nicht-Ausschließbarkeit und Nicht-Rivalität gekennzeichnet sind. Das bedeutet, dass keiner von der Nutzung der Öffentlichen Güter ausgeschlossen werden kann und dass der Konsum durch eines oder mehrere Individuen die Verfügbarkeit nicht verringert.⁷ Als verdeutlichendes Beispiel wird hier gerne die saubere Luft gewählt. Eine Verbesserung der Luftqualität kommt allen gleichermaßen zugute und auch wenn alle Einwohner Deutschlands gleichzeitig atmen, so bleibt doch weiterhin genügend Luft übrig. Allerdings kann Luft durch Abgase verschmutzt

³ Besonders richtungweisend waren Kaul et al. 1999.

⁴ U.a. Ferroni und Mody 2002; Arce und Sandler 2001; Kaul et al. 2003.

⁵ Man denke dabei an die Umweltpolitik an sich: 1972 fand die UN Umweltkonferenz in Stockholm statt, ein Meilenstein der Umweltpolitik. In Deutschland gab es ein offizielles Umweltministerium erst ab 1986. <http://www.bpb.de/gesellschaft/umwelt/dossier-umwelt/61136/geschichte?p=all>; <http://www.bmu.de/bmu/chronologie/>.

⁶ “Individuals who change the direction or flow of politics”; Schneider und Teske 1992; S. 737.

⁷ Nach Samuelson 1954.

werden und damit müsste saubere Luft erst wieder *hergestellt* werden, z.B. durch gesetzliche Vorschriften für Filter an Schornsteinen.

Für traditionelle Öffentliche Güter können vier Fragen gestellt werden:⁸

1. Wie viel soll zur Verfügung gestellt werden?
2. Wie soll das finanziert werden?
3. Woher kann der Staat die nötigen Informationen nehmen (z.B. über Präferenzen)?
4. Wie kann ein gewünschtes Produktionsziel (durch die Privatwirtschaft) erreicht werden und wie sollen die Lasten verteilt werden?

Für GPGs stellt sich diese vierte Frage in ähnlicher Form: Wie sollen Kosten und Nutzen verteilt werden? Oder: Durch welche Allokation erreichen wir den bestmöglichen Effekt? Am Ende läuft es zumeist auf die Frage hinaus: Wer bezahlt wen für was? Wichtig für die Klassifizierung als GPG ist die Reichweite des Öffentlichen Gutes. Betrifft es quasi die ganze Welt? Wenn nur eine oder zwei Regionen (z.B. nur Europa) betroffen sind, dann handelt es sich um ein *Regional Public Good (RPG)*. Ist ein einzelner Staat betroffen, spricht man wie gehabt von einem Öffentlichen Gut. Einleuchtende Beispiele für GPGs sind Klimastabilität oder die weltweite Verbreitung von Seuchen.

Die Basis des Konzepts, wie es von der Initiatorin Inge Kaul verstanden wird, ist zunächst mal ein rein analytisches.⁹ Zuerst geht es um die Erfassung beobachteter Phänomene der Realität. Daraus ergeben sich natürlich Implikationen für die Politik – sicherlich auch ein Grund, warum die Idee der GPGs von verschiedenen Seiten immer wieder in eine normative Richtung gelenkt wurde, was ich gleich erläutern werde.

Neben dem rein instrumentellen Ausgestaltungsvorschlag (*Wie setzen wir ein genanntes Ziel am besten um?*), spielte dabei das Problem der globalen Gerechtigkeit, und insbesondere der Entwicklungshilfe, eine große Rolle. In so manchem Text zum Thema wird betont: Die Finanzierung der GPGs dürfe nicht zu Lasten der Entwicklungshilfe der einzelnen Staaten gehen.¹⁰ Es müsse sich auf jeden Fall um eine *zusätzliche* Finanzierung handeln.

Aber was bedeutet eine solche Finanzierung überhaupt? An einem Beispiel ausgedrückt, hieße das:

Land B ist einer der sogenannten megadiversen Hotspots, es hat also eine besonders hohe Biodiversität. Allerdings kostet die Erhaltung der Biodiversität Geld und zugleich entgehen Land B mögliche Gewinne durch eine Nichtnutzung des entsprechenden Gebietes (Opportunitätskosten): z.B. Landwirtschaft, Ölförderung, Holzwirtschaft. Von der Erhaltung der Biodiversität haben aber andere Län-

⁸ Nach Heal 1999, S.223.

⁹ Interview mit Inge Kaul, Kaul 06.12.2012.

¹⁰ Besonders im Bericht der International Task Force on Global Public Goods 2006, z.B. S. 100 f.

der einen Nutzen, ohne dafür Kosten übernommen zu haben.¹¹ Dieser sogenannten Trittbrettfahrerproblematik, die bei öffentlichen Gütern generell eintritt, könnte durch Ausgleichszahlungen abgeholfen werden. Das bedeutet, Land A, ein wohlhabendes Industrieland mit geringer Biodiversität, würde in einen Fonds einzahlen, aus dem dann wiederum Projekte oder anderes – eine Sache der Ausgestaltung – in Land B finanziert würden. Damit verbunden wäre voraussichtlich eine feste Konditionalität, es wäre also genau festgelegt, wofür das Geld ausgegeben werden darf. Traditionelle Entwicklungshilfe dagegen überlässt den Empfängerstaaten eher, was sie mit dem Geld anfangen.¹² Gelder für GPGs wären zudem themengebunden, was zur Folge hätte, dass mit Umweltschutzfinanzierung keine Krankenhäuser gebaut werden könnten, salopp formuliert.

Ein wichtiger Bestandteil des ursprünglichen GPGs-Konzepts ist die Feststellung, dass es sich bei Öffentlichen Gütern nicht automatisch um etwas *Gutes* handeln muss. Denn was als bedeutsam und gut betrachtet wird, hängt von den Präferenzen des Betrachtenden ab. Dies wird besonders deutlich, wenn man die unterschiedlichen Sichtweisen von Industrie- und Entwicklungsländern einbezieht. Was ersteren wichtig ist, weil es ihren eigenen Interessen entspricht, kann für die letzteren unerwünscht oder gar schädlich sein.

4 Genese eines umkämpften Konzepts

Die heutige Theorie der Öffentlichen und Privaten Güter beruht auf einem Aufsatz von Samuelson¹³ aus dem Jahr 1954. Doch die Welt hat sich in bald 60 Jahren geändert, von daher scheint es nur konsequent, dass die wissenschaftlichen Ansätze daran angepasst werden. Lange galt: Öffentliche Güter werden vom Staat bereitgestellt. Unter dem Einfluss der Globalisierung verliert diese Voraussetzung ihren Sinn. Der einzelne Staat kann viele globale Probleme nicht mehr alleine lösen, andere Öffentliche Güter wurden „privatisiert“¹⁴ und der Staat muss diese privaten Akteure einbeziehen.¹⁵ Dieser *multi-level-actor-approach* findet unter anderen Vorzeichen statt. Doch in der Volkswirtschaftslehre, inklusive der Lehrbücher, hat sich in dieser Hinsicht wenig verändert.¹⁶ GPGs spielen kaum eine Rolle.

¹¹ Dieser Nutzen der Biodiversität wird nicht auf den ersten Blick sofort klar, entsteht aber vor allem durch materielle Werte (Ökosystemdienstleistungen: Wassereinhaltung, Erosionsschutz, etc.) und immaterielle Werte (Freude an der Existenz einer Art). Dies sind nur ein paar wenige Beispiele und werden in der Biodiversitätsforschung breit diskutiert.

¹² Hier findet seit einigen Jahren zwar auch ein Strukturwandel statt, bedingt durch das „Versickern“ von Hilfsgeldern in Korruption und unrechtmäßigen Regimes. Allerdings legen die Entwicklungsländer großen Wert darauf, ihre Haushaltssouveränität nicht aufzugeben.

¹³ Samuelson 1954.

¹⁴ Z.B. Gesundheitsversorgung oder Bereiche der Infrastruktur (Eisenbahn, Post).

¹⁵ Zur vertieften Betrachtung der Bereitstellung von GPGs durch private Akteure siehe Cafaggi 2012.

¹⁶ Kaul 06.12.2012.

Wenn man vom Idealfall ausgeht, bei dem die Wissenschaft der Politik Ideen und fundierte Lösungsansätze vorschlägt, so könnte dies ein Versagen der Wissenschaft bedeuten.¹⁷ Allerdings kam der Widerstand, der dem Konzept GPG entgegen-schlug, zunächst primär aus der politischen Arena und wirkte sich dann wiederum auf die Aufnahme in der Wissenschaft aus.¹⁸ Insbesondere die USA machten ihr machtpolitisches Gewicht geltend, um die als Aufruf zu einer internationalen Steuer (so wie etwa die *Tobin Tax*¹⁹) verstandenen GPGs zu verhindern.²⁰

Die Idee der GPGs geht auf einen so genannten *political entrepreneur*²¹ zurück: Inge Kaul, die damals Mitarbeiterin im UNDP war. Aufgrund des externen Widerstandes fand die Konstituierungsphase nicht im Rahmen der UNDP statt, sondern außerbudgetär.²² Der Human Development Report, in dem sich zuerst die Idee von den GPGs artikulierte, erschien erstmalig 1990, wurde aber erst ab der Mitte der 90er Jahre aus dem regulären Budget des UNDP mitfinanziert.²³ 1999 erschien das grundlegende Werk *Global Public Goods. International Cooperation in the 21st Century*.²⁴ 2002 und 2006 schlossen sich die Folgebände an.²⁵ Es entspann sich eine durchaus öffentlichkeitswirksame Diskussion, die aber mitunter von Fehlinterpretationen des Konzepts geprägt war.²⁶ Neben den USA, die schon während der Clinton-Administration, aber besonders in George W. Bushs Amtszeit, gegen jegliche Abtretung von Souveränität an internationale Institutionen vehement vorgingen, gab es Gegner, die GPGs kritisch sahen, weil sie eine Absenkung der offiziellen Entwicklungshilfe (ODA) befürchteten und eine Trennung von analytischem und normativem Konzept ablehnten.²⁷ Das bedeutete, dass die Finanzierung der GPGs in jedem Fall additiv zur ODA sein sollte. Nicht zuletzt wurde um die Frage gestritten, ob GPGs etwas „Gutes“ seien und wer das denn bestimmen dürfe.²⁸

Damit verknüpft ist auch die Frage, welche GPGs vorzugsweise finanziert und bereitgestellt werden sollten und wer die Entscheidung darüber treffen darf (Die Geldgeber? Die Betroffenen? Alle? Mit welcher Stimmgewichtung?). Es sind Fragen, die politisch noch nicht beantwortet sind, was besonders auch mit der Problematik zwischen Industrie- und Entwicklungsländern verbunden ist.²⁹

¹⁷ Bezieht sich auf ein Interview mit Inge Kaul: Kaul 06.12.2012.

¹⁸ Kaul 06.12.2012.

¹⁹ Die vom US-Ökonomen James Tobin vorgeschlagene internationale Steuer auf Devisentransaktionen wurde von staatlicher Seite heftig kritisiert. Tobin 1996

²⁰ Kaul 06.12.2012.

²¹ Zum Konzept siehe Schneider und Teske 1992.

²² Kaul 06.12.2012.

²³ Kaul 06.12.2012.

²⁴ Kaul et al. 1999.

²⁵ Kaul et al. 2003; Kaul und Conceição 2006.

²⁶ Kaul 06.12.2012.

²⁷ Nach Kaul 06.12.2012.

²⁸ Kaul 06.12.2012.

²⁹ Im wissenschaftlichen Diskurs wird diese Frage durch das *Triangle of Publicness* angeschnitten: Kaul und Mendoza 2003.

Maurizio Carbone nennt ähnliche Punkte und fügt noch hinzu, das Konzept sei zu sehr verwässert worden, indem es zum Slogan gerüstet wurde und damit seine ursprüngliche analytische Schärfe verloren hatte.³⁰ Er nennt vier Theorien, die dabei eingeflossen sind:³¹

(1) theory of public goods, to differentiate public and private goods; (2) theory of market failure, to introduce the issue of positive and negative externalities; (3) theory of basic needs, to justify the notion of free access to resources; and (4) elements of political economy, to define groups, collective preferences, and collective goods.

Durch diesen *catch-all* bestehe die Gefahr, dass sich jeder das herauspicken könne, was ihm in seinem Eigeninteresse gerade passt.³² Die Beispiele zeigen, dass ein recht breiter Diskurs entstand, an dem sich verschiedene Akteure befürwortend oder ablehnend beteiligten. Auf der Befürworterseite befanden sich neben Wissenschaftlern internationale Organisationen wie UNDP und der IMF oder auch einige europäische Staaten, allen voran Frankreich und Schweden. Auf der Gegenseite waren, neben Wissenschaftlern, Staaten wie die USA und Japan sowie ein Großteil der Entwicklungsländer vertreten.³³

5 Eine *window of opportunity* für GPGs?

Wenn zu einem bestimmten Zeitpunkt eine Reform oder ein Politikvorhaben plötzlich möglich werden, die vorher – und auch nachher – so nicht mehr umgesetzt würden, dann spricht man von einer *window of opportunity*. In einem solchen Gelegenheitsfenster fand die große Umweltkonferenz in Rio de Janeiro 1992 statt. Die drei Konventionen (Klimawandel, Biodiversität, Wüstenbildung) wären zu einer späteren Zeit vermutlich nicht mehr denkbar gewesen, wenn man die unten genannten, aktuellen Rahmenbedingungen im Blick hat.

Existierte, existiert oder wird eine solche *window of opportunity* für GPGs existieren? Die Diskussion entspann sich ab 1999. Sie fällt in eine Phase des Umbruchs, nachdem die Aufbruchsstimmung der frühen 90er Jahre abflachte und in den USA mit der Bush-Administration eine Regierung an die Macht kam, welche die Hegemonialstellung der USA betonte. Für Multilateralismus gab es wenig Spielraum. Im Gegenteil, Vorstöße in Richtung Stärkung von internationalen Institutionen wurden als Bedrohung der Souveränität gesehen. So hielten sich die USA auch aus einigen wichtigen Umweltkonventionen oder deren Ergänzungen heraus, die ihnen Verpflichtungen auferlegt hätten (z.B. CBD oder Kyoto-Protokoll). Dieses Klima war wenig förderlich für Reformen der internationalen Zusammenarbeit. So ver-

³⁰ Carbone 2007, S. 185.

³¹ Carbone 2007, S. 185.

³² Coussy 2005, zitiert in: Carbone 2007, S. 185.

³³ Carbone 2007, S. 183 ff.

wundert es nicht, dass sich abgesehen von der Diskussion in wissenschaftlichen Kreisen auf den ersten Blick wenig in Bezug auf die GPGs getan hat.

Der große Umweltgipfel Rio+20 2012 gilt als gescheitert, bedeutende Fortschritte sucht man in den letzten Jahren vergeblich. Die Finanz- und Schuldenkrisen sowie die beginnende Umwälzung der internationalen Machtstrukturen haben ambitionierte Anstrengungen weiter verhindert. Allerdings ergibt sich zugleich aus den Veränderungen und sich verschärfenden Problemen ein immer größer werdender Druck, internationale Vereinbarungen zu treffen, um den globalen Herausforderungen zu begegnen. Eine Prognose abzugeben, wäre sicherlich vermessen, könnte die Entwicklung doch in beide Richtungen gehen. Der UN-Sicherheitsrat hat sich in den vergangenen Konflikten als gelähmt gezeigt, Reformen der Stimmengewichtung sind sehr unwahrscheinlich. Die G20, in der sich die zwanzig wichtigsten Industrie- und Schwellenländer austauschen, steht noch am Anfang³⁴ und beschäftigt sich auch vor allem mit finanzpolitischen und wirtschaftlichen Fragen.³⁵ In einem auf Konsens ausgerichteten Entscheidungssystem hat eine Erhöhung der Gremiumsmitglieder zudem selten zu mehr Effektivität und Ergebnissen geführt. Es bleibt also fraglich, inwiefern – im Falle einer Ausweitung der Regelungskompetenzen – notwendige, aber strittige Entscheidungen über Problemlösungen getroffen werden könnten. Von einer *window of opportunity* kann also bislang nicht gesprochen werden.

Dabei ist der globale Problemdruck durchaus enorm. Gleichzeitig sind GPGs nichts, was einfach aus der Luft gegriffen ist. Es gibt durchaus Beispiele, wo sie mehr oder weniger schon Anwendung finden.³⁶ Es existiert jedoch eine strukturelle Inkompatibilität zwischen dem noch immer bestehenden westfälischen Staatensystem, das auf der Souveränität der Nationalstaaten und klassischen zwischenstaatlichen Verhandlungen beruht, und dem *multi-level* Konzept der GPGs, das neue *Governance*-Formen erfordert.³⁷ An dieser Stelle kann durchaus die Skepsis einiger staatlicher Akteure verortet werden, die in der „alten“ Weltordnung verhaftet sind, obwohl der Nutzen solcher Reformen für alle vielfach hervorgehoben wurde. Auch das zahlende Land profitiert z.B. von einer verbesserten Flughafensicherheit in Entwicklungsländern.

6 Die weitere Entwicklung

2006 legte die von Frankreich und Schweden initiierte *International Task Force on Global Public Goods* ihren Bericht vor.³⁸ Darin werden mehrere GPGs als prioritär definiert (Ausbreitung von Seuchen, Klimawandel, Finanzmarktstabilität, Sicher-

³⁴ Obwohl schon 1999 gegründet, trafen sich die Staats- und Regierungschefs erstmals 2008 im Rahmen der Finanzkrise – davor waren es die Finanzminister und Notenbankchefs.

³⁵ http://www.g20.org/docs/about/about_G20.html.

³⁶ Siehe z.B. Kapitel 7.

³⁷ Mehr zum Thema, insbesondere über das *sovereignty paradox*, in: Kaul 2013.

³⁸ Download u.a. hier: <http://www.regeringen.se/content/1/c6/15/56/01/35aa2e46.pdf>.

heit und Frieden, Wissenstransfer). Nach einem Problemaufriss wird für jedes GPG eine Strategie vorgeschlagen. Darin werden konkrete Vorschläge zur Ausgestaltung gemacht.³⁹ In einem dritten Teil werden die allgemeinen, notwendigen Rahmenbedingungen für die Bereitstellung von GPGs aufgeführt. Genannt werden die Bildung eines internationalen Gremiums (*“Global 25 Forum”*) zur Koordinierung durch die Staats- und Regierungschefs, die Stärkung von internationalen Institutionen und eine geeignete Finanzierung.⁴⁰ Der Bericht der Task Force sollte wachrütteln, neuen Schwung in die Diskussion bringen. Doch er trug einen fundamentalen Fehler in sich: um entsprechenden Empfehlungscharakter zu erhalten, wurde der Bericht normativ aufgeladen.⁴¹ GPGs sind darin etwas Positives und ihre Bereitstellung wurde stets im Kontext einer gerechten Entwicklungshilfe gesehen. Solche Aussagen kommen mehr oder weniger Geboten und Verboten gleich.

Es wird implizit angenommen *Global Public Goods* und *Global Public “Bads”* wären etwas Unterschiedliches. Aber wer entscheidet das?⁴² Wer trifft die Auswahl, welche Güter schlecht oder gut sind? Die Ökonomie versteht das *Good* als ein Gut, was letztlich schlichtweg eine Einheit ist; klassischerweise eine handelbare Ware, deren Verfügbarkeit durch Angebot und Nachfrage bestimmt wird. Doch die Diskussion hat sich teilweise deutlich von diesem ursprünglichen, ökonomisch geprägten Konzept entfernt.⁴³ Damit geht die analytische Schärfe verloren.

Statt der ökonomisch fundierten Auswahl, welches GPG in welchem Maße (am effizientesten) zu unterstützen wäre (anhand einer Kosten-Nutzen-Rechnung für Geldgeber, Empfänger/Umsetzer), wird das Konzept dadurch voreilig politisiert und je nachdem, wer es betrachtet, wird das Ergebnis unterschiedlich ausfallen. Ob GPGs bereitzustellen eine moralische Pflicht oder eine *win-win*-Situation für beide Seiten ist, ist ein Unterschied. Letzteres ließe sich leichter umsetzen. Fragen von globaler Gerechtigkeit und Entwicklungshilfe sollten nicht außen vor gelassen werden, allerdings wäre eine klare Trennung von analytischem Konzept (Welche GPGs können wir am effizientesten fördern? Wo ist das Kosten-Nutzen-Verhältnis am besten?) und normativen Fragen (Welche GPGs sollten wir aus moralischen Gründen fördern?) sinnvoll. Eine solche Unterscheidung würde die Chancen des Konzepts, von der Politik aufgegriffen zu werden, erhöhen.

7 GPGs als Perspektive für den Schutz der Biodiversität

Zur Verdeutlichung des eher theoretischen und hypothetischen Teils dieses Artikels soll die Wirkungsweise von GPGs anhand einer kleinen Fallstudie umrissen

³⁹ Für eine Übersicht siehe Carbone 2007, S. 192.

⁴⁰ Eigener Vorteil durch Kosten-Nutzen-Analysen herausstellen, Einbeziehung des privaten Sektors, marktbasierende Ansätze, CO₂-Steuern.

⁴¹ Zum Gedanken, dass es sich beim Bericht der Task Force um ein politisches Dokument handelt: Barrett 2011, S. xii.

⁴² Aus: Kaul 06.12.2012; Bodansky 2012.

⁴³ So Kaul 06.12.2012.

werden. Dazu muss zunächst eine Frage gestellt werden: Ist Biodiversität ein GPG? Die biologische Vielfalt dieser Erde ist unterschiedlich verteilt. Manche Ökosysteme existieren nur an bestimmten Orten, die so genannten *biodiversity hotspots*⁴⁴ haben eine viel höhere Artenvielfalt als andere Regionen. Von daher liegt der Gedanke nahe, es handle sich um ein nationales Öffentliches Gut, schließlich hat der Verlust biologischer Vielfalt im Regenwald für die Europäer zunächst wenig Auswirkungen. Zudem findet gerade im Bereich genetischer Vielfalt auch Privatisierung statt, indem Patente auf biologische Ressourcen erhoben werden.⁴⁵

Doch im Zuge des Rio-Prozesses vor 1992, als auch das Übereinkommen über die Biologische Vielfalt (englisch *Convention on Biological Diversity – CBD*) verhandelt wurde, beschlossen die Staaten, der Schutz der Biodiversität sei ein *common concern of humankind*.⁴⁶ Damit wurde der Schutz der Biodiversität zu einem GPG, zugleich jedoch verbleiben die biologischen Ressourcen in der Souveränität der Staaten.⁴⁷ In Verbindung mit Ökosystemdienstleistungen und Klimaschutz ergeben sich noch mehr global relevante Anknüpfungspunkte.

Beim Schutz der Biodiversität handelt es sich um eine Mischform von *weakest-link* GPGs und *summation* GPGs.⁴⁸ *Weakest-link* bedeutet, der Erfolg internationaler Kooperation hängt immer vom schwächsten Teilnehmer ab. Deutlich wird dieses Prinzip bei sich schnell ausbreitenden Seuchen, gegen die es keine Impfung gibt. Solange die Seuche noch in einem einzelnen Staat fortbesteht, kann sie jederzeit wieder auf die ganze Welt übergreifen. Nach dem *summation* Prinzip tragen alle Staaten mehr oder weniger zum Endergebnis bei. Da Biodiversität unterschiedlich verteilt ist und es einzigartige Arten und Ökosysteme gibt, die nur in einem bestimmten Staat vorkommen können, kann ihr Verlust irreparablen Schaden verursachen. Gleichzeitig allerdings tragen die Bemühungen jedes einzelnen Staates dazu bei, die Biodiversität insgesamt auf einem höheren Niveau zu halten.

Nachdem nun geklärt wurde, dass der Schutz der Biodiversität ein GPG ist, stellt sich die Frage, wie es am besten bereitgestellt werden kann. Das Problem dabei ist sicherlich, dass der Nutzen der Biodiversität weniger handfest ist und schwieriger in Geld aufgerechnet werden kann.⁴⁹ Was hat also ein geldgebendes Land davon, wenn in einem anderen Biodiversität geschützt wird? Verglichen mit z.B. Seuchenbekämpfung oder Terrorismusbekämpfung sind die Vorteile viel diffuser. Ökosystemdienstleistungen sind – auf den ersten Blick – ein Argument, die Biodiversität im eigenen Land zu schützen, aber nicht die eines weit entfernten. Bei genauerer Betrachtung sieht es natürlich ein wenig anders aus, denn natürlich wirkt

⁴⁴ http://www.conservation.org/where/priority_areas/hotspots/Documents/CI_Biodiversity-Hotspots_2011_Map.pdf.

⁴⁵ Siehe Lawrence und Molteno 2012, S.283.

⁴⁶ Präambel der CBD.

⁴⁷ Ähnlich Kaul 06.12.2012; Lawrence und Molteno 2012; S.283.

⁴⁸ Siehe dazu z.B. Barrett 2011.

⁴⁹ Die TEEB-Studie (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*) versucht eine solche Aufrechnung, sieht sich jedoch mit vielen methodischen und praktischen Problemen konfrontiert. Am Ende ist die Spanne des Gesamtwerts doch sehr groß und hängt klar davon ab, was alles mit einbezogen wird.

sich z.B. der Schutz von Waldökosystemen letztlich global aus, doch dieses Argument alleine reicht noch nicht aus.

Im Rahmen der CBD existieren dennoch einige Instrumente zur Finanzierung von GPGs in Entwicklungsländern. Da sind zuerst die Konventionsartikel, die in verschiedenen Bereichen Ausgleichsmaßnahmen vorsehen.⁵⁰

Direkter auf die Finanzierung beziehen sich Art. 20 und 21 CBD. Art. 20 (2) verpflichtet die Industrieländer, neue und zusätzliche Mittel für die Umsetzung der nötigen Maßnahmen in den Entwicklungsländer bereitzustellen. Dies bedeutet, dass die Entwicklungsländer keinen finanziellen Mehraufwand durch die Implementierung haben sollen (sogenannte *incremental costs*). Diese Verfahrensweise entspricht der Idee der GPGs.

Ein weiterer wichtiger Aspekt ist das *access-and-benefit-sharing*, das 2010 im Nagoya-Protokoll der CBD festgehalten wurde.⁵¹ Es sieht vor, dass bei der Entnahme von genetischen Ressourcen aus einem Staat oder einer Gemeinschaft ein gerechter Anteil der Vorteile durch dieses Material zurückfließen muss. Die Staaten verpflichten sich, den Zugang zu den genetischen Ressourcen, den gerechten Vorteilsausgleich sowie die Infrastruktur zur Rechtsdurchsetzung bereitzustellen. Das Protokoll ist jedoch im Januar 2013 noch nicht in Kraft getreten, da bislang nur elf von fünfzig nötigen Staaten das Abkommen ratifiziert haben. Es ist also noch zu früh, etwas anderes als Prognosen zu seiner Wirksamkeit abzugeben.

Wenn es um die Finanzierung des Schutzes der Biodiversität geht, kommt man an der *Global Environmental Facility* (GEF) nicht vorbei.⁵² Sie ist der Finanzierungsmechanismus für verschiedene internationale Konventionen wie die Klimarahmenkonvention UNFCCC oder eben die CBD. Seit 1991 wurden über 2700 Projekte in 165 Ländern mit 51 Milliarden US Dollars kofinanziert.⁵³ Die Geberländer zahlen in den Topf ein und daraus werden Umweltinvestitionen in Entwicklungs- und Schwellenländern getätigt. In anderen Worten: Ein *Payment for Environmental Services*, was wiederum das Konzept der GPGs verinnerlicht hat. Allerdings steht das Kofinanzierungsprinzip des GEF dem Prinzip der kompletten Mehrkostenübernahme entgegen. Für die Entwicklungsländer oder antragstellende NGOs besteht damit die Schwierigkeit, die fehlenden Mittel anderweitig zu beschaffen.

Dieser kurze Aufriss hat gezeigt, wie das Prinzip der GPGs bereits im Bereich des Umweltschutzes angewendet wird – ohne allerdings so benannt zu sein und ohne die entsprechenden analytischen Grundlagen. Es ist in gewisser Weise noch Stückwerk.

⁵⁰ Art. 8 (m): In-situ-Erhaltung, Art. 9 (e): Ex-situ-Erhaltung, Art. 12: Bildung, Art. 16 (Technologie-transfer), Art. 17 (Wissenstransfer), Art. 18 (wissenschaftliche Kooperation), Art. 19 (Biotechnologie und gerechter Vorteilsausgleich).

⁵¹ <http://www.cbd.int/abs/>.

⁵² <http://www.thegef.org/gef/whatisgef>.

⁵³ <http://www.thegef.org/gef/whatisgef>.

8 Schlussfolgerungen und Ausblick

Das Konzept der GPGs hat für Aufsehen gesorgt – positives wie negatives. Carbone bezeichnet sie als Schlagwort, wie es *good governance* in den 1980ern oder nachhaltige Entwicklung in den 1990ern waren.⁵⁴ Allerdings ist bislang noch nicht diese umfassende Durchdringung des politischen Diskurses zu beobachten, wie es z.B. bei der nachhaltigen Entwicklung der Fall ist, die sogar eine eigene UN-Dekade bekommen hat. Aber wie bereits angedeutet, muss hierbei in längeren Zeiträumen gedacht werden. Begriffe und ihre Auswirkungen setzen sich nicht von heute auf morgen durch. Im Augenblick bewegt sich auch wieder etwas. Auf die *Millennium Development Goals* soll die *Post-2015-Agenda* folgen. GPGs könnten dabei eine Schlüsselrolle spielen.⁵⁵ Im Umweltschutz wird ein Teil des Prinzips schon länger praktiziert: *Payment for Environmental Services*. Eingebunden in eine Gesamtstrategie und in Verbindung mit weiteren Instrumenten sowie unterstützt von fundierten ökonomischen Analysen könnte es sicherlich noch eine bessere Wirkung entfalten. Denn ohne diesen Unterbau verliert sich der Mehrwert von GPGs deutlich, zumal die Argumente für eine internationale Bereitstellung der Öffentlichen Güter schon seit Jahren auf der Agenda sind und letztlich auch breit anerkannt werden. Dass es massive globale Umweltprobleme gibt, wird heutzutage kaum noch bestritten und von der Staatengemeinschaft durchaus akzeptiert. Die Umsetzung der Lösungen ist es, an der es krankt. Die Gründe dafür sind zu komplex, um sie in wenigen Worten zusammenzufassen. Es spielen natürlich Machtinteressen und die erwarteten relativen Gewinne aus der Kooperation eine Rolle. Eine Abwägung von Kosten und Nutzen wird jeder Staat für sich vornehmen, allerdings im Zusammenhang mit den zuvor genannten Erwägungen. Fakt ist: Jeder Staat ist ein Einzelakteur und sieht sich nur den eigenen Interessen und nicht dem globalen Allgemeinwohl verpflichtet.⁵⁶ Ein weiteres Hindernis ist sicherlich darin zu sehen, dass die Kosten jetzt sofort anfallen – in der Regierungszeit der handelnden Akteure – der Nutzen zumeist aber erst in der Zukunft eintritt. Das Konzept der GPGs kann helfen, solche Denkmuster zu durchbrechen und eine Argumentation für ein schnelleres Einschreiten liefern.

Literatur

- Arce, D. und Sandler, T.: Transnational Public Goods: Strategies and Institutions. 2001, *European Journal of Political Economy* 17 (3), S. 493-516.
- Barrett, S.: Why cooperate? The Incentive to Supply Global Public Goods. 2011, Oxford University Press.

⁵⁴ Carbone 2007, S. 185.

⁵⁵ So Kaul 06.12.2012.

⁵⁶ Kaul 06.12.2012.

- Bodansky, D.: What's in a Concept? Global Public Goods, International Law, and Legitimacy. 2012, *European Journal of International Law* 23 (3), S. 651-668.
- Cafaggi, F.: Transnational Private Regulation Transnational Private Regulation and the Production of Global Public Goods and Private 'Bads'. 2012, *European Journal of International Law* 23 (3), S. 695-718.
- Carbone, M.: Supporting or Resisting Global Public Goods? The Policy Dimension of a Contested Concept. 2007, *Global Governance* 2007 (13), S. 179-198.
- Coussy, J.: The Adventures of a Concept: Is Neo-classical Theory Suitable for Defining Global Public Goods? 2005, *Review of International Political Economy* 12 (1), S. 177-194.
- Ferroni, M. und Mody, A.: *International Public Goods : Incentives, Measurement and Financing*. 2002, Kluwer Academic Publishing.
- Heal, G.: New Strategies for the Provision of Global Public Goods. In: Kaul, I.; Grunberg, I. und Stern, M.A. (Hrsg.): *Global Public Goods. International Cooperation in the 21st Century*. 1999, Oxford University Press, S. 220-239.
- Hobbes, T.: *Leviathan. Or the Matter, Forme and Power of a Commonwealth Ecclesiasticall and Civil*. 1651, London.
- International Task Force on Global Public Goods: Meeting Global Challenges: International Cooperation in the National Interest. 2006, <http://www.regeringen.se/content/1/c6/15/56/01/35aa2e46.pdf>, zuletzt aktualisiert am 18.10.2006, (letzter Zugriff: 08.11.2012).
- Kaul, I.: Meeting Global Challenges. Assessing Governance Readiness. In: *Governance Report 2013: Hertie School of Governance* (im Druck).
- Kaul, I.: Interview Katherina Grafl mit Inge Kaul. 06.12.2012, Berlin, Unveröffentlichtes Interviewtranskript.
- Kaul, I. und Conceição, P.: *The New Public Finance. Responding to Global Challenges*. 2006, Oxford University Press.
- Kaul, I.; Conceicao, P.; Le Goulven, K. und Mendoza, R. (Hrsg.): *Providing Global Public Goods. Managing Globalization*. 2003a, Oxford University Press.
- Kaul, I. und Mendoza, R.: Advancing the Concept of Public Goods. In: Kaul, I.; Conceicao, P.; Le Goulven, K. und Mendoza, R. (Hrsg.): *Providing Global Public Goods. Managing Globalization*. 2003b, Oxford University Press, S. 78-111.
- Kaul, I.; Grunberg, I. und Stern, M.A. (Hrsg.): *Global Public Goods. International Cooperation in the 21st Century*. 1999, Oxford University Press.

- Lawrence, A. und Molteno, S.: From Rationalism to Reflexivity? Reflections on Change in the UK Biodiversity Action Plan. In: Brousseau, E.; Dedeurwaerdere, T. und Siebenhüner, B. (Hrsg.): *Reflexive Governance for Global Public Goods*. 2012, MIT Press.
- Samuelson, P.: The Pure Theory of Public Expenditure. 1954, *Review of Economics and Statistics* 36 (4), S. 387-389.
- Schneider, M. und Teske, P.: Toward A Theory of the Political Entrepreneur: Evidence from Local Government. 1992, *The American Political Science Review* 86 (3), S. 737-747.
- Tobin, J.: Prologue. In: Ul Haq, M.; Kaul, I. und Grunberg, I. (Hrsg.): *The Tobin Tax : Coping with Financial Volatility*. 1996, Oxford University Press, S. ix–xviii.
- Ul Haq, M.; Kaul, I. und Grunberg, I. (Hrsg.): *The Tobin Tax: Coping with Financial Volatility*. 1996, Oxford University Press.

Biodiversity Conservation in a World of Limited Resources: A Global Analysis of Cost-Effective Priorities for Vascular Plants

Georg Barth

1 Introduction

World governments have pledged to halt the extinction of species by 2020, but actual funding commitment remains largely insufficient (McCarthy et al. 2012). To protect the most species at the least cost it is essential to allocate conservation resources systematically across different regions (“spatial conservation prioritization”; Wilson et al. 2009). The strategic plan of the CBD (Convention on Biological Diversity) is a good example of the political relevance of spatial conservation prioritization. Target 11 of the strategic plan requires that future expansion of the global protected area system must especially include sites of particular importance for biodiversity (CBD 2011).

One of the most discussed spatial prioritization approaches for global conservation revolves around the idea of “biodiversity hotspots” (Myers et al. 2000). Biodiversity hotspots are defined as regions with high endemic species concentration and high threat of habitat conversion (Myers et al. 2000). Similar to most priority schemes proposed by conservation organizations, the biodiversity hotspot approach neglects the spatial variability of conservation costs and focuses on biological aspects exclusively (see Brooks et al. 2006). In contrast, current protected areas are biased towards locations with low costs of setting aside land. Accordingly, bio-

logical considerations often appear to be of secondary importance for decision makers (Joppa & Pfaff 2009).

The largest part of the global economic costs of field based conservation is its opportunity costs, i.e. the benefit that could have been gained by the next best use of land (see Naidoo et al. 2006; McCarthy et al. 2012). Protected areas without adequate compensation of forgone land-use opportunities are considered both inequitable and impracticable (Balmford & Whitten 2003). As agriculture is the most dominant land-use and a key threat to biodiversity, considering agricultural opportunity costs could result in much more efficient spatial conservation priorities (Naidoo & Iwamura 2007). A recent study demonstrated that 30% of the agricultural opportunity costs of a global system of protected areas could be saved if spatial heterogeneity of the costs is taken into consideration (Carwardine et al. 2008). Certainly, conservation decision making depends on a variety of social, political and cultural factors. Nevertheless, studies that integrate opportunity costs into spatial conservation prioritization are considered a substantial step forward towards a more efficient use of scarce conservation resources (Naidoo & Iwamura 2007; Carwardine et al. 2008, Polasky 2008).

Still, the approaches must be refined methodologically. Firstly, simplistic models of agricultural opportunity costs are used (Naidoo & Iwamura 2007) and erroneous cost estimates can result in inefficient priorities (Kremen et al. 2008). Secondly, the analyses focus on terrestrial vertebrates, which comprise only a small portion of all species (Naidoo & Iwamura 2007; Carwardine et al. 2008). Particularly, plants have been given less consideration in improving global conservation priorities, although they comprise ten times as many species as all terrestrial vertebrates combined (Kier et al. 2009).

Here, I present the first map of cost-effective priorities for vascular plants. The priority map is based on (i) a recent global assessment of endemism and species richness of vascular plants (Kier et al. 2009) and (ii) an refined global model of agricultural opportunity costs of conservation. I compare cost-effective priorities for vascular plants and priorities that consider biological benefits exclusively. Finally, regional priorities for plant conservation are compared with priorities for vertebrate conservation to analyze if cost-effective priorities are robust to taxonomic group.

2 Methods

2.1 Prioritization approach

I applied a scoring based method (Margules & Sarkar 2007; Moilanen et al. 2009) to evaluate conservation priority across 90 biogeographical regions which cover the entire terrestrial realm (Kier et al. 2009). Criteria for the delineation of the regions included availability of plant diversity data, biogeography and compatibility with

boundaries of biodiversity hotspots (Kier et al. 2009). In a scoring based method, a score (e.g. number of species found) is assigned to each available conservation site and priorities are set in decreasing order of the scores (Moilanen et al. 2009). Here, each biogeographical region was assigned a cost-effectiveness score, which was expressed as the ratio between agricultural opportunity costs (see section 2.3) and an index of plant species diversity (see section 2.2). Cost-effectiveness aims to minimize conservation costs in relation to conservation benefits, i.e. to achieve the most conservation for a given cost. By minimizing opportunity costs, cost-effective priorities can reduce trade-offs between agriculture and conservation. I mapped the cost-effectiveness scores using GIS (geographic information system) software.

A scoring approach to prioritization applied here has theoretical disadvantages compared to more advanced “complementary based” approaches (Margules & Sarkar 2007; Moilanen et al. 2009). Most importantly, scoring approaches can prioritize sites that are ecologically similar regarding species composition. Accordingly, priorities identified by scoring may lead to redundant and unrepresentative conservation efforts. However, complementary based methods require detailed species distribution data, which are not available for plants at a global scale. Hence, a scoring based approach is a workable solution to inform spatial conservation prioritization about plants (Kier et al. 2009).

2.2 Evaluation of biological benefits

To evaluate biological benefits of conservation of each region, I used a global map of endemism richness of vascular plants, which I obtained from a related assessment by Kier et al. (2009).

Endemism richness is a biodiversity index based on the number of species (also “species richness”) found in a particular mapping unit such as a biogeographical region (Kier et al. 2009). In addition to species richness, endemism richness also considers the contribution of a mapping unit to the global range size of each species (Kier et al. 2009). Hence, endemism richness is related to the concept of endemism. Endemism can be interpreted as a measure of the rareness of a particular species. The basic unit of endemism richness is referred to as “range equivalent” (Kier et al. 2009). According to the definition of endemism richness, the more range equivalents are found in a particular region the more species exist in that region and the rarer the found species are (Kier et al. 2009).

Endemism richness range equivalents display a linear relationship with area, i.e. the conservation benefit of protecting a defined fraction of a region can be estimated by linear conversion of regional endemism richness (Kier et al. 2009). The linear relationship between endemism richness and area also allows comparing the conservation value between differently biogeographic regions. When mere species numbers are used to define conservation value (e.g. biodiversity hotspots) the regions can only be compared if the parameters of the species-area curves are known (Kier & Barthlott 2001).

Here, endemism richness range equivalents of each biogeographic region were scaled to the area of potential conservation habitat by linear conversion. Cropland, managed areas and built up areas were regarded as incompatible with conservation in my analysis (Carwardine et al. 2008). The remaining area was regarded as potential conservation habitat. I did not consider integration of biodiversity protection into the wider landscape, which can often be more cost-efficient than protecting pristine habitats (Green et al 2004). However, currently it is not possible to predict the persistence of species in agricultural landscapes at a global scale (Green et al. 2004).

To test the robustness of the identified conservation priorities to taxonomic group, I compared regional cost-effectiveness rankings based on vascular plants and terrestrial vertebrates. Like with vascular plants, I obtained an endemism richness dataset for vertebrates from Kier et al. (2009).

2.3 Evaluation of agricultural opportunity costs

I calculated agricultural opportunity costs adopting a modeling approach from Naidoo & Iwamura (2007). The model integrates geographic information on agricultural production potential and on agricultural output prices to estimate income opportunities from agricultural production at a global resolution of 5 x 5 arc minutes. While other land-use types (e.g. logging or mining) can be more important regionally, agriculture is the dominant land-use type at a global scale (Leff et al. 2004) and a key threat to biodiversity (Phalan et al. 2013).

The input data for the calculation of opportunity costs included global maps of soil productivity across 23 major crop types (Fischer et al. 2002), and FAO national crop price statistics (years 2003-2007; FAOSTAT 2010). I estimated potential agricultural gross income as the potential crop yield of a grid cell multiplied by a regional average producer price (production weighted average price of 2003-2007 across 24 UN-Macro regions).

The model from Naidoo & Iwamura (2007) does not account for costs of production and the authors estimate opportunity costs by the means of potential gross income from agricultural lands. Actual opportunity costs (=forgone net income), however, can be much smaller than gross rents depending on the costs of production. To account for costs of production, I assumed that net income (gross income - costs of production) is equal to 20% of gross income. Clearly, this is a simplistic assumption because costs of production vary spatially and crop-wise. Still, I found it beneficial to at least incorporate a best guess of the magnitude of costs of production. This is because gross revenues calculated by Naidoo & Iwamura (2007) have been used by other authors to estimate the extent of global opportunity costs of conservation. A recent example of this is McCarthy et al. (2012). Since cost-of production is ignored by McCarthy et al. (2012), the authors systematically overestimate opportunity costs of conservation.

I adjusted Naidoo & Iwamura's opportunity costs model by including the yield-impact of different input conditions and climatic sequential cropping possibility. Sequential cropping involves growing two or three crops in sequence on the same field per year and is primarily dependent on adequate climatic conditions (Francis 1986). I assessed the potential yield impact of sequential cropping possibility using a map of multiple cropping zones defined by Fischer et al. (2002). The map indicates how many sequential crops can be grown in a particular land cell within one year (Fischer et al. 2002). I assumed that all crop types (except perennials) are suitable for sequential cropping. This is a simplification though, because sequential cropping success depends on crop specific lengths of growth cycles and adequate crop rotations (Francis 1986). Despite these limitations, my methodology is a practicable solution to analyze how pattern of opportunity costs can change if sequential cropping is considered. The FAO map of farming system classes (FAO & World Bank 2001) provides spatial input data for the choice of the agricultural input intensities. For each grid cell, I matched one of the seven farming system classes in developing and transition countries to either an intermediate/smallholder- or high/large-scale commercial input scenario (for input scenario definition and yield impact see Fischer et al. 2002). For developed countries I considered the high/large-scale commercial input scenario exclusively.

In contrast to Naidoo & Iwamura (2007), I did not include pasture and irrigation potential to model opportunity costs, i.e. I confined the analysis to rain-fed crops exclusively. I excluded the pasture-module from the model because it is based on *current* livestock densities. Evaluating the opportunity costs from pasture, however, would require information on *potential* livestock densities. This is because agricultural opportunity costs occur regardless of whether agricultural opportunities are currently realized or not. In absence of a comprehensive dataset on potential livestock densities, I excluded pasture from the analysis. I believe that this will not affect the conclusions of my analysis because potential income per unit of area from pasture is generally much lower than income from cropping. Irrigation potential has large impacts on crop yields and expected opportunity costs. Naidoo & Iwamura (2007) assess irrigation potential using a dataset based on soil and terrain characteristics (Fischer et al. 2002). The data indicate how yields would increase under local soil and terrain conditions, if water resources for irrigation were available. However, irrigation also requires that water resources are available at a particular site. Unfortunately, I was unable to obtain a global dataset on water availability. Hence, I decided to exclude irrigation potential. This way, it is possible to assess how opportunity costs change under alternative sets of assumptions.

Like with endemism richness, opportunity costs of conservation in each region were scaled to the amount of potential conservation habitat.

A complete description of my methods to calculate opportunity costs is given in Barth 2011 (unpublished diploma thesis at Georg-August-University Göttingen, please contact me for a copy).

3 Results and discussion

I found that cost-effectiveness scores across biogeographical regions are highly variable and range from 0 to 295 USD million per endemism richness range equivalent (Figure 1). The highest ranking regions with regard to cost-effectiveness are the arctic regions of Eurasia and North America, the Sahara Regional Transition Zone and the Magellanic Subpolar Forest. Although the regions are characterized by relatively low levels of endemism richness (1 range equivalent/10.000 km²), the areas can be protected without causing agricultural opportunity costs. It may be lamented that the regions are not the most immediate priorities for conservation because conditions found unsuitable for (rain fed) crops suggest low vulnerability. Still the regions offer the opportunity to protect vast areas at very low opportunity costs. The lowest ranking regions with regard to cost-effectiveness include the North American Atlantic Region, the European Temperate Broadleaf Forests and Humid Argentinean-Uruguay Savannas. Average agricultural opportunity costs in these regions range between 1100 and 2500 USD/ha/y, while endemism richness is between 5 and 12 range equivalents/10,000 km².

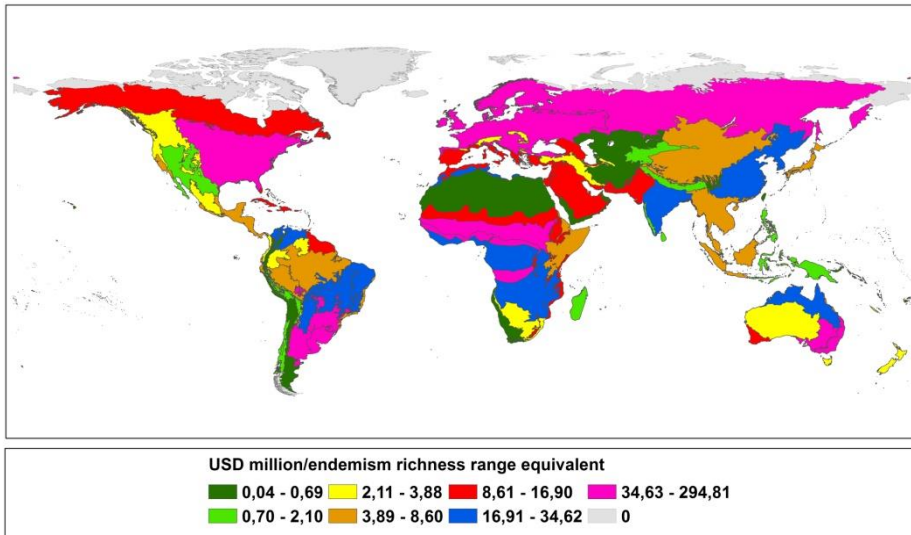


Figure 1: Cost-effectiveness scores of plant conservation across 90 biogeographical regions. The map legend is based on a quantile distribution, i.e. each class contains a comparable number regions.

Some regions like the Southern Andean-Patagonian Steppe are mostly unsuitable for rain fed cropping, but severely threatened from overgrazing. While I did not consider opportunity costs of grazing, they are typically much smaller per unit of area than opportunity costs from cropping. The case of the Southern Andean-

Patagonian Steppe demonstrates that agriculture can be a key cause of biodiversity loss, even if agricultural profitability is low. Hence, regions like the Southern Andean-Patagonian Steppe are both highly cost-effective and immediate priorities for conservation. Despite this, currently only 1% of its original vegetation is covered by protected areas (Wildlife Conservation Society 2013). Compared to this an average of 10% of the original extent of the biodiversity hotspots is currently protected (Conservation International 2013).

I find cost-effectiveness to be highly variable across biodiversity hotspots. Especially the Caribbean Islands and the Southwest Australia biodiversity hotspots are characterized by low cost-effectiveness compared to their high endemism richness. The cost-effectiveness scores in these biodiversity hotspots rank much lower than the Southern Andean-Patagonian Steppe. The Caribbean Islands and Southwestern Australia have the highest agricultural opportunity costs found in my analysis (regional averages of 2,879 USD/ha/y and 5680 USD/ha/y, respectively). The high opportunity costs are a consequence of high potential production and above average producer prices for banana. Banana is one of the most important crop in the Caribbean (Telphia & Nzeogwu 2009). A 2003-2004 survey of banana farms in Puerto Rico, for example, found average annual profits of about 3359 USD/ha/y (North Central IPM Center 2013). This suggests that I overestimated opportunity costs in the Caribbean. Still, my estimates are in the same magnitude as the survey data. Highly cost-effective biodiversity hotspots, characterized by moderate agricultural opportunity costs of up to 600 USD/ha/y, include Wallacea, Indonesia and Madagascar.

Regional congruence between cost-effectiveness and endemism richness is low (Spearman's rank correlation coefficient $r_s = 0.33$; Figure 2a). This result supports previous findings that conservation priorities change substantially once cost-effectiveness is considered (Naidoo & Iwamura 2007; Carwardine et al. 2008). The regions with low endemism richness but high cost-effectiveness include the Southern Andean-Patagonian Steppe, the South American Pacific Coastal Forests, and the Tibetan-Mongolian Grasslands. The Caribbean, the Southwest Australian Floristic Region and the South American Atlantic Coastal Forests are examples of regions characterized by relatively low cost-effectiveness compared to their high endemism richness. The three regions are classified as biodiversity hotspots, i.e. they are characterized by high historic habitat loss (Myers et al. 2000). High profitability of agriculture can be considered a major driver of habitat loss in these regions, which highlights the dilemma that the most vulnerable regions are often difficult to protect due to high opportunity costs (see Joppa & Pfaff 2009).

Cost-effectiveness ranks of biogeographical regions for vascular plants and terrestrial vertebrates showed a strong correlation (Spearman's rank correlation coefficient; $r_s = 0.90$; Figure 2b). However, case to case comparisons show that there are also regions with large differences in cost-effectiveness between the two taxa. The regions include the Cape Regional Centre of Endemism in Africa, the Southern Andean-Patagonian Steppe and the Shrublands and Savannas of Australia. Overall,

the above results support previous findings that cost-effective priorities can be very robust to taxonomic group overall (Bode et al. 2008), but also highlight the importance to consider regional exceptions.

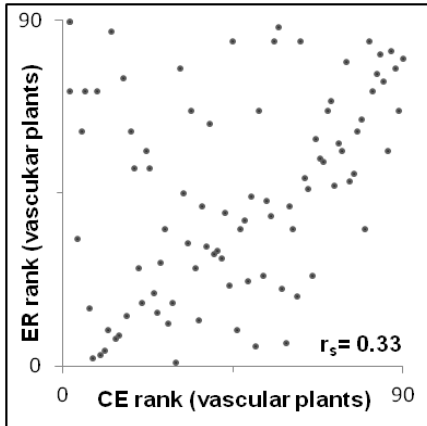


Figure 2a: Regional congruence between endemism richness (ER) and cost-effectiveness (CE) for vascular plants.

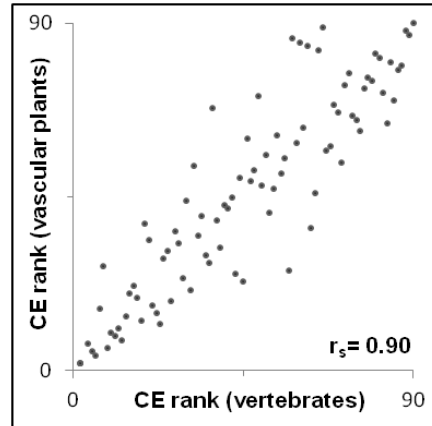


Figure 2b: Regional congruence between cost-effectiveness (CE) for vascular plants and vertebrates.

The methodological changes that I introduced to the opportunity costs model had a large impact on the extent and distribution of the estimated agricultural opportunity costs. Compared to Naidoo & Iwamura (2007) I introduced spatial heterogeneity of producer prices, climatic sequential cropping potential and input conditions into the opportunity costs calculation. In turn, I excluded pasture and irrigated cropping due to the considerations stated in the methods section of the present paper. I found large differences in the expected distribution of agricultural opportunity costs between my analysis and Naidoo & Iwamura (2007) (Figure 3).

The most striking differences in distribution of opportunity costs between the different cost models was found for Africa and Southwestern Asia (Figure 3). Compared to Naidoo & Iwamura (2007) most areas in Africa and India fall into lower quantiles of the global opportunity costs distribution. This result reflects below average prices and also the prevalence of smallholder farming. The high opportunity costs in Central Africa found in my analysis can be attributed to the fact that climatic conditions in the region allow up to three sequential crop harvests per year. Admittedly, I overestimated net income gains from of sequential cropping (and high input conditions) since I assumed uniform costs of production.

Introducing regional heterogeneity of input conditions had a comparatively small effect on the spatial pattern of opportunity costs, compared to introducing regional price heterogeneity and sequential cropping potential. For example, maximum attainable yield of grain maize under subtropical climate conditions is 17,2

t/ha under high input conditions and 12,2 t/ha under intermediate/smallholder input conditions (Fischer et al. 2002). In hindsight, it would have been preferable to include an additional low/subsistence input scenario.

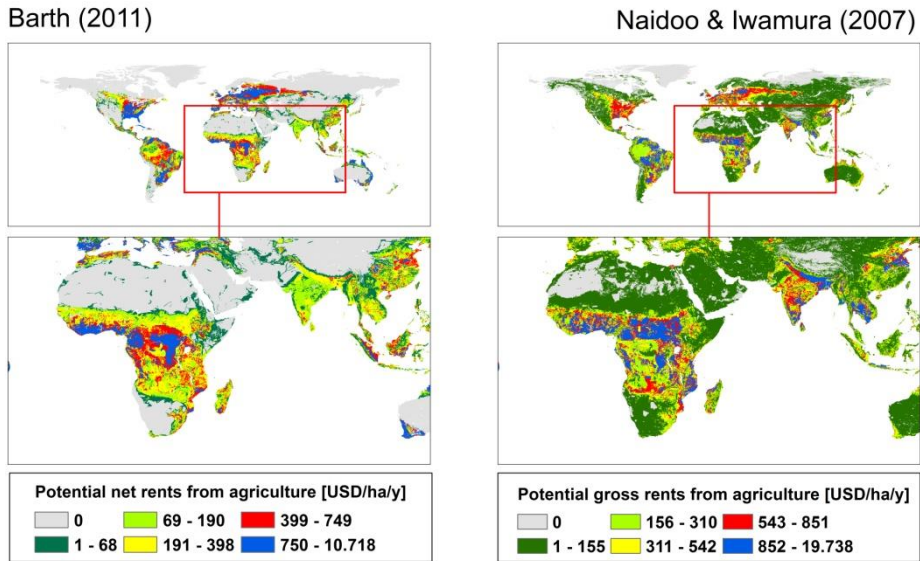


Figure 3: Comparison of estimates of agricultural opportunity costs of conservation between the present analysis and Naidoo & Iwamura (2007). Map Legends are based on a quantile distribution, i.e. each class contains a comparable number of grid cells.

4 Conclusions

The results of the present analysis provide further support to previous findings that in conservation planning choice of taxonomic group is less important than integration of economic costs (Bode et al. 2008). Here, I found that cost-effectiveness is largely robust to the choice of taxonomic group. My analysis presents the first evidence that this conclusion is true for a set of regions covering the entire terrestrial realm, while previous findings (Bode et al. 2008) were confined to biodiversity hotspots. This way I was able to identify important exceptions such as the Regional Centre of Endemism in Africa and the Southern Andean-Patagonian Steppe. For these regions choice of taxonomic group had a relatively large impact on cost-effectiveness.

My results suggest that cost-effectiveness of several biodiversity hotspots is much lower than cost-effectiveness of numerous regions characterized by relatively low levels of endemism richness. This finding highlights that important cost-effective conservation opportunities are neglected by priorities that focus on bio-

logical benefits exclusively (e.g. biodiversity hotspots; Myers et al. 2000). Additionally, cost-effectiveness scores presented here are one way to rank priorities between regions of high biological irreplaceability such as biodiversity hotspots. Given the high variability of cost-effectiveness between hotspots cost-effectiveness information can be used to allocate conservation resources more efficiently between such priority regions.

Certainly, the theoretical drawbacks of a scoring prioritization approach and the large (unknown) uncertainties of my estimates of agricultural opportunity costs (e.g. regarding costs of production, and opportunity costs from irrigated agriculture) caution against the application of the cost-effectiveness rankings. In this context, it should be noted that inaccuracy of cost data does not need to impede the advantages of a cost-effectiveness approach to conservation (Pannell 2009). Likewise, a scoring approach is a practicable solution to inform global conservation prioritization about the important group of plants, as detailed distribution data are not available (Kier et al. 2009).

Compared to biological considerations the costs of conservation have been given much less academic attention in identifying global conservation priorities (Naidoo et al. 2006; Carwardine et al. 2008). As of now, many protected areas are biased towards land with low opportunity costs (Joppa & Pfaff 2009). This way political goals regarding protected area coverage formulated in units of area can be achieved at a low cost but more meaningful conservation goals like species protection are neglected. Successful applications of cost-effectiveness analysis in conservation planning show that the approach can satisfy both private economical and global conservation interests (see e.g. Fernandes et al. 2005).

The simplicity of the existing cost model and high uncertainty have been brought forward as a major argument against using global opportunity costs data in conservation prioritization (Kremen et al. 2008). Here, I provide an opportunity cost model with an alternative set of assumptions, for example the consideration of regional price variability and input variability. Comparing the opportunity costs estimates in Naidoo & Iwamura (2007) with the present analysis shows that the expected distribution of opportunity costs depends on assumptions made in the cost model. More reliable estimates of opportunity costs estimates will require a better representation of the costs of production and data on the water availability for irrigation.

Due to the lack of data, efforts to estimate costs of production and water availability will necessarily involve large uncertainties. Only if such uncertainties are quantified, estimates of opportunity costs can become truly useful for decisions makers (Langford et al. 2012). This is especially so, since spatial conservation priorities are most sensitive to errors in cost data (Bode et al. 2008). To date, uncertainty treatment of data on global conservation costs has not been conducted. Given the potential reduction in social conflict and improved use of limited conservation funds (Naidoo et al. 2006; Carwardine et al. 2008; Polasky et al. 2008),

quantifying uncertainty in agricultural opportunity cost of conservation should be a priority for future research.

References

- Balmford, A. and Whitten, T.: Who should pay for tropical conservation, and how could the costs be met? 2003, *Oryx* 37 (2), p. 238-250.
- Barth, G.: Optimizing conservation of biological diversity at the global scale threatened by agricultural land conversion. 2011, unpublished diploma thesis at Georg-August-University Göttingen.
- Bode, M. et al.: Cost-effective global conservation spending is robust to taxonomic group. 2008, *PNAS* 105 (17), p. 6498-6501.
- Brooks, T. M. et al.: Global biodiversity conservation priorities. 2006, *Science* 313 (5783), p. 58-61.
- Cardillo, M. et al.: Latent extinction risk and the future battlegrounds of mammal conservation. 2006, *PNAS* 103 (11), p. 4157-4161.
- Carwardine, J. et al.: Cost-effective priorities for global mammal conservation. 2008, *PNAS* 105 (32), p. 11446-11450.
- CBD, Conference of the parties decision X/2: Strategic plan for biodiversity 2011–2020. 2011, www.cbd.int/decision/cop/?id=12268.
- Conservation International: Protected area coverage in the hotspots. 2013, www.conservation.org.
- FAOSTAT: Producer price statistics. 2010, www.faostat.org.
- FAO and World Bank: Farming systems and poverty. 2001, FAO/World Bank.
- Fernandes, L. et al.: Establishing representative no-take areas in the Great Barrier Reef: Large-scale implementation of theory on marine protected areas. 2005, *Conservation Biology* 19 (6), p. 1733-1744.
- Fischer, G. et al.: Global agro-ecological assessment for agriculture in the 21st century: Methodology and results. 2002, IIASA/FAO.
- Francis, C. A.: Multiple cropping systems. 1986, Macmillan.
- Green, R. E. et al.: Farming and the fate of wild nature. 2004, *Science* 307 (5709), p. 550-555.
- Joppa, L. N. and Pfaff, A.: High and far: Biases in the location of protected areas. 2009, *PLoS One* 4 (12), e8273.

- Kier, G. and Barthlott, W.: Measuring and mapping endemism and species richness: a new methodological approach and its application on the flora of Africa. 2001, *Biodiversity Conservation* 10, p. 1513–1529.
- Kier, G. et al.: A global assessment of endemism and species richness across island and mainland regions. 2009, *PNAS* 106 (23), p. 9322-9327.
- Kremen, C. et al.: Response to conservation with caveats. 2008, *Science* 321, p. 341-342.
- Langford, W. T. et al.: Raising the bar for systematic conservation planning. 2012, *Trends in Ecology and Evolution* 26 (12), p. 634-640.
- Leff, B. et al.: Geographic distribution of major crops across the world. 2004, *Global Biogeochemical Cycles* 18 (1).
- Margules, C. and Sarkar, S.: *Systematic conservation planning*. 2007, Cambridge University Press.
- McCarthy, D. P. et al.: Financial costs of meeting global biodiversity conservation targets: Current spending and unmet needs. 2012, *Science* 338 (6109), p. 946-949.
- Myers, N. et al.: Biodiversity hotspots for conservation priorities. 2000, *Nature* 403, p. 853-858.
- Naidoo, R. et al.: Integrating economic costs into conservation planning. 2006, *TRENDS in Ecology and Evolution* 21 (12), p. 681-687.
- Naidoo, R. and Iwamura, T.: Global-scale mapping of economic benefits from agricultural lands: Implications for conservation priorities. 2007, *Biological Conservation* 140, p. 40-49.
- Pannell, D. J.: The cost of errors in prioritising projects. 2009, INFER working paper, University of Western Australia, <http://cyllene.uwa.edu.au/~dpannell/dp0903.htm> (accessed January 31st, 2012).
- Phalan, B. et al.: Crop expansion and conservation priorities in tropical countries. 2013, *PLoS One* 8 (1), e51759
- Polasky, S.: Why conservation planning needs socioeconomic data. 2008, *PNAS* 105 (18), p. 6505-6506.
- North Central IPM Center (North Central Region Integrated Pest Management Center): *Crop Profiles and Timelines*, 2013, <http://www.ipmcenters.org/cropprofiles/>.

Telphia, O. and Nzeogwu, O.: Case study of jamaican banana export farmers: Threats, opportunities and survival. 2009, *Journal of Applied Business and Economics* 10 (4), p. 23-34.

Wildlife Conservation Society: Saving wild places - Patagonia and Southern Andean Steppe, Argentina. 2013, www.wcs.org.

Wilson, K. A. et al.: Fundamental concepts of spatial conservation prioritization. In: Moilanen, A. et al.: *Spatial conservation prioritization. Quantitative methods & computational tools*. 2009, Oxford University Press, p. 16-27.

Das Wohlbefinden von Tieren und die Messbarkeit ihrer Motivation für die praktische Einbindung von Präferenzverhalten

Kira Greving

Einleitung

Die Lebensmittelindustrie ist in der heutigen Gesellschaft einer der sensibelsten Wirtschaftszweige. Kaum ein anderer Sektor ist von einer solchen Vielzahl an Reglementierungen durchzogen wie dieser. Verordnungen schützen in erster Linie die Produktqualität der tierischen Erzeugnisse. Erst seitdem sich Lebensmittelskandale in Deutschland häufen, werden auch die Umstände der tierischen Produktion kontrovers und öffentlich diskutiert (vergl. Meixner et al. 2012). Im Fokus der Überlegungen stehen dabei immer häufiger tierschutzrelevante Aspekte, die nicht nur die Effizienz der Produktion, sondern auch eine artgerechte Haltung thematisieren. Seither gab es viele Novellierungen in der Nutztierhaltung, wie beispielsweise das Verbot der Anbindehaltung von Pferden, Schweinen und Rindern (Winterhalder 1994) sowie das Verbot der Legebatteriehaltung von Hennen (BMELV 2012). Zukünftig werden die Haltungsbedingungen von Nutz- und Labortieren eine immer bedeutendere Stellung innerhalb des Produktionsverfahrens einnehmen. Dabei werden nicht nur notwendige Änderungen in Haltung und Umgang relevant, sondern auch Optimierungen, die das Wohlbefinden der Tiere verbessern.

Basierend auf den Argumenten in diesem Beitrag soll eine Umfrage unter Personen verwandter Fachgebiete durchgeführt werden. Ziel ist es, mögliche Lö-

sungsansätze zu finden, um Präferenzverhalten von Tieren in Entscheidungsprozesse zu integrieren, die Verbesserungen in Haltungsbedingungen und Wohlbefinden anstreben.

Definition von tierischem Wohlbefinden

Um Verbesserungen in Haltungsbedingungen und Wohlbefinden des Tieres durchsetzen zu können, muss zunächst definiert werden, aus welchen Aspekten sich tierisches Wohlbefinden zusammensetzt. Nach Wittmann und Schoberger 2010 hängt physisches Wohlbefinden beim Menschen eng mit psychischem, sozialem und kulturellem Wohlbefinden zusammen und ist keinesfalls isoliert zu betrachten (vgl. auch Schilling und Zeller 2007). Die Annahme, dass das Tier in ähnlicher Weise wie der Mensch Leid und Schmerz empfinden kann, ist auf den Analogie- oder Homologieschluss zurückzuführen. Dieser baut auf der Ähnlichkeit von höheren Tieren und Menschen in der Sensorik, Motorik und im zentralen Nervensystem auf. Basierend auf diesen Fakten und den Erfahrungen, dass Mensch und Tier auf Schmerzreize ähnlich reagieren, wird die Annahme getroffen, dass die Empfindung von Leid bei Tieren und Menschen vergleichbar ist (Dawkins 1982, Hassenstein 1993). Von dieser Annahme ausgehend und unter Berücksichtigung der Definition menschlichen Wohlbefindens können nach Fraser et al. drei Hauptauffassungen in der „Animal Welfare“ Diskussion unterschieden werden.

1. „Quality of life“ Argumentation

Die Lebensqualität eines Tieres ist davon abhängig, ob es möglich ist, dieses in Anlehnung an sein natürliches Umfeld zu halten (Carpenter 1980).

2. „Feelings-based“ Argumentation

Ein gutes Leben für Tiere wird durch die Abwesenheit von Leid im Sinne von Schmerz, Angst, Hunger oder weiteren negativen Aspekten definiert (Duncan 1993).

3. „Functioning-based“ Argumentation

Das tierische Wohlbefinden ist anhand der Funktionalität des Organismus abzulesen, da tierische Gefühle nicht erforscht werden können (Broom 1991). Allein die Gesundheit dient als Indikator für Wohlbefinden, welches nur reduziert wird, wenn das Tier physiologisch so beeinträchtigt wird, dass das Überleben oder die Reproduktion gefährdet ist (McGlone 1993).

Keine der hier dargestellten Argumentationsgrundlagen ist jedoch ausreichend um eine artgerechtere Haltung hinreichend zu umfassen, da diese aus einem Zusammenspiel aller genannten Aspekte resultiert. Zunächst sollte daher definiert wer-

den, was unter tierischem Wohlbefinden verstanden und durch welche Gegebenheiten dieses erreicht wird.

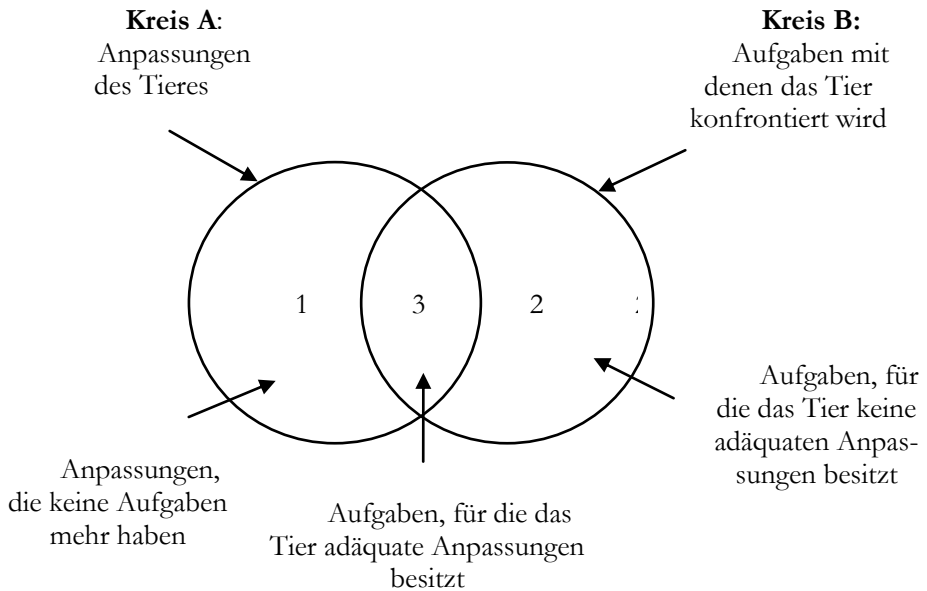


Abbildung 1: Definitionsansatz „tierisches Wohlbefinden“

Quelle: Fraser et al. 1997:200

Im Definitionsansatz von Fraser et al. werden alle ethologischen Anpassungen, welche sich das Tier aufgrund von Haltungsbedingungen, Umwelteinflüssen oder sonstigen Erfahrungen aneignen musste sowie jene Anpassungen, die zum artspezifischen Verhalten zählen durch Kreis A symbolisiert. Kreis B hingegen beschreibt alle Aufgaben, mit denen das Tier aufgrund seines Haltungsumfeldes konfrontiert wurde. Fläche 1 umfasst Anpassungen, die im aktuellen Umfeld keine Funktion mehr bedienen. Das Sandbaden von Hühnern ist beispielsweise eine Anpassung für die Körperpflege. Fehlt ein Sandbad im Käfig so ist diese Anpassung ohne Funktion, da das Huhn diese Verhaltensweise nicht ausführen kann. Das Tier kann sich nicht optimal seiner Umwelt anpassen, es entsteht Stress (Broom 1993). Fläche 2 repräsentiert Aufgaben, mit denen das Tier konfrontiert wird, für die es jedoch keine Lösung hat. Schmerz oder Angst können solche Umstände sein. Da es keine Anpassung für Schmerz entwickeln kann, wird auch in diesem Fall das Wohlbefinden beeinträchtigt. Die Schnittmenge beider Kreise (Fläche 3) stellt die Aufgaben und Umstände dar, mit denen das Tier umgehen kann und für die es adäquate Anpassungen besitzt. Dadurch führen mögliche Konfrontationen nicht zu Stress oder Einschränkungen, wodurch das Wohlbefinden

des Tieres nicht beeinträchtigt wird. Van Putten (2000) bestätigt diese Theorie mit dem Argument, dass tierisches Wohlbefinden durch eine angemessene Harmonie mit der Umwelt erreicht wird. Demnach muss die Umwelt, der das Tier ausgesetzt ist, qualitativ innerhalb der Anpassungsfähigkeit des Tieres liegen (Weber und Zátate 2005:479).

Der Gedanke der „ethologischen Bedürfnisse“ ist in der Forschung zum tierischen Wohlbefinden immer präsenter geworden. Ziel ist es, anhand von Verhaltensmustern Rückschlüsse auf das Wohlbefinden von Tieren zu ziehen (Dawkins 1983:1195). Grundlegend bei Untersuchungen zum Wohlbefinden von Tieren ist die Annahme, dass Tiere Leid empfinden können und dadurch ihr Wohlbefinden verringert wird. Unter Leid ist jedoch nicht nur physisches, sondern auch emotionales Leid in Form von Angst, Hunger oder Langeweile zu verstehen. Zur Ermittlung, was genau psychisches Leid bei den verschiedenen Arten auslöst und in welcher Dimension sich dieses unterscheidet, können Präferenztests unter anderem zu den Haltungsumständen durchgeführt werden. Diese Tests können Aufschluss über Haltungspräferenzen liefern und somit zur Steigerung des Wohlbefindens von Tieren beitragen.

Präferenztests und „Zahlungsbereitschaft“ von Tieren

In der ökonomischen Verhaltensforschung von Konsumenten mit einer limitierten Verfügbarkeit von Einkommen spielen drei Kriterien eine besondere Rolle.

1. Güterauswahl

Vom Konsumenten wird eine Auswahl an Gütern getroffen, die seine Bedürfnisse sättigen sollen (Präferenzauswahl).

2. Limitierender Faktor

Der Konsument wird durch einen limitierenden Faktor (beispielsweise das Einkommen) daran gehindert, alle Güter seiner Auswahl zu beziehen.

3. Nutzenmaximierer

Der Konsument wählt die Güterkombination, die ihm den größten Nutzen verschafft (May 2008:19).

Steigt der Preis für ein nachgefragtes Gut, so verzichtet der Konsument auf das Güterbündel, auf das er am leichtesten verzichten kann. Die Nachfrage nach diesem Gut ist demnach elastisch. Die Güter, die den größten Wert für den Konsumenten haben und auch bei einer Preissteigerung noch bezogen werden, sind in ihrer Nachfrage unelastisch (Paschke 2004:26). Zusammenfassend kann der Schluss gezogen werden, dass Güter mit einer elastischen Nachfrage Luxusgüter und mit einer unelastischen Nachfrage notwendige Güter darstellen (Heertje und

Wenzel 2002:141). Von diesen drei Grundbausteinen der Nachfragetheorie ausgehend können Parallelen zum Verhalten von Tieren gezogen werden (Dawkins 1983, Tullock 1971).

Das Verhalten von Tieren entsteht daraus, dass es eine bestimmte Handlung ausführt und dadurch eine andere nicht ausgeführt wird. Es wählt demnach zwischen verschiedenen Verhaltensmustern und übt die aus, welche situativ zum größten Nutzen führt. Das tierische Äquivalent zum limitierenden Faktor Einkommen ist die zur Verfügung stehende Energie (Dawkins 1983). Wählt ein Tier eine Handlung bevorzugt vor einer Anderen, so kann die Annahme getroffen werden, dass die ausgeübte Handlung beim Tier zu einem größeren Nutzen geführt hat als die mögliche Ausübung der Handlungsalternative. Durch Präferenztests kann gezielt analysiert werden, welches Verhalten von welchem Tier in spezifischen Umweltsituationen bevorzugt wird.

Zur Ermittlung, ob ein Tier beispielsweise eine bestimmte Präferenz für eine Einrichtungsalternative zeigt, werden mehrere Räume mit verschiedenen Einrichtungsgegenständen präpariert. Dann wird das Tier wiederholt durch ein Leitsystem zu einer Kreuzung geführt, wo es sich zunächst frei für einen der präparierten Räume entscheiden kann. Ist das Tier mit allen Optionen vertraut, kann die Anzahl der Besuche in den unterschiedlichen Räumen für die Interpretation der Präferenz genutzt werden (Boe et al. 2011, Abou-Ismaïl und Mahboub 2010). An dieser Stelle sei erwähnt, dass davon abzuraten ist, aus den Ergebnissen der Präferenztests allgemeingültige und voreilige Schlüsse zu ziehen, da es sich bei den Beobachtungen um Kurz- oder Langzeitpräferenzen handeln kann. Äußere sowie innere Eindrücke und Gegebenheiten beeinflussen die Präferenz des Tieres stark (Dawkins 1982:83).

Um zu ermitteln, wie hoch die Motivation von einem Tier für eine bestimmte Alternative ist, werden Türen in die Gänge zu den Räumen montiert, welche sukzessive mit Gewichten beschwert werden. Diese Motivation kann nun mit einer Zahlungsbereitschaft verglichen werden. Durch die Bereitwilligkeit des Tieres dieses Hindernis zu überwinden und dabei Energie einzusetzen, kann ermittelt werden, welche Zahlungsbereitschaft das Tier für die jeweiligen Einrichtungsoptionen zeigt. Als Alternative zu den Gewichten kann auch ein für das Tier unangenehmer Bodenbelag, ein abschreckendes Geräusch oder ein zu überquerendes Wasserbecken eingesetzt werden um die Motivation des Tieres zu messen (Seaman et al. 2008, Koistinen et al. 2008, Manser et al. 1998, Sherwin und Nicol 1996, Bubier 1996). Zur Absicherung der Ergebnisse kann der Zugang zu einem Raum verriegelt werden. Diese Verweigerung einer Ressource löst bei dem Tier Stress aus. Der Körper des Tieres schüttet Cortisol aus, welches im Urin nachgewiesen werden kann. Je mehr Cortisol das Tier ausschüttet, desto mehr Stress bereitet ihm das Versperren der Ressource (Mason et al. 2001).

Ein solcher Präferenztest wurde mit Nerzen durchgeführt. Nerze werden zu Gewinnung von Pelz in einfachen Drahtkäfigen häufig ohne beschäftigende Ausstattung untergebracht. Hierzulande werden dem Deutschen Tierschutzbund zu-

folge derzeit ca. 200.000 Nerze auf Pelztierfarmen gehalten (Deutscher Tierschutzbund 2013). Den Nerzen wurden im Präferenztest sieben Räume mit unterschiedlichen Ressourcen zur Wahl gestellt. Die Zugangstüren zu diesen Ressourcen wurden mit Gewichten beschwert, sodass die Tiere täglich einen immer größeren Preis zur Erreichung der gewünschten Ressource zahlen mussten.

Tabelle 1: Motivationstest mit Nerzen

Ressource	Nachfrageelastizität	Travel Costs (kg)	Häufigkeit	Reservationspreis (kg)	Gesamtausgaben (kg)
Schwimmbecken	0,26 ± 0,04	81,41 ± 9,97	24,00	1,25 ± 0,00	134,33 ± 11,18
Alternatives Nest	0,41 ± 0,08	60,72 ± 5,67	22,75	1,17 ± 0,06	114,83 ± 13,27
Neue Objekte	0,58 ± 0,08	54,58 ± 5,02	22,50	1,16 ± 0,04	83,62 ± 9,93
Plattform	0,57 ± 0,07	50,87 ± 7,65	22,25	1,14 ± 0,06	82,17 ± 16,11
Spielzeug	0,62 ± 0,05	24,30 ± 3,25	21,00	1,06 ± 0,07	34,11 ± 6,39
Tunnel	0,73 ± 0,07	21,61 ± 1,72	20,75	1,06 ± 0,06	26,33 ± 3,66
Mehr Platz	0,77 ± 0,06	9,19 ± 0,90	17,00	0,84 ± 0,07	8,76 ± 1,34

Quelle: Mason et al. 2000

Eine geringe Nachfrageelastizität zeigt, dass die Nerze die Ressource trotz steigendem Gewicht kontinuierlich aufgesucht haben. Demnach erlaubt ein Schwimmbecken den Nerzen optimal ihr natürliches Verhalten auszuüben, da für diese Ressource die geringste Preiselastizität der Nachfrage sowie die höchste Zahlungsbereitschaft ermittelt werden konnte. Für keine weitere Ressource wurde der Höchstpreis von 1,25 kg von den Tieren gezahlt. Je elastischer die Nachfrage für eine Ressource ist, desto geringer ist die Zahlungsbereitschaft, die Häufigkeit der Besuche sowie der maximale Preis, der zum Erreichen der Ressource gezahlt wird. Zusammenfassend kann durch diesen Präferenztest darauf geschlossen werden, dass der Zugang zu Wasser sowie ein alternatives Nest für den Nerz notwendige Güter sind, mehr Platz und ein Tunnel hingegen Luxusgüter, da die Zahlungsbereitschaft geringer und die Nachfrage bei steigendem Preis elastisch war.

Anhand der zuvor beschriebenen Ergebnisse kann die Überlegung getroffen werden, ob Tiere in Entscheidungsprozesse integriert werden können, da ihre spezifischen Präferenzen gezielt ermittelt werden können. Werden die hier dargestellten Bedingungen, dass das Wohlbefinden eines Tieres mehrdimensional ist und

Abweichungen zu einer Beeinträchtigung führen, sowie dass Tiere ein Präferenzverhalten haben und dieses auch ausdrücken können, akzeptiert, so bleibt eine Frage offen: Auf welche Weise können und sollten Tiere in Entscheidungsverfahren, die sich mit Haltungsfragen beschäftigen integriert werden?

Berücksichtigung tierischer Präferenzen

Im aktuellen gesellschaftspolitischen Diskurs werden die Belange des Tieres durch den Menschen vertreten. Es liegt im Ermessen des allgemeinen menschlichen moralischen Empfindens, wie mit Tieren umgegangen wird und unter welchen Haltungsbedingungen sie leben. Allein die rechtlichen Rahmenbedingungen, wie beispielsweise das Tierschutzgesetz (TierSchG 2005) oder die Nutztierhaltungsverordnung (TierSchNutztV 2006), bieten Anhaltspunkte für ein Mindestmaß an moralischem und ethischem Verhalten beim Umgang mit Tieren.

In der heutigen Gesellschaft ist das Tier dem Wohlwollen des Menschen ausgeliefert und ihnen untergeordnet. Das war nicht immer der Fall. Aus zahlreichen Überlieferungen aus dem Mittelalter ist bekannt, dass Tiere in Form von Tierbannungen und Tierprozessen rechtlich verurteilt werden konnten. In den Prozessen wurden Tiere, die Menschen verletzt oder getötet hatten, unter Anwendung eines Gerichtsverfahrens angeklagt und verurteilt. Nicht selten wurde dabei die Todesstrafe verhängt (Caspar 1999:46). Berkenhoff verweist in diesem Zusammenhang auf einen Gerichtsprozess in Österreich, in dem ein Hund zu einer Gefängnisstrafe verurteilt wurde, da er einen Menschen in den Fuß gebissen hatte (Berkenhoff 1937:35 nach Caspar 1999:46).

Eine solche Verurteilung scheint in der heutigen Zeit sehr skurril. Tiere werden in unserer Gesellschaft im rechtlichen Rahmen nach den Vorstellungen des Besitzers gehalten und genutzt, ohne das hinter den einzelnen Handlungen des Tieres ein vernunftorientiertes Handeln vermutet wird. In haltungsspezifischen Angelegenheiten verhält es sich ähnlich. Häufig entscheiden ökonomische und monetäre Argumente über die Grundstruktur der modernen Nutztierhaltung, wissenschaftliche Ergebnisse werden erst in jüngster Zeit wieder verstärkt berücksichtigt.

Um zukünftig das Wohlbefinden eines Tieres stärker zu berücksichtigen und auch um die Wertschätzung tierischen Lebens wieder zu verbessern, könnten Ergebnisse aus aktuellen Präferenztests in Entscheidungsverfahren integriert werden, die eine Verbesserung des Wohlbefindens bezwecken oder Haltungsbedingungen optimieren sollen. Durch diese direkte Befragungsmethode könnte den Tieren eine Stimme im Diskussionsprozess zugesprochen werden. Das Tier wäre somit nicht mehr gänzlich auf das Wohlwollen des Menschen angewiesen. Offen bleibt jedoch, welche Gewichtung den Ergebnissen der Präferenztests zukommen sollte und ob eine aktive Integrierung tierischer Präferenzen von der Gesellschaft geschätzt und akzeptiert werden würde.

Ausblick

Zu der Fragestellung, ob und wie Tiere in Entscheidungsprozesse integriert werden können, soll eine quantitative Umfrage durchgeführt werden. In dieser sollen Probanden befragt werden, die sich in thematisch verwandten Fachgebieten auskennen. Unter verwandten Fachgebieten werden nicht nur die Rechtswissenschaften, Veterinärmedizin und die Volkswirtschaftslehre verstanden, sondern ebenfalls Agrarwissenschaften und Philosophie. Basierend auf dieser Umfrage soll analysiert werden, inwiefern die Integration von Tieren gewünscht wird, welche Gewichtung diese annehmen sollte und welche Kritikpunkte durch die unterschiedlichen Disziplinen aufgedeckt werden. Bei der Befragung von Probanden mit ökonomischem Hintergrund soll besonderer Fokus darauf gelegt werden, inwiefern es möglich erscheint, die Bedürfnisse von Tieren durch die Zahlungsbereitschaftsanalyse im Rahmen einer Kosten-Nutzen-Analyse zu berücksichtigen.

Durch die breite Fächerung der Fachgebiete haben die Befragten ein sehr unterschiedliches Hintergrundwissen. Um jedem Teilnehmer die Beantwortung der Fragen ermöglichen zu können, werden in dem verwendeten Online-Formular Schaltflächen eingearbeitet, über die zusätzliche Informationen zum besseren Verständnis abgerufen werden können.

Literatur

- Abou-Imail, U. und Mahboub, H.: The effects of enriching laboratory cages using various physical structures on multiple measures of welfare in singly-housed rats. 2011, *Laboratory Animals* 45, S. 145-153.
- Boe, K.; Ehrlenbruch, R. und Andresen, I.: The preference for water nipples vs. Bowls in dairy goats. 2011, *Acta Veterinaria Scandinavica* 53, S. 50-55.
- Broom, D.: Animal welfare: Concepts and measurement. 1991, *Journal of Animal Science* 69, S. 4167-4175.
- Broom, D.: A usable definition of animal welfare. 1993, *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 6, S. 15-25.
- Bubier, N.: The behavioural priorities of laying hens: the effect of cost/ no cost multi-choice tests on time budget. 1996, *Behavioural Processes* 37, S. 225-238.
- Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz: Mehr Tierschutz in der Legehennenhaltung, 2012, <http://www.bmelv.de/SharedDocs/Standardartikel/Landwirtschaft/Tier/Tierhaltung/HaltungLegehennen.html>. (letzter Zugriff: 10.12.2012).
- Carpenter, E.: *Animals and Ethics – A report of the working party convened by Edward Carpenter*. 1980, Watkins & Dulverton.

- Caspar, J.: Tierschutz im Recht der modernen Industriegesellschaft. Eine rechtliche Neukonstruktion auf philosophischer und historischer Grundlage. 1999, Band 31, Forum Umweltrecht, Nomos Verlagsgesellschaft.
- Dawkins, M.: Leiden und Wohlbefinden bei Tieren: ein Beitrag zu Fragen der Tierhaltung und des Tierschutzes. 1982, Ulmer Fachbuch.
- Dawkins, M.: Battery hens name their price: Consumer Demand Theory and the measurement of ethological needs. 1983, *Animal Behaviour* 31, S. 1195-1205.
- Deutscher Tierschutzbund: Pelztierfarmen in Deutschland. 2013, <http://www.tierschutzbund.de/pelztierfarmen.html>. (letzter Zugriff: 30.01.2013).
- Duncan, I.: Welfare is to do with what animals feel. 1983, *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 6, S. 8-14.
- Fraser, D.; Weary, D.; Pajor, E. und Milligan, B.: A scientific conception of animal welfare that reflects ethical concerns. 2013, *Animal Welfare* 6, S.187-205.
- Hassenstein, B.: Zur Erkennbarkeit von Leiden bei Tieren. In: Buchholtz, C.; Goetschel, A. F.; Hassenstein, B. et al. (Hrsg.): Leiden und Verhaltensstörungen bei Tieren. 1993, *Tierhaltung Band 23*, Birkhäuser Verlag, S. 85-92.
- Heertje, A. und Wenzel, H.-D.: Grundlagen der Volkswirtschaftslehre. 2002, Springer, 6. Aufl.
- Koistinen, T.; Orjala, H.; Mononen, J. und Korhonen, H. T.: Position of operant cost affects blue foxes' time budget between sand floor and mesh floor. 2008, *Applied Animal Behavior Science* 116, S. 266-272.
- Manser, C.; Broom, D.; Overend, P. und Morris, T.: Operant studies to determine the strength of preference in laboratory rats for. nest-boxes and nesting materials. 1998, *Laboratory Animals* 32, S. 36-41.
- Mason, G. J.; Coopert, J. und Clarebrough, C.: Frustrations of fur-farmed mink. 2001, *Nature* 410, S. 35-36.
- May, H.: Handbuch zur ökonomischen Bildung. 2008, Oldenbourg Verlag, 9. Aufl.
- Meixner, O.; Pöchtrager, S. und Schwarzbauer, A.: Coporate Social Responsibility in der Agrar- und Ernährungswirtschaft. 2012, Springer.
- Paschke, D.: Grundlagen der Volkswirtschaftslehre, 2004, PD-Verlag, 4. Aufl.
- Schilling, J. und Zeller, S.: Soziale Arbeit, Geschichte, Theorie, Profession. 2007, UTB Verlag, 3. Aufl.

- Seaman, S.; Waran, N.; Mason, G. und D'Eath, R.: Animal economics: assessing the motivation on female laboratory rabbits to reach a platform, social contact and food. 2008, *Animal Behaviour* 75, S. 31-41.
- Sherwin, C. und Nicol, C. J.: Reorganisation of behaviour in laboratory mice, *mus musculus*, with varying cost of access to resources. 1996, *Animal Behavior* 51, S.1087-1093.
- Tierschutzgesetz: Tierschutzgesetz. 2005, <http://www.gesetze-im-internet.de/tierschg/>. (letzter Zugriff: 17.01.2013).
- Tierschutznutztierverordnung: Verordnung zum Schutz landwirtschaftlicher Nutztiere und anderer zur Erzeugung tierischer Produkte gehaltener Tiere bei ihrer Haltung. 2006, <http://www.gesetze-im-internet.de/tierschnutztv/>. (letzter Zugriff: 17.01.2013).
- Tullock, G.: The Coal Tit as a careful shopper. 1971, *The American Naturalist*, 105 (941), S.77-80.
- Winterhalder, K.: Bald neue Haltungsverordnung. 1994, *Landwirtschaftliches Wochenblatt, Organ des Landesbauernverbandes in Baden Württemberg* 161 (6) S. 30-31.
- Wittmann, K.; Schoberger, R.: *Der Mensch in Umwelt, Familie und Gesellschaft*. 2010, Facultas Verlag, 8. Aufl.
- McGlone, J.: What is animal welfare? 1993, *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 6, S. 26-36.
- Van Putten, G.: Forschungsergebnisse und Erkenntnisse zur tiergerechten Schweinehaltung. 1992, *Züchtungskunde* 64 (3/4), S. 209-216.
- Weber, R. und Zárate, A.: Der Begriff Wohlbefinden in der Nutztierhaltung- Diskussion aktueller Definitionsansätze als Grundlage für praxisorientierte Forschung am Beispiel Mastschweinehaltung. 2005, *Archiv Tierzucht Dummerstorf* 48, S. 475-489.

The significance of eco-labeling for the implementation of the Convention on Biological Diversity (CBD)

Marko Freckmann

1 Introduction

In the last two decades the market share of labeled products has increased significantly (Teisl and Roe 1998). Besides different organic labels like the European Union Organic Label there are different labels of fair trade organizations and specialized labels like the Forest Stewardship Council for products made of wood or the Marine Stewardship Council for seafood. Furthermore, there are labels for various product categories like the Ecoflower of the European Union. In addition, eco-labels are used for products like consumer electronics, textiles, cosmetics or electricity. International Organizations like the European Union or the United Nations Environment Program, non-governmental organizations (NGOs) like the World Wide Fund for Nature, as well as private companies agree about the fact, that eco-labeling is an important market-orientated instrument. Eco-labels are used to define and integrate ecological criteria and social criteria into the production processes of companies. From a consumers' perspective eco-labels are a prerequisite for the identification of goods that are produced more environmentally-friendly or in a socially acceptable way.

The Convention on Biological Diversity (CBD) is the leading international treaty regarding the protection of biodiversity. In 1992, the CBD has been negotiated during the United Nations Conference on Environment and

Development in Rio de Janeiro by 178 Governments and a multitude of NGOs. It has been the first time in history so many instances gathered together to discuss worldwide environmental matters. The sustainable use of biological resources and hence the sustainable production and consumption of goods is one of the main objectives of the CBD (CBD, 2013 a).

Eco-labeling is one of the major business related instruments for sustainable production and consumption. The CBD is the leading international treaty for sustainable production and consumption. But how do these topics fit together? Firstly, this paper aims to describe the significance of eco-labeling for the production and consumption of sustainable goods from an economic point of view. Secondly, the main objectives of the CBD as well as the major results of the Conference of the Parties in Nagoya and Hyderabad are presented. Finally, it is concluded that eco-labeling is an important topic in the field of sustainability and therefore should be of relevance for the implementation of the CBD. However, a first literature review shows a lack of research regarding the intersection between both topics. Different scientific questions regarding this intersection will be derived.

2 The significance of eco-labeling

Teisl and Roe (1998) define product labeling as a policy instrument that regulates the presentation of product-specific information to consumers by a government or a third party. For example, FLO-CERT is the third-party certification company that inspects producers and traders to ensure they comply with the international fairtrade standards (Crespi and Marette, 2005; Loureiro et al., 2002; Thøgersen, 2000). Regarding the environmental or social impact Teisl and Roe dispose the definition eco-labels.

The requirement for eco-labeling from an economic perspective can be derived from the theoretical structure proposed in the studies by Lancaster (1971) or Caswell and Mojduszka (1996). It is assumed that preferences for goods are resulting from preferences for the characteristics which goods possess. Products are described as a set of quantitative and qualitative characteristics that can be divided into seeking characteristics, experience characteristics and credence characteristics.

Seeking characteristics, e.g. the price or the color of a product, are attributes that can be determined by customers before purchasing a product. Experience qualities, like the durability of technical products, are attributes that can only be discerned after purchase. Credence qualities are characteristics that the consumer may find impossible to evaluate even after purchase and consumption. An environmentally-friendly and socially acceptable production are typical credence characteristics. The price of a product can be defined as a set of implicit prices representing the consumer valuation of various characteristics (Lancaster, 1971).

The knowledge about these characteristics is distributed unequally between producers and consumers (Teisl and Roe, 1998). In economics and contract theory, this information asymmetry creates an imbalance of power in transactions which causes a kind of market failure. Akerlof (1970) states in his paper “The Market for Lemons” on adverse selection that signaling besides screening is an effective solution to reduce the risk of market failure of sustainable products. Eco-labeling is a signaling instrument that can transform credence characteristics into seeking characteristics and thus prevent market failure. Via eco-labeling consumers are able to identify products and services that have a reduced environmental impact throughout their life cycle, from the extraction of raw material through to production, use and disposal. Hence, consumers can take these improvements into account for their purchase decisions (European Union, 2012).

3 The Convention on Biological Diversity

The Convention on Biological Diversity has three major objectives which represent a commitment by the signatory states: firstly, to conserve biological diversity, secondly to use biological resources sustainably and thirdly to share the benefits arising from the use of genetic resources fairly and equitably (CBD, 2013 a). Hence, especially with regard to the second target, the sustainable use of biological resources that includes the sustainable production and consumption of goods is an important topic for the implementation of the CBD.

The governing body of the CBD is the Conference of the Parties (COP), currently consisting of 193 governments that have ratified the treaty. The Conference of the Parties is the ultimate authority that reviews progress under the Convention, identifies new priorities and sets work plans for members. It can also make amendments to the Convention, create expert advisory bodies, review progress reports by member nations and collaborate with other international organizations and agreements (CBD, 2013 a).

The 10th Conference of the Parties (COP 10) took place 2010 in Japan and three main decisions, also called the Nagoya-Package, were taken: first of all, the adoption of the Nagoya Protocol about the access and the fair sharing of genetic resources, secondly, the decision about the strategic plan of the CBD for the period from 2011 till 2020 with the twenty AICHI-Biodiversity-Targets and finally the strategy for the mobilization of resources to reach the three main CBD objectives.¹ The United Nations followed a recommendation of the CBD signatories during COP 10 in Nagoya to declare the period from 2011 to 2020 as the United Nations Decade on Biodiversity.

¹ Aichi Prefecture is a prefecture of Japan located in the Chūbu region. The region of Aichi is also known as the Tōkai region. The capital is Nagoya, where the Conference of the parties took place in 2010. It is the focus of the Chūkyō Metropolitan Area (Wikipedia, 2013).

The global implementation of the Nagoya-Package was the central topic of the COP 11 that took place from 1st to 5th of October 2012 in Hyderabad in India. The negotiation of the budget has been one of the central challenges of the COP 11. It was discussed, how much money is needed to reach the AICHI-targets till 2020 and which countries bear how much of the expenses. At COP 11 the developed countries agreed to double funding by 2015 to meet the strategic goals of the CBD. The monitoring of the implementation of the Aichi-Targets has been another key decision taken at the 11th Conference of the Parties and includes new measures to factor biodiversity into environmental impact assessments. Another main discussion point has been how the implementation of the strategic plan can be evaluated by milestones using a catalogue of indicators (CBD, 2013 b).

Furthermore, on COP 11 several other topics have been discussed like biodiversity and climate change, e.g. the recognition of the topic biodiversity in the redd(+)-regime. The acceptance of defined marine protected areas, the production and use of biofuels and the cooperation between the CBD and other international organizations, conventions and initiatives like the Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) were other important topics on the COP 11.

4 Conclusion

After COP 11 the implementation of the CBD is now the main challenge. Eco-labeling is a market-orientated instrument with the potential to make different sectors of industries like agriculture, fishery or forestry more sustainable. Regarding the theory of market failure, eco-labeling is a prerequisite for sustainable production and consumption.

A first literature review shows that empirical and theoretical studies about eco-labeling have been rapidly growing in the last decade. Shen (2008) identified papers from Amacher et al., 2004; Bjørner et al., 2004; Banerjee and Solomon, 2003; Cason and Gangadharan, 2002 and Thøgersen, 2000. Empirical effects of environmental labeling on consumers' purchase decision have been found e.g. with the focus on the dolphin-safe label (Teisl et al., 2002), eco-labeled apples (Loureiro et al., 2002), eco-labeled seafood (Johnston et al., 2001) and energy labels (Banerjee and Solomon, 2003; Howarth et al., 2000). In addition, theoretical studies (e.g. Amacher et al., 2004; Dosi and Moretto, 2001) state that eco-labeling improves market outcomes of companies which adopt clean technologies and produce green products. These papers are often based on consumers' recognition on eco-labels and their willingness to pay a price-premium for certified environmentally friendly products.

Surprisingly, a first analysis of the *web of knowledge*, *science direct* and *Google scholar* using the keywords "eco-labeling", "eco-label" and "Convention on Biological Diversity"/"CBD" showed that scientific papers that focus on the topic eco-

labeling with regard to the Convention on Biological Diversity could not be found. Therefore a lack of research regarding the intersections between the topic eco-labeling and the CBD can be assumed. There are different fields of research that can be derived out of the connection between both topics. For example, research regarding the practical implementation of the topic eco-labeling into the CBD. Furthermore, scientific case studies regarding the impacts of different eco-labels on the environment (e.g. on biological diversity) and society with measurable results are needed. Interesting research questions occur as well regarding the integration of the CBD targets into the policy requirements of successful eco-labels.

References

- Akerloff, G.A.: The Market for 'Lemons': Quality Uncertainty and the Market Mechanism. 1970, *Quarterly Journal of Economics* 84, p. 488–500.
- Amacher, G.S.; Koskela, E. and Ollikanen, M.: Environmental Quality Competition and Eco-labeling. 2004, *Journal of Environmental Economics and Management* 47, p. 284–306.
- Banerjee, A. and Solomon, B.: Eco-labeling for Energy Efficiency and Sustainability: A Meta Evaluation of U.S. Programs. 2003, *Energy Policy* 31, p. 109–123.
- Bjørner, T. B.; Hansen, L. G. and Russell, C. S.: Environmental Labeling and Consumers' Choice – An Empirical Analysis of the Effect of the Nordic Swan. 2004, *Journal of Environmental Economics and Management* 47 (3), p. 411–434.
- Cason T. N. and Gangadharan, L.: Environmental Labeling and Incomplete Consumer Information in Laboratory Markets. 2002, *Journal of Environmental Economics and Management* 43 (1), p. 113–134.
- Caswell, J. A. and Mojduszka, E. M.: Using Informational Labeling to Influence the Market for Quality in Food Products. 1996, *American Journal of Agricultural Economics* 78 (5), p. 1248–1253.
- Convention on Biological Diversity (CBD): History of the Convention. 2013a, <http://www.cbd.int/history>. (accessed January 6st, 2013).
- Convention on Biological Diversity (CBD): COP 11 Agenda. 2013b, <http://www.cbd.int/cop11/agenda>. (accessed January 6st, 2013).
- Convention on Biological Diversity (CBD): COP 10 Agenda. 2013c, <http://www.cbd.int/cop10>. (accessed January 6st, 2013).

- Convention on Biological Diversity (CBD): COP 10 Decision X/2. Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020. 2013d, <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=12268>. (accessed January 6st, 2013).
- European Union (EU): Information and Contacts. 2013, <http://ec.europa.eu/environment/ecolabel/information-and-contacts.html>. (accessed January 2nd, 2013).
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO): Marine Stewardship Council welcomes FAO guidelines on marine Eco-labeling. 2013, <http://www.fao.org/fishery/nems/25937/en>. (accessed January 3rd, 2013).
- German Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety: National strategy on the protection of biodiversity. 2007, BMU.
- Howarth, R. B.; Haddad, B. M. and Paton, B.: The economics of energy efficiency: insights from voluntary participation programs. 2000, *Energy Policy* 28, p. 477-486.
- Jacquet, J. L. and Pauly, D.: The rise of seafood awareness campaigns in an era of collapsing fisheries. 2007, *Marine Policy* 31, p. 308-313.
- Johnston, R. J.; Wessels, C. R.; Donath, H. and Asche, F.: Measuring Consumer Preferences for Ecolabeled Seafood: An International Comparison. 2001, *Journal of Agricultural and Resource Economics* 26 (1), p. 20-39.
- Kotler, P. and Zaltman, G.: Social marketing: an approach to planned social change. 1971, *Journal of Marketing* 53, p. 3-12.
- Lancaster, K.: *Consumer Demand: A New Approach*. 1971, Columbia University Press.
- Loureiro M. L.; Mc Cluskey, J. J. and Mittelhammer, R. C.: Assessing Consumer Preferences for Organic, Eco-labeled, and Regular Apples. 2001, *Journal of Agricultural and Resource Economics* 26 (2), p. 404-416.
- Marine Stewardship Council (MSC): About us. 2013, <http://www.msc.org/about-us> (accessed January 2nd, 2013).
- Shen, J.: Understanding the determinants of consumers' willingness to pay for eco-labeled products: An empirical analysis of the China Environmental Label. 2008, OSIPP Discussion Paper: DP-2008-E-001: p. 2-3.
- Stokstad, E.: Seafood eco-labels grapples with challenge of proving its impact. 2011, *Science Magazine* 334 (6057), p. 746.
- Teisl, M. and Roe, B.: The Economics of Labeling: An Overview of Issues for Health and Environmental Disclosure. 1998, *Agricultural and Resource Economics Review* 27 (2), p. 140-150.

Thøgersen, J. and Olander, F.: Spillover of Environment-Friendly Consumer Behavior. 2003, *Journal of Environmental Psychology* 23 (3), p. 225-236.

Wikipedia: Aichi Prefecture. 2013, http://en.wikipedia.org/wiki/Aichi_Prefecture. (accessed January 28th, 2013).

Das Planspiel „Produktion und Artenschutz?“ Ein Experiment zur Wirkungsanalyse politischer Anreizsysteme

Till Dörschner und Oliver Mußhoff

1 Abstract

Ein typisches Instrument der EU-Agrarpolitik zur Honorierung ökologischer Leistungen in der Landwirtschaft sind die Agrarumweltprogramme, bei deren Ausführung der landwirtschaftliche Betriebsleiter eine entsprechende Kompensationszahlung erhält. Seit einigen Jahren wird das Konzept der Prämienauszahlung in Agrarumweltmaßnahmen kontrovers diskutiert, da neben der bisher üblichen leistungsorientierten Honorierung auch die ergebnisorientierte Honorierung ökologischer Leistungen als Alternative zur Verfügung steht. In diesem Beitrag wird mit Hilfe eines mehrperiodischen Einpersonen-Unternehmensplanspiels untersucht, welchen Einfluss handlungsorientierte und ergebnisorientierte den Biodiversitätsschutz betreffende Umweltmaßnahmen auf die Umweltschutzbemühungen von Landwirten, Agrarstudierenden und Studierenden außerhalb der Agrarwissenschaften haben. Erste Ergebnisse zeigen, dass ergebnis- und handlungsorientierte Umweltmaßnahmen die Umweltschutzbemühungen der Planspielteilnehmer signifikant erhöhen. Signifikante Unterschiede zwischen den Honorierungskonzepten sind nicht erkennbar. Außerdem zeigt sich, dass Studierende außerhalb der Agrarwissenschaften, also praxisferne Teilnehmer signifikant mehr Umweltschutzbemühungen betreiben als Landwirte und Agrarstudierende.

2 Einleitung

Eines der drei Kernziele der Biodiversitätskonvention („Convention on Biological Diversity“, CBD) ist die Erhaltung der biologischen Vielfalt. Die Bereitstellung dieser ökosystemaren Dienstleistung wird in Agrarlandschaften maßgeblich von Landwirten durch die gewählte Bewirtschaftungsweise beeinflusst (Power 2010). Obwohl die Notwendigkeit der Berücksichtigung ökosystemarer Dienstleistungen bei Landnutzungsentscheidungen wissenschaftlicher und politischer Konsens ist, bleiben diese Leistungen in der landwirtschaftlichen Praxis ohne entsprechende politische Anreize jedoch meist unberücksichtigt (Nelson et al. 2009). Dies ist darin begründet, dass ökonomisch-ökologische „Win-Win-Situationen“ äußerst selten auftreten (Farber et al. 2002), d.h. ökologische Zustandsverbesserungen sind aus einzelbetrieblicher Sicht meist mit zusätzlichen Kosten verbunden.

Ein typisches Instrument der EU-Agrarpolitik zur Honorierung ökologischer Leistungen sind die Agrarumweltprogramme. Dabei erhalten Landwirte bei Ausführung verschiedener Agrarumweltmaßnahmen Geldprämien als Anreize. Bis auf wenige Ausnahmen werden diese Prämien nach dem Konzept der handlungsorientierten Honorierung ausgeschüttet, was bedeutet, dass jeder an einer vorgeschriebenen Umweltmaßnahme teilnehmende Landwirt eine festgelegte Einheitsprämie erhält, die vom tatsächlichen ökologischen Nutzen der Maßnahme unabhängig ist (Groth 2008). Seit einigen Jahren steht das Konzept der ergebnisorientierten Honorierung, bei der die Prämienzahlung an die Erreichung eines konkreten ökologischen Ziels geknüpft ist, als Alternative zur Diskussion. Der offensichtliche Vorteil ergebnisorientierter Umweltmaßnahmen ist deren höhere ökologische Effektivität. Matzdorf (2004) beschreibt außerdem eine Reihe weiterer Vorteile des ergebnisorientierten Honorierungskonzepts, wie z.B. die Förderung kooperativen Handelns oder die Förderung der intrinsischen Motivation der Teilnehmer, ökologische Ziele umzusetzen.

Bisher wird beim Vergleich beider Konzepte allerdings selten als Nachteil der ergebnisorientierten Honorierung angeführt, dass das Erreichen der formulierten Ziele und damit die Prämienauszahlung unsicher ist. Diese Unsicherheit führt dazu, dass der vielfach als risikoavers eingestufte Landwirt (Serra et al. 2008) eine handlungsorientierte, garantierte Prämie einer ergebnisorientierten, unsicheren Prämie mit dem gleichen Erwartungswert vorzieht. Es ist daher zu erwarten, dass eine ergebnisorientierte Maßnahme im Vergleich zu einer handlungsorientierten Maßnahme mit höheren Kompensationsforderungen seitens der Landwirte oder geringeren Teilnehmerzahlen verbunden ist. Diese Hypothese wurde bisher empirisch nicht überprüft.

In der Realität können, neben politischen Anreizen und Risikoeinstellungen, sozioökonomische und soziodemografische Faktoren die Umweltschutzbemühungen von landwirtschaftlichen Betriebsleitern und deren Teilnahmebereitschaft an Umweltmaßnahmen beeinflussen. Um die tatsächliche Wirkung handlungsorientierter und ergebnisorientierter Honorierungskonzepte zu untersuchen,

haben wir ein anreizkompatibles, computerbasiertes mehrperiodisches Einpersonen-Unternehmensplanspiel entwickelt und Landwirte, Agrarstudierende und Studierende außerhalb der Agrarwissenschaften mit verschiedenen Politikmaßnahmen zur Biodiversitätssteigerung konfrontiert. Folgende Fragen werden mit Hilfe des Experimentes beantwortet:

1. In welchem Ausmaß werden Umweltschutzbemühungen ohne Kompensationszahlungen von den Teilnehmern erbracht?
2. Welche Wirkung haben handlungsorientierte und ergebnisorientierte den Biodiversitätsschutz betreffende politische Anreizmaßnahmen auf die Umweltschutzbemühungen der Teilnehmer?
3. Welche sozioökonomischen und soziodemografischen Faktoren beeinflussen die Umweltschutzbemühungen realer “Decision Maker”?
4. Können mit Hilfe von Experimenten mit “Convenience Groups” wie z.B. Studierenden Rückschlüsse auf das reale Entscheidungsverhalten von Landwirten gezogen werden?
5. Wirken unterschiedliche Umweltpolitiken in den unterschiedlichen Teilnehmergruppen gleich?

3 Design des Experiments

Das Experiment besteht aus zwei Teilen: einerseits einem Unternehmensplanspiel, das nach Harrison & List (2004) als „Framed-Field-Experiment“ verstanden werden kann, und andererseits einem Block mehrerer aufeinander folgender Kurzexperimente. Im mehrperiodischen Einpersonen-Unternehmensplanspiel „Produktion und Artenschutz?“ versetzen sich die Teilnehmer in die Rolle eines landwirtschaftlichen Betriebsleiters, der Anbau- und Intensitätsentscheidungen unter Berücksichtigung von Input- und Outputrisiken sowie den Artenschutz betreffende Umweltpolitiken zu fällen hat. Anhand des Entscheidungsverhaltens der Teilnehmer soll die Wirkung handlungs- und ergebnisorientierter den Biodiversitätsschutz betreffender Umweltpolitiken untersucht werden. Im zweiten Teil wird mit Hilfe von Kurzexperimenten und einer Abschlussbefragung ein umfangreicher Datensatz an sozioökonomischen und soziodemographischen Größen aufgenommen. Anhand dieses Datensatzes wollen wir analysieren, welche weiteren Größen die Umweltschutzbemühungen der Teilnehmer beeinflussen.

3.1 Das Unternehmensplanspiel „Produktion und Artenschutz?“

Im Unternehmensplanspiel bewirtschaftet jeder Teilnehmer über 12 Produktionsperioden einen landwirtschaftlichen Betrieb mit 100 ha Ackerfläche. Er muss in jeder Runde folgende Entscheidungen treffen:

- (1) Anbauentscheidung: Zusammenstellung des individuellen Produktionsprogramms aus folgenden Produktionsverfahren: Körnermais, Winterweizen, Zuckerrübe und Anlage einer Blühwiese,
- (2) Intensitätsentscheidung: Festlegung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes je Feldfrucht (mögliche Levels: hoch, moderat, gering, keiner).

Ein Planspielunternehmer kann sowohl durch Anlage von Blühwiesen als auch durch geringen Pflanzenschutzmitteleinsatz die lokale Artenvielfalt erhalten. Dafür erhält er je nach Maßnahme verschieden viele Umweltpunkte, die als Maß seiner Artenschutzbemühungen zu verstehen sind. Im Spiel können zwei konkrete Zielstellungen verfolgt werden, die mit gleich hohen monetären Anreizen (verlorene Geldpreise) verbunden sind:

- A. Maximierung der im Spielverlauf erwirtschafteten Gewinne und
- B. Maximierung der im Spielverlauf erzeugten Umweltpunkte.

Die Anreize unterscheiden sich insofern, dass das gewonnene Geld in Alternative A direkt an den Planspielunternehmer ausgezahlt wird, während es in Alternative B einer(m) vom Planspielunternehmer ausgewählten Umweltschutzorganisation (Umweltprojekt) zu Gute kommt.

Die Regeln des Spiels definieren sich über zwei Typen von Parametern: (1) deterministische Parameter, die für alle Planspielunternehmer gelten, und (2) stochastische Parameter, die sich je Spielrunde und je Planspielunternehmer verändern.

Zu (1): Jeder Planspielunternehmer beginnt mit einem Startkapital von 100.000 €. Zum Ende jeder Produktionsperiode fallen Lebenshaltungskosten von 30.000 € an. Es kann niemals passieren, dass der Planspielunternehmer während des Planspiels bei der Deckung seiner Kosten in Liquiditätsengpässe gerät, da er stets auf einen zinslosen Kredit zurückgreifen kann. Ist sein Kontostand am Ende des Spieles negativ, so geht er insolvent und wird von der Auslosung der Geldpreise ausgeschlossen. Zu Beginn des Spieles werden Betriebsprämien von 300 €/ha mit dem Hinweis zugesichert, dass sich die politischen Rahmenbedingungen im Laufe des Spieles ändern können. Daneben muss der Planspielunternehmer bei der Zusammenstellung des individuellen Produktionsprogramms folgende Fruchtfolgebeschränkungen einhalten: Die gesamte Fläche von 100 ha muss mit den vier genannten Produktionsverfahren bewirtschaftet werden. Alle Feldfrüchte (Mais, Weizen, Zuckerrübe) müssen mit einem Anteil von mindestens 5% an der Gesamtfläche angebaut werden. Körnermais und Winterweizen dürfen maximal 70% der Gesamtfläche belegen, die Zuckerrübe sogar nur 30%. Als Blühwiesen sind maximal 10% der Fläche zulässig. Die Produktionskosten jeder Feldfrucht sind vom Pflanzenschutzmitteleinsatz abhängig und jedem Teilnehmer bekannt.

Zu (2): Die Ernteerträge aller Feldfrüchte bei verschiedenem Pflanzenschutzmitteleinsatz sind aufgrund schwankender Wetterbedingungen volatil. Das Wetter variiert in jeder Produktionsperiode teilnehmerindividuell zwischen gutem, norma-

lem und schlechtem Wetter. Die Eintrittswahrscheinlichkeiten der drei Wetterlagen (gut: 20%, normal: 60%, schlecht: 20%) und die damit verbundenen Erträge werden den Planspielunternehmern vor dem Spiel mitgeteilt. Auch die jährlichen Produktpreise schwanken teilnehmerindividuell von Produktionsperiode zu Produktionsperiode. Sie folgen einem arithmetischen Brownschen Prozess mit festgelegtem Startwert. Zu Beginn des Spieles werden die Teilnehmer über die Startwerte informiert: 200 € pro t Körnermais und Winterweizen, sowie 35,50 € pro t Zuckerrüben. Außerdem wird bekannt gegeben, dass die Preise für Winterweizen und Körnermais pro Periode mit einer Wahrscheinlichkeit von jeweils 50% um 10 € steigen oder fallen. Die Zuckerrübenpreise schwanken unter den gleichen Bedingungen um 1,30 € pro t und Periode. Da keine Lagermöglichkeiten existieren, werden jede Runde alle Erzeugnisse zu den am Ende der Produktionsperiode eintretenden Preisen verkauft. Außerdem wird in jeder Runde durch eine Zufallsziehung ermittelt, wie viele seltene lokale krautige Kennarten auf der vom jeweiligen Planspielunternehmer bewirtschafteten Fläche zu finden sind. Die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens dieser Arten hängt von den gesammelten Umweltpunkten ab, die den Planspielunternehmern ebenfalls zu Beginn des Spieles mitgeteilt wird.

Zu Beginn einer Produktionsperiode treffen die Planspielunternehmer die Anbau- und Intensitätsentscheidungen. Am Ende der Produktionsperiode werden sie über die erzielten, vom Wetter und den Preisentwicklungen, abhängigen betrieblichen Gewinne, die erzielten Umweltpunkte und die auf der Fläche vorkommenden lokalen krautigen Kennarten informiert. Eine Verletzung der Spielregeln ist technisch nicht möglich, da in einem solchen Fall stets um Korrektur gebeten wird.

Um Anreizkompatibilität zu gewährleisten wird folgendes Anreizsystem verwendet: Jeder Teilnehmer erhält vor dem Spiel die Information, dass für jeweils 100 Teilnehmer zwei Geldpreise zufällig ausgelost werden. Die Geldpreise orientieren sich an den Entscheidungen der Teilnehmer. Die maximalen Prämien betragen jeweils 750 €. Die erste Prämie wird bei der Erreichung der maximal möglichen Gewinne eines rationalen Entscheiders in voller Höhe ausgeschüttet, die zweite bei Erzeugung der im Spiel maximal erreichbaren Umweltpunkte. Ermittelte Gewinner die weniger erfolgreich sind erhalten den entsprechenden Anteil von 750 €.

3.2 Veränderung politischer Rahmenbedingungen im Planspiel

Zu Spielbeginn erfolgt eine Unterscheidung der Teilnehmer in Landwirte (Gruppe 1), Agrarstudierende (Gruppe 2) und Studierende außerhalb der Agrarwissenschaften (Gruppe 3). Innerhalb der drei Gruppen wird jedem Teilnehmer zufallsbasiert eines von drei Politiksznarien zugeteilt. In den ersten sechs Produktionsperioden erhält jeder Teilnehmer eine Betriebsprämie von 300 €/ha. In den Perioden 7 bis 12 werden die Teilnehmer mit folgenden Szenarien konfrontiert:

Szenario 1 (Referenzszenario): Keine Änderung der politischen Rahmenbedingungen.

Szenario 2 (handlungsorientierte Honorierung): Die Planspielunternehmer werden informiert, dass nun jeder erzielte Umweltpunkt mit 18 € Umweltprämie entlohnt wird.

Szenario 3 (ergebnisorientierte Honorierung): Die Planspielunternehmer werden informiert, dass nun beim Vorkommen seltener krautiger Kennarten für jeden erzielten Umweltpunkt eine Prämie gezahlt wird. Die absolute Prämienhöhe steigt mit der Anzahl der vorkommenden Kennarten. Der Erwartungswert der Prämie je Umweltpunkt beträgt stets 18 €.

Bei Betrachtung von Szenario 2 und 3 ist zu beachten, dass die Gewinnwirkung der hier offerierten Prämien identisch ist, weil die erwarteten Prämienzahlungen *ceteris paribus* gleich hoch sind.

Um Vergleichbarkeit aller getätigten Entscheidungen zu verbessern, werden die Teilnehmer der Szenarien in Triplets unterteilt. In jedem Teilnehmertrio wird ein Teilnehmer mit einem der oben genannten Szenarien konfrontiert. Jedes Trio erhält die gleiche Entwicklung der in Abschnitt 3.1 beschriebenen stochastischen Parameter.

3.3 Zusammenfassung der Kurzexperimente und der Abschlussbefragung

Der nach dem Individualplanspiel folgende anreizkompatible Kurzexperimentblock besteht aus einem gekürzten Ausschnitt des Tests auf numerische Fähigkeiten der Organisation for Economic Co-operation and Development (2005) und einer Holt & Laury-Lotterie zur Messung der Risikoeinstellung (Holt & Laury 2002). In jedem der beiden Experimente können Geldpreise gewonnen werden. Die Auslosung der Preise erfolgt wie auch im Planspiel in Gruppen von jeweils 100 Teilnehmern. Im Test auf numerische Fähigkeiten erhält der Gewinner eines Geldpreises für jede richtig bearbeitete Aufgabe 60 €, also maximal 180 €. In der Holt & Laury-Lotterie kann er in Lotterie A 200 € oder 160 € und in Lotterie B 385 € oder 10 € gewinnen.

Darüber hinaus werden mit Hilfe eines gekürzten Teils der von Vogt (2004) ins Deutsche überführten „Situational Motivation Scale“ von Guay et al. (2000) die situationale extrinsische und intrinsische Motivation der Teilnehmer, Artenschutz zu betreiben, gemessen und in der Abschlussbefragung eine Reihe soziodemografischer Daten aufgenommen.

4 Vorläufige Ergebnisse

Das Experiment wurde im Sommer des Jahres 2012 mit 90 Landwirten (Gruppe 1), 90 Agrarstudierenden (Gruppe 2) und 90 Studierenden außerhalb der Ag-

rarwissenschaften (Gruppe 3) durchgeführt. Die Ergebnisse von 263 Teilnehmern (also 94% der Teilnehmer) sind in die folgenden Auswertungen eingeflossen. Tabelle 1 liefert die soziodemographischen Charakteristika dieser Teilnehmer.

Tabelle 1: Deskriptive Statistik der Teilnehmer (N = 263)

Soziodemographische Charakteristika	Gruppe 1		Gruppe 2		Gruppe 3	
	Mittel	St. Abw.	Mittel	St. Abw.	Mittel	St. Abw.
Alter in Jahren	39,1	14,1	24,4	3,8	29,4	10,2
Anteil weibliche Teilnehmer	6 %	-	31 %	-	39 %	-
Zahl der Bildungsjahre	13,5	3,0	13,8	1,4	14,0	2,2
Numerische Fähigkeiten ^(a)	6,7	2,6	7,0	2,4	6,9	2,5
HLL-Wert ^(b)	5,4	2,8	5,5	2,0	5,9	2,6
Ästhetikempfinden ^(c)	9 %	-	32 %	-	60 %	-

(a) Gemessen anhand der Punktzahlen aus drei numerischen Aufgaben mit steigendem Schwierigkeitsgrad. Für die Lösung von Aufgabe 1 gab es einen Punkt, von Aufgabe 2 drei Punkte und von Aufgabe 3 fünf Punkte.

(b) 1-3 = risikosuchend, 4 = risikoneutral, 5-9 = risikoavers.

(c) Gemessen als Anteil der Teilnehmer, dem auf einem fröhlichen Spaziergang im Umland eine Blühwiese besser gefällt, als ein Flächenbesatz mit Körnermais, Winterweizen oder Zuckerrüben.

Die am Experiment teilgenommenen Landwirte sind im Schnitt etwa 10 bis 15 Jahre älter als die Agrarstudierenden und die Studierenden außerhalb der Agrarwissenschaften und größtenteils männlich. Im Gruppenvergleich unterscheiden sich im Mittel die Zahl der Bildungsjahre, die numerischen Fähigkeiten und auch die Risikoeinstellung der Teilnehmer kaum. Im Ästhetikempfinden sind hingegen große Unterschiede erkennbar: Weniger als 10% der Landwirte zieht die Blühwiese aus rein ästhetischer Sicht den Produktionsverfahren Körnermais, Winterweizen und Zuckerrübe vor, während ca. ein Drittel der Agrarstudierenden und sogar 60% der anderen Studierenden diese als ästhetisch ansprechender empfinden.

In Tabelle 2 ist die Zahl der im Mittel von den unterschiedlichen Gruppen erzielten Umweltpunkte in den drei Szenarien angezeigt. Bei Betrachtung der ersten sechs Spielperioden ist erkennbar, dass alle Gruppen bereit sind, Umweltschutzbemühungen auch ohne Kompensationszahlungen zu betreiben. Das bedeutet, dass die Entscheidungen einiger Teilnehmer nicht rein monetär motiviert waren, sondern zum Teil auch ex- oder intrinsisch. Im Gruppenvergleich erkennt man, dass Landwirte und Agrarstudierende deutlich weniger Umweltpunkte erzielen als Studierende außerhalb der Agrarwissenschaften. Die erzielten Umweltpunkte steigen also mit zunehmender „Praxisferne“ der Teilnehmer. Dieses Ergebnis ist vermutlich auf das schlechte Image von Agrarumweltmaßnahmen bei Agrarpraktikern zurückzuführen.

Vergleicht man die Wirkung der drei Politiksznarien, so ist erkennbar, dass die Einführung der handlungs- und ergebnisorientierten Umweltmaßnahmen (Szena-

rio 2 und 3) ab Periode 7 bei allen Teilnehmern eine deutliche Erhöhung der erzielten Umweltpunkte bewirken. Politische Anreizmaßnahmen erhöhen also die Umweltschutzbemühungen der Teilnehmer.

Tabelle 2: Mittelwerte der von den drei Gruppen in den drei Szenarien erzielten Umweltpunkte und Standardabweichungen der Mittelwerte

Gruppe	Szenario	Umweltpunkte in den Perioden 1-6		Umweltpunkte in den Perioden 7-12	
		Mittel	St. Abw.	Mittel	St. Abw.
Landwirte	1	285,1	291,7	323,6	320,2
	2	235,4	211,2	317,2	323,8
	3	233,3	271,0	387,5	419,1
Agrarstudierende	1	271,3	216,7	309,0	283,0
	2	318,5	309,2	432,4	381,0
	3	248,3	246,4	455,7	353,9
Andere Studierende	1	462,0	304,6	502,6	393,7
	2	548,1	361,4	757,2	472,2
	3	602,0	360,2	818,1	439,0

Durch eine umfassende statistische Paneldatenanalyse kommen wir außerdem zu folgenden vorläufigen Ergebnissen:

1. Ergebnis- und handlungsorientierte Umweltmaßnahmen erhöhen die Umweltschutzbemühungen der Planspielteilnehmer signifikant.
2. Ergebnis- und handlungsorientierte Umweltmaßnahmen unterscheiden sich in ihrer Wirkung auf die Umweltschutzbemühungen der Planspielteilnehmer nicht signifikant.
3. Folgende Größen haben einen signifikanten Einfluss auf die Umweltschutzbemühungen der Planspielteilnehmer:
 - die individuelle Wahrnehmung der Ästhetik artenreicher Landschaftsbilder,
 - die numerischen Fähigkeiten sowie
 - das Alter der Teilnehmer.
4. Folgende Größen haben keinen signifikanten Einfluss auf die Umweltschutzbemühungen der Planspielteilnehmer:
 - die Grenzkosten eines zusätzlichen Umweltpunktes des gewinnmaximierenden, rationalen Entscheiders,
 - die Risikoeinstellung,
 - das Geschlecht und
 - die Bildung der Teilnehmer.
5. Es ist möglich, mit Hilfe von „Convenience Groups“ wie Agrarstudierenden Rückschlüsse auf das reale Entscheidungsverhalten von Landwirten zu ziehen,

da sich deren Umweltschutzbemühungen nicht signifikant von denen der Landwirte unterscheiden.

6. Es ist nicht möglich, mit Hilfe von „Convenience Groups“ wie Studierenden außerhalb der Agrarwissenschaften Rückschlüsse auf das reale Entscheidungsverhalten von Landwirten zu ziehen, da sich deren Umweltschutzbemühungen signifikant von denen der Landwirte unterscheiden.

5 Schlussfolgerungen und Ausblick

Unternehmensplanspiele erlauben sehr realistische ex-ante Bewertungen des Entscheidungsverhaltens realer „Decision Maker“ bei wechselnden politischen und ökonomischen Rahmenbedingungen. Die Ergebnisse des hier vorgestellten Planspiels sind sowohl aus umweltpolitischer als auch aus experimentalökonomischer Sicht von hoher Relevanz. Einerseits wird die Wirkung zweier Konzepte zur Honorierung ökologischer Leistungen von Umweltpolitiken herausgearbeitet und verglichen. Daneben wird ermittelt, welche sozioökonomischen und soziodemografischen Faktoren die Umweltschutzbemühungen von Landwirten, Agrarstudierenden und Studierenden außerhalb der Agrarwissenschaften beeinflussen. Andererseits wird untersucht, ob mit Hilfe von Studierendenexperimenten Rückschlüsse auf das Entscheidungsverhalten realer „Decision Maker“ gezogen werden können. Das Experiment deutet darauf hin, dass Experimente mit Agrarstudierenden Rückschlüsse auf das Entscheidungsverhalten von Landwirten erlauben.

Mit Blick auf konkrete praktische Schlussfolgerungen ist zu beachten, dass das Spieldesign eine Reihe von Eigenschaften aufweist, die die externe Validität (vgl. z.B. Roe & Just 2009) begrenzen: Die Wirtschaftswirklichkeit ist komplexer als im Planspiel abgebildet. So sind in der Realität die Anpassungsmöglichkeiten an veränderte Rahmenbedingungen vielfältiger. Im Unternehmensplanspiel wurden finanzielle Anreize für möglichst gute unternehmerische Entscheidungen gesetzt. In der Realität geht es aber um viel mehr Geld.

Literatur

- Farber, S.C.; Costanza, R. und Wilson, M.A.: Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. 2002, *Ecological Economics* 41 (3), S. 375-392.
- Groth, M.: Kosteneffizienter und effektiver Biodiversitätsschutz durch Ausschreibungen und eine ergebnisorientierte Honorierung: Das Modellprojekt „Blühendes Steinburg“. 2008, Working Paper Series of Economics 105, Universität Lüneburg.
- Guay, F.; Vallerand, R.J. und Blanchard, C.: On the assessment of situational intrinsic and extrinsic motivation: The Situational Motivation scale (SIMS). 2000, *Motivation and Emotion* 24, S. 175-213.

- Harrison, G.W. und List, J.A.: Field Experiments. 2004, *Journal of Economic Literature* 42 (4), S. 1009–1055.
- Holt, C.A. und Laury, S.K.: Risk Aversion and Incentive Effects. 2002, *American Economic Review* 92 (5), S. 1644–1655.
- Matzdorf, B.: Ergebnisorientierte Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft – Vorteile, Voraussetzungen und Grenzen des Instrumentes. 2004, *Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie* 16 (2), S. 125-133.
- Nelson, E.; Mendoza, G.; Regetz, J. et al.: Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. 2009, *Frontiers in Ecology and the Environment* 7 (1), S. 4-11.
- Organisation for Economic Co-operation and Development: Learning a living: first results of the adult literacy and life skills survey. 2005, Statistics Canada and OECD.
- Power, A.: Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. 2010, *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 365 (1554), S. 2959-2971.
- Roe, B.E. und Just, D.R.: Internal and External Validity in Economics Research: Tradeoffs between Experiments, Field Experiments, Natural Experiments, and Field Data. 2009, *American Journal of Agricultural Economics* 91 (5), S. 1266-1271.
- Serra, T.; Zilberman, D. und Gil, J.M.: Differential uncertainties and risk attitudes between conventional and organic producers: the case of Spanish arable crop farmers. 2008, *Agricultural Economics* 39 (2), S. 219-229.
- Vogt, K.: Interessenerzeugung durch individuelle Belohnung oder Übung zur Verhinderung von social loafing in Kooperationssituationen. 2004, Dissertation zur Erlangung eines Doktors der Naturwissenschaften, Tübingen.

IV.
Biodiversität im Recht
Biodiversity in Law

Sind Biopatente nachhaltig?

Eine rechts- und wirtschaftswissenschaftliche Analyse der Wirkungen von Pflanzenpatenten

Michael Hebenstreit und Lisa Minkmar

1 Einleitung

Biopatente und insbesondere Patente auf Nutzpflanzen stehen im politischen Diskurs seit Jahrzehnten in der Kritik. Nachdem der Deutsche Bundestag am 9.2.2012 mit einstimmigem Beschluss die Bundesregierung aufgefordert hat, sich u.a. dafür einzusetzen, dass keine Patente auf konventionelle Züchtungsverfahren und auf mit diesen gezüchtete landwirtschaftliche Nutzpflanzen erteilt werden,¹ hat die Diskussion erneut an Relevanz gewonnen.

Proponenten und Opponenten von Biopatenten argumentieren mit rechtlichen und wirtschaftlichen Gründen. Jedoch entsprechen oftmals einerseits der Jargon und die Konzepte der Kritiker nicht denen der Wissenschaftler, andererseits werden die Argumente der Kritiker nach unserer Kenntnis und Meinung nicht ausreichend wissenschaftlich diskutiert. Dieser Beitrag nimmt daher die Argumentationen der Kritiker, die sich in der gesellschaftspolitischen Debatte gegen sogenannte „Patente auf Leben“ aussprechen als Ausgangspunkt, um diese exemplarisch zu interpretieren und zu rekonstruieren. Dazu betrachten wir die rechtlichen und wirtschaftlichen Wirkungen von Pflanzenpatenten hinsichtlich der Kriterien der Nachhaltigkeit. Der vorliegende Beitrag beschränkt sich auf die Analyse von *Pflan-*

¹ Fraktionsübergreifender Antrag „Keine Patentierung von konventionell gezüchteten landwirtschaftlichen Nutztieren und -pflanzen“, Bundestagsdrucksache 17/8344.

zenpatenten. Das sind Patente, die pflanzengenetisches Material zum Gegenstand haben, während der Oberbegriff *Biopatente* alle Erzeugnisse und Verfahren umfasst, die biologisches Material zum Gegenstand haben, z.B. auch tierisches oder mikroorganisches Material.²

Zuerst zeigen wir, dass die Kriterien der Kritik als Kriterien der Nachhaltigkeit verstanden werden können, wozu wir als unser erstes Beispiel drei Äußerungen der indischen Aktivistin und Trägerin des alternativen Nobelpreises Vandana Shiva zitieren und interpretieren (2). In Abschnitt 3 wird die Analyse der Wirkungen durchgeführt. Unterabschnitt 3.1 stellt die rechtlichen Voraussetzungen sowie die rechtlichen Wirkungen des Patentrechts dar und exemplifiziert diese und die sich aus dem Recht ergebenden wirtschaftlichen Wirkungen in der ökonomischen Wertschöpfungskette an einem zweiten Beispiel, dem Patent auf die Hirseart Teff. In Unterabschnitt 3.2 werden die ökonomischen und sozioökonomischen Folgewirkungen von Pflanzenpatenten, die Vandana Shiva behauptet, theoretisch diskutiert und rekonstruiert. Die sich aus den ökonomischen Wirkungen ergebenden ökologischen Folgewirkungen auf die Biodiversität führt 3.3 kurz aus. Abschnitt 4 legt die Kritik am Patentrecht dar, das als Ausgangspunkt der zuvor beschriebenen Wirkungen gesehen werden kann. Abschließend ziehen wir das vorläufige Fazit, dass es bisher nicht gelungen ist, Biopatente nachhaltig zu gestalten und geben einen kurzen Ausblick auf die deshalb notwendige Analyse und Weiterentwicklung der zur Lösung der aufgezeigten Probleme diskutierten Ansätze (5).

2 Kriterien der Nachhaltigkeit

Die grundsätzliche, klassische Definition der Nachhaltigkeit aus dem Brundtland-Bericht „Unsere gemeinsame Zukunft“ wird normalerweise mit der Beschreibung dreier Dimensionen der Nachhaltigkeit, den Dimensionen der Ökologie, des Sozialen, genauer Soziologischen, und des Ökonomischen konkretisiert und angewendet. Die im Folgenden beispielhaft zitierten Äußerungen von Vandana Shiva können diesem Beurteilungsschema zugeordnet werden. Dabei entsprechen die von ihr explizit oder implizit geltend gemachten Kriterien der Kritik wissenschaftlich und politisch anerkannten Kriterien der Nachhaltigkeit.³

Im Abschlussbericht „Konzept Nachhaltigkeit“ (1998) der Enquete-Kommission des Deutschen Bundestages „Schutz des Menschen und der Umwelt“ bestand hinsichtlich der ökonomischen Nachhaltigkeit ein Konsens, dass die funktionale und dezentrale Bestimmung der Marktwirtschaft eine Mindestbedingung der ökonomischen Nachhaltigkeit ist und demnach die Ordnung der Marktwirt-

² Vgl. Feindt, Peter H., Politische Aspekte der Biopatentierung, in: Schriftenreihe der Rentenbank, Band 25, Frankfurt a.M. 2009, S. 7-49, (S. 10).

³ Um etwaigen Missverständnissen vorzubeugen, sei betont, dass nicht für die Wahrheit der zitierten Äußerungen argumentiert wird, was in diesem Beitrag nicht zu leisten wäre, sondern für die wissenschaftliche Relevanz und mögliche Erklärbarkeit derselben.

schaft durch ihre dezentrale Organisation der ökonomischen Befriedigung der Grundbedürfnisse und dem Gemeinwohl diene.⁴ Eingriffe in den Markt aufgrund von Marktversagen oder aus übergeordneten Gründen des Gemeinwohls gelten dabei als ökonomisch nachhaltig.⁵ Demgegenüber behaupten die Opponenten von Pflanzenpatenten, dass diese negative Einflüsse sowohl auf die Dezentralität der Märkte als auch auf die Funktionalität der Märkte zur Einkommens- und Ernährungssicherheit hätten.⁶ So kritisiert beispielsweise Vandana Shiva die Herausbildung eines (regionalen) Monopols eines Saatgutunternehmens, das (gentechnologisch bearbeitete und) patentgeschützte Saaten verkauft:

„Wenn Sie in ein Saatgutgeschäft im Bundesstaat Kerala gehen, werden Sie dort nur Gentech-Baumwolle unter den verschiedenen Markennamen von Firmen finden, die der US-Hersteller Monsanto aufgekauft hat. Die Bauern müssen die Gentech-Baumwolle kaufen, weil nichts anderes mehr angeboten wird.“⁷

Die zweite kritische Äußerung von Vandana Shiva fällt in die Dimension der sozialen Nachhaltigkeit:

„Seit Großunternehmen Eigentumsrechte und Patente auf Saatgut haben, kam es z.B. in Indien zu 250.000 Selbstmorden von Baumwolle produzierenden Bauern, die von Monsanto patentiertes Gentech-Saatgut kauften und damit hoffnungslos in die Schuldenfalle gerieten. Saatgut ist Leben. Wenn wir darüber die Kontrolle verlieren, verlieren wir die Freiheit und Unabhängigkeit unserer Lebensmittelversorgung.“⁸

Als Kriterien der sozialen Nachhaltigkeit werden allgemein, wie für die Interpretation der ökonomischen Nachhaltigkeit, die Wohlfahrt der Bürger und die Grundversorgung der Grundbedürfnisse definiert.⁹ Die Zahl von Selbsttötungen als Indikator und Kriterium negativer sozialer Nachhaltigkeit bzw. der Nicht-Nachhaltigkeit wird bspw. explizit von der finnischen Umweltverwaltung anerkannt.¹⁰

Ein unbestrittener Aspekt der ökologischen Nachhaltigkeit ist der Zustand der Biodiversität.¹¹ Zur Wirkung von Pflanzenpatenten auf die Biodiversität sagt Vandana Shiva:

⁴ Enquete-Kommission des 13. Deutschen Bundestages „Schutz des Menschen und der Umwelt. Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung“, Konzept Nachhaltigkeit. Vom Leitbild zur Umsetzung, Abschlußbericht, Bundestagsdrucksache 13/11200, Bonn 1998, S. 20, 21, 22, 26; vgl. Kerber, Wolfgang, Wettbewerbspolitik, in: Apolte, Thomas/Bender, Dieter/Berg, Hartmut u. a., Vahlens Kompendium der Wirtschaftstheorie und Wirtschaftspolitik, Bd. II, München 2007, S. 369-434.

⁵ Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“, 1998, S. 20, 22, 207, 208.

⁶ Then, Christoph/Tippe, Ruth, Das Saatgutkartell auf dem Vormarsch. Patentanmeldungen und Patenterteilungen im Bereich der Pflanzen- und Tierzucht im Jahr 2010, ohne Ortsangabe 2011, S. 9.

⁷ Shiva, Vandana, Interview. Die sind auf Lügen spezialisiert, in: die tageszeitung (taz), 2.9.2011.

⁸ Dies., Interview. Befreien wir das Saatgut, in: Schrot & Korn, Ausgabe 10/2012.

⁹ Littig, Beate/Grießler, Erich, Soziale Nachhaltigkeit, Wien 2004, S. 43; Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“, 1998, S. 27, 226.

¹⁰ Littig/Grießler, 2004, S. 50 f.

¹¹ Z.B. Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“, 1998, S. 4, 25, 217, 224.

„Mit dem Verlust der Kontrolle über ‚unser‘ Saatgut verlieren wir unter anderem die großartige Biodiversität, die sich aus der harmonischen Zusammenarbeit der Bäuerinnen und Bauern mit der Natur entwickelt hat.“¹²

Es konnte also gezeigt werden, dass die Kriterien der Aktivistin Vandana Shiva, die ihre Kritik an Pflanzenpatenten begründen, anerkannten Kriterien der Nachhaltigkeit entsprechen.

3 Wirkungen von Pflanzenpatenten

Die Kritik an Pflanzenpatenten richtet sich einerseits gegen die Voraussetzungen der Patentierbarkeit von „Leben“ und andererseits gegen die Wirkungen von Pflanzenpatenten. Welche Wirkungen Pflanzenpatente zeitigen und wie diese zu bewerten sind, ist politisch und wissenschaftlich umstritten. Um die vielfältigen und teils gegenläufigen Wirkungen zu strukturieren, werden diese von uns nicht monokausal, sondern in ihrer multifaktoriellen, systemischen und dynamischen Komplexität unter bestimmten Kontextbedingungen verstanden. Die Kontextbedingungen und die Wirkungen, die hier nur ansatzweise betrachtet werden können, sind durch die zwei Beispiele, die drei kritischen Interviewaussagen von Vandana Shiva und das Teff-Patent, vorgegeben.

Im Folgenden werden zuerst die rechtlichen Voraussetzungen der Patentierbarkeit und die rechtlichen Wirkungen des Patentrechts für Pflanzenpatente aufgezeigt. Diese rechtlichen Wirkungen zeitigen Einflüsse auf die ökonomische Wertschöpfungskette, was am Teff-Patent illustriert wird. Aus diesen Einflüssen auf die Wertschöpfungskette ergeben sich dann Wirkungen in der Marktstruktur. Diese Einwirkungen auf die Marktstruktur werden bezüglich der Äußerungen von Vandana Shiva analysiert. Dazu werden erstens die Einflüsse auf die Marktkonzentration theoretisch diskutiert und zweitens die sozioökonomischen Einflüsse auf die Marktteilnehmer theoretisch rekonstruiert. Und aus den rechtlichen und wirtschaftlichen Wirkungen folgen schließlich drittens ökologische Probleme.

3.1 Rechtliche Wirkungen

Patente auf Pflanzen, Saatgut oder pflanzenzüchterische Verfahren unterliegen den allgemeinen Patentvoraussetzungen, die im Europäischen Patentübereinkommen (EPÜ) sowie in den nationalen Patentgesetzen geregelt sind. Patente werden für Erfindungen auf allen Gebieten der Technik erteilt, sofern sie die Voraussetzungen der Neuheit, der erfinderischen Tätigkeit und der gewerblichen Anwendbarkeit erfüllen.¹³ Es gibt die Möglichkeit ein Patent beim Europäischen Patentamt (EPA) anzumelden und dabei bis zu 38 Vertragsstaaten zu benennen, in denen das Patent

¹² Shiva, 2012.

¹³ Art. 52 Abs. 1 EPÜ; § 1 Abs. 1 des deutschen Patentgesetzes (PatG).

Geltung haben soll, oder ein Patent beim jeweiligen nationalen Patentamt mit ausschließlicher Geltung in diesem Land anzumelden.

Bei der Erteilung eines Pflanzenpatents beim EPA oder dem Deutschen Patent- und Markenamt ist einschränkend zu beachten, dass es ein spezielles Patentierungsverbot für Pflanzensorten und „im Wesentlichen biologische Verfahren“ gibt.¹⁴ Dieses Verbot bringt erstens zum Ausdruck, dass speziell für Pflanzenzüchtungen mit dem Sortenschutz ein eigenes Schutzrechtsregime existiert. Sortenschutz kann ein Züchter für eine Pflanzensorte anmelden, die bestimmten Voraussetzungen entspricht, um – ähnlich wie bei einem Patent (s.u.) – ein exklusives Nutzungsrecht zu erhalten.¹⁵ Allerdings ist im Sortenschutz ein sog. Züchtungsprivileg vorgesehen, das es allen anderen Pflanzenzüchtern erlaubt, ohne Lizenzvereinbarung mit der geschützten Sorte weiter zu züchten.¹⁶ Der Sortenschutz ist als speziell entwickeltes System den Besonderheiten der Natur und der Pflanzenzucht angepasst und geht dem Patentschutz in diesem Bereich vor (sog. Doppelschutzverbot).¹⁷ Zum zweiten macht das Patentierungsverbot von „Im Wesentlichen biologischen Verfahren“ deutlich, dass traditionelle Züchtungsverfahren nicht patentfähig sind.¹⁸

Erfüllt eine Patentanmeldung die Voraussetzungen und greift das Patentierungsverbot nicht ein, erhält der Anmelder ein räumlich und zeitlich beschränktes exklusives Nutzungsrecht an seiner Erfindung. Der Umfang dieses Nutzungsmonopols richtet sich jeweils nach dem nationalen Recht des Staates, in dem das Patent erteilt wurde.¹⁹ In Deutschland kann sich das alleinige Nutzungsrecht auf ein bestimmtes patentiertes Erzeugnis oder auf ein bestimmtes patentiertes Verfahren beziehen sowie auf Erzeugnisse, die unmittelbar durch ein patentiertes Verfahren hergestellt worden sind (sog. abgeleiteter Stoffschutz).²⁰ Diese rechtlichen Wirkungen des Patentbesitzes erstrecken sich bei biologischem Material grundsätzlich auf alle Folgegenerationen.²¹ Ausnahmen von der Patentwirkung sind im sog. Landwirteprivileg speziell für pflanzliches Vermehrungsmaterial und im Forschungsvorbehalt für jede Art von Erfindung normiert. Das Landwirteprivileg²² sieht vor, dass ein Landwirt das Erntegut eines Pflanzenpatents im eigenen Betrieb unter gewissen

¹⁴ Art. 53 (b) EPÜ; § 2a Abs. 1 PatG.

¹⁵ § 10 Abs. 1 Sortenschutzgesetz (SortG).

¹⁶ § 10a Abs.1 Nr. 3 SortG.

¹⁷ Leßmann, Herbert/Würtenberger, Gert, Deutsches und europäisches Sortenschutzrecht, 2. Auflage, Baden-Baden 2009, § 1 Rn. 10-13.

¹⁸ Vgl. Melullis, Klaus-Jürgen, Art. 53 Rn. 89 (Gesetzeskommentierung), in: Benkard, Europäisches Patentübereinkommen, 2. Auflage, München 2012; allerdings sind die Einzelheiten der Auslegung des Begriffs „im Wesentlichen biologische Verfahren“ unklar (näher dazu unter 3.2).

¹⁹ Das gilt auch für ein vom EPA erteiltes Patent, das nach seiner Erteilung in einzelne nationale Patente zerfällt (Art. 64, 66 EPÜ).

²⁰ § 9 PatG.

²¹ § 9a PatG.

²² § 9c Abs. 1 PatG.

Auflagen weiterverwenden darf; der Forschungsvorbehalt²³ erlaubt die nicht kommerzielle Forschung an der patentierten Erfindung. In Deutschland existiert zusätzlich ein beschränktes Züchterprivileg²⁴, das speziell für die Entwicklung neuer Pflanzensorten die Forschung an der patentierten „Erfindung“ zulässt. Eine Kommerzialisierung der neuen Sorte ist jedoch nur gestattet, wenn die patentierte „Erfindung“ (z.B. eine bestimmte Eigenschaft) in der neuen Sorte nicht mehr vorhanden ist.

Wertschöpfungskette: Das Teff-Patent

Welche rechtlichen und wirtschaftlichen Auswirkungen ein Pflanzenpatent im Laufe der Wertschöpfungskette haben kann, macht das Patent einer holländischen Firma deutlich, das 2007 vom EPA auf „die Verarbeitung von Teff-Mehl“ erteilt wurde.²⁵ Teff ist eine Hirseart, die ursprünglich aus Äthiopien und Eritrea stammt. Sie ist dort das wichtigste Grundnahrungsmittel. Die Pflanze ist frost- und dürrerolerant und robust gegen Schädlinge; das Getreide glutenfrei und besonders nährstoffreich. Mit dem erteilten Patent sind sowohl das Mehl, die Zubereitung eines Teigs mit diesem Mehl sowie die damit erzeugten Backwaren patentiert.²⁶ Betroffen ist damit auch der Anbau von Teff, da eine Verwendung als Lebensmittel ohne das Recht, aus dem Getreide Mehl und Teigwaren herzustellen, sehr eingeschränkt und damit weitgehend sinnlos ist. Die Erteilung eines Nutzungsrechts darf der Patentinhaber willkürlich verweigern oder gegen eine Lizenzgebühr gestatten.

Gegen das Teff-Patent hat die Landwirtschaftskammer Niedersachsen beim EPA Einspruch eingelegt. Sie war im Rahmen eines Forschungsprojekts zur Entwicklung klimawandelangepasster Kulturpflanzen auf Teff aufmerksam geworden und sah durch das Patent eine weitreichende Nutzung in Europa gefährdet.²⁷ Der Einspruch wurde vom EPA zurückgewiesen. Zurzeit lässt die Landwirtschaftskammer die Erfolgsaussichten einer Klage gegen das Patent in Deutschland prüfen. Dabei soll geltend gemacht werden, dass die Erteilungsvoraussetzungen Neuheit, Technizität und Erfindungshöhe nicht vorliegen.

Besonders kritisch und exemplarisch am Teff-Patent ist neben der Kritik an der fehlerhaften Patenterteilung die bereits angesprochene Wirkung auf die gesamte Wertschöpfungskette in der Lebensmittelerzeugung. Durch das Nutzungsmonopol des Mehls und der Verarbeitungsprozesse sind sowohl der Anbau als auch der Handel und der Konsum betroffen. Das heißt verallgemeinert, dass sich vorge-

²³ § 11 Nr. 2 PatG.

²⁴ § 11 Nr. 2a PatG.

²⁵ Europäisches Patent EP 1 646 287; siehe zu dem Fall Minkmar, Lisa, Das „Teffmehl“-Monopol. Ein Patent auf Mehl und seine exemplarische Bedeutung, in: Forum Recht 4/2011, S. 122-124.

²⁶ Die Patentschrift enthält insgesamt 29 Ansprüche; sie ist unter www.epo.org abrufbar.

²⁷ Vgl. Asendorf, Regina, Biopatente und ihre Folgen. Teff, ein exemplarischer Fall, 2011, S. 5, abrufbar unter: <http://klimzug-nord.de/index.php/page/2011-04-27-Asendorf-Regina-2011-Biopatente-und-ihre-Folgen-Teff->.

lagerte und nachgelagerte Wertschöpfungsstufen insbesondere über etwaige Patente und Lizenzierungsmöglichkeiten informieren und diese ggf. entgeltlich erwerben müssen, bevor sie sich für die Nutzung einer Pflanze bzw. eines pflanzlichen Lebensmittels entscheiden. Dadurch entstehen Transaktionskosten, die eine Nutzung verhindern könnten, zumindest aber den Preis erhöhen. So ist es auch zu erklären, dass Teff-Mehl einen vergleichsweise hohen Preis von ca. 5 bis zu 8 Euro pro Kilo hat.²⁸

Sollte das beschriebene Patent auch in Äthiopien zur Geltung kommen, was theoretisch nach äthiopischem Recht möglich ist,²⁹ wären die beschriebenen Folgen geradezu absurd: das traditionelle äthiopische Grundnahrungsmittel müsste – wenn es nicht ausschließlich zum privaten Gebrauch angebaut wird – auch in Äthiopien von der holländischen Firma bezogen bzw. lizenziert werden.

3.2 Ökonomische und soziale Wirkungen

Marktkonzentration

Das Nutzungsmonopol, das das Patentrecht gewährleistet, gilt zunächst nur für eine Erfindung oder ein mit dieser Erfindung ermöglichtes Produkt. Es gilt nicht für einen Markt, auf dessen Struktur sich der Begriff des Monopols normalerweise bezieht. Dennoch wird sowohl von Seiten der Aktivisten als auch in der empirischen Forschung beobachtet und kritisiert, dass sich bspw. am Saatgutmarkt die Anzahl der Saatgutanbieter und der angebotenen Saaten reduziert, d.h. sich die Angebotsseite des Marktes konzentriert hat.³⁰ Es lässt sich durchaus sagen, dass Patente im Allgemeinen und in bestimmten Marktkontexten konzentrierenden Einfluss zeitigen können. Um dies zu zeigen, werden im Folgenden Einflussfaktoren der zunehmenden und abnehmenden Marktkonzentration ansatzweise besprochen.³¹

²⁸ Siehe dazu Böse-Fischer, Carola, Die unglaubliche Teff-Geschichte, in: Hannoversche Allgemeine Zeitung vom 28.12.2012, S. 12.

²⁹ Art. 18 bis 21 Gesetz Nr. 123/1995 (Äthiopisches Patentgesetz); vgl. dazu Eshete, Mandefro, Grundzüge des äthiopischen Patentrechts im Vergleich zum deutschen und europäischen Patentrecht, Köln 2001, zit. nach Henn, Ralf, Gutachten zum Patent EP 1646287 „Verarbeitung von Teffmehl“ im Auftrag der Deutschen Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), München 2008 (nicht veröffentlicht).

³⁰ Bette, Kristina, Ökonomische Aspekte Geistigen Eigentums an Pflanzenerfindungen. Dynamische Effizienz in kumulativen Innovationsprozessen, in: dies./Stephan, Michael (Hrsg.), Biodiversität, Geistiges Eigentum und Innovation. Aktuelle Herausforderungen in der wissensbasierten Bio-Industrie, Marburg 2012, S. 45-87, S. 45 f., 61 ff.; Franck, Stephanie, Biopatente – eine Gefahr für die Biodiversität?, in: Bette/Stephan, 2012, S. 113-127, S. 120 f.; Then/Tippe, Saatgut und Lebensmittel. Zunehmende Monopolisierung durch Patente und Marktkonzentration, 2009; Gelinsky, Eva, Biopatente und Agrarmodernisierung. Patente auf Pflanzen und ihre möglichen Auswirkungen auf die gentechnikfreie Saatgutarbeit von Erhaltungs- und ökologischen Züchtungsorganisationen, Göttingen 2012, insb. S. 107 ff.

³¹ Vgl. z.B. Gather, Gernot, Reform der Patentgesetzgebung?, in: Eucken, Walter/Böhm, Franz (Hrsg.), ORDO. Jahrbuch für die Ordnung von Wirtschaft und Gesellschaft, Bad Godesberg 1949,

Die Marktkonzentration nimmt grundsätzlich allgemein insbesondere dann durch Marktprozesse zu, wenn Marktzutritts- oder Marktaustrittsschranken bestehen oder errichtet werden, der potentielle Wettbewerb gering ist oder abnimmt und es zu horizontalen oder vertikalen Zusammenschlüssen, Abstimmungen oder Behinderungen kommt.³² Patente haben dabei je nach betrachtetem Marktkontext einen marktkonzentrierenden oder einen dezentrierenden Einfluss. Der marktdezentrierende Einfluss resultiert im Wesentlichen aus dem wettbewerbsfördernden Einfluss, der sich aus der innovationsfördernden Wirkung des Patentrechts ergibt. Marktkonzentrierende Einflüsse ergeben sich aus den Exklusions- und Verwertungsmöglichkeiten des Patentes. Welche Einflussrichtung dominiert, lässt sich hier weder abschließend sagen noch untersuchen.³³ Stattdessen seien mehrere marktkonzentrierende Wirkungen, wie sie auch im Falle der Patente auf Pflanzen möglich sind und konstatiert wurden, genannt.

Die marktkonzentrierenden Einflüsse nehmen durch Patente zu, insofern Patente Monopolstellungen und damit Monopolgewinne sowie Lizenzgewinne ermöglichen. Denn die Monopolstellung durch das Patent, die eigentlich nur der Finanzierbarkeit der Inventions- und Innovationskosten dienen soll,³⁴ ermöglicht Sondergewinne. Diese Monopolgewinne sind im Vergleich zum Wettbewerbsgewinn zusätzlich erworbene Gewinne. Sie sind einerseits im Vorhinein zusätzlicher Anreiz für Investoren,³⁵ andererseits können sie im Nachhinein zur Stärkung der Wettbewerbsposition und der Marktmacht des Patentinhabers genutzt werden, bspw. um Produktionsfaktoren und Konkurrenten aufzukaufen.³⁶ Patente bewirken zudem über das Recht, Lizenzen zu gewähren oder zu verweigern, die Möglichkeit zur Behinderung des Wettbewerbs.³⁷ Offensichtlich ist dies bei der Verweigerung von Lizenzen. Aber auch implizite oder explizite Lizenzabhängigkeiten zwischen Konkurrenten, Anbietern und Nachfragern können zur Folge haben,

Bd. II, S. 270-307; Oppenländer, Karl Heinrich, Die Wirtschaftspolitische Bedeutung des Patentwesens aus der Sicht der empirischen Wirtschaftsforschung, in: ders. (Hrsg.), Patentwesen, technischer Fortschritt und Wettbewerb, Berlin 1984, S. 13-28.

³² Kerber, 2007; Kerber/Schwalbe, Ulrich, Ökonomische Grundlagen des Wettbewerbsrechts, in: Hirsch, Günter/Montag, Frank/Säcker, Franz Jürgen (Hrsg.), Münchener Kommentar zum europäischen und deutschen Wettbewerbsrecht (Kartellrecht), Band 1, Europäisches Wettbewerbsrecht, München 2007, S. 238-430, S. 241.

³³ Prima facie ist es jedoch im normalwissenschaftlichen Standardkonzept unplausibel, dass einerseits der Markt seine Rationalisierungsfunktion erfüllt (Hayek) und andererseits die monetären und nicht-monetären Kapitalien aus dem Patent nicht überwiegend erfolgreich zum eigennützigen Vorteil genutzt werden. Vgl. Kerber/Schwalbe, 2007, S. 240.

³⁴ Die primäre Funktion des Patents ist der Schutz der Inventoren und Innovatoren vor der Imitation, um diesen die Chance, die Kosten für die Invention und die Innovation zu (re-)finanzieren, zu gewähren. Ist diese Chance gewährleistet, befinden sich Inventoren und Innovatoren in derselben Situation wie alle anderen Marktteilnehmer (im Modell des vollkommenen Wettbewerbs), Kerber/Schwalbe, 2007, S. 259.

³⁵ Die Problematik der *Relevanz* zusätzlicher Gewinne als zusätzliche Anreize zum primären Markteinkommen kann hier nicht ausgeführt werden.

³⁶ Zu kapitalbedingten Marktkonzentrationsprozessen durch Pflanzenpatente s. Franck, 2012, S. 12.

³⁷ Kerber/Schwalbe, 2007, S. 328 f., 339 ff., 342; Gather, 1949, S. 281 f.

dass die Interessen der Marktteilnehmer konkurrenzmindernd gleichgerichtet werden, wodurch die Marktkonzentration zunimmt.³⁸ Solcherart Einflüsse sind bzgl. des ersten Beispiels der von Vandana Shiva behaupteten regionalen Monopole denkbar.³⁹

Selbst der eigentliche Zweck von Patenten, die Förderung von Innovationen, hat einen marktkonzentrierenden Einfluss. Denn neben den teilweise wettbewerbsfördernden Effekten durch den Rechtsschutz von Inventoren und Innovatoren, werden mit erfolgreichen Innovationen konkurrierende Produkte und Unternehmen desselben Marktes sowie auf vor- und nachgeordneten Märkten verdrängt. Wie sich dies in Bezug auf das zweite Beispiel von Vandana Shiva, die Selbsttötungen indischer Kleinbauern, ausgewirkt haben könnte, wird im folgenden Abschnitt beschrieben.

Patente wirken durch diese Faktoren als Marktzutrittsschranken für potentielle Wettbewerber.⁴⁰ Und schließlich reduzieren die bereits oben erwähnten zusätzlichen Transaktionskosten, wie Informationskosten oder Kosten der Zeit- und Raumüberwindung, die Wettbewerbsfunktion anderer Marktteilnehmer, während der Monopolist durch die Monopolrechte aus dem Patentrecht über größere Kapitalien verfügt, die er zur Stärkung der eigenen Position, für die Behinderung des Wettbewerbs und zum Aufbau dauerhafter Marktmacht nutzen kann.⁴¹

Produktionspotential und Submarginalisierung

In den politischen und wissenschaftlichen Debatten sind die Wirkungen von Pflanzenpatenten für Kleinbauern in Indien besonders umstritten. Einerseits wird, wie oben zitiert, insbesondere von Vandana Shiva behauptet, wegen des patentierten Saatgutes würden die Kosten für die Kleinbauern zunehmen sowie die Ernten und Einkommen abnehmen und sie würden sich schließlich in großer Zahl selbst töten. Andererseits wird behauptet, neben den Kosten würden die Ernteerträge, die Erlöse aus der Ernte und die Haushaltseinkommen zunehmen. Im Folgenden wird angenommen, dass die positiven Wirkungen von Pflanzenpatenten auf die Ernteerträge verwirklicht werden. Es wird gezeigt, dass sich durch das Zusammenwirken von Patentrecht, Inventions- und Innovationserfolg sowie dem normal funktionierenden Marktmechanismus von Angebot und Nachfrage, trotzdem zugleich das ereignen kann, was die Opponenten in der öffentlichen Debatte als einen wesentlichen Grund ihrer Kritik geltend machen.⁴² Dazu folgt eine kurze theo-

³⁸ Zu Lizenzabhängigkeiten durch Pflanzenpatente, Shiva, 2011.

³⁹ Vgl. Kerber/Schwalbe, 2007, S. 345 f., 363 f.

⁴⁰ Allgemein zu Marktzutrittsschranken s. Kerber/Schwalbe, 2007, S. 311 ff.; zu Marktzutrittsschranken durch Pflanzenpatentes s. Franck, 2012, S. 125; Gelinsky, 2012, S. 111, 122 f.

⁴¹ Vgl. Kerber/Schwalbe, 2007, S. 261, 264.

⁴² Wenn diese positiven Wirkungen des zunehmenden Produktionspotentials nicht verwirklicht werden, können die Prozesse der Submarginalisierung nicht durch diese, sondern durch gleichbleibende oder abnehmende Erträge und die zunehmenden Kosten bewirkt werden.

retische mikroökonomische Analyse mit dem Instrumentarium, wie es in jedem Lehrbuch der Mikroökonomie steht oder stehen könnte.

In den zwei Abbildungen (1) und (2) ist ein Marktmodellbeispiel dargestellt.⁴³ Die linke Abbildung (1) zeigt eine einfache Nachfragefunktion N . Das Angebot A ist als eine Treppenfunktion, die aus den nach Angebotspreisen geordneten Teilangeboten der einzelnen Produzenten 1 bis 6 zusammengesetzt ist, abgebildet. Für das hier diskutierte Beispiel sind die Produzenten die oben genannten indischen Kleinbauern. Die Definition des Kleinbauern bedeutet, dass diese Bauern eine begrenzte kleine Fläche an Land bewirtschaften (Kapazitätsgrenze). Es wird angenommen, dass die Kleinbauern jeweils zu Beginn einer Periode anbauen und den gesamten erwirtschafteten Ernteertrag zum Ende der betrachteten Periode am Markt anbieten. Der minimale Angebotspreis eines Kleinbauern ergibt sich dabei aus den Durchschnittskosten bezogen auf die Gesamtmenge seiner Ernte. Eine Grenzkostenbetrachtung wird deshalb nicht vorgenommen. Die Bauern haben individuell verschiedene Kostensummen c . In Periode 1 sind dies die Kosten c_1 . Die jeweiligen Kostensummen der Bauern 1 bis 6, die schraffierten Flächen 1 bis 6, errechnen sich aus den Kosten für die jeweiligen Haushaltungskosten (Lebensmittel usw.) und die jeweiligen landwirtschaftlichen Produktionskosten (Saatgut, Werkzeug, Biozide usw.).

Auf der x-Achse ergibt sich die Gesamtsumme des Angebots x_1 aus der Addition der Angebotsmengen der sechs Bauern. Diese Mengen der Angebote der einzelnen Bauern sind durch die Breite der jeweiligen Flächen und die Durchschnittskosten für diese Mengen durch die Höhe der Flächen dargestellt, so dass sich die Gesamtkosten für die Ernte der einzelnen Bauern jeweils aus der Multiplikation der Menge mit den Durchschnittskosten ergibt. Der fünfte Bauer (von links die fünfte, vertikal gestrichelte Fläche) ist der letzte Bauer, der langfristig zum Preis p_1 , den die Nachfrager für die Menge x_1 je Mengeneinheit zahlen, produzieren, d.h. seine Kosten zu dem Preis refinanzieren kann. Dieser Anbieter wird auch als marginaler Anbieter bezeichnet. Der sechste Bauer (sechste, horizontal gestrichelte Fläche) wird auch als submarginaler Anbieter bezeichnet. Dieser wird in einem Vergleich der kurz- und langfristigen Marktanalyse (komparative Statik) langfristig vom Markt verdrängt. Die Bauern 1 bis 4 erwirtschaften Differenzialgewinne, die sich als Differenzen zwischen dem Erlös (Menge mal Preis) und den eigenen Kosten errechnen. Diese Marktstruktur wird als die Ausgangssituation vor der Einführung eines neuen, produktiveren Saatgutes angenommen. Dieses produktivere Saatgut sei wichtig, so wird behauptet, um Hunger und Armut in der Welt zu bekämpfen und den Wohlstand für alle zu mehren. Den Befürwortern von Pflanzenpatenten gilt dabei das Patentrecht für Pflanzen als wenn nicht notwendiger, dann mindestens wichtiger Einflussfaktor für die Züchtung und Vermarktung solchen Saatgutes. Deshalb wird anschließend anhand der rechten Abbildung (Abb.2) dis-

⁴³ Vgl. Fehl, Ulrich/Oberender, Peter, Grundlagen der Mikroökonomie, München 2002, S. 35 ff.

kutiert, was die Wirkungen der Einführung des produktiveren Saatgutes sein könnten.

Abbildungen 1 und 2: Produktionspotential und Submarginalisierung

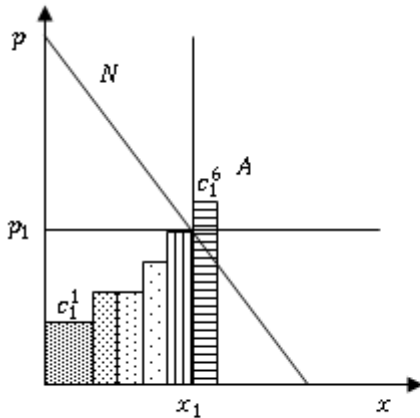


Abb. (1)

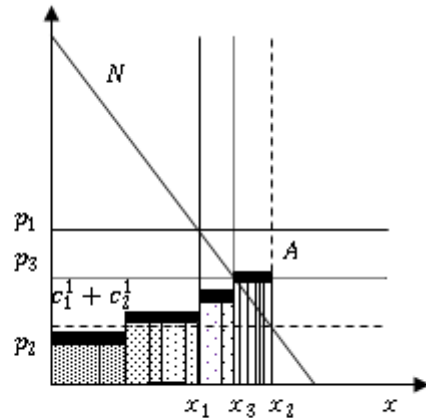


Abb. (2)

Ceteris paribus sind folgende Wirkungen der Kosten- und Produktionssteigerung theoretisch ableitbar. Im Vergleich zu Periode 1, der Ausgangssituation in Abbildung 1, nehmen die Kosten (insb. für das neue Saatgut) jeweils um den Betrag c_2 (schwarze Flächen auf den schraffierten Flächen) zu, die Kostensummen betragen dann jeweils $c + c_2$. Zusätzlich nehmen die Ernten zu (die schmalen Flächen in derselben Schraffur daneben) und die Kosten verteilen sich auf die größeren Ernten (weshalb die Höhe der Flächen abnimmt). Die Gesamtsumme der Ernte nimmt von Periode 1 zu Periode 2 von x auf x zu. Der Marktpreis, der für die Gesamternte x erlangt werden kann, nimmt von p auf p ab. Aus der Dynamik dieser Effekte resultiert die Submarginalisierung eines Teils der Bauern 2 bis 5. Es ist anzunehmen, dass die Bauern 2 bis 5 zunächst am Markt bleiben, um ihre Ernte zu verkaufen. Dies werden sie auch dann tun, wenn die Erlöse nicht kostendeckend sind, weil sie zur Kostendeckung beitragen und niedrige Erlöse und Einkommen besser sind (pareto-superior) als keine Erlöse und Einkommen.⁴⁴ Der Bauer mit der niedrigsten Kostendeckung verlässt angenommenerweise den Markt zuerst. In einer darauffolgenden Situation 3 können schließlich die Kosten für die Gesamternte x durch den Marktpreis p gedeckt werden.⁴⁵

⁴⁴ Die nicht beglichenen Kosten müssen bspw. als Schuld stehen bleiben oder durch Schulden gedeckt werden, woraus eine eigene Dynamik aus Schuld, Schuldzins und Zinseszins folgt.

⁴⁵ Die schematische Analyse der Situation 3 lässt zwei Interpretationen zu. Die erste Möglichkeit ist, dass x eine Teilsumme von x ist, bspw. weil Bauer 6 noch vor dem Ende der Marktperiode 2 ausscheidet und sich damit das endgültige Angebot bei x befindet. Die zweite Möglichkeit ist, dass Situation 3 in Periode 3 fällt. Dann würden bei der Interpretation des Übergangs von Periode 2 zu

Daraus lässt sich theoretisch schlussfolgern, dass sowohl die Folgen, die von den Proponenten, als auch die, die von den Opponenten geltend gemacht werden, aufgrund einer Standardanalyse der normalen Wirtschaftswissenschaften erwartbar sind. Die am Markt verbleibenden Bauern haben höhere Kosten, höhere Erträge, höhere Erlöse und höhere Einkommen. Aber andererseits haben die kurz-, mittel- und langfristig submarginalisierten Bauern zusätzliche Kosten aus Schulden und die mittel- und langfristig submarginalisierten Bauern verlieren ihren Einkommenserwerb aus der Teilnahme an diesem Markt. Mithin ist plausibel, dass die ökonomischen Wirkungen von Pflanzenpatenten bei entsprechenden Kontextbedingungen, wie bspw. einer mangelnden Ersetzbarkeit der Einkommen aufgrund eines unzureichenden Arbeitsmarktes oder aufgrund unzureichender Sozialgesetzgebungen und Sozialeinkommen für Menschen ohne andere Einkommen (Grundversorgung) sowie der Nicht-Ersetzbarkeit der Kosten der Lebensführung (Grundbedürfnisse), die genannten sozioökonomisch bedingten soziokulturellen Folgen der Selbsttötungen zeitigen.

3.3 Wirkungen auf die Agrobiodiversität

Die beschriebenen rechtlichen und wirtschaftlichen Wirkungen wirken ihrerseits verstärkend auf den Verlust von Agrobiodiversität. Die durch Patente verweigerte oder verteuerte Nutzung von Saatgut, oder die verstärkte Marktkonzentration können dazu führen, dass es immer weniger angebotene Saaten, Pflanzenzüchter und Saatgutanbieter gibt und die Diversität im Saatgutsektor damit insgesamt abnimmt.⁴⁶ Durch diese Reduktion werden immer weniger Kulturarten züchterisch bearbeitet und verschwinden so aus dem Anbau, da sie im Laufe der Zeit weniger Ertrag bringen als intensiv bearbeitete Arten.⁴⁷ Zudem wird vermutet, dass die Vielfalt innerhalb der bearbeiteten Arten langfristig abnimmt, wenn die Zahl der Züchter zurückgeht.⁴⁸

Bestätigt hat diese Zusammenhänge ein Gutachten des Beirats für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV). Dort heißt es:

„In der Folge [der Biopatentierung] entstehen verstärkte rechtlich-ökonomische Risiken sowie verstärkter ökonomischer Druck auf kleine Betriebe in Landwirtschaft und Züchtung. Es ist plausibel anzunehmen, dass die Biopatentierung zu einer Verminderung der verfügbaren Diversität in der Züchtung und Nutzung tier- und pflanzengenetischer Ressourcen führt.“⁴⁹

Periode 3 die zusätzlichen Schuldkosten und die Kosten für die neue Saat und Ernte nicht berücksichtigt; die Effekte sind gleichartig.

⁴⁶ Vgl. Franck, 2012, S. 113-127 (S. 120 mit weiteren Nachw.).

⁴⁷ Ebenda mit weiteren Nachw.

⁴⁸ Ebenda.

⁴⁹ Feindt, Peter H., Biopatente – eine Gefährdung für Nutzung und Erhaltung der Agrobiodiversität? Stellungnahme des Beirats für Biodiversität und genetische Ressourcen beim BMELV, Bonn 2010, S. 26.

4 Kritik am Patentrecht

Wie gezeigt werden konnte, hängen die negativen ökonomischen, sozialen und ökologischen Wirkungen der Pflanzenpatente von ihren patentrechtlichen Rahmenbedingungen ab. Deshalb werden das Patentrecht und seine Anwendung kritisiert.

Ganz grundsätzlich sprechen sich verschiedene Nichtregierungsorganisationen, Kirchen und Verbände dagegen aus, dass „Patente auf Leben“ mit dem geltenden Patentrecht überhaupt möglich sind.⁵⁰ Dem liegen zum einen ethische oder theologische Auffassungen zugrunde,⁵¹ zum anderen wird argumentiert, dass das auf Technik zugeschnittene Patentrecht die Besonderheiten der Natur nicht ausreichend berücksichtigt.⁵² Insbesondere die Grenzziehung zwischen (patentfähiger) Erfindung und (nicht patentfähiger) Entdeckung ist im Bereich des Lebendigen problematisch.⁵³ Zum Beispiel kann es sein, dass bestimmte gezüchtete Eigenschaften einer Pflanze bereits in der Natur vorkommen und damit weder neu noch erfinderisch sind. Mangels Informationen über dieses Vorkommen in der Natur wird vom Patentprüfer jedoch Neuheit und Erfindungshöhe bejaht. Als Stand der Technik, der als Kriterium zur Annahme von Neuheit dient, gilt nur das, was veröffentlicht und den Patentprüfern auch zugänglich ist. Für traditionelles Wissen oder unentdeckte Eigenschaften trifft das in vielen Fällen nicht zu. Auch im Fall des Teff-Patents ist das Vorliegen der Erteilungsvoraussetzungen Erfindungshöhe und Neuheit wie bereits erwähnt fraglich, da Teff die in der Patentschrift beschriebenen Eigenschaften von Natur aus besitzt, dies nur nicht dokumentiert ist.⁵⁴

Daran anschließend wird eingewandt, dass der Schutz für Pflanzenpatente zu breit ist und die Ausschlussrechte zu weit reichen. Auch diese Kritik ist am Beispiel Teff bereits angeklungen. Festzumachen ist sie vor allem an den Bestimmungen zum Umfang des Patenschutzes, der sich bei biologischem Material explizit auf alle Folgegenerationen erstreckt (vgl. unter 2.1.). Zudem ist in vielen Fällen die Reichweite von Biopatenten nicht klar und muss erst im Nachhinein im Patentverletzungs- oder Einspruchsverfahren geklärt werden, was eine große Rechtsunsicherheit und zusätzliche Kosten zur Folge hat.⁵⁵ Dies kann sich bspw. auf die Züchtungs- und Produktionsentscheidungen von Pflanzenzüchtern auswirken und zur Wahl von weniger geeigneten Sorten führen, bei denen aber Rechtssicherheit besteht.⁵⁶

⁵⁰ Vgl. die verschiedenen Stellungnahmen unter: <http://www.keinpatent.de/index.php?id=160>.

⁵¹ Vgl. die Gemeinsame Erklärung von Kirchen und Landwirtschaft zu „Biopatenten“, abrufbar unter: <http://www.verbaende.com/news.php?m=63995>.

⁵² Siehe die Darstellung der einzelnen Argumente für und „gegen die Einbeziehung pflanzengentischer Erfindung in das Gebiet der Technik“ bei Neumeier, Hans, Sortenschutz und/oder Patentschutz für Pflanzenzüchtungen, Köln 1990, S. 71 ff.

⁵³ Vgl. Gelinsky, 2012, S. 95.

⁵⁴ Minkmar, 2011, S. 123.

⁵⁵ Feindt, 2009, S. 23 mit weiteren Nachw.

⁵⁶ Gelinsky, 2012, S. 97.

Von Seiten der Pflanzenzüchter wird zudem kritisiert, dass der Forschungsvorbehalt im Patentrecht nicht ausreicht, um den Zugang zu genetischem Material für die Züchtung zu gewährleisten.⁵⁷ Durch die Erteilung von Patenten, z.B. auf bestimmte Eigenschaften von Pflanzen, entstehe ein unübersichtliches „Patentdickicht“, das den Zugang zu genetischen Ressourcen verteuere oder blockiere und so eine innovationshinderliche Wirkung haben könne.⁵⁸ Teilweise wird ein „echtes Züchterprivileg“ gefordert, wie es im Sortenschutz vorgesehen ist und das es erlaubt, auch anhand patentierten Zuchtmaterials neue Sorten zu entwickeln und diese zu vermarkten.⁵⁹

Ein weiteres viel diskutiertes Problem ist die Auslegung des Patentierungsverbots für im Wesentlichen biologische Verfahren, da von seiner Anwendung oftmals abhängt, ob ein Pflanzenpatent erteilt wird oder nicht. § 2a Abs. 3 Nr. 3 PatG und Regel 26 V der Ausführungsverordnung zum EPÜ bestimmen, dass es sich bei im Wesentlichen biologischen Verfahren um Verfahren handelt, die „vollständig auf natürlichen Phänomenen wie Kreuzung oder Selektion beruhen“. Neben dem semantischen Widerspruch zwischen „im Wesentlichen“ und „vollständig“ wird kritisiert, dass diese Auslegung zu restriktiv sei, es also in den meisten Fällen einer Patenterteilung nicht entgegenstehe.⁶⁰ Dadurch kommen der Vorrang des Sortenschutzes im Bereich der Pflanzenerfindungen und damit auch das Züchterprivileg nicht ausreichend zu Geltung. Auch die medial vielbeachtete Entscheidung der Großen Beschwerdekammer des EPA in den Fällen „Brokkoli“ und „Tomate“⁶¹ hat dahingehend noch keine abschließende Klärung gebracht. Die Kammer entschied, dass ein Verfahren zur Züchtung von Pflanzen, das die Schritte der Kreuzung und Selektion umfasst, dem Patentierungsverbot des Art. 53 lit. b EPÜ nicht allein deshalb entgehe, weil es als einen weiteren einen technischen Schritt beinhalte, der die Schritte Kreuzung und Selektion unterstützt. Hingegen greife das Patentierungsverbot nicht ein, wenn dieser zusätzliche technische Schritt selbst eine Eigenschaft so in das Genom der Pflanze einbringt oder verändert, dass diese neue oder veränderte Eigenschaft nicht das Ergebnis der klassischen Kreuzung ist. Es bleibt abzuwarten, ob das Patentierungsverbot des Art. 53 b) EPÜ in Folge dieser Entscheidung weniger zurückhaltend angewendet werden wird.

⁵⁷ Vgl. Bundesverband deutscher Pflanzenzüchter (BDP), BDP-Position zur Ausgestaltung des Patentschutzes in der Pflanzenzüchtung, 2011.

⁵⁸ Siehe zum prominenten Fall des „Golden Rice“ Potrykus, Lessons from the `Humanitarian Golden Rice Project`, in: *New Biotechnology*, Vol. 27, No. 5, 2010, S. 466-472.

⁵⁹ Vgl. Bundesverband deutscher Pflanzenzüchter, 2011.

⁶⁰ Vgl. Feindt, 2010, S. 10; Gersteuer, Stephan, Patente auf Pflanzen und Tiere. Sind Pflanzen und Tiere oder ihre Bestandteile patentierbar?, in: *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht (NVwZ)* 2008, S. 370-375 (S. 375).

⁶¹ EPA, G 2/07, ABl. EPA 2012, S. 130 ff. = GRUR Int 2011, 266 ff. (Brokkoli); wortgleich: EPA, G 1/08, ABl. EPA 2012, S. 206 ff. (Tomaten).

5 Fazit und Ausblick

Anhand der Aussagen Vandana Shivas und der Problematik des Teff-Patents als Beispiele für die Kritik an Biopatenten konnte dargestellt werden, dass sowohl die rechtlichen Voraussetzungen als auch die rechtlichen und ökonomischen Wirkungen von Pflanzenpatenten negative Folgen in allen Nachhaltigkeitsdimensionen mit sich bringen. So führen die gegenwärtige europäische Rechtslage und ihre Anwendung dazu, dass (z.T. ungerechtfertigte) Patente erteilt werden, die in ihrer Wirkung ökonomische, soziale und ökologische Probleme verstärkend beeinflussen. Entsprechend muss die eingangs gestellte Frage „Sind Biopatente nachhaltig?“ unter den gegenwärtigen rechtlichen und ökonomischen Bedingungen verneint werden.

Ob und wie Biopatente nachhaltig gestaltet werden können, sollte durch weitere Forschung ermittelt werden. Dafür bieten die bisher zur Lösung der aufgezeigten Probleme diskutierten Vorschläge die Ausgangsbasis: Überwiegend wird entsprechend der Kritik am (europäischen) Patentrecht eine Änderung desselben gefordert.⁶² Als konkrete Vorschläge sind vor allem die Einführung eines „echten“ Züchterprivilegs bzw. die Ausweitung des in Deutschland geltenden Züchtervorbehalts auf die gesamte EU,⁶³ eine allgemeine Lizenzpflicht für Pflanzenpatente sowie die Bildung von Patent Pools zu nennen. Mit diesen Vorschlägen soll in erster Linie eine Zugangsblockade zu pflanzengenetischen Ressourcen verhindert werden. Die Ansätze orientieren sich überwiegend an den Interessen von Pflanzenzüchtern und industriell arbeitenden Landwirten. Ob sie auch für die Folgen der Patenterteilung, die sich z.B. für Erhaltungszüchter oder Kleinbauern einstellen, sowie gegen den verstärkenden Einfluss auf den Verlust von Biodiversität Abhilfe schaffen können, ist hingegen fraglich und muss noch näher untersucht werden. Auf den Saatgutmarkt hätten Züchterprivileg und Lizenzpflicht zumindest dezentrierende Wirkung, während Patent Pools auf die Marktkonzentration sowohl verstärkend als auch verringernd wirken können, je nach den Zugangsvoraussetzungen zum Pool.

Neben den eher pragmatischen Lösungsansätzen innerhalb des Systems gibt es auch Bestrebungen, Alternativen wie open source, commons, Allmende oder Gemeingüter im Bereich genetischer Ressourcen zu etablieren.⁶⁴ Diese Vorschläge

⁶² Im bereits genannten fraktionsübergreifenden Beschluss des Bundestages vom Frühjahr 2012 heißt es: „Auf EU-Ebene sind Änderungen im geltenden Recht vorzunehmen, damit keine Patente auf konventionelle Züchtungsverfahren, mit diesen gezüchtete landwirtschaftliche Nutztiere und -pflanzen sowie deren Nachkommen und Produkte erteilt werden. Soweit die europäischen Vorgaben Abweichungen im nationalen Patentrecht zulassen, ist zu diesem Zweck auch eine Änderung des Patentgesetzes notwendig; sie kann zugleich Signalwirkung für die Ergänzung der europäischen Rechtsgrundlagen entfalten.“, BT-Drs. 17/8344.

⁶³ BDP, 2011.

⁶⁴ Siehe Gelinsky, 2012, S. 124 ff (mit weiteren Nachw.) sowie Kaiser, Gregor, Alternativen zu geistigen Eigentumsrechten an genetischen Ressourcen, in diesem Band.

orientieren sich zum Teil an den Erfahrungen im Bereich der Software⁶⁵ und scheinen auf den ersten Blick eher den Interessen kleinerer Betriebe und Bauern entgegen zu kommen. Aber auch diese Lösungsideen müssen ausführlich analysiert werden.

⁶⁵ Stephan, Michael, Wie wirken Biopatente? Lehren aus der Softwarepatentierung für die Pflanzenzucht, in diesem Band.

Wie wirken Biopatente? Lehren aus der Softwarepatentierung für die Pflanzenzucht

Michael Stephan

1 Einführung: Parallelen zwischen Bio- und Softwarepatenten

Schlagworte wie „Seed Wars“, „Biopiraterie“ oder „Malthus, Mendel und Monsanto“ zeugen von einer sehr kontrovers geführten Debatte über Patente in der Pflanzenzucht. Die meisten Kontroversen sind ‚politisch‘ gefärbt. Sachlich ausgewogene Diskurse finden sich nur wenige. Eine inhaltlich sehr ähnliche und ebenfalls politisch gefärbte Kontroverse wird über die positiven und negativen Wirkungen von Patenten auf Softwareerfindungen geführt.¹

Sowohl die Kritiker von Biopatenten als auch die Kritiker von Softwarepatenten befürchten, dass der Patentschutz und die Schaffung von Monopolrechten zu einer Blockade von Innovation und Wettbewerb und zu einer zunehmenden Konzentration in den Märkten führen werden. In diesem negativen Szenario dominieren wenige Konzerne (z. B. Monsanto oder Microsoft), Angebot und Preise. Die Verfechter von Bio- und Softwarepatenten führen dagegen an, dass Patente Anreize für die Innovationstätigkeit schaffen und die Offenlegung und Diffusion des zugrunde liegenden Wissens bewirken. Patentierung wirkt sich in diesem Szenario positiv auf Innovationstätigkeit, Vielfalt und Wettbewerb in den Branchen aus.

¹ In der Ökonomie findet darüber hinaus auch eine technologieübergreifende Grundsatzdebatte darüber statt, ob Patente generell effektive Instrumente darstellen, von denen positive Wohlfahrtseffekte für die Volkswirtschaft ausgehen, oder ob nicht negative Wirkungen dominieren. Vgl. dazu May (2000); Bessen/Meurer (2008).

Im Gegensatz zu Biopatenten setzt sich die Wirtschaftswissenschaft seit fast 20 Jahren mit der Wirkung von Softwarepatenten auseinander. In der Innovationsökonomik und Wettbewerbspolitik haben sich zahlreiche Studien mit den Merkmalen von Softwareprodukten und deren Auswirkungen auf die Wirkung des Patentschutzes beschäftigt. Im Kern der wissenschaftlichen Studien steht die Frage, ob und warum Software beim Schutz Geistigen Eigentums anders zu behandeln ist. Ein Wissens- und Erkenntnistransfer aus dieser akademischen Diskussion in dem Bereich Biotechnologie hat bislang noch nicht stattgefunden. Genau an dieser Stelle setzt der vorliegende Beitrag an: Die nachfolgenden Ausführungen setzen sich mit der Frage auseinander, ob man aus den Analysen zur Wirkung von Patenten für Softwareerfindungen Rückschlüsse auf die Ausgestaltung der formalen Schutzrechtssituation in der grünen Biotechnologie ziehen kann. Kapitel 2 skizziert in Kürze die derzeitige Rechtslage bei Geistigen Eigentumsrechten für Softwareinnovationen. Kapitel 3 stellt im Überblick die Argumente der Verfechter und Gegner von Softwarepatenten gegenüber. Kapitel 4 arbeitet konstitutive Merkmale von Softwaretechnologien heraus und diskutiert ihre Relevanz für die (negative) ökonomische Wirkung von Softwarepatenten auf Innovation und Wettbewerb. Die Ergebnisse dieser Diskussion über die Wirkungen von Patenten auf Softwareerfindungen werden schließlich in Kapitel 5 auf die Grüne Biotechnologie übertragen.

2 Rechtliche Möglichkeiten zum Schutz von Software

Ähnlich wie im Bereich der Grünen Biotechnologie bieten sich im Bereich von Softwaretechnologien mehrere rechtliche Möglichkeiten zum formalen Schutz von Innovationen. Neben dem Markenschutz sind dies der Urheberrechtsschutz und der Patentschutz. Patente und Urheberrechte unterscheiden sich in ihrer Schutzwirkung und Auswirkung auf den Wettbewerb.

Innovationen im Bereich Software sind prinzipiell durch das Urheberrecht geschützt. Computerprogramme sind urheberrechtlich geschützt, wenn die Ausdrucksform Originalität besitzt, d. h., wenn sie das Ergebnis einer individuellen geistigen Werkschöpfung ihres Urhebers ist. Dabei greift der Schutz automatisch nach der Fertigstellung der Software. In der Praxis sind damit alle Formen des Quell- und Objektcodes einer Software geschützt. Die Schutzwirkung ist allerdings begrenzt. Das Urheberrecht schützt nicht die der Software zugrunde liegenden Ideen und Grundsätze. Das Urheberrecht schützt den Programmcode in seiner linguistischen Form als Sprachwerk, d. h. die konkrete Programmversion in der Form, wie sie auf einem Datenträger gespeichert oder auf Papier ausgedruckt ist. Der abstrakte Algorithmus eines Programms, also die Programmidee, lässt sich durch das Urheberrecht nicht schützen.² Das Urheberrecht ist damit nur ein Schutz gegen unrechtmäßiges Kopieren. In der Praxis kann jeder Algorithmus von

² Vgl. Burr/Stephan et al. (2007), S. 268.

Dritten verwendet werden, sofern diese sich die Mühe machen, ihn in eine andere Programmiersprache zu übersetzen.

Eine stärkere Form des Schutzes von Softwareinnovationen bieten Patente. Die Möglichkeiten und Voraussetzungen zur Patentierung von Software sind international unterschiedlich. Während in den USA breite Möglichkeiten zum Patentschutz von Softwareinnovationen bestehen, sind die Möglichkeiten in der EU begrenzt. Nachfolgend wird – exemplarisch für die unklare Schutzrechtssituation bei Softwareinnovationen – die derzeitige Rechtslage in Europa portraitiert.

Artikel 52 (2) EPÜ hält Software grundsätzlich für nicht patentierbar, da Computerprogramme „als solche“ keine Erfindungen sind. Jedoch können hiervon Ausnahmen gemacht werden, sofern bestimmte Kriterien erfüllt sind. Ganz grundsätzlich müssen Softwareinnovationen, wie alle patentierbaren Erfindungen, zunächst einmal einen technischen Charakter – „Technizität“ – aufweisen. Wichtig ist, dass die Erfindung einen technischen Beitrag, d. h. Effekt leistet. Strittig ist insbesondere, welchen Effekt genau die Software bewirken muss: Genügt ein digitaler Effekt oder ist ein physisch-mechanischer Effekt erforderlich? Bislang ist die Patenterteilung nur möglich, wenn die Erfindung nicht ausschließlich aus einem elektronischen Datenverarbeitungsprogramm besteht, sondern auch physisch-technische Merkmale aufweist, d. h. an Hardware gekoppelt ist. So ist die Steuersoftware für ein ABS-Bremssystem in Kombination mit entsprechenden Sensoren und anderen Wirkungskomponenten problemlos patentierbar, da diese einen physisch-mechanischen Effekt auslöst. Immer dann, wenn neben der Wechselwirkung mit dem Computer die Software einen weiteren physischen Effekt hervorruft, ist diese patentierbar. Wie groß dieser physische Effekt sein muss, ist aber unklar. Diese Unklarheit erzeugt Interpretationsspielräume und ist eine zentrale Ursache für die diffuse Rechtslage in Europa.

Die diffuse Rechtslage führt insbesondere bei klein- und mittelständischen Softwareunternehmen zu einer großen Rechtsunsicherheit. Diese Unternehmen besitzen i. d. R. wenig Rechtskenntnis über die Möglichkeiten, ihre Produkte mit Hilfe von Patenten zu schützen und bevorzugen deshalb den Urheberrechtsschutz.

3 Wirkung von Softwarepatenten auf Innovation und Vielfalt

3.1 Positive ökonomische Wirkung von Softwarepatenten

Die Verfechter des uneingeschränkten Patentschutzes für Software argumentieren, dass Patente für Computerprogramme, ähnlich wie in anderen Technologiefeldern, der Innovationstätigkeit von Unternehmen zuträglich sind und den Wettbewerb stimulieren. Aus dieser Perspektive existiert keine Grundlage für eine Sonderbehandlung von Softwareinnovationen als technologische Erfindungen. Da Softwarepatente den jeweiligen Eigentümern einen angemessenen Schutz bieten, entstehen höhere Anreize für Investitionen in die Entwicklung neuer, leistungsfähige-

rer Software. Softwarepatente setzen positive Anreize für Innovationsaktivitäten und stimulieren den (Innovations-)Wettbewerb. Ohne den formalen Patentschutz besteht, in Anbetracht der schmalen Schutzwirkung von Urheberrechten, die Gefahr von Unterinvestitionen in Forschung und Entwicklung.

In diesem Zusammenhang werden die USA gerne als positiver Präzedenzfall angeführt. Das liberale Schutzrechtsregime und die Patentierbarkeit von Softwareerfindungen haben dort scheinbar zum Wachstum der nationalen Softwareindustrie beigetragen und dazu geführt, dass sich kleine und mittelständische Softwareentwickler zu großen, international wettbewerbsfähigen Unternehmen entwickeln konnten. Als wichtiger Grund hierfür wird angeführt, dass Patente als Vermögenswerte die Einwerbung von Eigen- und Fremdkapital erleichtern.³ Patente dienen als wirksame Qualitäts- und Reputationssignale, welche u. a. für kleine Start-up-Unternehmen nicht nur bei der Akquisition von Kunden, sondern auch bei der Suche nach Kapitalgebern von Bedeutung sind. Insbesondere bei der Einwerbung von Innovationskapital (Venture Capital) spielen Patente eine wichtige Rolle.⁴ Ein weiteres Argument pro Softwarepatente ist die Erleichterung der Gewinnerzielung durch alternative Verwertungsmöglichkeiten. Softwarepatente ermöglichen gerade kleinen und mittelständischen Unternehmen, die nicht über die notwendigen Ressourcen zur Eigenverwertung von Patenten verfügen, die externe Verwertung des technologischen Wissens über Lizenzvergaben. Mit Hilfe der Lizenzierung können neu in den Markt eintretende Unternehmen damit schneller Gewinne erwirtschaften als über die klassische Eigenverwertung in Form der Markteinführung neuer Produkte. Softwarepatente wirken sich damit positiv auf die Innovationsaktivitäten aus und stärken den Wettbewerb über die Erleichterung des Markteintritts für Unternehmen durch die Reputations- und Finanzierungsfunktion.⁵

3.2 Negative ökonomische Wirkung von Softwarepatenten

Die kritischen Argumente gegen den uneingeschränkten Patentschutz für Software werden u. a. aus der Open Source Softwarebewegung heraus artikuliert. Interessant erscheint in diesem Zusammenhang, dass auch die Gegner von Softwarepatenten die USA als Präzedenzfall heranziehen, dieses Mal jedoch als Negativbeispiel. Sie weisen darauf hin, dass sich seit den 1990er Jahren eine starke Konzentration im U. S.-Softwaremarkt entwickelt und auch die Zahl der ‚Patent-Dickichte‘ in den 2000er Jahren zugenommen hat. Die Gegner des Patentschutzes für Software begründen ihre ablehnende Haltung gegenüber Patenten mit den besonderen Merkmalen von Software. Mehrere „konstitutive“ Merkmale grenzen Software von klassischen, physischen Produkttechnologien ab und auf diese Merkmale stützen sich die Argumente gegen den uneingeschränkten Patentschutz: In Anbetracht

³ Vgl. Richardson (1997).

⁴ Vgl. Mann/Sager (2005).

⁵ Vgl. dazu Hall/McGarvie (2006).

ihrer Merkmale seien Softwaretechnologien beim Patentschutz nicht gleich zu behandeln wie herkömmliche technische Erfindungen. Als Folge dieser Merkmale würden Patente den fairen Wettbewerb durch eine leichtere Monopolbildung untergraben und Innovationen verhindern. Demnach würden Patente auf Softwaretechnologien einseitig die Position der etablierten Marktteilnehmer stärken. Im folgenden Kapitel werden diese besonderen Merkmale von Softwaretechnologien und ihre Folgewirkungen genauer beleuchtet.

4 Konstitutive Merkmale von Softwareinnovationen und ihre Relevanz für die ökonomische Wirkung von Patenten

4.1 Organisation und Verlauf von Softwareentwicklungsprozessen

Um die besonderen Merkmale von Softwareinnovationen verstehen zu können, ist es wichtig, den Ablauf von Softwareentwicklungsprozessen zu kennen. Typische Softwareentwicklungsprozesse lassen sich in mehrere Stufen zerlegen. Zu Beginn der Softwareentwicklung erfolgt die Spezifikation der Funktionalität, in Analogie zur herkömmlichen Aufnahme der Anforderungen in Produktentwicklungsprozessen in Form klassischer Lasten- und Pflichtenhefte. Im Anschluss an die Spezifikation wird die gesamte Programmieraufgabe in mehrere kleine Pakete (Module) zergliedert, die voneinander unabhängig, aber zueinander kompatibel sind.

Das übergeordnete Problem, d. h. die Gesamtaufgabe wird also in verschiedene Teilpakete zerlegt und in eine Sequenz von Programmierungsvorgaben übersetzt, die isoliert voneinander bearbeitet werden. Aus den Teilpaketen und den darin enthaltenen Vorgaben können einfache oder komplexere Lösungsansätze für die Programmierung resultieren. Sollte sich ein Paket als zu komplex erweisen, so kann dieses weiter in einfachere Teilpakete zerlegt werden. Je einfacher die Teilpakete sind, desto geringer ist der Entwicklungsaufwand.⁶ Moderne Softwareprogramme bestehen aus mehreren hundert oder gar tausend solcher Teilpakete, die jeweils eine abgeschlossene Teilaufgabe übernehmen.

Einzelne Softwareprogrammierer bzw. Gruppen von Programmierern schreiben dann den Programmcode für die einzelnen Software(teil)module, testen diese und beseitigen ggf. Fehler, zunächst noch separat für jedes einzelne Modul. Am Ende des Programmierungsprozesses erfolgen die Integration („Kompilation“) der einzelnen Teile und die Kompilierung, d. h. die Übersetzung des Quelltextes in ein semantisch äquivalentes Programm in maschinenlesbarer Sprache. Das integrierte, kompilierte Softwarepaket wird einem ersten Funktionstest unterzogen. Verläuft dieser erfolgreich, so wird der Entwicklungsprozess mit der Installation bzw. Distribution der ersten Beta-Version an die Nutzer abgeschlossen.

⁶ Pasqual/Fernandéz (2000), S. 5.

4.2 Merkmale von Software und die Gefahr „trivialer“ Patente

Kompilation

Im Softwareentwicklungsprozess wird also ein übergeordnetes Problem in verschiedene Teilpakete zerlegt und in eine Sequenz von Programmierungsvorgaben übersetzt. Die Programmierungsvorhaben sollten möglichst einfach sein und mit Hilfe standardisierter Befehlsketten realisiert werden können. Aus dieser Vorgehensweise der Dekonstruktion der Gesamtaufgabe in verschiedene Teilmodule, welche sich mit möglichst einfachen, standardisierten Lösungsansätzen programmieren lassen, ergibt sich die erste Besonderheit von Softwareinnovationen: Die Entwicklung neuer Software basiert in erheblichem Umfang auf der Zusammenstellung, d. h. Kompilation separater und z. T. bereits existierender Teilpakete. Dies bedeutet, dass die Entwicklung neuer Computerprogramme durch Rückgriff auf bereits existierende Programmcodes aus verschiedenen Quellen erfolgt, welche im neuen Softwarepaket komplementär integriert werden. Die Entwicklung neuer Software ist also in weiten Teilen das Ergebnis der Zusammenstellung komplementärer Inputleistungen aus verschiedenen Quellen. Der Beitrag einzelner Entwickler lässt sich dadurch nicht genau feststellen. Die eindeutige Zuordnung von Patenten an die Erfindungsleistung einzelner Akteure ist daher schwierig.

Sequentielle Entwicklung

Softwareentwicklung verläuft zudem in besonderem Maße sequentiell. Innovationen bei Software stützen sich oft auf vorangegangene Entwicklungen (z. B. Linux auf Unix oder MS-Windows auf DOS). Innovatoren müssen für die Entwicklung neuer Produkte regelmäßig auf vorherige Entwicklungsarbeiten zurückgreifen. Der Rückgriff kann sich dabei auf komplette Programmpakete oder auf einzelne Module im Zuge der Kompilierung erstrecken. In jedem Fall können technologische Weiterentwicklungen substantiell behindert werden, wenn diese auf patentgeschützten Programmcodes aufbauen. Patente behindern neue Innovatoren beim notwendigen Rückgriff auf bestehende Ideen und stärken zugleich die Position der alten Patentrechteinhaber. Der Patentrechtsinhaber erhält in sequentiell geprägten Innovationsregimen nicht nur die exklusiven Rechte an seiner eigenen Idee, sondern auch an den Derivaten seiner Idee.⁷ Die Kosten für Folgeinnovationen durch Dritte steigen, zum einen weil diese ggf. Lizenzen für die Nutzung der patentgeschützten Technologie erwerben müssen und zum anderen weil diese bei jedem Programmierschritt eine Recherche zum Stand der Technik durchführen müssten, was mit hohen Kosten verbunden ist.

⁷ Vgl. Bessen/Maskin (2000); Smets-Solanes (2000).

Simultanität

Infolge der verbreiteten Kompilierungspraxis, d. h. des Rückgriffs auf bereits existierende Programmcodes und der sequentiellen Weiterentwicklung ist es häufig schwierig, den Beitrag einzelner Entwickler festzustellen. Da Softwareentwicklung nicht nur komplementär, sondern auch oft in parallelen Schritten verläuft, wird dieses Problem verschärft. Jeder Programmierer wählt einen etwas anderen Ansatz, was die Gesamtwahrscheinlichkeit erhöht, ein bestimmtes Ziel zu erreichen. Die Wahrscheinlichkeit, dass sehr ähnliche Entwicklungen und Innovationen simultan an verschiedenen Orten durch verschiedene Akteure entstehen, ist hoch. Es ist in solchen Fällen nicht ersichtlich, wann bzw. wie ‚State-of-the-Art‘-Software durch wen entwickelt wurde. Dies erschwert die eindeutige und richtige Zuordnung von Patenten an einzelne Akteure. Darüber hinaus entsteht für Softwareentwickler ein schwer kalkulierbares Risiko, Patentklagen von unerwarteter Dritter Seite ausgesetzt zu sein.⁸

Inkrementelle Innovationen

Beispiele für radikale Softwareinnovationen, welche von einem Akteur aus einer Hand im Zuge eines Entwicklungsprojektes geschaffen wurden, sind selten. Diese Dominanz von inkrementellen Innovationen ist u. a. auf die sequentielle Entwicklung von Softwaretechnologien zurückzuführen. Innovationen bei Computerprogrammen, die sich auf vorangegangene Entwicklungen stützen, sind im Kern Weiterentwicklungen bestehender Technologien und überwiegend inkrementeller Natur. Der inkrementelle Charakter von Softwareinnovationen wird auch durch die Vorgehensweise der Kompilation gefördert. Die Entwicklung neuer Software basiert in erheblichem Umfang auf der Zusammenstellung separater und bereits existierender Module. Je stärker bei der Entwicklung neuer Softwarelösungen auf existierende Programmcodes zurückgegriffen wird, desto stärker der inkrementelle Charakter der daraus resultierenden Innovation.

Hoher Abstraktionsgrad

Der hohe Abstraktionsgrad bei der Definition von Schutzansprüchen im Zuge der Patentierung kann Probleme verursachen. Obwohl nicht alle Softwarepatente abstrakte Ansprüche beinhalten, so begünstigen Softwaretechnologien doch die abstrakte Formulierung von Ansprüchen.⁹ Aus dem hohen Abstraktionsgrad des Patentanspruches ergeben sich zwei miteinander verbundene Probleme: Zum einen erschwert ein hoher Abstraktionsgrad die genaue Begrenzung des Patentanspruches. Abstrakt formulierte Software-Claims, die nicht an konkrete mechanische Bauteile, Gerätschaften oder Prozesse gebunden sind, bieten keine physischen

⁸ Vgl. Kash/Kingston (2001).

⁹ Vgl. Bessen/Meurer (2009), S. 187 ff..

Orientierungspunkte und erschweren die exakte Begrenzung des Patentanspruches. Zum anderen bewirkt ein abstrakt und demzufolge allgemein formulierter Patentanspruch, dass der Patentanmelder für Erfindungen „belohnt“ wird, die er überhaupt nicht erfunden hat.¹⁰

Fazit

Bei komplementär, sequentiell und simultan verlaufenden Softwareentwicklungsprozessen ist es nicht immer klar ersichtlich, wann bzw. durch wen Softwareinnovationen entwickelt wurden. Dies erschwert die eindeutige und richtige Zuordnung von Patenten an einzelne Akteure. Im ungünstigsten Fall werden die falschen Akteure mit einem Patent belohnt. Im Fall von inkrementellen Softwareinnovationen besteht ferner die Gefahr, dass infolge eines hohen Abstraktionsgrades bei der Formulierung der Claims der Schutzanspruch des erteilten Patents zu breit ausgelegt wird. Eine zu breite Auslegung der Patentansprüche kann zur Folge haben, dass die gesellschaftlichen Kosten die Vorteile des Patentschutzes überwiegen. In der Praxis hat sich für Patente auf inkrementelle Innovationen, die auf komplementären bzw. sequentiellen Erfindungsschritten basieren und bei denen die gesellschaftlichen Kosten den ökonomischen Nutzen überwiegen, der Begriff „Trivialpatent“ etabliert. Beispiele sind das Amazon 1-Klick-Shopping-Patent, das Patent für den Fortschrittsbalken als optische Anzeige für die Lade- bzw. Installationsdauer bei Computerprogrammen oder das Doppelklick-Patent von Microsoft.

4.3 Merkmale von Software und die Gefahr von Patentnetzwerken

Kurze Produkt- bzw. Technologielebenszyklen

Ein prägendes Merkmal von Softwareinnovationen ist die Kürze der Produktlebenszyklen.¹¹ Im Gegensatz zu anderen Technologiefeldern sind Softwaretechnologien durch hohe Innovationsgeschwindigkeiten und kurze Lebenszyklen geprägt. Softwaretechnologien werden oft nach wenigen Jahren oder gar Monaten durch Folgeinnovationen abgelöst. Die Dauer für die Erteilung eines Patentschutzes, kann demgegenüber eine deutlich längere Frist in Anspruch nehmen. Bevor es am Patentamt zur erfolgreichen Bewilligung eines Patents kommt, können zwischen der Anmeldung und der Erteilung bis zu drei Jahre (teilweise auch länger) vergehen. Aufgrund dieser zeitlichen Disparität zwischen Patenterteilungs- und Innovationszyklen verzichten viele Softwareentwickler auf Patente. Entscheiden sich Unternehmen dennoch für die Anmeldung von Patenten, dann besteht in Anbetracht der Entkopplung der Technologielebenszyklen (Dauer z. T. weniger als ein Jahr) und der Patentlebenszyklen (maximal 20 Jahre) die Gefahr, dass durch die Paten-

¹⁰ Vgl. Bessen/Meurer (2009), S. 197.

¹¹ Vgl. Jaffe (1999); Nalley (2000).

terteilung in einem dynamischen Softwaretechnologiefeld die Innovationstätigkeit anderer Unternehmen über Gebühr lange behindert wird. Dies kann die Innovationsfähigkeit für die Dauer des Patentschutzes nicht nur blockieren, sondern dem Patentinhaber auch eine zeitlich überlange Monopolstellung verleihen, welche dieser dazu nutzen kann, eine marktbeherrschende Stellung aufzubauen.

Netzeffekte bei Softwaretechnologien

Netzeffekte beschreiben positive externe Effekte, die im Zuge der zunehmenden Verbreitung einer Technologie im Markt entstehen. Der Nutzen von Produkten mit Netzeffekten steigt für alle Nutzer, wenn weitere Nutzer das gleiche Produkt erwerben und ebenfalls nutzen. Mit zunehmender Anzahl der Nutzer im Netzwerk steigen die Attraktivität und damit die Nachfrage nach diesem Gut. Der direkte Zusammenhang zwischen der Nutzerzahl, d. h. der Zahl der Netzwerkteilnehmer und dem Produktnutzen wird als Netzeffekt beschrieben. Ein Produkt oder eine Technologie wird sich dann am Markt etablieren, wenn die Mehrzahl der Marktteilnehmer davon ausgeht, dass dieses Gut sich auch tatsächlich am Markt durchsetzen wird. Softwareprodukte bzw. -technologien weisen typischerweise Netzeffekte auf.¹² Z. B. weisen PC-Betriebssysteme für den Nutzer insbesondere dann einen hohen Gebrauchsnutzen auf, wenn, neben der Leistungsfähigkeit der Software selbst, auch viele andere Anwender dasselbe Betriebssystem nutzen und somit das Netzwerk kompatibler Produkte möglichst groß ist. Bei Softwareprodukten mit Netzeffekten besteht nun die Gefahr, dass aus dem Patentschutz eine übergroße Marktmacht resultiert. Bei starken Netzeffekten kann der Patentschutz dem Innovator einen entscheidenden zeitlichen Vorsprung gegenüber Konkurrenten und potentiellen Imitatoren verleihen, den der Pionier dazu nutzen kann, die eigene Technologie als dominierenden Standard im Markt zu etablieren. Der Markt „kippt“ im „Windschatten“ des Patents zugunsten der Technologie des Pioniers. Dem Pionierinnovator fällt mit dem formalen Patentschutz infolge der Existenz von Netzeffekten nicht nur eine zeitlich begrenzte Monopolstellung auf die Verwertung der Softwaretechnologie zu, sondern er kann ein dauerhaftes Monopol etablieren.¹³

Einbettung von Softwaretechnologien in Hardware

Der größte Anteil der Softwarepatente entfällt nicht auf die Softwareindustrie, sondern wird von Unternehmen aus Branchen angemeldet, in denen Software als ergänzende bzw. unterstützende technologische Komponente zu Sachgütern und physischen Produkttechnologien Verwendung findet. Durch die Einbettung von Software in Hardwarelösungen können Softwarepatente eine zusätzliche Schutz-

¹² Vgl. Shapiro/Varian (1999).

¹³ Vgl. Stolpe (2000).

wirkung entfalten. Durch die Einbettung in die Hardware kann sich der Schutz des Computerprogramms de facto nämlich auch auf das Produkt selbst ausdehnen, ohne dass dieses expliziter Bestandteil des Schutzanspruches ist.¹⁴ Man spricht in diesem Fall von der Ausdehnung der Schutzwirkung auf Sekundärmärkte (z. B. Märkte für komplementäre Verbrauchsprodukte wie Tonerpatronen oder Videokassetten und Gebrauchsgüter wie periphere Geräte). Es besteht die Gefahr der Ausdehnung der marktbeherrschenden Stellung auf benachbarte Märkte.¹⁵

Fazit

Es wird deutlich, dass sich im Fall der Erteilung von Softwarepatenten, unabhängig davon, ob die zugrunde liegende Erfindung trivialer Natur ist oder nicht, eine innovations- und wettbewerbsblockierende Wirkung entfalten kann. In Anbetracht der Entkopplung der Technologielebenszyklen und der Patentlebenszyklen besteht die Gefahr, dass durch Softwarepatente in einem dynamischen Technologiefeld die Innovationstätigkeit anderer Unternehmen unangemessen lange behindert wird und der Patentinhaber diese zeitliche Monopolstellung dazu nutzen kann, eine marktbeherrschende Stellung aufzubauen. Liegen darüber hinaus bei der betreffenden Software Netzeffekte vor, kann die zeitlich begrenzte Monopolstellung in ein langfristiges Monopol und eine dauerhafte marktbeherrschende Stellung überführt werden. Die meisten Softwarepatente schützen zudem keine reinen Softwareprodukte, sondern Softwareanwendungen in Konsum- oder Investitionsgütern. Schätzungen gehen davon aus, dass mehr als 90 Prozent der patentgeschützten Software in Hardware eingebettet ist. Infolge der Einbettung kann die Wirkung von Patenten und die beschriebene marktbeherrschende Stellung durch Netzeffekte auch auf Hardwarekomponenten der Produkte ausgedehnt werden.

5 Lehren und Erkenntnisse für die Grüne Biotechnologie

5.1 Parallelen zwischen Software und Biotechnologie

Welche Lehren lassen sich aus der vorangegangenen Diskussion über die positiven und negativen Wirkungen von Softwarepatenten für die Grüne Biotechnologie ziehen? Ganz allgemein betrachtet geht es bei der Frage des Schutzes von Geistigem Eigentum in der Grünen Biotechnologie um sehr ähnliche Problemstellungen wie bei der Diskussion um Softwarepatentierung. Auch in der Biotechnologie gilt es – aus ökonomischer Perspektive – die positiven Effekte von Patenten den negativen Effekten gegenüberzustellen. Wie bei Patenten auf Software stehen zwei positive ökonomische Effekte im Mittelpunkt der Betrachtung. Die Patentie-

¹⁴ Vgl. Jaffe (2000); Nalley (2000).

¹⁵ Vgl. auch Oly (2007), S. 61.

rungsmöglichkeit biotechnologischer Erfindungen schafft Anreize für die Innovationstätigkeit und bewirkt die Offenlegung und die Diffusion des zugrunde liegenden Wissens.¹⁶ Diese Funktionen haben insofern an Bedeutung gewonnen, als dass Unternehmen in der Biotechnologie immer größere Summen in Forschungs- und Entwicklungsaktivitäten investieren, um Innovationen zu generieren.

Auf der anderen Seite birgt die Patentierung von biotechnologischen Erfindungen die Gefahr negativer Effekte, die *Curci* (2010) in zwei Problemstellungen umreißt: (1) Der erste Problemkomplex betrifft die gesellschaftlichen Kosten, die durch Patente entstehen. Diese Kosten entstehen, ganz analog zur Diskussion der negativen Effekte von Softwarepatenten, infolge der Beschneidung der allokativen und dynamischen Effizienz. (2) Der zweite Problemkomplex betrifft den Einbezug von sogenannten traditionellen Wissensbestandteilen bei der Formulierung von Patentansprüchen. In den beiden folgenden Abschnitten werden diese Problemstellungen differenziert diskutiert. Es zeigt sich, dass beide eng zusammenhängen.

5.2 Gesellschaftliche Kosten durch Software- und Biopatente

Die Kritik an der grundsätzlichen Patentierbarkeit von Pflanzenbauinnovationen im ersten Problemkomplex adressiert die gesellschaftlichen Kosten. Hohe gesellschaftliche Kosten entstehen, wie bei Softwareerfindungen, infolge der besonderen Merkmale von biotechnologischen Innovationen durch die Beschneidung der allokativen und dynamischen Effizienz.

Ähnlich wie Softwareentwicklungen verlaufen viele biotechnologischen Entwicklungsprozesse komplementär und sequentiell.¹⁷ Es ist nicht immer ersichtlich, wann bzw. durch wen biotechnologische Innovationen entwickelt wurden. Dies erschwert die eindeutige und richtige Zuordnung von Patenten an einzelne Akteure. Im ungünstigsten Fall werden die falschen Akteure mit einem Biopatent belohnt. Ferner entsteht dadurch für alle Akteure im Bereich Pflanzenbau ein schwer kalkulierbares Risiko, Schutzrechtsklagen von dritter Seite ausgesetzt zu sein.

Im Fall von inkrementellen Innovationen ergibt sich die Gefahr, dass infolge eines hohen Abstraktionsgrades bei der Formulierung der Claims – wie dies im Bereich der Grünen Biotechnologie ebenfalls typisch ist – der Schutzanspruch des erteilten Biopatents zu breit ausgelegt wird. Infolge einer überbreiten Auslegung des Patentanspruchs können die gesellschaftlichen Kosten, insbesondere die Transaktionskosten, die Vorteile des Patentschutzes überwiegen. Transaktionskosten entstehen den Akteuren durch die Suchaufwendungen nach bestehenden Schutzrechten und Biopatenten. Hinzu kommen im Fall eines existierenden Rechtsschutzes die Verhandlungs- und Lizenzierungskosten.

Ferner besteht auch bei patentgeschützten Erfindungen in der Grünen Biotechnologie die Gefahr, dass die Patente innovations- und wettbewerbsblockieren-

¹⁶ Vgl. *Curci* (2010), S. 42 f.

¹⁷ Vgl. *Chan* (2008).

de Wirkungen entfalten, wenn sich die de facto Schutzwirkung über das intendierte Maß hinaus ausdehnen lässt. Bspw. besteht die Gefahr, dass Unternehmen den Patentschutz auf Sekundärmärkte ausdehnen und so über die Kontrolle benachbarter Märkte eine beherrschende Stellung erlangen. *Bechthold* (2007, S. 89) weist explizit darauf hin, „dass die Kontrolle von Sekundärmärkten durch biotechnologische Schutzsysteme in Zukunft zum Rechtsproblem werden könnte.“ Als Beispiel führt er das ‚Round-up‘-Patent von Monsanto auf ein Totalherbizid an. Das Unkrautbekämpfungsmittel tötet nicht nur Unkraut, sondern auch Nutzpflanzen. In Ergänzung zu dem Totalherbizid bietet Monsanto genetisch modifizierte Sojabohnen, Raps, Baumwolle, Zuckerrüben und andere Samensorten an, die gegen das Totalherbizid resistent sind.¹⁸ Monsanto hält seit den 1990er Jahren auf beide Biotechnologien Patente: „Zwar verpflichtet Monsanto schon heute die Erwerber von ‚Round-up Ready‘-Samen in einem Patentlizenzvertrag, auf die Samen nur Totalherbizide von Monsanto anzuwenden. Mit Hilfe biotechnologisch erzwungenen Inkompatibilitäten mit den Herbiziden konkurrierender Unternehmen kann ein Hersteller aber auch technisch sicherstellen, dass seine Pflanzensamen nur mit dem hauseigenen Herbizid behandelt werden.“¹⁹ Der Patentschutz im Herbizidmarkt wird dadurch auf den angrenzenden Markt für Pflanzensamen ausgedehnt.

In eine ähnliche Problemkategorie fällt auch die Diskussion um die Patentierung des Gebrauchs von sogenannten Marker-Genen bei der konventionellen Züchtung von Pflanzen im Fall des ‚Brokkoli-Patents‘. Gegner der Patentierbarkeit argumentieren, dass sich die Ansprüche auf im Wesentlichen biologische Verfahren beziehen, mit anderen Worten auf konventionelle Züchtungsmethoden und nicht auf eine technische Erfindung. In dem konkreten Fall des Brokkoli-Patentes bestünde die Gefahr, dass durch den Einsatz einfacher technischer Elemente (Einsatz von Marker-Genen als Gen-Diagnoseverfahren) ganz normale züchterische Verfahren Gegenstand von Patenten werden. Infolge der Patentierung von inkrementellen (technischen) Innovationen bei Züchtungsmethoden ließe sich der Schutzanspruch de facto auf die ganze Pflanze ausdehnen. Dieser Argumentation ist die Große Beschwerdekammer des Europäischen Patentamtes im Dezember 2010 gefolgt und hat die Patentierbarkeit derartiger Verfahren zur Züchtung von Pflanzen (und Tieren) von der Patentierbarkeit ausgeschlossen. Technische Hilfsmittel wie genetische Marker können zwar an sich nach dem EPÜ patentfähige Erfindungen darstellen, ihre Verwendung in einem wesentlichen biologischen Züchtungsverfahren macht dieses aber nicht patentierbar.²⁰

5.3 Einbezug traditioneller Wissensbestände in Software- und Biopatente

Der zweite Problemkomplex bei der Patentierung von biotechnologischen Erfindungen entsteht durch den Einbezug von sogenannten „traditionellen Wissensbe-

¹⁸ *Bechthold* (2007), S. 89.

¹⁹ *Bechthold* (2007), S. 89 f.

²⁰ Pressemitteilung des EPA vom 9.12.2010.

standteilen“. Das Konzept des „traditionellen Wissens“ bezieht sich auf althergebrachte, tradierte Wissensbestände, d. h. Kenntnisse und Erfahrungen, die von Generation zu Generation bewahrt und weitergegeben werden. Solche traditionellen Wissensbestandteile sind in Gesellschaften, d. h. in sozialen Gruppen verwurzelt und in die lokale kulturelle Umgebung eingebettet. Traditionelles Wissen ist in allen gesellschaftlichen Lebensbereichen präsent und umfasst neben kulturellem Wissen auch praktisch relevantes Wissen, z. B. in der Landwirtschaft, Fischerei, Medizin oder Pflanzenzucht. In der Grünen Biotechnologie versuchen Unternehmen traditionelle Wissensbestandteile für biotechnologische Innovationen im Bereich Pflanzenbau und -zucht nutzbar zu machen. Diese Überführung von Kollektivwissen in proprietäre Erfindungen, für die Unternehmen Patente geltend machen, impliziert zwei Teilprobleme. Das erste Teilproblem wird unter dem Schlagwort „Biopiraterie“ diskutiert und bezeichnet die einseitige und nicht kompensierte Ausbeutung genetischer Ressourcen und des damit verbundenen traditionellen Wissens indigener Gemeinschaften in Entwicklungsländern durch Unternehmen aus Industrieländern mit Hilfe von Patenten.²¹ Dieses Teilproblem birgt neben ökonomischen vor allem entwicklungspolitisch brisante Komponenten.

Das zweite Teilproblem adressiert Fragen der grundsätzlichen Patentierbarkeit von Innovationen, die auf traditionelles Wissen, unabhängig vom Ort der lokalen Einbettung, zurückgreifen. Traditionelles Wissen im Pflanzenbau ist als Gemeingut jedermann frei zugänglich („Public Domain“) und deshalb dem Stand der Technik zuzuordnen. Hieraus ergibt sich ein offener Konflikt mit den Kriterien für die Erteilung von Patenten für Innovationen. Ein Patent wird nämlich nur dann erteilt, wenn die zu schützende Innovation einen signifikanten Grad an Neuheit aufweist und auf einem erfinderischen Schritt beruht. „Neu“ bedeutet in diesem Zusammenhang, dass die Erfindung nicht zum so genannten Stand der Technik gehören darf. Der Stand der Technik umfasst alle Kenntnisse, die vor der Patentanmeldung durch schriftliche oder mündliche Beschreibung, durch Benutzung oder in sonstiger Weise der Öffentlichkeit zugänglich gemacht worden sind. Und hierzu zählt eben auch das traditionelle Wissen. Ähnlich verhält es sich mit dem Kriterium des „erfinderischen Schritts“, mit dem sich die Innovation deutlich vom Stand der Technik abheben muss. Da biotechnologische Entwicklungen im Pflanzenbau, analog zu Softwareentwicklungen, häufig sequentieller Natur sind, simultan entstehen und Innovationen in weiten Teilen das Ergebnis der Zusammenstellung verschiedener komplementärer Inputleistungen aus verschiedenen Quellen sind, sind die Kriterien der Patentierbarkeit aber schwer zu überprüfen. Das Problem der mangelnden Überprüfbarkeit dieser Kriterien wird verschärft, wenn maßgebliche Teile des Stands der Technik in traditionelles Wissen eingebettet sind. Traditionel-

²¹ Vgl. Bette (2011), S. 94. Die Diskussion zu „Biopiraterie“ beschränkt sich nicht auf die Aneignung pflanzengenetischer Ressourcen durch Patentierung, sondern schließt auch die Ausbeutung von Ressourcen ohne Schutzrechtsgrundlage ein. Durch die Anmeldung von Schutzrechten wird das Problem der Ausbeutung jedoch verschärft.

les Wissen liegt oft in nicht kodifizierter Form vor und bleibt entweder verborgen oder die ursprüngliche Quelle ist nicht eindeutig identifizierbar.

Das Konzept des „traditionellen Wissens“ lässt sich auf die Softwareentwicklung übertragen. Ähnlich wie im Pflanzenbau greifen nämlich auch Softwareentwickler auf frei verfügbares Wissen in der Programmierung, d. h. auf existierende Programmcodes aus verschiedenen Quellen zurück. Analog zum Konzept des traditionellen Wissens, das in indigenen Gesellschaften territorial verwurzelt ist, kann man im Bereich der Softwareentwicklung von frei verfügbarem Wissen sprechen, welches allgemein bekannt und in der virtuellen Gemeinschaft der IT- und Softwareentwickler verwurzelt ist. In der Softwareentwicklung ist ein Großteil der Open-Source-Software zu diesem frei verfügbaren Wissensstand zu zählen.

Sowohl im Pflanzenbau als auch in der Softwareentwicklung erschweren diese traditionellen bzw. frei verfügbaren Wissensbestandteile die eindeutige und richtige Zuordnung formaler Schutzrechte an einzelne Akteure. Die Diskussion hat deutlich gemacht, dass die Nutzung von traditionellen Wissensbeständen sowohl in der Grünen Biotechnologie als auch in der Softwareentwicklung das im vorangegangenen Abschnitt diskutierte Problem der Patentierung bei sequentiell, komplementär und simultan verlaufenden Innovationsprozessen verschärft. Die grundsätzliche Patentierbarkeit solcher Innovationen erscheint deshalb äußerst fraglich.

Literatur

- Bechthold, S.: Immaterialgüterrechte und die technische Kontrolle von Sekundärgütermärkten. In: Oberender, P. (Hrsg.): Wettbewerb und Geistiges Eigentum. 2007, Berlin, S. 77-92.
- Bessen, J. und Maskin, E.: Sequential Innovation, Patents, and Imitation, 2000, Working Paper 00-01, Massachusetts Institute of Technology.
- Bessen, J. und Meurer, M. J.: Patent Failure: How Judges, Bureaucrats, and Lawyers Put Innovators at Risk. 2009, Princeton.
- Bette, K.: Exkurs: Biopiraterie. In: Stephan, M. und Schneider, M. J. (Hrsg.): Marken- und Produktpiraterie. 2011, Düsseldorf, S. 94-95.
- Burr, W.; Stephan, M.; Soppe, B. und Weisheit, S.: Patentmanagement. 2007, Stuttgart.
- Chan, H. P.: Does Sequential Innovation Decline in the Presence of Large Patent Portfolios? Examining Future Variety Creation in the U.S. Agricultural Biotechnology Industry. 2008, Working Paper, Wheaton College.
- Curci, J.: The Protection of Biodiversity and Traditional Knowledge in International Law of Intellectual Property. 2010, Cambridge.

- Hall, B. und MacGarvie, M.: The Private Value of Software Patents. 2006, Working Paper Nr. 12195, National Bureau of Economic Research.
- Jaffe, A. B.: The U.S. Patent System in Transition: Policy Innovation and the Innovation Process. 2000, *Research Policy* 29 (2000), S. 531-557.
- Kash, D. E. und Kingston, W.: Patents in a world of complex technologies. 2001, *Science and Public Policy* 28 (1), S. 11-22.
- Mann, R. J. und Sager, T.: Patents, Venture Capital, and Software Start-Ups. 2005, Research Paper Nr. 57, University of Texas Law School.
- May, C.: A global political economy of IPR. 2000, London.
- Nalley, E. T.: Intellectual Property in the Computer Programs. 2000, *Business Horizons* 43(4), S. 43-51.
- Oly, A.: Geistige Eigentum und Wettbewerbsrecht. In: Oberender, P. (Hrsg.): Wettbewerb und Geistiges Eigentum. 2007, Berlin, S. 47-92.
- Pasqual, J. S. und Fernández, R. G.: Software patents and their impact in Europe, Report for the European Commission. 2000, Madrid.
- Richardson, G. B.: Economic Analysis, Public Policy and the Software Industry. 1997, DRUID Working Paper Nr. 97/4, Denmark.
- Shapiro, C. und Varian, H. R.: Information rules. A strategic guide to the network economy. 1999, Boston.
- Smets-Solanes, J. P.: Software useright: solving inconsistencies of software patents. 2000, 2nd Nordic European/USENIX Conference, Malmö.
- Stolpe, M.: Protection Against Software Piracy: A Study of Technology Adoption for the Enforcement of Intellectual Property Rights. 2000, *Economics of Innovation and New Technology* 9, S. 25-52.

Alternativen zu geistigen Eigentumsrechten an genetischen Ressourcen¹

Gregor Kaiser

1 Einleitung

“We fucked up the west a few times, and now we are coming to Romania, and we will fuck all the agriculture here“. Mit diesen drastischen Worten wird der damalige Produktionsleiter von Pioneer Rumänien, Karl Otrók, in dem Buch *We feed the World* zitiert.² Otrók schildert sowohl dort als auch im gleichnamigen Film die Strategie Pioneers, einem der größten Saatgut- und Agrarkonzerne der Welt, in Rumänien Fuß zu fassen und dort neue Pflanzensorten auf den Markt zu bringen. Die rumänischen Bauern und Bäuerinnen haben in der Vergangenheit eine große Vielfalt an Auberginensorten angebaut; Otrók erklärt, wie Pioneer eine neue Sorte in den Markt bringt, die höhere Erträge liefert, ein einheitliches Aussehen gewährleistet, aber nicht nachbaufähig ist, einen erhöhten Input an Düngemitteln voraussetzt und zudem „geschmacklos“ sei. Dies ist eine Strategie der Saatgutkonzerne überall auf der Welt neue Märkte zu gewinnen und den Absatz kommerziellen Saatguts zu steigern. Mit der Industrialisierung der Landwirtschaft erleb(t)en wir in den vergangenen Jahrzehnten einen bedeutenden Rückgang der landwirtschaftlichen Sortenvielfalt; heute dominieren 20 Nahrungspflanzen rund 90% der globalen

¹ Dieser Text basiert in Teilen auf den Arbeiten von Kaiser 2012 und Kotschi/Kaiser 2012. Ich danke Christof Potthof und Michael Stephan für ihre Anmerkungen.

² Wagenhofer/Annas 2006: 97.

pflanzlichen Ernährung.³ Auch die Pflanzenzüchtung wird von immer weniger Konzernen dominiert – drei Unternehmen haben einen Anteil von ca. 53% des globalen kommerziellen Saatgutmarktes; Monsanto alleine von über 25%.⁴ Pflanzensorten werden patentiert und privatisiert oder es werden neue Zuchttechniken entwickelt, die den früher üblichen Nachbau, die Wiederaussaat aus der eigenen Ernte, unmöglich machen. Seit rund drei Jahrzehnten sind die genetischen Ressourcen umkämpfter Bestandteil der globalen Industrie geworden – nicht nur für die Agrarindustrie, sondern auch für Pharmazeutika und Kosmetika.⁵ Patente und andere geistige Eigentumsrechte werden genutzt, um die genetischen Ressourcen zu privatisieren und inwertzusetzen. Bauern und Bäuerinnen werden in Rechtsstreite mit Konzernen verwickelt, Nachbaugebühren oder die Missachtung von Patentrechten eingeklagt und somit den BäuerInnen neue Kosten aufgebürdet.⁶ Die Folgen sind immens, und weltweit regen sich Proteste gegen diese Kommerzialisierung und Privatisierung der genetischen Ressourcen. Für die Landwirtschaft und die Sortenzüchtung werden Alternativen ohne geistige Eigentumsrechte eingefordert – neben den angedeuteten ökonomischen Konsequenzen werden ethische Fragen aufgeworfen (Darf Leben patentiert werden?) und ökologische Folgen dargestellt.

Im Folgenden soll zunächst aufgezeigt werden, was Gemeingüter/Commons sind, warum Saatgut dazu zu rechnen ist und welche Folgen eine solche Sichtweise hat. In einem weiteren Schritt werden alternative Konzepte der Pflanzenzüchtung und Honorierung der züchterischen Leistung dargestellt und neue Institutionen vorgeschlagen. Den Abschluss dieses kurzen Artikels bildet ein Fazit.

2 Saatgut als Gemeingut

Seit Beginn der Landwirtschaft vor rund 10.000 Jahren sind genetische Ressourcen, ist Saatgut getauscht und über die Jahrhunderte weltweit verteilt worden. Kein Land kann heute allein auf der Basis der eigenen genetischen Ressourcen Landwirtschaft betreiben. Sowohl die Pflanzenzüchtung der internationalen Unternehmen als auch die der internationalen Agrarforschungszentren ist auf das Material der anderen Züchter und der Bäuerinnen und Bauern weltweit angewiesen. Kontinuierlich werden neue Hohertragssorten aber auch neue Landsorten⁷ geschaffen,

³ FAO 2009.

⁴ ETC-Group 2011.

⁵ Vgl. z.B.: Kloppenburg 1988/2004; Mgbeoji 2006; Tansey/Rajotte (Hg.) 2008; Frein/Meyer 2008.

⁶ Vgl. den Fall Percy Schmeiser für Kanada (www.percyschmeiser.com), die Aktivitäten der Interessengemeinschaft gegen die Nachbaugesetze (www.ig-nachbau.de) oder auch ein Interview in der Bauernstimme 1/2011 (<http://www.bauernstimme.de>, 11.03.2013).

⁷ Der Begriff der Landsorte wird hier aus der Literatur übernommen, auch wenn ich mir bewusst bin, dass über Begriffsbildung auch Abwertungs- oder Aufwertungsassoziationen gebildet werden. Es klingt abwertend, wenn BäuerInnen auf ihren Feldern „Landsorten“ auslesen, während Pflanzenzüchter „Hohertragssorten“ züchten. Vgl. dazu Mooney 1991:12ff.

die besonders gut an lokale Gegebenheiten (Böden, Klima, etc.) angepasst sind. Bauern und Bäuerinnen tauschen untereinander gutes Saatgut aus, in der Hoffnung die eigenen Erträge zu steigern und das Überleben in der Subsistenz zu erleichtern. Weltweit betrachtet sind es bis heute vor allem Bäuerinnen und Bauern, die durch informelle Saatgutmärkte und auf ihren Feldern neue Sorten entwickeln und weitergeben und so die Basis der Welternährung bereit stellen.⁸ Nur in Europa und den Amerikas haben kommerzielle Saatgutunternehmen die Saatgutzüchtung übernommen und kontrollieren diese fast vollständig. Die Konzentration der Züchtungsarbeit auf Hochleistungspflanzen erscheint auf den ersten Blick ökonomisch erfolgversprechender als die diversifizierte Züchtungs-, Erhaltungs- und Produktionsarbeit durch die Landwirte und Bäuerinnen selbst. Doch entstehen dabei hohe gesellschaftliche Kosten durch Externalisierungseffekte (hoher Pestizid- und Düngemiteleinsatz, Verkleinerung des Genpools, Aussterben von Rassen, Sorten und Arten, Erosion, etc.), die häufig erst nach Jahren zur Geltung kommen, etwa in Form von Grundwasserbelastungen. Saatgut ist Grundlage der Ernährung, deren wichtigstes Produktionsmittel, Ausdruck von weltweiten Verflechtungen und Abhängigkeiten und einer jahrtausendealten Geschichte. Saatgut ist *das* Paradebeispiel für ein globales Gemeingut, für ein *Commons*.

2.1 Gemeingüter – Commons

Geistige Eigentumsrechte an Saatgut, seien es Patente oder der Sortenschutz, aber auch schon die Hybridzüchtung, haben gravierende Folgen für die Landwirtschaft und die Ernährungsgrundlagen der Menschheit – auch und gerade in den sogenannten Entwicklungsländern. Gemeingüter (engl. *Commons*) sind die vielfach zitierte Alternative zu individuellen (geistigen) Eigentumsrechten und eine Alternative zum bestehenden Wirtschaftswachstumsmodell, welches ökologische und soziale Zerstörung mit sich bringt.⁹

Es handelt sich bei den Commons um ein altes Konzept des gemeinschaftlichen Umgangs mit Ressourcen. Die dörfliche Allmende des Mittelalters, auf der das Vieh weidete, steht sinnbildlich dafür. Die Allmende (aus dem mittelhochdeutschen *algemeinde*) ist die Gesamtheit der von einer Gemeinschaft gemeinsam genutzten und gepflegten Ressourcen. Gemeinschaften setzen sich mit den Ressourcen und untereinander in Beziehung und schaffen gemeinsam Regeln des Umgangs und der Nutzung. Bei der Allmende handelt es sich nicht um Güter, die für alle unbegrenzt und ohne Preis zu nutzen sind, sondern eine Allmende umschließt neben der Ressource immer auch konkrete Nutzergruppen und Nutzungsregeln.¹⁰

Ostrom sieht in der institutionellen Vielfalt der Managementansätze den Lösungsweg für die Menschen, die Verschiedenheit der Welt bearbeiten zu können.

⁸ Vgl. z.B. Hoering 2007, vor allem Kapitel 3.

⁹ Vgl. z.B. Helfrich/HBS (Hg.) 2012; Hardt/Negri 2009.

¹⁰ Vgl. Ostrom 1999.

Die Lebensqualität aller Menschen steigt, wenn faire und nachhaltige Nutzungsrechte gemeinsam an den Dingen ausgehandelt werden, die niemandem allein zustehen.¹¹ Das Miteinander-Agieren der Menschen ist zentraler Bestandteil der Commons – denn diese sind „nichts Physisches, sondern ein soziales Ereignis“.¹² Zur Nutzung der Ressourcen müssen die betroffenen Gemeinschaften, Individuen oder auch Staaten gemeinsam Regeln aushandeln, die es allen Interessierten ermöglichen, an der Nutzung teilzunehmen. Das bedeutet nicht, dass allen Zugang zu Ressourcen gewährt wird oder der gewährte Zugang kostenlos sein muss – die festgelegten Regeln können Preise oder auch Ausschlussmechanismen vorsehen. Wichtiges Mittel zum erfolgreichen Commons-Management ist die *Notwendigkeit und Fähigkeit zur Kommunikation* der Teilnehmenden untereinander.¹³

Ostrom hat in ihren Untersuchungen natürliche Ressourcen und deren Nutzergemeinschaften im Blick gehabt, so zum Beispiel die Nutzung von Wäldern, Fischgründen oder Bergweiden – konkrete, lokal gebundene Ressourcen mit einem begrenzten potentiellen Nutzerkreis. Im Hinblick auf Pflanzenzüchtung und Saatgutbereitstellung ist die Ausgangslage etwas komplizierter. Zum einen sind pflanzengenetische Ressourcen, die Grundlagen der Züchtung, in der heutigen Zeit mehr oder weniger globalisiert; es lässt sich nur noch schwer feststellen, woher einzelne Saatguteigenschaften stammen. Zum zweiten ist mit der materiellen Komponente des Saatguts eine immaterielle, das Wissen um das Saatgut, eng verbunden. Ohne das nötige Wissen der Behandlung des Saatguts, des Aufbewahrens, der Aussaat, der nötigen Klima- und Bodeneigenschaften ist das Saatgut mehr oder weniger wertlos. Im Unterschied zu einer reinen Wissens-Ressource, wie z.B. Software-Codes, die zwar auch auf (tote) *Hardware* (Computer) angewiesen ist, sind genetische Ressourcen nicht nur auf den (lebenden) Boden und die (lebende) Umwelt angewiesen, sondern sie unterliegen gemeinsamen Veränderungen, Entwicklungen, das heißt der gemeinsamen Evolution.

2.2 Besonderheiten des Saatguts

Saatgut ist etwas Lebendiges, etwas, das sich selbst reproduzieren kann. Es ist geprägt von seiner Umwelt – und prägt diese mit. Es entwickelt sich in einer Co-Evolution zu dieser. Dies ist ein fundamentaler Unterschied zu Software, wo das Open-Source-Konzept schon in vielfältiger Weise umgesetzt wird.

¹¹ Vgl. Helfrich et al 2010.

¹² Gudemann, zit. in Helfrich/HBS 2009: 24.

¹³ Findet keine Kommunikation zur nachhaltigen Nutzung, Beschwerden, etc. statt, kann es zur Tragik der Allmende kommen, der Übernutzung der gemeinsamen Ressourcen durch den egoistischen Homo economicus (Hardin 1968). Für Hardin ist offensichtlich, dass im Gemeineigentum sich befindende Ressourcen zwangsläufig übernutzt werden, indem jede/r Einzelne versucht, seine Gewinne zu maximieren und die Kosten auf die Gesamtheit der NutzerInnen abzuwälzen. Neuere Forschungen haben aber gezeigt, dass es sich bei dieser Metapher nicht um eine Tragik der Gemeingüter handelt, sondern um eine Tragik von (manchen) *Open-Access-Regimen* (Lerch 2009).

Darüber hinaus basiert Saatgutforschung auf lokalen Erfahrungen und orientiert sich an lokalen biotischen wie abiotischen Gegebenheiten. Das bedeutet, dass es sich bei der Neuentwicklung einer Sorte im Regelfall nicht um eine globale Sorten handeln kann – so sie *nachhaltig* (d.h. z.B. ohne oder nur mit möglichst wenig Dünger und Herbiziden) angebaut werden soll. Sortenentwicklung ist somit aus Nachhaltigkeitsperspektive ein lokales bzw. regionales Unterfangen.

Für Bäuerinnen und Bauern vor allem in Entwicklungsländern ist kostengünstiges, an die konkreten Umweltfaktoren angepasstes Saatgut häufig eine Existenz-, wenn nicht Überlebensfrage. Ohne kostengünstiges, an die lokalen Bedingungen angepasstes Saatgut können sie nicht anbauen und sich nicht ernähren. Kommerzielles (Hohertrags-)Saatgut ist teurer und zieht häufig den Input externer Mittel (Dünger, Pflanzenschutzmittel) nach sich, die die Kosten wiederum steigen lassen.

Eine weitere Besonderheit im Gegensatz zu anderen Produkten vor allem aus dem Softwarebereich sind die langen und z.T. kostspieligen Entwicklungszeiten. Bis zu zehn Jahre kann es dauern und rund eine Millionen Euro kosten, bis eine Sorte fertig entwickelt worden ist – in dieser Zeit müssen die ZüchterInnen auch finanziert werden.¹⁴

2.3 Finanzierung von Züchtung

Freie, als Commons deklarierte genetische Ressourcen erfordern für die Forschung und Saatgutzüchtung andere Formen der Finanzierung der Züchterinnen und Züchter als die heute üblichen. Lizenzeinnahmen oder alleiniges Produktionsrecht stehen als (Re)finanzierungsmittel in einem neuen Produktionsmodell nicht mehr zur Verfügung. Denn durch die KritikerInnen der Patente und des Sortenschutzes wird ja die Möglichkeit der RechteinhaberInnen, von NutzerInnen Lizenzgebühren zu verlangen oder potentielle NutzerInnen von der Nutzung auszuschließen, explizit in Frage gestellt. Das wichtigste Argument für diese Lizenzgebühren ist, seitens der BefürworterInnen, die Refinanzierung bereits geleisteter Ausgaben für Forschung und Entwicklung sowie die Verhinderung sogenannter TrittbrettfahrerInnen. Jedoch ist bereits heute festzustellen, dass die Re-Finanzierung der Züchtung über Lizenzgebühren nur für die Sorten eine relevante Größenordnung erreicht, die auf nationale oder globale Märkte hin gezüchtet werden.¹⁵ Für standortspezifisch angepasste Sorten mit geringer Verbreitung sind die Erträge aus Lizenzgebühren zu vernachlässigen. Das gilt bisher für fast alle Sorten, die für den ökologi-

¹⁴ Dies sind allerdings Zahlen aus der professionellen Züchtung. Helfrich (2012) beschreibt anhand des Beispiel MASIPAG auf den Philippinen, dass es auch möglich ist, bei anderer Organisation und partizipativer Herangehensweise bereits nach 3-4 Jahren erste größere Anbauversuche mit neuen Sorten zu machen.

¹⁵ Selbst bei der KWS, einem der größten Pflanzenzüchter in Deutschland, betragen die Einnahmen aus Lizenzgebühren im Geschäftsjahr 2011/2 nur 4% des Umsatzes, ca. 40 Millionen € von 1 Mrd. Euro. Siehe Geschäftsbericht der KWS 2011/2012: 76, <http://www.kws.de/ca/bv/bjlg> (Letzter Zugriff: 10.03.2013).

schen Landbau gezüchtet werden. Das heißt, eine auf Förderung der Biodiversität ausgerichtete Züchtung ist nicht über Lizenzgebühren finanzierbar.¹⁶

Somit ist ein wichtiger Schritt hin zu Open-Source-Sorten die Entkopplung der Züchtung von der reinen Saatgutproduktion und dessen Handel.¹⁷ Während letztere über den Markt abgewickelt werden kann, müssen für Forschung und Züchtung sowie die Erhaltung alter Sorten entweder neue Institutionen erdacht und aufgebaut werden bzw. auch on-farm Züchtung der BäuerInnen wieder wertgeschätzt werden oder auch bestehende Organisationsformen wie z.B. das Genossenschaftswesen für die Pflanzenzüchtung adaptiert werden.¹⁸ Die Finanzierung von Züchtung und Züchtungsforschung lässt sich ermöglichen z.B.

- durch eine Erhöhung der Zuschüsse aus Steuermitteln,
- durch einen sog. Züchtungscent/eine Vielfaltsabgabe, der/die den Endprodukten aufgeschlagen wird,
- durch Beiträge der Berufsverbände der LandwirtInnen und ZüchterInnen,
- durch einen Sortenentwicklungsbeitrag des Handels,
- durch Beiträge jedes/r Einzelnen, ähnlich der GEZ-Rundfunkgebühren,
- durch den Kauf von Patenten und Ergebnissen durch gesellschaftliche Institutionen,
- durch den Aufbau eines Stiftungs-/Fondswesens, dessen Mittel explizit der Sortenentwicklung zur Verfügung gestellt werden,
- durch Crowdfunding.

Eine Erhöhung der in die Züchtung investierten Steuermittel ließe sich über eine auf Nahrungsmittel aufgeschlagene Saatgutsteuer refinanzieren – oder über die schon seit längerem geforderte Angleichung der verschiedenen Mehrwertsteuersätze. Gerechter wäre es allerdings, einen festzulegenden Prozentsatz auf die zu zahlende Einkommenssteuer aufzuschlagen, da diese Kosten vor allem von Personen mit höherem Einkommen zu tragen wären. Vergleichbar wäre eine solche Art der Finanzierung der Saatgutforschung mit einer Kultursteuer, wie sie z.B. von Attac vorgeschlagen wurde, um freies Wissen zu ermöglichen und gleichzeitig einen Ausgleich zwischen den ProduzentInnen von Kulturgütern und den NutzerInnen bzw. der gesamten Gesellschaft herzustellen.

¹⁶ Vgl. z.B. für eine differenzierte Betrachtung der möglichen Finanzierung der Pflanzenzüchtung sowie der Schwierigkeit, unter den heute gegebenen Bedingungen regionale Sorten zu entwickeln, Müller (2004).

¹⁷ Vgl. Kotschi 2010.

¹⁸ Diesen Hinweis verdanke ich dem Gutachter Michael Stephan.

3 Alternative Konzepte der Züchtung

PflanzenzüchterInnen aus der ökologischen Pflanzenzüchtung, Nichtregierungsorganisationen und einige LandwirtInnen fordern schon seit mehreren Jahren ein anderes System des pflanzlichen Sortenschutzes bzw. der Züchtungsfinanzierung und -durchführung. Teilweise wird über Spenden, über Schenkungsgeld oder bilaterale Verträge zwischen SaatgutnutzerIn (LandwirtIn) und BereitstellerIn (ZüchterIn) versucht, einen Interessensausgleich zwischen den unterschiedlichen Ansprüchen zu erreichen. Im Folgenden sollen einige Beispiele diskutiert werden.

3.1 Saatgutfonds

Mehrere Modelle von Saatgutfonds sind entwickelt worden, die die Züchtungsfinanzierung und -ausrichtung auf neue Füße stellen sollen, u.a. 1996 der *Saatgutfonds der Zukunftsstiftung Landwirtschaft*.¹⁹ Ziel dieses Fonds ist es, „eine eigenständige Pflanzenzüchtung in der biologischen Landwirtschaft für die biologische Landwirtschaft anzustreben – frei von Gentechnik, Patenten und Monopolen!“ (Herv. i.O.).²⁰ Es werden Spenden in einem revolvingierenden Verfahren eingesammelt und abzgl. eines geringen Verwaltungskostenanteils an Vereinigungen von ökologischen Gemüse- und Getreidezüchtern weitergegeben. Der Vergabepaxis des Fonds liegen strenge Kriterien zugrunde, die die ökologische Landwirtschaft als Basis setzen. Somit ist der Kreis derjenigen, die Mittel zur Unterstützung beantragen können, relativ klein. Hinzu kommt, dass keine Mittel an Privatunternehmen oder -personen vergeben werden dürfen, die Stiftung darf nur an gemeinnützige Organisationen Geld ausschütten. Festgelegt ist auch, dass die Gewinne aus einer neuen Sorte – seien es Lizenzeinnahmen oder Nachbaugebühren – nicht an die jeweiligen ZüchterInnen fließen, sondern an die gemeinnützige Organisation, die die Mittel zur Züchtung bereitgestellt hat. Ca. 800 SpenderInnen stellen derzeit jährlich eine Summe von rund 650.000 Euro bereit, die in die Neuzüchtung von Sorten investiert werden kann. Erhaltungssortenzüchtung kann nicht gefördert werden.

3.2 Fair Breeding

Fair Breeding ist eine 2007 gestartete Initiative der Naturkostkette Naturata sowie des Vereins Kultursaat e.V., um im Rahmen der Gemüsezüchtung die Abhängigkeiten von den großen GemüsezüchterInnen und deren mit dem biologisch-dynamischen Anbau nicht zu vereinbarenden Züchtungsmethoden zu reduzieren.²¹

¹⁹ www.zs-l.de (25.01.2013).

²⁰ Siehe: <http://www.saatgutfonds.de/saatgutfonds/> (Letzter Zugriff: 25.01.2013).

²¹ Im Gemüseanbau hat sich in den vergangenen Jahren ähnlich wie bei anderen Nutzpflanzen die Sortenvielfalt stark reduziert, vor allem auch im Hinblick auf nachbaufähige Sorten. Bei dem größten Teil der im Handel angebotenen Gemüsesorten handelt es sich um Hybride, die nicht nachbaufähig

In der ökologischen Landwirtschaft gibt es eine große Notwendigkeit und einen großen Bedarf an einer langfristigen Unterstützung der ökologischen Pflanzenzüchtung. Ziel der Kooperation zwischen Naturata und Kultursaat e.V. ist es somit, „bewährte samenfeste Gemüsesorten [zu] erhalten und die laufende Entwicklungsarbeit neuer qualitativ hochwertiger, samenfester Sorten aus[zubau]en“.22 Basis des Projekts ist eine Partnerschaft zwischen Handel und ZüchterInnen: Die Fachgeschäfte des Vereins Naturata haben sich verpflichtet, zehn Jahre lang 0,3% ihres Obst- und Gemüseumsatzes für die biologische Gemüsezüchtung bei Kultursaat e.V. zur Verfügung zu stellen. Bis 2011 konnten vier Geldbeträge an Kultursaat e.V. übergeben werden, insgesamt 50.000 Euro.

Konsequenz dieser Kooperation und Züchtungsfinanzierung ist die Einbindung aller Beteiligten der Wertschöpfungskette, vor allem auch VerbraucherInnen, insbesondere durch Öffentlichkeitsarbeit und sogenannte Marktgespräche, die von Naturata durchgeführt werden. Ziel dieser Gespräche ist, dass sich die Beteiligten an der Wertschöpfungskette – ZüchterInnen, LandwirtInnen, GärtnerInnen, VerbraucherInnen – gemeinsam informieren und diskutieren und einen gerechten Preis für die Produkte gemeinsam verhandeln.23 „Ganz im Gegensatz zum Trend der Patentierung sind unsere Züchtungen gewissermaßen ‚open-source-Sorten‘ – sie können nachgebaut werden und stehen somit allen Menschen (...) zur Verfügung“ (Michael Fleck).24

3.3 Open Source für Saatgut – GPL-PG

Ein drittes Beispiel hat einen anderen Ausgangspunkt, vergleichbar ist es mit demjenigen des australischen Forschungsinstituts CAMBIA²⁵ bzw. den aus dem Urheberrecht bekannten Creative Commons Lizenzen. Eine *General Public Licence for Plant Genetic Resources* (GPL-PG), 1999 von Michaels²⁶ erstmals vorgeschlagen, kann den Zugang zu Zuchtmaterial erleichtern und gleichzeitig dafür Sorge tragen, dass neue Forschungsergebnisse ebenfalls frei zugänglich bleiben. Neue Pflanzenzüchtungen müssen nach dieser GPL-PG veröffentlicht und der Allgemeinheit zur Verfügung gestellt werden, das Ausgangsmaterial muss benannt sein. Andere

sind, oder um durch Proto- und Cytoplastenfusion gezüchtete Sorten. Wichtige Bio-Anbauverbände, wie Demeter und Naturland, haben die Nutzung von Saatgut aus Protoplastenfusion untersagt.

²² Vgl.: http://www.kultursaat.org/pdf/FAIR-BREEDING_3jahre.pdf (Letzter Zugriff: 25.02.2013).

²³ Vgl. Fleck/ Boie 2009.

²⁴ Zitat in: Infobrief Saatgutfonds, 1/08: S.3, hg. von der Zukunftsstiftung Landwirtschaft; http://www.saatgutfonds.de/fileadmin/landwirtschaft/file/sgf_dokumente/0801saatgut_infobrief.pdf (Letzter Zugriff: 20.03.2013).

²⁵ CAMBIA hat die Biological Open Source Initiative (BiOS) entwickelt, durch die patentierte biologische Verfahren auf/über einer Website zugänglich gemacht wurden, um den offenen Austausch zwischen WissenschaftlerInnen zu verbessern. NutzerInnen mussten sich bereit erklären, ihre Ergebnisse ebenfalls über die Website des Instituts bekannt zu machen und Interessierten zur Verfügung zu stellen. Allerdings scheint der CAMBIA-Ansatz gescheitert. Vgl dazu: Bundschuh 2012.

²⁶ Vgl. Michaels 1999.

ZüchterInnen dürfen mit den so gezüchteten Sorten und Verfahren weiter arbeiten, ohne Lizenzgebühren zahlen oder eine Erlaubnis einholen zu müssen. Bedingung ist aber, dass sie ihre Ergebnisse wiederum unter einer GPL-PG zur Verfügung stellen. Der öffentlich zugängliche, kostenfreie Genpool würde so sukzessive erweitert.

Notwendig scheint, um eine solche Lizenz für Saatgut entwickeln zu können, die Unterstützung durch oder Neugründung von einer Institution ähnlich der *Open Source Initiative*, die im Open-Source-Softwarebereich Lizenzen zertifiziert und die Open-Source-Software fördert. Eine *Open Seeds Initiative* kann Projektmittel zur Etablierung einer ersten Lizenz beantragen, diese erstellen, erste Sorten danach zertifizieren und politische (Lobby-)Arbeit zu dem Thema durchführen.

Fraglich ist aber derzeit noch, wie die saatzspezifischen Eigenheiten gegenüber Software unter eine solche Lizenz zu fassen sind – wie z.B. die Reproduktionsfähigkeit, die Bedeutung der Regionalität oder auch der höhere technische Aufwand und Zeitbedarf zur Züchtung einer neuen Sorte. Offen bleibt darüber hinaus, wer nun konkret Forschung und Entwicklung bezahlt: Während bei Open-Source-Software die großen Softwareunternehmen auch viel Geld in jene investieren, ist im Hinblick auf Pflanzenzüchtung die Frage, wer dieser Geldgeber sein könnte – der Handel vielleicht?

3.4 Gesellschaft zur Förderung der Pflanzenzüchtung in Deutschland

Im Bundesverband Deutscher Pflanzenzüchter besteht derzeit eine *Gesellschaft zur Förderung der privaten deutschen Pflanzenzüchtung*, deren Ziel es ist, gemeinschaftlich für die Mitglieder Forschungsprioritäten zu identifizieren, Grundlagenforschung zu betreiben und Finanzmittel einzuwerben.²⁷ Nach diesem Vorbild ließe sich, u.a. durch die Akteure der Pflanzenzüchtung, eine Institution entwickeln, die auf dem Verständnis, dass Saatgut und dessen Eigenschaften ein Commons sind und der volkswirtschaftliche Vorteil am größten ist, so dies auch so bleibt, gemeinsame Forschungs- und Züchtungsprojekte koordiniert, Prioritäten identifiziert und die Finanzmittel verwaltet. Diese neue gemeinnützige *Gesellschaft zur Förderung der Pflanzenzüchtung in Deutschland* sollte in Abteilungen die verschiedenen Nutzpflanzengruppen bearbeiten, um die speziellen Eigenschaften und Unterschiede z.B. von Getreide, Gemüse oder Kartoffeln zu berücksichtigen. Ein mit VertreterInnen aller gesellschaftlichen Gruppen besetzter Beirat entscheidet über Schwerpunkte der Züchtung und Forschung sowie die Verteilung der finanziellen Mittel. Durch diese demokratisch breit abgesicherte Herangehensweise besteht die Möglichkeit, Investitionen gezielt in bisher vernachlässigte Bereiche zu lenken und gleichzeitig von der Mehrheit der Gesellschaft nicht geteilte Entwicklungen, wie z.B. die gentechnologische Forschung, zu marginalisieren. Einher gehen muss ein solcher Ansatz allerdings mit einer breit angelegten Informationsarbeit, um die Urteilsfähig-

²⁷ www.bdp-online.de (19.3.2013).

keit der KonsumentInnen – sowohl der LandwirtInnen als der EndverbraucherInnen – zu verbessern. Auf einer solchen Grundlage ließe sich sowohl die Privatisierung genetischer Ressourcen als auch deren Rückgang verhindern und sukzessive die landwirtschaftliche Sortenvielfalt wieder erweitern.

4 Fazit

Diese Beispiele zeigen, dass es möglich ist, Forschung und Züchtung neu zu gestalten und an gesellschaftlichen Kriterien zu orientieren. Für die Länder, in denen bäuerliche Saatgutzüchtung und -forschung zum überwiegenden Teil nicht mehr besteht (wie z.B. Mitteleuropa, Nordamerika), ist eine Schlussfolgerung, dass sowohl die Forschung als auch ihr Übertrag in die konkrete Züchtung möglichst an öffentlichen Institutionen stattfinden bzw. durch diese kontrolliert werden sollten. Es lassen sich z.B. für Deutschland verschiedene Institutionengefüge entwickeln, die dann in ein globales Netz zum Beispiel unter dem *Internationalen Saatgutvertrag* (International Treaty on Plant Genetic Resources for Food and Agriculture)²⁸ organisiert und gebündelt werden könnten. Je nach Modell lassen sich unterschiedlicher Finanzierungsmöglichkeiten der Forschung realisieren. Auch die Möglichkeiten der Menschen, sich selbst aktiv mit in die Prozesse einzubringen, sind unterschiedlich. Wird Saatgut jedoch als Commons gesehen und definiert, dann ist es unerlässlich, dass sich Gesellschaften dieses Themas annehmen und in kommunikativen Prozessen Zugangs-, Nutzungs-, Management-, Verfügungs- und Ausschlussrechte definieren, die Saatgut als Commons erhalten, weiterentwickeln und gleichzeitig die Ernährungsgrundlagen der Menschheit kontinuierlich verbessern. Durch selbstorganisiertes Handeln in Freiheit sind die Ziele Erhalt und Weiterentwicklung der genetischen Ressourcen und freier Zugang zu Saatgut am ehesten zu erreichen – sowohl Unter- als auch Übernutzung gilt es zu verhindern, indem gemeinsame Nutzungsregeln definiert werden.

Literatur

Bundschuh, A.: Lernprozess oder Misserfolg? 2012, Gen-Ethischer Informationsdienst 215, S. 15-18.

ETC-Group: Who will control the Green Economy. 2011, <http://www.etcgroup.org/content/who-will-control-green-economy-0> (letzter Zugriff: 25.02.2013).

²⁸ <http://www.fao.org/AG/cgrfa/itpgr.htm> (Letzter Zugriff: 25.02.2013).

- FAO (2009): FAO and Traditional Knowledge: The Linkages with Sustainability, Food Security, and Climate Change Impacts, <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/011/i0841e/i0841e00.pdf>. (letzter Zugriff: 25.02.2013).
- Frein, M. und Meyer, H.: Die Biopiraten. Milliardenengeschäfte der Pharmaindustrie mit dem Bauplan der Natur. 2008, Econ-Verlag.
- Hardt, M. und Negri A.: Common wealth. Das Ende des Eigentums. 2009, Campus-Verlag.
- Helfrich, S. und Heinrich Böll Stiftung (HBS) (Hrsg.): Wem gehört die Welt? Zur Wiederentdeckung der Gemeingüter. 2009, Oekom-Verlag.
- Helfrich, S.; Kuhlen, R.; Sachs, W. und Siefkes, Ch.: Gemeingüter – Wohlstand durch Teilen. 2010, Heinrich Böll Stiftung, Berlin.
- Helfrich, S.: Vom kleinen Reiskorn zur großen Alternative. 2012, Gen-Ethischer Informationsdienst 215, S. 28-31.
- Hoering, U.: Agrar-Kolonialismus in Afrika. Eine andere Landwirtschaft ist möglich. 2007, VSA-Verlag.
- Kaiser, G.: Eigentum und Allmende. Alternativen zu geistigen Eigentumsrechten an genetischen Ressourcen. 2012, Oekom-Verlag.
- Kloppenborg, J.: First the Seed. The Political Economy of Plant Biotechnology. 1988, The University of Wisconsin Press, 2nd Edition.
- Kotschi, J.: Reconciling Agriculture with Biodiversity and Innovations in Plant Breeding. 2010, GAIA 19/1 (2010), S. 20-24.
- Kotschi, J. und Kaiser, G.: Open-Source für Saatgut – Diskussionspapier. 2012, AGRECOL, www.agrecol.de.
- Mgbeoji, I.: Global Biopiracy. Patents, Plants and Indigenous Knowledge, 2006, Cornell University Press.
- Michaels, T.: General Public License for Plant Germplasm. 1999, Paper presented at the BIC Conference, Calgary AB, College of Food, Agricultural and Natural Resources, University of Minnesota, http://horticulture.cfans.umn.edu/Who_sWho/Faculty/TomMichaels/GeneralPublicLicenseforGermplasm/. (letzter Zugriff: 30.10.2012).
- Müller, K.J.: Pflanzensorten – wie finanziert man ein Kulturgut? 2004, Lebendige Erde 4 (2004), S. 18-21, http://www.darzau.de/fileadmin/PDF/lit_2004_kulturpflanzenfinanzierung.pdf. (letzter Zugriff: 11.03.2013).
- Ostrom, E.: Die Verfassung der Allmende. 1999, Mohr Siebeck.

Ostrom, E.: Was mehr wird wenn wir teilen. In: Helfrich, S. (Hrsg.): Was mehr wird wenn wir teilen. 2011, Oekom-Verlag.

Tansey, G. und Rajotte, T.: The Future Control of Food. 2008, Earthscan.

Wagenhofer E. und Annas, M.: We feed the World. Was uns das Essen wirklich kostet. 2006, Orange-Press.

Protected Areas for Biodiversity: Article 8 CBD and its Legal Context

*Matthäus Fink**

1 Introduction

One tool for the protection of biodiversity is the designation of protected areas (PAs). In itself a traditional measure for environmental protection¹, PAs are envisaged in Article 8 of the Convention on Biological Diversity² (CBD).³ PAs are defined as ‘a geographically defined area which is designated or regulated and

* The author thanks Anja Eikermann for critical comments and recommendations. The author can be contacted at: mrfinck@gmx.de.

¹ For historical illustrations, see: Alexander Gillespie, Protected Areas and International Environmental Law (Nijhoff 2007) 7-9; Nele Matz, “Protected Areas in International Nature Conservation Law: Can States Obtain Compensation for their Establishment?” (2003) 63 Zeitschrift für ausländisches öffentliches Recht und Völkerrecht 693, 699-700.

² Convention on Biological Diversity (adopted 11-22 May 1992, entered into force 29 December 1993) 1760 UNTS 79 (CBD).

³ PAs are further enshrined in the following treaties: Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (open for signature 19 September 1979, entered into force 1 June 1981) 1284 UNTS 210; Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (adopted 23 June 1979, entered into force 1 November 1983) 1651 UNTS 333; Convention on wetlands of international importance especially as waterfowl habitat (adopted 2 February 1971, entered into force December 1975) 996 UNTS 245. For an overview see: Gillespie, *supra* fn. 1, 9-25. PAs are also considered under the Climate Regime; United Nations Framework Convention on Climate Change (adopted 9 May 1992, entered into force 21 March 1994) 1771 UNTS 107. See therefore: Gillespie, *supra* fn. 1, 9-12, 199-201.

managed to achieve specific conservation objectives'.⁴ The establishment of PAs serves to preserve species and genetic diversity.⁵ Flora and Fauna are thereby granted an exclusive zone for their existence and conservation.

This contribution analyzes the legal context of Article 8 CBD. The first part will briefly describe the political context of PAs and the relevance for other international treaties. It will also consider the concept of 'common concern of humankind', which is included in the Preamble of the CBD. The second part contains a legal analysis of the relevant Article 8 CBD. The third part gives an overview of the implementation of PAs for biodiversity at the European Union and German Level. The last part deals with the tension between the designation of PAs for biodiversity and property rights under different legal avenues.

2 Protected Areas for Biodiversity: The Shift from National to Community Interests

2.1 Protected Areas in Political Context

The Conference of Parties (COP) to the CBD in 2004 acknowledged the role of PAs for the fulfillment of the United Nations 'Millennium Development Goals'.⁶ In 2010 the COP proclaimed the goal to cover 17% of terrestrial and inland water areas with PAs by 2020 in the Strategic Plan for Biodiversity and the Aichi Biodiversity Targets.⁸ Currently 12,9% of the earth territory are covered by PAs.⁹ The most recent COP 2012 "invited Parties ... to undertake major efforts to achieve Target 11".¹⁰ The COP in 2010 considered the important role of PAs in

⁴ See Article 2 CBD. The International Union for Conservation of Nature (IUCN) developed a system of categories for PAs depending on the degree of conservation and permitted industrial and agricultural use, which is not binding for States, but instead serves as an international parameter for classifying PAs. See: Alexander Gillespie, "Defining Internationally Protected Areas" (2008) 11 *Journal of International Wildlife Law & Policy* 240; Nigel Dudley and Sue Stolten (eds), *Defining Protected Areas: An international conference in Almeria, Spain* (IUCN 2008) 46-77. For the categories under German law, see below fn. 48.

⁵ Kalemani Jo Mulongoy & Stuart Chape, *Protected areas and biodiversity: an overview of key issues* (UNEP-WCMC 2004) 16.

⁶ United Nations Millennium Declaration, UNGA Res 55/2 'Millennium Declaration' (8 September 2000) GAOR 55th Session Supp 49 vol 1, 4.

⁷ Protected Areas (Articles 8 (a) to (e)), UNEP/CBD/COP/DEC/VII/28 (13 April 2004) para. 1. See further: Carolina L Diaz, 'Biodiversity for Sustainable Development: The CBD's Contribution to the MDGs' (2006) 15 *Review of European Community & International Environmental Law* 30.

⁸ The Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets, COP 10, Dec. X/2 (18-29 October 2010) Target 11. For an analysis of the Strategic Plan see: Elisa Morgera & Elsa Tsiumani, 'Yesterday, Today, and Tomorrow: Looking Afresh at the Convention on Biological Diversity' (2011) 22 *Yearbook of International Environmental Law* 1. Critically with regard to the Strategic Plan, see: Stuart Harrop, "'Living In Harmony With Nature'? Outcomes of the 2010 Nagoya Conference of the Convention on Biological Diversity" (2011) 23 *Journal of Environmental Law* 117.

⁹ See: www.cbd.int/protected/implementation (accessed January 31st, 2013).

¹⁰ Protected Areas, UNEP/CBD/COP/DEC/XI/24 (5 December 2012) para. 1 (b).

the fight against climate change and urged states to adopt corresponding measures.¹¹ The IUCN's *World Parks Congress*¹² recognized the significant role of PAs for environmental protection and urges States to strengthen efforts for PAs.¹³ These policy initiatives are not legally binding¹⁴, but they show that PAs are part of the international environmental protection agenda. Furthermore, they serve to increase the will of States to designate PAs.¹⁵ In sum: PAs are considered as an important tool for protecting biodiversity.

2.2 Interaction with other International Environmental Treaties

Beyond the CBD, PAs are also enshrined in other international environmental treaties to protect different ecological values.¹⁶ The designation of PAs serves not only one purpose – biodiversity protection – but also other environmental aims. Especially areas of rain forests are considered to play crucial role within the efforts to combat climate change. Therefore we can observe an interaction of the CBD with the climate regime. This was acknowledged by the COP of the CBD with the result of establishing a Working Group.¹⁷ Furthermore, there exists a linkage of PAs with the Ramsar Convention.¹⁸ This agreement deals with the protection of wetlands and their significance for flora and fauna. It was one of the first environmental treaties which contains specific provisions with respect to PAs.

Such interactions are expressions of the fragmented order of international environmental law.¹⁹ However, the different actors in the field of international envi-

¹¹ Protected Areas, UNEP/CBD/COP/DEC/X/31 (29 October 2010) paras. 14-18.

¹² The IUCN is the leading organization concerning PAs and establishes a coherent platform for different PAs policies. It organizes the World Parks Congress once in a decade. The 5th and latest took place in Durban/South-Africa from 8-17 September in 2003. The next World Parks Congress will be held in 2014 in Sydney/Australia.

¹³ IUCN, *Benefits Beyond Boundaries: Proceedings of the Vth IUCN World Parks Congress* (Gland, Switzerland 2005) 219-223. The Congress elaborated a wide range of recommendations for governments, see: *Ibid.*, 139-218.

¹⁴ Morgera & Tsioumani consider the Strategic Plan Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets as an “inspirational document”, Morgera & Tsioumani, *supra* fn. 8, 1, 24. Such legally non-binding instruments are called “soft law”, see: Daniel Thürer, “Soft Law”, in R. Wolfrum (ed.), *The Max Planck Encyclopedia of Public International Law* (Vol. IX, OUP 2012) 269, 270, Mn. 4-7.

¹⁵ Irrespective of the non-binding nature of “soft-law”, such instruments have great political impact on States behaviour, see: Pierre-Marie Dupuy, “Soft Law and the International Law of the Environment” (1990) 12, 420-435; Daniel Thürer, *supra* fn. 14, 269, 275ff; Edith Brown Weiss, “Understanding Compliance with Soft Law”, in D. Shelton (ed.), *Commitment and Compliance – The Role of Non-Binding Norms in the International Legal System* (OUP 2000), 535-553.

¹⁶ See the treaties mentioned in Fn. 3. For the relevance of the concept of sustainable development and PAs and other goods protected by PAs, see: Barbara Lausche, *Guidelines for Protected Areas Legislation* (IUCN-Gland 2011) 16-17.

¹⁷ This Working Group has emphasized the role of PAs for the CBD and the climate regime.

¹⁸ See *supra* fn. 3.

¹⁹ See therefore in general terms: Lavanya Rajamani and Sandrine Maljean-Dubois, *Implementation of International Environmental Law* (Hague Academy of International Law - Nijhoff 2011) 135. See also the contribution in this book: Anja Eikermann, *Forests – Trapped between the Regimes*.

ronmental policy are entering in a dialogue and building bridges of coordination. For example the recent COP invited several other bodies of environmental treaties “to create synergies and partnerships”.²⁰

2.3 The Concept of ‘Common Concern of Humankind’

In the Preamble of the CBD, Member States “affirm that the conservation of biological diversity is a common concern of humankind”. What are the legal implications of such a characterization of biodiversity as a ‘common concern’? The concept of ‘common concern of humankind’ does not entail any specific legal obligations for States as such²¹, as reflected in the acknowledgment of sovereign rights over biological resources in the Preamble of the CBD. Nonetheless, the concept of ‘common concern’ itself suggests that States are not entirely free with regard to such ‘common concerns’²², as it manifests the character of a community interest of States.²³ Biodiversity can only be protected by common and worldwide efforts. The same applies to the atmosphere and climate. PAs are important and efficient tools to achieve these goals. Thus, the designation of PAs serves not only individual State’s interests, but also community interests of States.

However, from a legal perspective the concept does neither change States obligations in the CBD nor it adds any obligation to Member States. Nevertheless, it manifests the shift from individual to community interests of States. After these aspects of the general context of PAs for biodiversity, the following section will give a legal analysis of Article 8 of the CBD.

²⁰ Protected Areas, UNEP/CBD/COP/DEC/XI/24 (5 December 2012) paras. 2 and 7.

²¹ Jutta Brunnée, “Common Interest? - Echoes from an Empty Shell? Some Thoughts on Common Interest and International Environmental Law” (1989) 49 *Zeitschrift für ausländisches öffentliches Recht und Völkerrecht* 791, 808; Jutta Brunnée, “Common Areas, Common Heritage and Common Concern” in Daniel Bodansky, Jutta Brunnée and Ellen Hey (eds), *The Oxford Handbook of International Environmental Law* (OUP 2007) 550, 566; Patricia Birnie, Alan Boyle & Catherine Redgwell, *International Law & the Environment* (3rd ed., OUP 2009) 130; Frank Biermann, “Common Concern of Humankind: The Emergence of a New Concept of International Environmental Law” (1996) 34 *Archiv des Völkerrechts* 426.

²² Birnie, Boyle & Redgwell, *ibid.*, 130; Jutta Brunnée, “Common Areas, Common Heritage and Common Concern”, *ibid.*, 550, 566.

²³ This is supported by various affirmations in the Preamble and the CBD itself (see Art. 1 and 2 CBD; points 1, 2, 8, 23 Preamble). For a differentiation of the concept of ‘common concern of humankind’ from the concepts of “Common Areas” and “Common Heritage” see, Jutta Brunnée, “Common Areas, Common Heritage and Common Concern”, *supra* fn. 21, 550-553, 557, 561, 564. Community interests are understood as interests and values shared across borders which require transnational cooperation, see: Bruno Simma, “From Bilateralism to Community Interest in International Law” (1994) 250 *Recueil des Cours* 217, 233, 244. The general protection of the environment is considered to be community interest; see: *Case Concerning the Gabčíkovo-Nagymaros Project (Hungary v. Slovakia)* (Merits) [1997] ICJ Rep 136, para. 153; *Case Concerning Pulp Mills on the River Uruguay (Argentina v. Uruguay)* (Merits) [2010] ICJ Rep. 14; Philippe Sands, *Principles of International Environmental Law* (2nd ed., CUP 2003) 3-5; Alexandre Kiss and Dinah Shelton, *Guide to International Environmental Law* (Brill 2007) 13-14.

3 Legal Analysis of Article 8 CBD

The rules for the interpretation of international treaties like the CBD are codified in the Vienna Convention on the Law of Treaties (VCLT)²⁴. Pursuant to Article 31 VCLT a norm shall be interpreted in good faith according to its wording, purpose, context and also its subsequent practice.

3.1 The Wording

The CBD prescribes in Article 8 *in situ* conservation as a tool for the protection of biodiversity, pursuant to which States shall establish – as far as possible and as appropriate – a system of PAs.²⁵ The notion of PAs is defined in Article 2 of the CBD as “a geographically defined area which is designated or regulated and managed to achieve specific conservation objectives”.

The *chapeau* of Article 8 of the CBD emphasizes State Parties’ leeway regarding PAs: the designation of PAs to be carried out “as far as possible” and “as appropriate”. Thus, one commentator concludes that “[t]he Parties are therefore free to protect whatever areas they choose”.²⁶ As there are no binding requirements and conditions in Article 8 CBD when to establish a PA, this conclusion appears convincing. However, the obligation of Member States to establish a system of PAs and to protect certain ecosystems and habitats remains. States have to enact measures which provide a ‘system of PA’.²⁷ Consequently, others point out that Article 8 of the CBD contains the “main set of obligations to conserve biological diversity”.²⁸ *Beyerlin* also speaks of classical obligations with regard to Article 8 of the CBD.²⁹ Thus, the wording of Article 8 CBD indicates a great leeway for implementation for Member States.

²⁴ Vienna Convention on the law of Treaties (adopted 22 May 1969, entered into force 27 January 1980) 1155 UNTS 331.

²⁵ The relevant passages of Article 8 of the CBD: “Each Contracting Party shall, as far as possible and as appropriate: (a) Establish a system of protected areas [...]; (b) Develop, where necessary, guidelines for the selection, establishment and management of protected areas [...]; (f) Rehabilitate and restore degraded ecosystems[...].”

²⁶ Cyrille de Klemm, Biological diversity conservation and the law: legal mechanisms for conserving species and ecosystems (IUCN - Gland 1993) 162. For the general wide discretion of CBD rules, see: Désirée McGraw, “The CBD – Key Characteristics and Implications for Implementation” (2002) 11 Review of European Community & International Environmental Law 17, 18-23; Sam Johnson, “The Convention on Biological Diversity: The Next Phase” (1997) 6 Review of European Community & International Environmental Law 219.

²⁷ See Ursula Prall, Die genetische Vielfalt der Kulturpflanzen: das völkerrechtliche Gebot nachhaltiger Nutzung und seine Umsetzung im europäischen und nationalen Recht (Nomos 2006) 235-236.

²⁸ Lyle Glowka et al., A guide to the convention on biological diversity (IUCN - Gland 1994) 39. Positive also: Morgera & Tsoumani, supra fn. 8; Rüdiger Wolfrum, “The Protection and Management of Biological Diversity” in Fred Morrison & Rüdiger Wolfrum (eds), International, Regional and National Environmental Law (Kluwer 2000) 355, 358, fn. 13 and 359.

²⁹ Ulrich Beyerlin, „Erhaltung und nachhaltige Nutzung“ als Grundkonzept der Biodiversitätskonvention“ in Nina Wolf & Wolfgang Köck (eds), 10 Jahre Übereinkommen über die biologische Vielfalt – Eine Zwischenbilanz (Nomos 2004) 55, 63. In this direction also: Catherine Tinker, “A New

3.2 The Purpose

Indeed Article 8 CBD does not contain a certain required result for specific States. But States have agreed on that provision, because PAs play such an important role for reaching the aims of the Convention.³⁰ In this regard States accepted that parts of their territories should be used as PAs for biodiversity. Although Article 8 contains discretion for Member States, the purpose of the norm and the convention – to conserve biological diversity (Article 1 of the CBD) – manifests that Article 8 of the CBD is more than just a programmatic norm.

3.3 The Context

The context of norm can give further hints for the meaning of a norm.³¹ Bullet point 9 of the Preamble highlights the fundamental meaning of *in-situ* conservation: “[...] Noting further that the fundamental requirement for the conservation of biological diversity is the in-situ conservation of ecosystems and natural habitats and the maintenance and recovery of viable populations of species in their natural surroundings, [...]”. This emphasizes the important role of PAs for the fulfillment of aims of the CBD. However, Article 3 CBD and the Preamble emphasize “[...] the sovereign right to exploit their own resources pursuant to their own environmental policies [...]”. Furthermore the CBD does not create an organ with the power to determine where, when and how PAs should be designated. Annex I of the CBD, which deals with identification and monitoring, specifies in its Article 1 when ecosystems and habitats should be identified for protection.³² Thus, the context reaffirms the importance of Article 8 for the aims of the CBD and concretizes in Annex I, when States should proof to designate a PA. On the other hand the context also reaffirms the sovereign power of States within their jurisdiction.

3.4 Subsequent Practice: Decisions of the COP

A reinforcement of Article 8 of the CBD occurs through decisions of the Conference of the Parties (COP) of the CBD.³³ Decisions of COPs can be used

Breed’ of Treaty: The United Nations Convention on Biological Diversity” (1995) 13 Pace Environmental Law Review 191, 202-204.

³⁰ Detlef Czybulka, „Rechtspflichten zur Ausweisung und Erhaltung von Schutzgebieten“, in Udo Di Fabio (ed.), Jahrbuch des Umwelt- und Technikrechts (Decker 1996) 235, 263.

³¹ Article 31 (1), (2) VCLT. Article 31 (2) VCLT sets out that “Annexes” are part of a systematic interpretation. See: Mark Villiger, Commentary on the 1969 Vienna Convention on the Law of Treaties (Nijhoff 2009) 427, Mn. 10.

³² Key factors are high biodiversity, a large number of threatened species, as well as social, economic and cultural importance.

³³ Article 23 I CBD establishes the COP and Article 23 IV i) CBD empowers it to “[c]onsider and undertake any additional action” for the achievement of the purposes of the CBD. Furthermore, the

for the interpretation of Article 8 of the CBD as subsequent practice.³⁴ COP decisions emphasized the role of PAs for the fulfilling of the purposes of the CBD and called for designations of PAs.³⁵ COPs urged Member states for the restoration of endangered ecosystems.³⁶ In 2004 the COP adopted a program for PAs and established a working group to support and to review its implementation.³⁷ The recent COP recalled States “to ensure that PAs representative, inclusive of areas important for biodiversity, integrated into wider landscapes”.³⁸ The criteria of Annex I CBD were again highlighted as guidance for designation of PAs.³⁹ The COP in 2010 emphasized that States should take into account criteria developed by other international institutions such as the IUCN list of endangered species.⁴⁰ The COP decisions thereby clarify the scope of Article 8 of the CBD to some extent, stipulating that a State is at the very minimum obliged to take some sort of positive action if endangered species live in a certain area and biodiversity is at stake. Nevertheless, the COP has not the competence to decide that a State has to designate a specific zone as PA.

3.5 Interim Conclusion

Therefore, the interpretation of Article 8 of the CBD leads to legal obligations of Member states to designate PAs, with a great leeway for implementation. Thus, in the next section I want to give an overview of the legal implementation at European Union and German Level.

COP can adopt amendments and annexes to the CBD (see Articles 29 and 30 CBD). Such instruments must in any event be subsequently ratified by States Parties.

³⁴ Article 31 (3) b) VCLT. For the use of COP decisions as subsequent practice, see: Jutta Brunée, “COPing with Consent: Law-Making Under Multilateral Environmental Agreements” (2002) 15 *Leiden Journal International Law* 1, 31; Geir Ulfstein, “Treaty Bodies” in: Dan Bodansky, Jutta Brunnee & Ellen Hey (eds.), *The Oxford Handbook of International Environmental Law* (OUP 2007) 877, 884; Hermann Ott, *Umweltregime im Völkerrecht* (Nomos 1998) 171-200.

³⁵ Consideration of Articles 6 and 8 of the Convention, UNEP/CBD/COP/III/19 (17 November 1995) 11; Implementation of Articles 6 and 8 of the Convention, UNEP/CBD/COP/III/38 (15 November 1996) 48; Protected Areas (Articles 8 (a) to (e)), UNEP/CBDCOP/DEC/VII/28 (13 April 2004); Protected Areas, UNEP/CBD/COP/DEC/X/31 (29 October 2010).

³⁶ Implementation of Articles 6 and 8 of the Convention, UNEP/CBD/COP/III/38 (15 November 1996), para. 6.

³⁷ Protected Areas (Articles 8 (a) to (e)), UNEP/CBDCOP/DEC/VII/28 (13 April 2004). In the working program for PAs the COP urged States to “[...] establish or expand protected areas in any large, intact or relatively unfragmented or highly irreplaceable natural areas [...]”, see Protected Areas (Articles 8 (a) to (e)), UNEP/CBDCOP/DEC/VII/28 (13 April 2004) Annex, para. 1.1.2.

³⁸ Protected Areas, UNEP/CBD/COP/DEC/XI/24 (5 December 2012) para. 1 (b).

³⁹ *Ibid.*, para. 15.

⁴⁰ Protected Areas (Articles 8 (a) to (e)), UNEP/CBDCOP/DEC/VII/28 (13 April 2004); Protected Areas, UNEP/CBD/COP/DEC/X/31 (29 October 2010) para. 1 (h).

4 Implementation of Article 8 CBD

4.1 European Level: The *Flora-Fauna-Habitat*-Directive and *Natura-2000*

At the European level there are two relevant acts: The Flora-Fauna-Habitat (FFH) and the Birds-Protection directives. Both contain specific rules on PAs, which the Member States have to implement. The FFH-directive forms an important role for fulfilling the obligations of the CBD, especially with respect to PAs. The red of European PAs under the FFH-directive is generally known as NATURA 2000.

Article 2 FFH-directive demands Member States to establish a coherent European red of PAs. The two Annexes provide which type of habitats should be protected by PAs. The procedure of designation is structured in three phases. In *phase one* Member States collect potential PAs in a list, which is then submitted to EU-Commission.⁴¹ In *phase two* the Commission in coordination with Member States establishes the final list of areas.⁴² In the final *third phase* Member States designate the respective PAs through national instruments.⁴³ Once on the Commission list Member States have no leeway. They have to designate the PAs and enact the required legal instruments.

For established PAs the FFH-directive prohibits every measure that could lead to severe damages.⁴⁴ Projects and Plans, that could have consequences for the PA, must pass an Environmental Impact Assessment (EIA).⁴⁵ However, under narrow circumstances an exception is allowed under the FFH-directive.⁴⁶

4.2 German Level: Relevant Laws on Protected Areas

The general purpose and degree of protection is regulated in the federal nature conservation act (BNatSchG⁴⁷). The procedure of designation is instead part of the Sub-states law. The Federal law contains five categories of PAs, each with a

⁴¹ See Article 4 I 1 FFH-directive for the relevant and decisive criteria. It is assumed that in Germany the process of listing PAs is finished, see: Reinhard Hendler, Dennis Rödder & Michael Veith, „Flexibilisierung des Schutzgebietes Natura 2000 vor dem Hintergrund des Klimawandels“ (2010) 32 *Natur und Recht* 685, 689. Critically: Martin Gellermann, „Europäischer Gebiets- und Artenschutz in der Rechtsprechung“ (2009) 31 *Natur und Recht* 8, 9.

⁴² See: Articles 4 II, 5 and 21 FFH-Directive.

⁴³ See Article 4 IV FFH-directive.

⁴⁴ See: Article 6 II FFH-directive. Implemented in §§ 33 and 34 BNatSchG.

⁴⁵ See Article 6 III FFH-directive. Implemented in §§ 34 and 36 BNatSchG. According to the ECJ an „Verträglichkeit“ is given, if negative consequences with best scientific knowledge can be excluded, see: ECJ, C-418/04 (Commission/Ireland), Slg. 2007, I-10947, Mn. 243.

⁴⁶ See: Art. 6 IV 1 FFH-directive. Implemented in § 34 III BNatSchG. An exception is only possible, if there is no alternative and demanding reasons of public interest speak in favour.

⁴⁷ In german: „Bundesnaturschutzgesetz“. Last revision took place in 2010. The aim of a coherent environmental law compelled in one codex failed in 2009. There are further laws at level of the different sub-states of Germany, which cannot be taken into account because of space limitations.

different degree of protection.⁴⁸ For designating a PA an assessment has to prove that the proposed object and zone needs protection.⁴⁹ § 23 II 1 BNatSchG prohibits every act that could destroy, damage or change the PA.⁵⁰ However, justified exceptions are allowed. According to § 34 IV BNatSchG a project can exceptionally be allowed in an area of Natur-2000, if it does not reasonably infringe crucial parts of the PA.⁵¹ The BNatSchG contains in § 5 the so-called „Landwirtschafts-Klausel“. An absolute prohibition of existing agriculture would only be possible under very narrow circumstances.⁵²

As Germany is a federal state, specific competences fall within the power of the Sub-States. Especially with respect to environmental issues, the Sub-States have important competences. The regional or local authorities are the State institutions that finally designate the PAs.

4.3 Interim Conclusion

The designation of a PA is in general in the discretion of the competent authority. Nevertheless this leeway can be reduced to zero under narrow circumstances.⁵³ The leeway can be reduced also because of European Law.⁵⁴ Until now we have seen several stages of rules regarding PAs for biodiversity: From the CBD via European Law to German Federal and Local Law. Each level has different legal implications. The next section will turn to the important issue of conflicts with property rights in the aftermath of a designation of a PA for biodiversity.

⁴⁸ The following §§ refer to the BNatSchG: § 23 Naturschutzgebiete, § 24 Nationalparks, § 25 Biosphärenreservate, § 26 Landschaftsschutzgebiete, § 27 Naturparks.

⁴⁹ It is sufficient that the facts provide that without the designation the protected goods are in danger in an abstract sense. Furthermore a priority for private agreements for the protection cannot be read into the term ‘necessary’. The fulfillment of these requirements is proofable by courts. See: Michael Klöpfer, *Umweltschutzrecht* (Beck 2011), § 12 Rn. 35; Martin Gellermann, in Klaus Hansmann & Dieter Sellner (eds.), *Grundzüge des Umweltrechts* (Loseblattsammlung, 3. ed., 2007), Abschnitt 10, Mn. 61. If the requirements of § 23 BNatSchG are fulfilled, the authority has to take into account according to § 1 other protected positions. Here come the rights of the landowners into play, which will be analyzed below.

⁵⁰ Pursuant to § 23 I Nr. 1 BNatSchG it is also possible to protect specific plants or animals, which consequently fixes the mentioned prohibitions.

⁵¹ For an detailed analysis, see: Malte Kohls, „Zulassung von Projekten in Natura-2000-Gebieten“ (2011) 33 *Natur und Recht* 161-167.

⁵² See Reiner Schmidt & Wolfgang Kahl, *Umweltrecht* (8. ed., Beck 2010) 306, Mn. 59.

⁵³ Hans Louis, „Wirksamkeitsvoraussetzungen und Regelungsinhalte naturschutzrechtlicher Verordnungen“ (1990) 105 *Deutsches Verwaltungsblatt* 800, 801; Herrman Soell, „Schutzgebiete“ (1993) 15 *Natur und Recht* 301, 307.

⁵⁴ See: ECJ, C-57/89 (Commission/Germany), Slg. 1991, I-883, Mn. 18 ff [Leybucht].

5 Conflicts of Protected Areas and Property Rights

It was already mentioned that a designation of a PA can potentially interfere with property rights of landowners. The use of the property could be restricted severely. This raises the question of possible compensations. Or in other words: “Who pays the bill?” The question is whether the designation of a PA for biodiversity constitutes a measure, which the owner has to accept without compensation or if the owner has a right to claim compensation. Therefore, we will take a look at the European and the German Law. Finally, I will also briefly refer to the important legal area of International Investment Law.

5.1 German Level

Article 14 of the Constitution of Germany (Grundgesetz: GG) distinguishes between a formal expropriation, which has to be compensated, and the so called „Inhalts- und Schrankenbestimmung“⁵⁵, which generally does not trigger compensation. The latter derives from the concept of abstract property. It is up to the lawmakers to define the contents of property. As such German judicial bodies and the academia determine measures for the protection of the environment to be an “Inhalts- und Schrankenbestimmung”.⁵⁶ This is based on the aim of the State (“Staatszielbestimmung”) to protect the environment in Article 20 a GG, and the so-called ‘social responsibility of property (“Sozialbindung des Eigentums”)’ according to Article 14 II GG. Thus, with respect to the environment property can have a different status depending on its location. However, if a measure does not allow any use of the property, such measure is not proportional and the respective law has to contain a provision on compensation.⁵⁷ Courts in Germany decided that the designation of a PA, depending on the allowed use, can be categorized as a “Inhalts- und Schrankenbestimmung”,⁵⁸ which consequently does not trigger compensation. But if the designation of a PA for biodiversity restricts the use of the property in a way that no reasonable use is left for the owner, the State has to grant compensation.

⁵⁵ The german term “Inhalts- und Schrankenbestimmung” can be translated as a provision that defines the content and limits of property.

⁵⁶ BVerfG, (1998) *Neue Juristische Wochenschrift* 367 ff.; BVerwG, (2009) *Natur und Recht* 346, 349; BVerwGE 112, 373, 377; BVerwGE 94, 1, 11; Wolfgang Kahl & Klaus Gräditz, „Das Grundrecht der Eigentumsfreiheit vor den Herausforderungen des europäischen Naturschutzrechts“ (2006) 17 *Zeitschrift für Umweltrecht* 1, 7f.; Klöpfer, *supra* fn. 49, § 12 Mn. 36; Christian Maaß & Peter Schütte, „Naturschutzrecht“ in Hans-Joachim Koch (ed.), *Umweltrecht* (3. ed., Vahlen 2010) § 7 Mn. 30.

⁵⁷ Such provisions are required to make the measure proportional with regard to Article 14 GG. But there is a dispute between courts and academia about the admissibility of such provisions; see: Reiner Schmidt & Wolfgang Kahl, *supra* fn. 52, 309-310, Mn. 66-69.

⁵⁸ BVerfG, (1998) *Neue Juristische Wochenschrift* 367, 369; BVerwG, (2009) *Natur und Recht* 346, 349; BayVGHE 53, 164, 177 f.; VGH München, (1995) *Bayerische Verwaltungsblätter* 242, 245 f.

For example, § 65 BNatSchG provides that landowners have to tolerate measures that protect the environment, unless a use of the property is not impaired unbearable. If the State decides to formally expropriate the landowner, which is legally possible, it has to pay an adequate compensation.⁵⁹ If the State ‘only’ restricts a certain use of the property, the owner in general has no right for compensation. But in cases of hardship, where the regulations impede an economic use of the property, the landowners have the possibility to apply for a certain financial compensation.⁶⁰

5.2 European Level

With respect to the protection of property at the European level one has to distinguish between European Union Law and the European Convention on Human Rights.

Regarding European Union Law the right of property is enshrined in Article 17 of the Charter of Fundamental Rights of the European Union.⁶¹ Article 17 guarantees the right to use his possessions and to get compensation in case of a deprivation. According to Article 51 I the Charter is applicable to bodies and institutions of the European Union and also to Member States, if they implement Union Law. In decisive cases, the national court has than to submit the relevant questions regarding Article 17 to the European Court of Justice.⁶²

The European Convention on Human Rights is a treaty with more than 50 Member States. It is the legal instrument which establishes the European Court of Human Rights (ECHR) in Strasbourg. An individual can claim a violation of the guaranteed rights by a State only when the local remedies were exhausted. The first protocol contains the right of property.⁶³ If a person loses all court proceedings at

⁵⁹ See § 68 BNatSchG, § 42 I-II NdsAusGBNatSchG, §§ 13ff. NdsEntG.

⁶⁰ See § 68 BNatSchG IV, § 42 IV-V NdsAusGBNatSchG.

⁶¹ Wording: “Everyone has the right to own, use, dispose of and bequeath his or her lawfully acquired possessions. No one may be deprived of his or her possessions, except in the public interest and in the cases and under the conditions provided for by law, subject to fair compensation being paid in good time for their loss. The use of property may be regulated by law in so far as is necessary for the general interest.” See further: ECJ, Rs. 44/79 (Liselotte Hauer/Land Rheinland-Pfalz), Slg. 1979, 3727 Rn. 17; Christian Callies, in Dirk Ehlers (ed.), *Europäische Grundrechte und Grundfreiheiten* (3. ed., De Gruyter 2009) 593 ff.; Hans-Werner Rengelin & Peter Szczekalla, *Grundrechte in der Europäischen Union* (Carl Heymanns 2004) 633, Mn. 808 ff.

⁶² Siehe zum europarechtlichen Rechtsschutz: Astrid Epiney, „Exkurs: zum Rechtsschutz im Zusammenhang mit der Einrichtung und dem Schutz von besonderen Schutzgebieten – Grundsätze“, in Astrid Epiney & Nina Gammethaler (eds.), *Das Rechtsregime der Natura 2000-Schutzgebiete* (Nomos 2009) 63; Martin Gellermann, *Natura 2000 – Europäisches Habitatschutzrecht und seine Durchführung in der Bundesrepublik Deutschland* (2. ed., Blackwell 2001) 229 ff.

⁶³ Wording: “Every natural or legal person is entitled to the peaceful enjoyment of his possessions. No one shall be deprived of his possessions except in the public interest and subject to the conditions provided for by law and by the general principles of international law. The preceding provisions shall not, however, in any way impair the right of a State to enforce such laws as it deems necessary to control the use of property in accordance with the general interest or to secure the payment of taxes or other contributions or penalties.”

the national level, he may take legal actions at the ECHR in Strasbourg. Thus, if a PA for biodiversity is compelled at the national level and the courts do no grant relief, the person could claim a violation of the property rights under the Convention of Human Rights.

This raises the question whether there could be a different standard with respect to designations of PAs for biodiversity. Interestingly, the ECHR has acknowledged – in contrast to the German Federal Constitutional Court⁶⁴ – so-called ‘de-facto’ expropriations. These are measure where formally the title of property remains with the owner, but the effects of the States measure are so severe that a reasonable economic use of the property is excluded.⁶⁵ The ECHR has developed certain criteria for the determination of such a de-facto expropriation, such as the legitimate expectations of a certain allowed use⁶⁶ or the severity of the effects of the States’ measures⁶⁷. If the designation of a PA for Biodiversity fulfills these criteria, the measure would constitute a de-facto expropriation and trigger compensation. This depends on the facts and circumstances of each individual case. For example the ECHR decided that the dedication of a private property as a public forest constitutes such a de-facto expropriation.⁶⁸

Furthermore, the ECHR holds - in contrast to the German legal order – that in specific exceptional circumstances compensation is not required in case of an expropriation.⁶⁹ This was accepted in cases of political transition. Another case was that an expropriated landowner could gain advantages of the then constructed road. Thus, one could argue in case of a PA for biodiversity that the affected landowner would profit of such a measure. If such an argument would be successful, depends on the circumstances of the individual case. In any case, the mere reference to the ecosystem-services of biodiversity *in abstracto* would not suffice.

Thus, at European level there are two possible mechanisms, where conflicts of property rights and the designation of a PA for biodiversity could arise.

⁶⁴ See Hans-Joachim Cremer, „Eigentumsschutz“, in Rainer Grote & Thilo Marhaun (eds.), Konkordanzkommentar EMRK/GG (Mohr Siebeck 2006) 1301ff., Mn. 96ff.

⁶⁵ ECHR, 28 October 1999, Brumarescu./ROM, No. 28342/95, para. 77. See also: Wolfgang Peukert, „Artikel 1 des 1. ZP“, in Jochen Frowein & W. Peukert, EMRK-Kommentar (3. ed., Engel 2009) 649, Mn. 22; Karen Kaiser, „Art. 1 ZP I“ in Ulrich Karpenstein & Franz Mayer, EMRK-Kommentar (Beck 2012) 369, MN 30.

⁶⁶ ECHR, 23 September 1982, Sporrong u. Lönnroth ./ SWE, No. 7151/75, paras. 70ff; ECHR, 25 October 1989, Allan Jacobsson (No. 1) ./ SWE, No. 10842/84, para. 54; ECHR, 18 February 1991, Fredin (No. 1) ./ SWE, No. 12033/86, para. 46ff.

⁶⁷ ECHR, 24 June 1993, Papamichalopoulos ./ GRE, No. 14556/89, para. 40ff.

⁶⁸ ECHR, 22 July 2008, Köktepe ./ TUR, No. 35785/03, para. 84.

⁶⁹ ECHR, 22 January 2004, Jahn ./ GER, No. 46720/99, para. 83. See further Cremer, *supra* fn. 64, 1333-1338, Mn. 134.

5.3 International Investment Law

Finally, the designation of PAs for biodiversity could also conflict with obligations of international investment law. This area of international law consists mostly of bilateral investment protection treaties between two States. To attract foreign investments the two States promise in those treaties *inter alia* to treat the foreign investor fairly and without discrimination and to pay an adequate compensation in case of an expropriation.⁷⁰ An important procedural aspect of such investment protection treaties is that the foreign investor can initiate an arbitration proceeding directly against the host-state, where the foreign investor could claim that certain measures of the host-state violate the protection standards in the investment protection treaty. Such appealed measures could also consist in the designation of a PA for biodiversity. Especially in developing countries, where a lot of foreign investors operate in sectors of natural resources and agriculture, such a scenario had occurred⁷¹ and will continue to exist. Depending on the value of the investment, if the foreign investor wins the case, the State could be confronted with claims of million of Dollars. International investment law is thus another area of law where tensions between property rights and biodiversity protection could appear.

5.4 Interim Conclusion

Depending on the circumstances in the specific case, the designation of a PA for biodiversity can interfere with protected property rights of affected landowners. This could consequently lead to different disputes at different levels. All described levels of property protection contain the principle of proportionality. This process of balancing tries to adjust the competing interest of landowners and biodiversity protection. The outcome of such proceedings can lead to the result that the individual landowner has to be compensated. This depends on the facts of the specific case. However, such a finding does not impede the establishment of the PA for biodiversity. The State has only to grant compensation to the affected person.

⁷⁰ For an overview about international investment law see the leading book: Rudolf Dolzer & Christoph Schreuer, *Principles of International Investment Law* (2nd ed. – OUP 2012). In german see: Jörn Griebel, *Internationales Investitionsrecht* (Beck 2008). For special focus on environmental issues with investment law, see: Ole Fauchald, “International Investment Law and Environmental Protection” (2006) 17 *Yearbook of International Environmental Law* 3; Marie-Claire Cordonier-Segger, Markus Gehring and Andrew Newcombe (eds), *Sustainable development in world investment law* (Wolters Kluwer 2010); Kyla Tienhaara, *The Expropriation of Environmental Governance: Protecting Foreign Investors at the Expense of Public Policy* (CUP 2009); Jorge Viñuales, *Foreign investment and the environment in international law* (CUP 2012).

⁷¹ See for example: *Santa Elena v. Costa Rica*, ICSID Case No. ARB/96/1 (17 February 2000), 39 ILM 317; *Marion Unglaube v. Republic of Costa Rica*, ICSID Case No. ARB/08/1, Award 16 May 2012 & *Reinhard Hans Unglaube v. Republic of Costa Rica*, ICSID Case No. ARB/09/20, Award 16 May 2012; *Metalclad v. United States of Mexico*, ICSID Case No. ARB(AF)/97/1 (30 August 2000).

6 Conclusion

This contribution analyzed the legal context of Article 8 CBD and specifies the scope of the legal obligation of this crucial norm of the CBD for its Members. Although this norm grants discretion to States, the Parties to the CBD are under an obligation to create PAs for the protection of biodiversity. This is further strengthened through the concept of common concern of humankind, which is contained in the CBD. On the other hand the competent national authorities have to take into account the property rights of affected landowners. Depending on the facts of the specific case, the designation of a PA for biodiversity could touch upon rules of German, European or international investment law. Therefore Article 8 CBD must be seen in conjunction with these areas of property law. To sum up, Article 8 CBD shows various effects and reflections in different legal dimensions.

Forests – Trapped between the Regimes¹

Anja Eikermann

1 Introduction

Forests have been on the agenda of international environmental negotiations for decades. With the recognition of the threat of forest loss and forest degradation and the interlinked threat to environmental and human well-being, personal and financial resources, as well as time and effort have been invested in international forest negotiations. A considerable amount of documents has been produced by the various negotiation processes, however none resulted in an international, legally-binding instrument that directly addresses global forest. There is no exclusive competence for the comprehensive regulation of global forests², but rather multiple competences asserted by multiple actors on the international

¹ The article is an overview based on the author's Ph.D. thesis. I am very grateful to Till Dörschner, Matthäus Fink, Michael Hebenstreit, Lisa Minkmar, Katrin Reuter, Laura Sutcliffe and Nora Vogt for helpful comments on earlier drafts.

² The term “regulation of global forests”, respectively “international forest regulation”, within the framework of this article may be understood as a variable – in terms of a placeholder. The international literature addressing the status of global forests in international law and policy uses diverging terms in this regard. While some authors refer to “conservation and sustainable use of forests”, see Tarasofsky, 1996, others pursue “sustainable forest management”, see Mackenzie, C. P., 2012; Kunzmann, K., 2008, or “sustainable development of all forests”, see Sanwal, M., 1992, or “international forest protection”, see Saunders, M. B., 1991. Some authors simply remain silent about the contents of international forest regulation and merely provide for a consideration of a “comprehensive/holistic” approach to forest regulation and “sectoral” approaches, Humphreys, D., 2005, p. 1–10. The German literature prefers the term „Waldschutz” (forest protection), see Hönerbach, F., 1996. This incongruity of terms reflects the disagreement with regard to the overall objective that is aspired by the different parties in international forest negotiations.

environmental politics stage who would like to fully incorporate forests into their own mandate and bring the regulation of global forests under their aegis. This article will give an introduction into the circumstances that brought the issue of global forests to international attention and thus, on the international political agenda (2.). It will then turn to the challenges global forests pose to international law and thus, to regulation within the international legal system (3.), and present the fragmented cluster of international forest law and policy (4.). Finally, this article will give an overview over selected approaches to international forest regulation within the international legal system (5.). In conclusion, this article argues that the cluster called the “international forest regime” is a trap for forest protection. In the long run the negotiations need a new impetus to finally overcome this deadlock. A coordination convention might deliver the required momentum (6.).

2 Forests on the International Political Agenda

Forests are at the core of the interdependences between biological diversity and climate change. Estimations show that forests cover 31% of the world's landmass amounting to approximately 4 billion hectares.³ Forests are among the most complex environmental systems covering a variety of ecosystem services⁴ for the benefit of other ecosystems, species and human well-being worldwide. In their capacity to store huge amounts of carbon dioxide, forests serve as carbon sinks and, thus, as climate change mitigators. Forests in general, but especially tropical forests, are large reservoirs for biological diversity providing a habitat for half or more of the world's known terrestrial plant and animal species. Furthermore, forests serve water catchment. By providing for large amount of industrial wood as well as numerous non-wood forest products, they perform a valuable economic function. Beyond that, forests are not only a natural habitat but also anthroposphere, providing shelter, housing and food for people, but also important cultural, spiritual, and recreational roles in many societies. Furthermore, forests are able to prevent floods and erosion. These – to name only a few – factors make forests one of the most important and valuable ecosystems on earth. In doing so, forests do not only provide services, but also represent monetary and intrinsic values.⁵

The area and condition of the world's forests has, however, declined rapidly throughout recent human history. The rate and type of decline is due to a set of

³ FAO, 2010, pp. xiii, 12.

⁴ “Ecosystem services are the benefits people obtain from ecosystems. These include provisioning services such as food and water; regulating services such as regulation of floods, drought, land degradation, and disease; supporting services such as soil formation and nutrient cycling; and cultural services such as recreational, spiritual, religious and other nonmaterial benefits.” See MEA, 2003, p. 3.

⁵ Hassan, 2009, pp. 600 et seq. Note however that due to the lack of formal markets only a few forest services can be realized, see Hassan, 2009, p. 600 and FAO, 2012, p. 28.

different causes which produce different outcomes in different types of forests.⁶ The assessed degradation of many forest ecosystems is the result of complex interactions among social, policy and institutional, technological, cultural, demographic, ecological, economic, climatic, and biophysical factors. These causes may have direct or indirect effects, local, regional or even global implications. They may be causing one another, may be interactive or occur independently.

Forests have been on the international political agenda before the recognition of these threats to human well-being.⁷ The early stages of international forest law and policy are marked by the perception of forests as source of timber.⁸ Timber was regarded as a renewable resource that can be exploited without difficulty. Thus, forests were perceived as a natural resource under the sovereignty of states and as such forests can be dealt with at the states' discretion. This does not mean that forests remained utterly unregulated. On the contrary, states had a major interest in using forest resources to their fullest and regulated the use of forests in this sense.⁹ The recognition of the need for the protection of natural resources stems from the approach of protection for utilization.¹⁰ Along the lines of the common perception of natural resources and with growing scientific knowledge and technical possibilities, the foundational knowledge about forest ecosystems, interrelations within this ecosystem and human well-being grew immensely and with it the knowledge about threats to both, forest ecosystems and human well-being.

The interest in forest conservation for reasons other than utilization rose with the recognition of the correlation between global warming and the loss of forests in the late 1980s and an international forest convention was opted for.¹¹ However, the protection of forests did not find its way into an international treaty and it was decided to work towards a non-binding instrument instead – the Non-Legally Binding Authoritative Statement of Principles for a Global Consensus on the Management, Conservation and Sustainable Development of all Types of For-

⁶ Elaborating these factors goes beyond the scope of this article. For detailed analysis see, Hassan, 2009, pp. 607 et seq.

⁷ Hassan, 2009, pp. 613 et seq.

⁸ One can argue that “forest law” is rooted in “timber law”, see also Lipschutz, R. D., 2000.

⁹ Lipschutz, R. D., 2000, pp. 156 et seq.

¹⁰ Birnie, P. et al., 2009, p.5 585; see also the approach taken by the ITTA 1983, International Tropical Timber Agreement, 1983, Geneva, 18 November 1983. United Nations Treaty Series, Vol. 1393, p. 67 [ITTA 1983]; Nagtzaam, G., 2008, p. 26.

¹¹ The negotiation process as well as the differing positions taken by the various actors cannot be dealt with within the framework of this article. For a detailed analysis see especially Hönerbach, F., pp. 30 et seq. as well as Tarasofsky, R., 1996, p. 670. For additional material see Materials from PrepCom I (Organizational Meeting), New York, 5 - 16 March 1990, Report of the UN Conference on Environment and Development Secretary-General to the Preparatory Committee, Conference on Environment Development '92 - Decisions of PrepCom (adopted 20 March 1990), UN Doc. A/CONF.151/PC/2 and following, particularly Materials From PrepCom II, Geneva, Switzerland, 18 March - 5 April 1990, UN Doc. A/CONF.151/PC/27.

ests.¹² So far an international consensus¹³ beyond the Forest Principles and Agenda 21, Chapter 11 on “Combating Deforestation”¹⁴ has not been reached,¹⁵ notwithstanding the persistent threat emanating from deforestation and forest degradation and the continuing political processes addressing the issues.¹⁶

3 Forests – Challenges for International Law

The challenges global forests pose to the approach of regulation within the international legal system originate in the nature of the matter itself: the diversity of forest ecosystems on a global scale and the corresponding diversity of forest ecosystem services. Forest ecosystems vary across the globe and with these geographical conditions the provisioning, regulating, supporting and cultural ecosystem services they provide.¹⁷ These variations have severe implications for international law.¹⁸ The entity “global forests” consists of multiple forest components.¹⁹ These components can be accessed by different actors, depending on their proximity to the relevant actor or the range of their effect. The diversity of forest components brings about multiple actors that claim to have access and disposal rights²⁰ with regard to forests. These various “rights” are not always compatible; precluding an agreement on international forest regulation.

¹² Report of the UN Conference on Environment and Development, Rio de Janeiro, 3-14 June 1992. Annex III: Non-Legally Binding Authoritative Statement of Principles for a Global Consensus on the Management, Conservation and Sustainable Development of all Types of Forests, UN Doc. A/CONF.151/26 (Vol. III), 14 August 1992 [Forest Principles].

¹³ Note that the term “consensus” in international law actually refers to consensus procedure in international decision making and is basically defined as the absence of any formal objection, see Wolfrum, R. & Pichon, J., 2010. In the context of an “international consensus on forests”, consensus may be understood in the common sense of the term as “general agreement”, see <http://www.merriam-webster.com/dictionary/consensus>.

¹⁴ Report of the UN Conference on Environment and Development, Rio de Janeiro, 3-14 June 1992. Annex II: Agenda 21, UN Doc. A/CONF.151/26 (Vol. II), 13 August 1992 [Agenda 21, Chapter 11].

¹⁵ Note however, the continuing pursuit of such a consensus and the most current achievement of the Non-Legally Binding Instrument on All Types of Forests by the UNFF, United Nations General Assembly, Sixty-second session, 31 January 2008, Resolution Adopted by the General Assembly 62/98 Non-legally binding instrument on all types of forests, UN Doc. A/RES/62/98.

¹⁶ Note however, that certain collaborations on forests have evolved between various international forest institutions such as in particular the Collaborative Partnership on Forests [CPF]. These collaborations however seldom exceed the mere exchange of information and do not add to concerted action. See also Humphreys, D., 2006, p. 213.

¹⁷ See Hassan, R. et al, 2009, pp. 600 et seq.

¹⁸ On the differences between biodiversity, climate change and forests as such and the implications for the UNCED negotiations see for a very useful and comprehensive elaboration Hönerbach, F., 1996.

¹⁹ The term “component” is a non-technical term that shall be used in this article to refer to all tangible and intangible items forests contain or provide originally or due to subsequent processing or utilization, regardless of the provisioning of benefits for people.

²⁰ “Access and disposal rights” is meant in this article as to comprise the various forms of tenure rights. See also White, A. & Martin, A., 2002, p. 4.

Primarily, forests are a territorially bound natural resource. As such, states claim access to forests by the paradigm principle of state sovereignty over natural resources.²¹ Principle 21 of the Stockholm Declaration²² and Principle 2 of the Rio Declaration²³ constitute the sovereign right of States to exploit their own resources pursuant to their own environmental policies, and the responsibility to ensure that activities within their jurisdiction or control do not cause damage to the environment of other States or of areas beyond the limits of national jurisdiction. Especially in Europe and Northern America, there are a number of private forest owners, accessing and disposing of forests by their constitutive national property rights.²⁴ A large share of access and disposal rights are transferred by governments to private, international forestry businesses by logging concessions and plant patents, vesting these governments with royalties.²⁵ Of course, forests are habitat and source of livelihood for a large number of people. The recognition of private community-based property rights of forest-dependent communities has increased since the 1980s giving indigenous peoples and local communities not only administrating rights to forests, but also access and disposal rights.²⁶ The contents of access and disposal rights additionally vary on a global scale. These interests and rights often conflict with each to the extent that they overlap and the different forest users ascribe different values to one and the same forest component.²⁷

However, forests do not only serve actors in close territorial proximity to the forest, but also have cross-border and even global effects. This adds a second layer to the access and disposal right schemes. Forests provide ecosystem services, such as climate regulation, biodiversity safeguarding and draught prevention, across borders for human well-being worldwide. As this effect seem to concern all states, this has strongly motivated the idea of a “common interest”²⁸ in global forests and to classify forests as “global common good”, subjecting forests completely to the rule of international law.²⁹ This notion however provoked the fear of forest-rich

²¹ Schrijver, N., 1997; FAO, 2010.

²² Declaration of the United Nations Conference on the Human Environment, Stockholm, 16 June 1972, UN Doc. A/Conf.48/14/Rev.1; 11 ILM 1416 (1972) [Stockholm Declaration].

²³ Report of the UN Conference on Environment and Development, Rio de Janeiro, 3-14 June 1992. Annex I: Rio Declaration on Environment and Development, UN Doc. A/CONF.151/26 (Vol. I), 12 August 1992 [Rio Declaration].

²⁴ White, A. & Martin, A., 2002.

²⁵ Lipschutz, R. D., 2000, p. 157; White, A. & Martin, A., 2002, p. 8.

²⁶ White, A. & Martin, A., 2002, pp. 11 et seq.; Humphreys, D., 2006.

²⁷ Hassan, R. et al, 2009, p. 588; Humphreys, D., 2006, p. 213.

²⁸ “Mostly, the term is used in order to refer to interests protected by international law binding either all or only a group of States which go beyond the delimitation of sovereign spheres of influence, the reconciliation of opposed national interests or the reciprocal exchange of benefits between sovereign States. These are interests which can be attributed across borders to individuals or groups of individuals relating to their well-being” See Feichtner, I., 2011.

²⁹ Skala-Kuhmann, A., 1996; There is extensive literature on the concept of “common concern of humankind”, which cannot be dealt with appropriately within this framework. For the particular relevance of this concept with regard to global forests see especially Brunnée, J. & Nollkaemper, A., 1996 and Brunnée, J., 1996.

countries that their forests would be internationalized and has been fiercely rejected. Still, the common concern is not without merit. Interpreting the principle of “common concern” in a rather benevolent fashion, it is not meant to internationalize sovereign resources and to limit a state's access and disposal rights, but to share the responsibilities that arise from threats to forests.³⁰

A third layer of access and disposal rights is added by the various international regimes that relate to single forest components.³¹ The intersecting attribution of forest components to different international agreements poses challenges to international law with regard to the regulation of the entity “global forests” as the regulation of the matter as a whole comes into conflict with the regulation of the single components.

In conclusion, access and disposal rights are provided at the national and international level for those forest components that are bestowed with a recognized market value, such as timber and species. No rules are available for those forest components that share characteristics of global common goods without market value.³² Thus, the single forest components are subject to different – in some cases mutually exclusive – access and disposal schemes, making forest a hybrid object for international legal regulation, international law does not provide a comprehensive concept for yet.

4 The Current Status of Forests under International Law

Instead of a comprehensive international forest convention a complex system developed, which is an aggregate of very different instruments: international (environmental) treaties, mere political guidelines, recommendations, rules of procedure, resolutions or international and non-governmental organizations, standard-setting and certification businesses.

This aggregate, has often been accorded the term “international forest regime”³³ in international law and policy.³⁴ It can be structured in two dimensions. In its primary dimension, the “international forest regime” is a cluster of political processes that accrue from the idea to combat deforestation and forest degradation

³⁰ See also Brunnée, J. & Nollkaemper, A., 1996, p. 309.

³¹ See also below Chapter 4.

³² See Hönerbach, F., 1996, p. 87; For a good overview see Humphreys, D., 2006, p. 20.

³³ Or “the global regime for the conservation and sustainable use of forests”, see Tarasofsky, R., 1996. The term regime is a critical one. Regime formation as well as their effects are subject to extensive discussions in international relations theory as well as international law. Even without imposing the requirement of legally-binding commitments for the definition of the term “regime”, the application of this term, defined as “sets of implicit or explicit principles, norms, rules and decision-making procedures around which actor's expectations converge in a given area of international relations”, see Stein, A. A., 2008, p. 203, is inherently problematic. In fact, some authors contest the “regime character”, see Dimitrov et al, 2007; Dimitrov, R. S., 2005; Smouts, M.-C., 2008. Others avoid the term, see VanderZwaag D. & MacKinlay, D., 1996.

³⁴ Tarasofsky, R., 1999.

or at least regulate a more sustainable utilization of forests. These political processes are mainly:

- the International Tropical Timber Organization (ITTO);
- the United Nations Food and Agriculture Organization (FAO);
- the United Nations Conference on Environment and Development (UNCED) in Rio 1992;
- the Intergovernmental Panel on Forest (IPF), the Intergovernmental Forum on Forests (IFF) and the United Nations Forum on Forests (UNFF);
- international certification processes – especially the Forest Stewardship Council (FSC) and the Programme for the Endorsement of Forest Certification (PEFC);
- the Forest Law Enforcement, Governance and Trade (FLEGT) Processes;
- the World Bank forest processes; and
- the Forest Europe process.

This cluster of processes proliferated from different roots, in different directions, under different perceptions and perspectives, in parallel and also against each other.³⁵ All of these processes brought about a huge number of so-called soft law instruments, that is, guidelines, recommendations, resolutions and so forth. Almost all of these political processes attempted at one point or another to negotiate and adopt an international forest convention.³⁶ However, up until now, they all failed. Therefore, these international forest processes are of non-legally binding nature only.

The second dimension of the “international forest regime” is often called “international forest law”.³⁷ It entails a number of international legally-binding treaties that have been merged under the roof of the term “international forest law”. These treaties include³⁸

- the ITTA;

³⁵ Humphreys, D., 2006; Tarasofsky, R., 1999.

³⁶ See for example the periodic renegotiations of the ITTA under the ITTO, Nagtzaam, G., 2008, or the continuing quest for a forest convention under the IPF and its successors with the next aim of creating a legally-binding instrument on forests by 2015, United Nations Forum on Forests, Report of the sixth session, 27 May 2005 and 13 to 24 February 2006, Economic and Social Council Official Records, 2006, Supplement No. 22, UN Doc. E/CN.18/2006/18, para. 32.

³⁷ See for example Mackenzie, C. P., 2012.

³⁸ Note that in fact this list is not complete. In consideration of the brevity of this paper, treaties specific to the rights of indigenous peoples and local communities, such as for example the ILO Conventions No. 107 (The Indigenous and Tribal Populations Convention, 1957) and No. 169 (Convention concerning Indigenous and Tribal Peoples in Independent Countries, 1989), as well as regional treaties are not taken into account.

- the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora, also known as the Washington Convention (CITES);³⁹
- the Convention on Wetlands of International Importance, especially as Waterfowl Habitat (Ramsar Convention);⁴⁰
- the World Heritage Convention (WHC);⁴¹
- international law of the World Trade Organization (WTO) (especially the General Agreement on Tariffs and Trade 1994⁴²);
- the United Nations Framework Convention on Climate Change⁴³ and the Kyoto Protocol;⁴⁴
- the Convention on Biological Diversity⁴⁵ and its accompanying protocols; and
- the United Nations Convention to Combat Desertification in those Countries Experiencing Serious Drought and/or Desertification, Particularly in Africa (UNCCD).⁴⁶

None of these international instruments covers forests with an encompassing scope. They rather focus on forests in specific contexts, such as trade, culture or climate change, or specific forest components, such as forest biodiversity, single tree species or timber.⁴⁷

The vast proliferation of international treaties in general as well as the general applicability of various international treaties to forests in specific contexts or to single forest components, created a complex overload of competing treaties. Trying to put it in a nutshell, these treaties have overlapping scopes, mandates and obligations. They vary in their membership thus, creating different obligations for different states. Their relation to one another is not always clear which hampers their effective application and leads to legal insecurity on the domestic level when it comes to implementation.⁴⁸ The instruments, international law traditionally pro-

³⁹ Convention on international trade in endangered species of wild fauna and flora, Geneva, 1 July 1975, United Nations Treaty Series, Vol. 993, p. 243 [CITES].

⁴⁰ Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat. Ramsar, 2 February 1971, United Nations Treaty Series [Ramsar Convention].

⁴¹ Convention for the protection of the world cultural and natural heritage, Paris, 16 November 1972, United Nations Treaty Series, Vol. 1037, p. 151 [WHC].

⁴² General Agreement on Tariffs and Trade 1994, United Nations Treaty Series, Vol. 1867, p. 187 [GATT 1994].

⁴³ United Nations Framework Convention on Climate Change, New York, 9 May 1992. United Nations Treaty Series, Vol. 1771, p. 107 [UNFCCC].

⁴⁴ Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change, Kyoto, 11 December 1997. United Nations Treaty Series, Vol. 2303, p. 148 [Kyoto-Protocol].

⁴⁵ Convention on Biological Diversity, Rio de Janeiro, 5 June 1992. United Nations Treaty Series, Vol. 1760, p. 79 [CBD].

⁴⁶ United Nations Convention to Combat Desertification in those Countries Experiencing Serious Drought and/or Desertification, Particularly in Africa, Paris, 14 October 1994, United Nations, Treaty Series, Vol. 1954, p. 3 [UNCCD].

⁴⁷ For a comprehensive analysis of the interconnections of the single treaties to forests see for example Tarasofsky, R., 1999.

⁴⁸ Potential for conflict arises in particular between the climate and the biodiversity regime. See Assef, H. van, 2012b.

vides for to solve treaty conflicts have proven to be rather useless in the environmental context⁴⁹ Furthermore, the proliferation of international environmental treaties increases the need for financial resources to incentivize compliance – resources states are reluctant to fund. Additionally, these treaties promote very different objectives, principles and values that in part even contradict each other. If this legal fragmentation is combined with the cluster of political forest processes, a multi-fragmented international forest regime emerges.⁵⁰

Eventually, there is a unique split: On the one hand, there is the international forest regime which is directly aimed at global forests but lacks any legally-binding commitment on the sustainable use of global forests, on the other hand, there is a merge of international law, which is not directed at global forests, but which applies to forests in specific contexts or to single forest components only.

In and of itself, the non-legally binding – or so-called soft law – nature of an instrument is not to be equated with ineffectiveness⁵¹, while legally-binding instruments – the so-called hard law – does not necessarily mean that it actually has an impact.⁵² In general, both sets of norms are relevant and merit recognition.⁵³ However, the mere existence of a norm, may it be legally-binding or not, does not always have a positive effect in itself. In the case at hand, the norms that emerged from the political processes are hollow, failed to facilitate coordinated action in forest matters and are considered as a mere symbolic “lip service”.⁵⁴ The continuing demonstration of their unwillingness to agree formally on forest issues manifests the states' lack of recognition for a need to coordinate – respectively the recognition that “[...] the prospects for success are so minimal that they are unwilling to attempt coordination.”⁵⁵ The international treaties relating to forests are – individually – not able to cover the issue appropriately. In their collectivity, treaty cooperation has so far been wasted. Additionally, the treaties are subject to fundamental tensions inasmuch as they promote differing objectives, principles and values.⁵⁶ While global forests continue to decline rapidly, their regulation is trapped between all these instruments.

⁴⁹ Matz, N., 2006; Asselt, H. van, 2012b.

⁵⁰ The fragmentation of international law has spurred an enormous amount of literature, which shall not be considered in this article. For a general consideration of this issue as well as a concise analysis of the role of fragmentation in international forest matters see Asselt, H. van, 2012b.

⁵¹ To elaborate on the concept of “effectiveness” is beyond the scope of this article. For a concise overview see Bodansky, D., 2010, pp. 252. For the purpose of this article it is sufficient to understand effectiveness as a broad heterogeneous term – in line with Bodansky's elaborations – as legal effectiveness in terms of compliance, behavioral effectiveness and problem-solving effectiveness.

⁵² Thürer, D., 2009; Skjærseth, J. B. et al., 2006.; Brown Weiss, E., 1997.

⁵³ Chinkin, C. M., 1989.

⁵⁴ Dimitrov, R. S., 2005, p. 7.

⁵⁵ Dimitrov, R. et al., 2007, p. 232.

⁵⁶ Humphreys, D., 2006, p. 213.

5 Approaches to International Forest Conservation

Notwithstanding the decades of failure, the quest for an international forest convention has not been erased from the international agenda.⁵⁷ In the following, some legal as well as practical arguments for and against selected approaches to international forest regulation shall be weighed against each other.⁵⁸

5.1 The Protocol and Amendment Approach

One option often discussed in this context within international law literature is the adoption of a forest protocol to an existing treaty or its amendment. These approaches are not without merit. A protocol or an amendment save the extensive treaty negotiation processes. As especially the Kyoto Protocol has shown, protocols are more often stricter than their parent conventions and states are more inclined to agree as they already agreed to the parent convention. However, both approaches have to meet a serious difficulty: What is the right context for a forest protocol or a forest amendment?

The CBD – A Framework Convention for Forests?

The CBD, covers a large share of forest components and may thus, provide the suitable context for a forest protocol.⁵⁹ Some even have argued that the CBD is already an international framework convention for forests.⁶⁰

This option is of course very appealing. The CBD is a universal-convention, as it almost has universal state membership. It thus, already provides a well-proven treaty infrastructure and could thus, save cost-intensive and time consuming foundation processes. The biodiversity convention already provides for the consensus on the balance between sustainable use and conservation. It works on the genetic, species and ecosystem level and could provide for the comprehensive framework global forests in all their dimensions require. Furthermore, the CBD already provides for a financial infrastructure by the use of the GEF as its financial mechanism. Finally, with regard to other branches of international environmental law, the framework-protocol approach seems to be quite effective.⁶¹

⁵⁷ Following Humphreys, D., 2005. See also fn. 35.

⁵⁸ See for a very elaborated analysis of approaches also Mackenzie, C. P., 2012. On arguments put forward by states towards or against an international forest convention see Humphreys, D., 2005, pp. 4 et seq.

⁵⁹ On the intersections of the CBD with global forests see Khalastchi, R. & Mackenzie, R., 1999.

⁶⁰ Tarasofsky, R., 1996, p. 673.

⁶¹ Matz-Lück, N. 2010.

However, since the decades have passed, no state ever honestly proposed a CBD forest protocol and it does not seem likely to happen in the near future. Even though, the CBD is explicitly not a mere conservation treaty, it is often perceived as such.⁶² Thus, especially timber producing countries are reluctant to subject one of their most important resources to the biodiversity regime.

Forests within the UNFCCC – A Side Note on REDD

In general, climate regime, “[...] provides a clear foundation for including forests, based largely on a conception of forests as important sinks or reservoirs of carbons [...]”⁶³ However, a forest protocol to the UNFCCC has not been pursued, but rather the inclusion of forests within the existing framework. Incorporating forests within this framework raised two sets of concerns: political and technical. From a political point of view, the fear was voiced that developed states might use these rules as loopholes to circumvent their actual emission reduction commitments under the Protocol. On the other hand, developing states feared the intervention of developed states with their domestic forest policies. From a technical point of view, the negotiating parties encountered accounting difficulties. Accounting for carbon to generate (tradable) credits requires clear definitions (forest, afforestation, reforestation, deforestation), precise measurement (reliable forest information and reporting), permanence (emission reductions measures need to be permanent), the exclusion of leakage (displacement of emissions), and determined owner rights.⁶⁴ Therefore, to date forests are considered under the climate regime, but not recognized.⁶⁵

The most significant development in this regard has been the introduction of REDD (reduction of emissions from deforestation and forest degradation) in 2005.⁶⁶ REDD is not an established international mechanism yet. It is work in progress that might be included in a future climate agreement. It is the attempt to create a global mechanism that creates – primarily financial – incentives for reducing emissions from deforestation and forest degradation. While attention has always centered on creating an international forest convention, those responsible for policy turned their attention to REDD.⁶⁷

⁶² Tarasofsky, R., 1996, p. 675.

⁶³ Boyd, W., 2010.

⁶⁴ Boyd, W., 2010; Fry, I., 2008.

⁶⁵ Levin, K. et al., 2008.

⁶⁶ The terms “REDD” and “REDD-plus/REDD+” are often used interchangeably today. The difference between these terms stems from the agenda of the meetings of the UNFCCC COP. When the concept was introduced in 2005 it was furnished with the label “RED” (reducing emissions from deforestation in developing countries). In the following, discussions emerged with regard to the scope of such a mechanism and emissions from forest degradation were included, bringing about the second “D”. Since 2008, the inclusion of conservation and sustainable management of forests, as well as the enhancement of forest carbon stocks in a possible REDD mechanism is considered, creating the “plus”.

⁶⁷ Mackenzie, C. P., 2012, p. 251.

REDD is a very appealing option with regard to the prevention of deforestation and forest degradation. Solutions are needed urgently. Until the climate negotiations in Doha in November and December 2012 at COP18, REDD had a strong impetus with an open window of opportunity in international politics. With the promotion of REDD, the climate regime put itself at the forefront of international forest negotiations. Furthermore, REDD is and will be part of the climate negotiations under the auspices of the United Nations. It is thus embedded within an existing, well-proven treaty and negotiation infrastructure, making time and resource consuming foundation negotiations unnecessary. Including forests within the climate regime has additionally become scientifically and technically more doable.⁶⁸ According to the outcomes of preceding REDD negotiations, a potential REDD mechanism will have to obey safeguards for indigenous peoples and local communities as well as for biodiversity conservation.⁶⁹ Thus, REDD offers the great advantage of not only regarding forests as a source and sink for carbon, but it might also recognize the multiple functions of forests. Additionally, REDD is incentive based. It is intended to provide financial revenues for non-deforestation and the decrease of forest degradation, which might serve to overcome the superior economic interests in forests.

REDD faces severe challenges however. REDD indicates a shift from an ecological-social reasoning for avoiding deforestation and forest degradation to a mere economic one, losing sight of a comprehensive approach to forest regulation.⁷⁰ The “monetization” of forests might furthermore strongly conflict with the human rights specific and biodiversity safeguards.⁷¹ REDD has interrupted the recent trends to consider the multifunctionality of forests especially with regard to their social and economic implications.⁷² It has “[...] pushed forests back to where they started – where the economic value of forests drives policies.”⁷³ REDD can furthermore be seen critically with regard to accounting. The critical questions of additionality, measurement, reporting and verification, leakage and permanence have not been dispelled yet, and clear and manageable solutions are not foreseeable yet either. Furthermore, its strongest argument, which is its financial incentive approach, is put into jeopardy as the source of the required financial resources is not fixed at all at this moment. REDD also gives rise to regulatory problems. As REDD will come into existence within the framework of the UNFCCC or a new 2015 climate agreement, forests will – again – be at the center of the fragmentation of international law, conflicting with other international environmental agreements that entail rules for forests.⁷⁴

⁶⁸ Srivastava, N., 2011; Boyd, W., 2010.

⁶⁹ van Asselt, H. 2012a.

⁷⁰ Srivastava, N., 2011.

⁷¹ van Asselt, H., 2012a.

⁷² Levin, K. et al., 2008.

⁷³ Srivastava, N., 2011.

⁷⁴ Levin K. et al., 2008.

5.2 The Convention Approach

Despite the fact that an international forest convention did not come into existence up until today, it has a lot to commend it. In general, international law offers valuable tools for the regulation of utilization and conservation of global natural resources. It has a constitutional role, providing mechanisms and procedures for negotiation, setting standards, settling disputes and supervising implementation and compliance.⁷⁵ It encourages and enables international cooperation.⁷⁶ Finally, international law can be attributed a harmonization function for national laws.⁷⁷

A single, comprehensive convention on forests would be a consolidated version of all existing instruments on forests, or at least a convention could take on a complementary role with regard to the existing international treaties related to forests.⁷⁸ A forest convention would not only be comprehensive in terms of the consolidation of single agreements, but also with regard to the regulated subject matter. A convention is able to transcend the limits of non-cooperation and fragmentation international forest regulation is subjected to under the existing agreements related to forest issues.⁷⁹

An international forest convention serves rationalization and streamlining of the international forest law and policy processes. In this processes, the new agreement could be the “lead-instrument”, providing focused direction and guidance, as well as the required harmonization and consistency. In this function, an international forest convention could especially induce and secure the clarification of relevant customary international law – especially, with regard to the sovereign right of States to exploit their own resources. An international forest convention could take the opportunity to clarify this rule at least in so far, so that it does not play into the hands of exploitation interest only.⁸⁰ The fact that sectoral, fragmented processes have so far not been effective may lead to the argumentum e contrario that a comprehensive convention will be more effective.⁸¹

An international forest convention could take several forms. It could take the form of a comprehensive forest convention. However with regard to the failure of this approach, it might be more feasible to start off with a framework convention on forests, following the lead of the UNFCCC or the CBD. A framework convention could provide for the necessary and currently lacking consensus on major objectives and principles for international forest regulation. It could be the frame

⁷⁵ Birnie, P. et al. 2009, p. 9.

⁷⁶ Bodansky, D., 2010, p. 16.

⁷⁷ Birnie, P. et al. 2009, p. 10.

⁷⁸ Humphreys calls this “[...] a triumvirate of mutually reinforcing environmental regimes [...]”, see Humphreys, D., 2005, p. 2.

⁷⁹ See Tarasofsky, R., 1996, p. 682.

⁸⁰ See Brunnée, J., 1996, pp. 49 et seq.

⁸¹ See in this regard fn. 51.

for more specific commitments on global forests and offers the option to adopt more specific protocols on specific forest issues or geographical regions. Finally, one could think of a coordination convention on forests. This means a convention that does not aim at the substantive regulation of global forests as such, but at the coordination and cooperation of the forest related processes and the existing international law relating to forests.⁸² A coordination convention is to date unprecedented in international law.⁸³ One of the major problems in this regard is how to handle the differing memberships. States who are member to the coordination convention may not be parties to the coordinated conventions. Furthermore, any decision taken by the COP of one of the coordinated conventions would be an external decision for the coordination convention and as such not binding.

Apart from the political reasons for the failure of an international forest convention, such a convention is also subject to legal and practical critique.

An international forest convention might just add another layer to the already uncoordinated cluster of instruments, causing an increase of fragmentation, legal uncertainty and ineffectiveness. There is no tool in international law that would equip an international forest convention with the authority to be the “lead-instrument” in international forest regulation matters and experience shows that the resolution of ambiguities between existing treaties is unlikely.⁸⁴

Referring back to the challenges global forests pose to international law, the involvement of all relevant forest actors has to be considered. International law is the law of states. As the previous chapters have shown, forest issues concern multiple actors, many of which do not have the required participation rights in international law. Additionally, as outlined before as well, international law currently lacks a sound justification for the regulation of global forests as a whole, due to the lack of a global effect of some forest components and coupling of private good and common good characteristics.⁸⁵

From a more practical point of view, an international forest convention is subject to the difficulty of financing. An additional forest convention requires additional financing; states seem to be unwilling to invest under the current circumstances. Most critically, it has to be observed, that an international forest convention might also put a double financial burden on developing, forest-rich countries. A convention restricting business as usual is tantamount to a convention leading to a loss of income for these countries, while additionally being obliged to invest financial resources in the compliance with sustainable forest management stand-

⁸² On the advantages and disadvantages arising from the merging of treaties see Moltke, K. von, 2001, p. 4.

⁸³ Skala-Kuhmann, A., 1996; Humphreys, D., 2005.

⁸⁴ See especially, Matz, N., 2006; Asselt, H. van, 2012b, pp. 1244 et seq.; Mackenzie, C. P., 2012.

⁸⁵ “Even where the effects of forest decline are global in nature, the causes of forest degradation are predominantly local and any solutions must differ accordingly.” Brunnée, J. & Nollkaemper, A. 1996, p. 312; Hönerbach, F., 1996, p. 87.

ards set up by the new convention. An international forest convention would lack the reciprocal advantage.

In conclusion, however, it becomes apparent, that the fundamental aspects of conflict are those connected to the substance of a possible convention. Therefore, it seems useful to abandon the debate on substance and to orient towards coordination. There are already valuable contents on forest regulation that can be found in existing treaties and non-legally binding instruments.⁸⁶ The successful regulation of global forests requires a tool that finally recognizes their multifunctionality and hybrid character. A coordination convention that recognizes these features and works towards a mutually supportive system of forest regulation might bring about the essential change for international forest regulation.

6 Conclusions

This article has shown that the multiplicity of forest components as well as their differing geographical effects lead to a multi-layered system of contradictory claims to access and disposal rights with regard to forests. The so-called “international forest regime” is a reflection of these rival interests. International law is certainly not a panacea for the problem; however, international law is a valuable tool to balance these interests. The approaches to forest regulation offered by international law seek a comprehensive solution for all forest ecosystems, encompassing all forest components. Eventually, these approaches seem equally good or bad, but they remain unused respectively unmatched. Nevertheless, the “quest for an international forest convention”⁸⁷ or a similar approach remains persistently on the international agenda in very different fora.⁸⁸ While actors aspiring forest protection use this endeavor to negotiate an international forest convention – or rules on international forest regulation in general – to push their interests, actors opposing forest protection may use the endeavor to feign willingness to act, to silence the activists, proceed business as usual and to have one's foot in the negotiation door to prevent changes to this pattern. These actors use the balancing functions of international law to prevent change, and thus, to prevent restrictions to forest utilization. As none of the parties want to abandon and cede, a stalemate is created. Certainly, this stalemate does not improve the conditions of global forests, but it also prevents a “least common denominator regulation” that eventually turns out to be a forest utilization convention instead of a forest protection convention. As forest regulation remains trapped between the regimes, it is important to continue the dialogue, involving all relevant actors and the search for the right trigger to cause an improvement of forest conditions. In the long run the negotiations need a new impetus to finally overcome this

⁸⁶ See Chapter 4 above.

⁸⁷ Cf. Humphreys, D. 2005; Hönerbach, F., 1996; Dimitrov, R. S., 2005.

⁸⁸ See fn. 36.

deadlock. A new approach on balancing forest interests that builds on existing consensus and refrains from digging too deep into substantive national matters – such as a coordination convention – might deliver the required momentum.

References

- Asselt, H. van: Integrating Biodiversity in the Climate Regime's Forest Rules: Options and Tradeoffs in Greening REDD Design. 2012a, Review of European Community & International Environmental Law 20, p. 139-150.
- Asselt, H. van: Managing the Fragmentation of International Environmental Law: Forests at the Intersection of the Climate and Biodiversity Regimes. 2012b, Journal of International Law & Politics 44, p. 1205–1279.
- Birnie, P.; Boyle, A. and Redgwell, C.: International Law and the Environment. 2009, Oxford University Press.
- Bodansky, D.: The Art and Craft of International Environmental Law. 2010, Harvard University Press.
- Boyd, W.: Ways of Seeing in Environmental Law: How Deforestation Became an Object of Climate Governance. 2010, Ecology Law Quarterly 37, p. 843-916.
- Brown Weiss, E. (ed.): International Compliance With Nonbinding Accords, Studies in Transnational Legal Policy No. 29. 1997, American Society of International Law.
- Brunnée, J.: A Conceptual Framework for an International Forest Convention: Customary Law and Emerging Principles. In: Global Forests & International Environmental Law. 1996, Canadian Council on International Law.
- Brunnée, J. and Nollkaemper, A.: Between the Forests and the Trees - An Emerging International Forest Law. 1996, Environmental Conservation 23 (4), p. 307-314.
- Chinkin, C. M.: The Challenge of Soft Law: Development and Change in International Law. 1989, International and Comparative Law Quarterly 38, p. 850-866.
- Dimitrov, R. S.: Hostage to Norms: States, Institutions and Global Forest Politics. 2005, Global Environmental Politics 5, p. 1-24.
- Dimitrov, R. S.; Sprinz, D. F.; Digiusto, G. M. and Kelle, A.: International Nonregimes: A Research Agenda. 2007, International Studies Review 9, p. 230-258.
- Feichtner, I.: Community Interest. In: Wolfrum, R. (ed.): Max Planck Encyclopedia of Public International Law. 2011, www.mpepil.com.

- Food and Agriculture Organization (FAO): Global Forest Resources Assessment 2010, Main report. 2010, FAO Forestry Paper 163.
- Food and Agriculture Organization (FAO): State of the World's Forests 2012. 2012, FAO/Rome.
- Fry, I.: Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation: Opportunities and Pitfalls in Developing a New Legal Regime. 2008, *Review of European Community & International Environmental Law* 17, p. 166-182.
- Hassan, R.; Scholes, R. and Ash, N.: Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends: Findings of the Condition and Trends Working Group. 2010, The Millennium Ecosystem Assessment Series 1.
- Hönerbach, F.: Verhandlung einer Waldkonvention Ihr Ansatz und Scheitern. 1996, Discussion Paper FS-II 96-404, Wissenschaftszentrum. 1996, <http://bibliothek.wz-berlin.de/pdf/1996/ii96-404.pdf>. (accessed January 25th, 2013).
- Humphreys, D.: The Elusive Quest for a Global Forests Convention. 2005, *Review of European Community & International Environmental Law* 14, p. 1–10.
- Humphreys, D.: Logjam: Deforestation and the Crisis of Global Governance. 2006, Earthscan.
- Khalastchi, R. and Mackenzie, R.: The Conservation and Sustainable Use of Forest Biological Diversity: The Role of the Convention on Biological Diversity. In: Tarasofsky, R.: *Assessing the International Forest Regime*. 1999, IUCN Environmental Policy and Law Paper 37.
- Kunzmann, K.: The Non-Legally Binding Instrument on Sustainable Management of All Types of Forests - Towards a Legal Regime for Sustainable Forest Management. 2008, *German Law Journal* 9, p. 981-1006.
- Levin, K.; McDermott, C. and Cashore, B.: The Climate Regime as Global Forest Governance: Can Reduced Emissions from Deforestation and Forest Degradation (REDD) Initiatives Pass a 'Dual Effectiveness' Test? 2008, *International Forestry Review* 10 (3), p. 538-549.
- Lipschutz, R. D.: Why Is There No International Forestry Law: An Examination of International Forestry Regulation, Both Public and Private. 2000, *UCLA Journal of Environmental Law and Policy* 19, p. 153-180.
- Mackenzie, C. P.: Future Prospects for International Forest Law. 2012, *International Forestry Review* 14, p. 249–257.
- Matz, N.: Wege zur Koordinierung völkerrechtlicher Verträge: völkervertragsrechtliche und institutionelle Ansätze. 2006, Springer.

- Matz-Lück, N.: Framework Agreements. In: Wolfrum, R. (ed.): Max Planck Encyclopedia of Public International Law. 2010, www.mpepil.com.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA): Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment. 2003, <http://www.unep.org/maweb/en/index.aspx>.
- Moltke, K. von, 2001. On Clustering International Environmental Agreements, IISD, available at <http://www.iisd.org/publications/pub.aspx?id=392> (accessed February 4th, 2013).
- Nagtzaam, G.: The International Tropical Timber Organization and Conservationist Forestry Norms: A Bridge Too Far. 2008, http://works.bepress.com/gerry_nagtzaam/1. (accessed February 4th, 2013).
- Pauwelyn, J.: Fragmentation of International Law. In: Wolfrum, R. (ed.): Max Planck Encyclopedia of Public International Law. 2010, www.mpepil.com.
- Sanwal, M.: The Sustainable Development of All Forests. 1992, Review of European Community & International Environmental Law 1, p. 289–294.
- Saunders, M. B. Valuation and International Regulation of Forest Ecosystems: Prospects for a Global Forest Agreement. 1991, Washington Law Review 66, p. 871–892.
- Schrijver, N.: Sovereignty Over Natural Resources. Balancing Rights and Duties. 1997, Cambridge Univ. Press.
- Skala-Kuhmann, A.: Legal Instruments to Enhance the Conservation and Sustainable Management of Forest Resources at the International Level. 1996, Study commissioned by the Federal Ministry for Economic Cooperation and Development (BMZ) and Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH. 1996, www2.gtz.de/dokumente/bib/97-0370.pdf. (accessed December 20th, 2012).
- Skjærseth, J.; Schram, O. and Wettestadt, J.: Soft Law, Hard Law, and Effective Implementation of International Environmental Norms. 2006, Global Environmental Politics 6, p. 104–120.
- Smouts, M.-C.: The Issue of an International Forest Regime. 2008, The International Forestry Review 10, p. 429–432.
- Srivastava, N. Changing Dynamics of Forest Regulation: Coming Full Circle? 2011, Review of European Community & International Environmental Law 20, p. 113–123.
- Stein, A. A.: Neoliberal Institutionalism. In: Reus-Smit, C. and Snidal, D. (eds.): The Oxford Handbook of International Relations. 2008, Oxford Univ. Press, p. 201–221.

- Tarasofsky, R. The Global Regime for the Conservation and Sustainable Use of Forests: An Assessment of Progress to Date. 1996, *Zeitschrift für ausländisches öffentliches Recht und Völkerrecht* 56, p. 668-684.
- Tarasofsky, R.: Assessing the International Forest Regime. 1999, IUCN Environmental Policy and Law Paper 37.
- Thürer, D.: Soft Law. In: Wolfrum, R. (ed.): *Max Planck Encyclopedia of Public International Law*. 2009, www.mpepil.com.
- VanderZwaag D. and MacKinlay, D.: Towards a Global Forest Convention: Getting out of the Woods and Barking up the Right Tree. In: Canadian Council on International Law (eds.): *Global Forests & International Environmental Law*. 1996, Springer, p. 1-39.
- White, A. and Martin, A.: Who Owns the World's Forests? Forest Tenure and Public Forests in Transition. 2002, *Forest Trends and Center for International Environmental Law*.

V.
Erhaltung von Biodiversität
in der Gesellschaft
Conserving Biodiversity in Practice

An analysis of local institutions governing common pasture use for biodiversity and society in Transylvania, Romania

Laura Sutcliffe, Marlene Röllig and Tibor Hartel

Abstract

This paper aims to summarize the background and some initial insights from a study of common pasture institutions in six villages in Southern Transylvania, Romania. The study area has a long history of the common use of grazing land, but in recent years the institutions governing the use of common pastures have been affected by socio-economic changes in the area. This summary briefly considers what institutions exist, how they have been adapting, and what changes could be made in the future to improve the use of common pastures for biodiversity and society.

1 Introduction

Common pastures, i.e. grasslands used by multiple members of a community to graze their animals, are valuable ecological and social resources (Brown 2006). This type of land-use maintains large and heterogeneous areas for the species-rich but increasingly threatened European grassland flora and fauna (Brown 2006, Lederbogen et al. 2004). It is also a source of income and important ecosystem services for local communities (Wilson & Wilson 1997). Such pastures are just one example

of the many important environmental goods that are common pool resources¹, such as water sources, fisheries, or forests, that are the focus of a growing field of research (Bravo & De Moor 2008, Vollan & Ostrom 2010). The appropriate management of these pastures, as with other common pool resources, is dependent on strong formal and informal institutions that support the cooperation of users (Preddiger et al. 2011). Failure to cooperate may result in pasture abandonment, overgrazing, or land-use change, all of which are associated with a loss of biodiversity (Henlé et al. 2008).

Common pastures were once almost ubiquitous throughout Europe, but since the 18th century have declined considerably, particularly in Western Europe (De Moor, Shaw-Taylor, and Warde 2002). In contrast, in many Eastern European countries such as Romania, the use of common pastures remains widespread, strongly linked to the predominance of semi-subsistence farming. This study investigates governance of common pastures in six villages in Southern Transylvania, Romania (Figure 1a), an area with a long history of commons use (Dorner 1910). The vast majority of the grassland in the region is common pasture, often with low management intensity and high levels of species richness of plants and insects (Figure 1b).

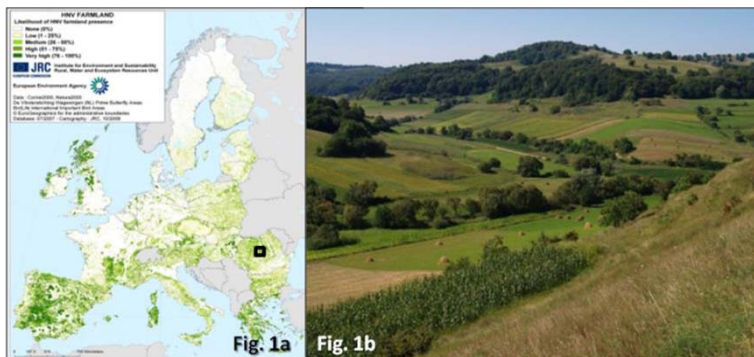


Figure 1a: Location of the study region (black box) in Southern Transylvania (central Romania). Romania is a region with particularly widespread agricultural land of High Nature Value (green shading). **Figure 1b:** Typical large-scale species-rich pastureland surrounding one of the study villages.

Common pastures and their institutions in Southern Transylvania have recently faced a series of changes partly induced by Romania's departure from socialism, its recent accession to the EU, and socio-economic factors linked to modernisation of agriculture. The institutions governing common pastures are often now perceived to be failing to provide fair access for all users and appropriate pasture manage-

¹ Common pool resources are goods which are subtractable, i.e. their use by one individual means there is less available for use by others, and exclusion of users is difficult (Poteete et al. 2009).

ment, leading to overgrazing or abandonment and potentially a loss of biodiversity and production.

This study seeks to identify the local drivers of change affecting commons governance, and barriers to successful collective action in six case study villages in the region of Târnava Mare, Southern Transylvania. Qualitative information about the current and past situation concerning commons use was collected through interviews with commons users. Analysis is still ongoing; therefore this article aims to give only a brief outline of the research and initial insights.

2 Methods and preliminary findings

30 qualitative semi-structured interviews were carried out in six villages in Southern Transylvania with differing levels of collective action regarding the commons. Purposive sampling was used to select interviewees from subsistence to larger-scale livestock farmers, as well as representatives of local administration. Questions concerned historical and present pasture use patterns, participation in decision-making, cooperation among users and the influence of EU agricultural subsidies on commons use. Summaries of answers were translated from the original language (Romanian or German) into English and statements regarding the above themes were grouped and compared. Additional information was gathered from the literature and observational data from fieldwork in the area in 2011 and 2012.

In the study region, the basic official structure for decision-making concerning the commons has changed little over the past century, although the context in which it operates has been subjected to several major changes. On the national level, commons management operates within the framework of the national laws and regulations. This influences the local actors, who operate in a hierarchy involving the mayor (or vice mayor), a pastoral committee or council from the Town Hall, and the users (Figure 2a). In some cases, a farmer association is also present, which may mediate between the users and the Town Hall (Figure 2b). At least one annual meeting is held, where decisions regarding the common pasture are taken and/or communicated. Nevertheless, the influence of the users in the decision-making varies between the villages.

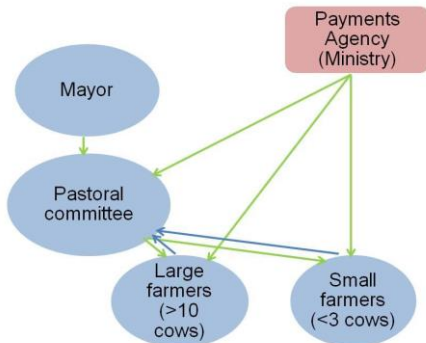


Fig.2a

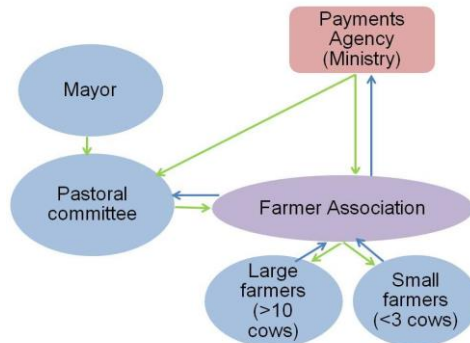


Fig.2b

Figure 2a. Generalised decision-making structure concerning the commons. Local actors are in blue circles. Length of arrows indicates increasing difficulty of information flow. Agricultural payments agency/Ministry provides national regulations on pasture use (e.g. regarding subsidies). Mayor and elected pastoral committee are primary decision-makers at the local level.

Figure 2b. A local farmer association could mediate between individual farmers and the local and national authorities, reducing transaction costs and increasing information flow.

The number of users, and therefore the level of participation in the commons among the local community, is decreasing due to a decline in semi-subsistence farming. In the 1990s, almost all families in the study villages kept a small number of sheep, cows, horses or buffalo, which grazed the common pasture. Today, the number of these unspecialised, small-scale farmers with 1-3 cows has dropped to around 30% of households, whilst another group of users are expanding their herd (i.e. >10 cows). This has led to not only a shrinkage of the active circle of users, but also to increasing heterogeneity within the user group. This second group of users has different needs and different patterns of commons use, creating potential for conflict in decision-making.

In addition, the introduction of subsidy payments per hectare of grassland has led to changes in incentives, i.e. a transition from production-based to subsidy-based usage. Management now aims to fulfil the subsidy requirements, for example minimum and maximum stocking rates that are set for the whole country, rather than the local ecological requirements of the pasture, which depend on environmental, soil and vegetation types. One professional farmer highlights the disregard for the necessary maintenance work:

“So much pasture was lost [i.e. overgrown] in recent years... it’s no longer managed, it’s just a cash cow.”

This has increased potential for corruption, leading to some individuals being excluded from the pasture:

“Because I don’t have friends at the Town Hall, nobody will give me even a single square metre of pasture” (semi-subsistence farmer).

New farmer associations have been formed that could represent the diversity of commons users at a local and regional level and improve information transfer, e.g. regarding subsidies. However, these associations face issues with lack of support from higher institutions:

“In Romania, associations don’t work...in my opinion, it hasn’t been well organised at the top, the regional agricultural authorities, the ministry” (president of a local farmer association).

In addition, a lack of trust and social capital among members lowers the willingness to cooperate:

“I’ve tried myself to work together with people here. As long as you help them, you’re good. But as soon as they should help you, nobody wants to anymore” (large-scale farmer).

3 Recommendations

Initial insights from the analysis suggest that one approach to adapting commons use to the current socio-political context would be to improve the structure of local farmer associations to facilitate participation and collective action. These could improve information flow between farmers and higher organisational levels, and improve management of the pastures for biodiversity and economic production by better representing the users’ interests in management decisions.

For associations to be successful, levels of trust among members must be increased through transparency, as well as the provision of information and support from the authorities.

Acknowledgements

The authors would like to thank all the interviewees who contributed their time to take part in this study, as well as the staff of Fundatia ADEPT for their support. LS was supported by a grant from the Ministry of Education and Culture in Lower Saxony.

References

- Bravo, G. and De Moor, M.: The commons in Europe: from past to future. 2008, *International Journal of the Commons* 2 (2), p. 155–161.
- Brown, K. M.: Common Land in Western Europe: Anachronism or Opportunity for Sustainable Rural Development? 2006, IASCP Europe Regional Meeting: Building the European Commons: From Open Fields to Open Source. Brescia.
- Dorner, B.: *Az Erdélyi Szászok Mezőgazdasága*. 1910, Győr.
- Henle, K.; Alard, D.; Clitherow, J.; Cobb, P.; Firbank, L.; Kull, T.; McCracken, D.; Moritz, R.F.A.; Niemela, J.; Rebane, M.; Wascher, D.; Watt, A. and Young, J.: Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe – A review. 2008, *Agriculture, Ecosystems & Environment* 124, p. 60-71.
- Lederbogen, D.; Rosenthal, G.; Scholle, G.; Trautner, D.; Zimmermann, J. and Kaule, G.: Allmendweiden in Südbayern: Naturschutz durch Landwirtschaftliche Nutzung. 2004, *Angewandte Landschaftsökologie* 62.
- De Moor, M.; Shaw-Taylor, L. and Warde, P.: Comparing the Historical Commons of North West Europe. In: De Moor, M.; Shaw-Taylor, L. and Warde, P. (eds.): *The Management of Common Land in North West Europe, C. 1500-1850*. 2002, Brepols, p. 15–31.
- Poteete, A. R.; Janssen, M. and Ostrom, E.: *Working Together: Collective Action and the Commons, and Multiple Methods in Practice*. 2010, Princeton University Press.
- Prediger, S.; Volla, B. and Froelich, M.: The impact of culture and ecology on cooperation in a common-pool resource experiment. 2002, *Ecological Economics* 70 (9), p. 1599-1608.
- Volla, B. and Ostrom, E.: Cooperation and the Commons. 2010, *Science* 330, p. 923-924.
- Wilson, O. J. and Wilson, G. A.: Common Cause or Common Concern? The Role of Common Lands in the Post-productivist Countryside. 1997, *Area* 29 (1), p. 45–58.

Global challenges at the national level: the case of the Convention on Biological Diversity in Germany and Japan

Asuka Ashida

1 Introduction

Biodiversity has become one of the key topics in the global environmental politics during the last decades. Extinction of species and decline of biodiversity are taking place at an unprecedented rate around the world (Pimm et al. 1995). One way to combat this global challenge is creating an international environmental agreement. The proponents of this approach argue that international coordination is required to tackle global environmental issues (Haas, Keohane, and Levy 1993, 4–8). The concern about the global loss in biodiversity and degradation of ecosystem services gave rise to the Convention on Biological Diversity (CBD) at the 1992 UN Conference on Environment and Development (UNCED). Since then, the CBD exists as the single comprehensive international agreement on biodiversity, aiming at “the conservation of biological diversity, the sustainable use of its components and the fair and equitable sharing of the benefits arising out of the utilization of genetic resources” (CBD, 1992). Today, biodiversity is recognized as an integral element to achieve sustainable development. In this paper I provide a short synopsis of my research on how Germany and Japan have been implementing the global agreement at the national levels.

2 Current state of research

The CBD recently celebrated its two decades anniversary in 2012. What were the consequences of this international agreement? Available literatures are generally critical about the overall results of the CBD, especially regarding its effectiveness in addressing the accelerated global biodiversity loss. The Global Biodiversity Outlook 3, which reviewed the status of biodiversity, concludes there are a number of indications of continuous decline in biodiversity at genetic, species and ecosystem levels. Species that have been identified as “extinction risk” are on average moving closer to extinction. A great majority of natural habitats around the world continue to decrease, although there has been progress in slowing the rate of loss for some of the tropical forests and mangroves (CBD Secretariat 2010).

Scholars have also identified a number of factors that negatively contribute to the effectiveness of the CBD. They range from the text of the agreement, role of science and technical advice to finances. These factors are mostly found at the international levels, and in contrast, national implementation is not as prominently featured in the current literature.

According to literature on the international environmental agreements, national implementation is identified as one of the factors that influences the overall performance of an international environmental agreement (e.g. Brown Weiss and Jacobson 1998; Haas, Keohane, and Levy 1993; Underdal and Hanf 2000; Young 1999). Implementation at the national level is important, as it “directly affect[s] the behavior of actors relevant to the environment, [it] constitute[s] a necessary condition for improvement in the environmental quality” (Haas, Keohane, and Levy 1993, 8). Understanding how the international environmental agreements affect national policy development would contribute to the understanding of whether they can protect the environment (Haas, Keohane, and Levy 1993). Furthermore, focusing on the process is important, because underlying changes to the policy system often take place over time (Streck and Thelen 2005, 28–29). Existing research shows that transformative changes in a system occur because of accumulated gradual and incremental changes rather than abrupt changes and discontinuity (Streck and Thelen 2005).

To address the gaps in literature, I investigated how countries have been implementing the CBD at the national level, and subsequently identified explanatory variables. Implementation in this research is understood as the process of translating what is agreed upon at the international level into actual practices (Honneland and Jorgensen 2003, 73). Actual practices at the national level can exist in various forms; in this study, national biodiversity strategies is the selected actual practice, since they are one of the main instruments of the CBD. The overarching aim of the research was to determine whether or not the current implementation process at the national level is heading towards the goal attainment of the CBD.

3 Research Design

In order to systematically analyze the process of translating the CBD into national biodiversity strategies, I employed the Policy Arrangement Approach (PAA) developed by Arts et al. (2006) as the research framework. According to Arts et al. (2006), policy arrangement consists of four elements: discourse, actors, power and rules of the game. Under the PAA, all of these elements must be analyzed, allowing a systematic reconstruction of a given policy area. It can be used to identify the institutional patterns of change and stability in the mid-term and the mechanisms behind these dynamics. Based on this framework, I conducted two case studies - Germany and Japan in the period between 1992 and 2010. Both countries have developed best-practice national biodiversity strategies that go beyond the international requirements (e.g. Prip, Johnston, and Vierros 2010).

As for the identification of the explanatory variables, previous research shows that “context of a country” can be an important factor for national implementation (Brown Weiss and Jacobson 1998). However, context of a country is not a clear starting point to test existing theories. Therefore, I took an exploratory approach for the case studies. Since the PAA allows a systematic reconstruction of a given policy area, potential explanatory factors can also be captured without using a separate framework.

For the collection of data, I relied on primary and secondary documents, interviews and observations. Multiple sources also served as a central part of the triangulation process.

4 Summary of findings

Results of the two case studies showed that all four elements (discourse, actors, power and rules of the game) of the policy arrangement surrounding the national biodiversity strategies in Germany and Japan have gone through gradual and incremental changes. The four elements also showed signs of convergence towards the CBD. For example, the understanding of biodiversity became broader to include socio-economic aspects of it. Furthermore, in the 1990s, bureaucrats of environment-related ministries and agencies were the main actors at the national level for developing policies in both countries. This has changed since the 2000s to include more participation from NGOs and researchers. The national processes today are based on a multi-stakeholder approach. Power of the NGOs and researchers in terms of influencing the final national biodiversity strategy has increased over the last two decades as well. Based on these observations, the current implementation process in Germany and Japan at the national level is heading towards the goal achievement of the CBD.

Both Germany and Japan hosted the Conference of Parties in 2008 and 2010 respectively. By looking at the implementation over the two decades, international conferences increased political will within the country and brought societal atten-

tion to the topic. In the case of Japan, many local actors were encouraged after the Conference of Parties held in Japan in 2010. The international conference gives actors confidence, and they are often used as a reference to show that their activities have a global relevance.

While identifying the main actors involved in the process and how their power has evolved, it also became clear that these actors are often not only active at the national level but also at the international level, and serve as intermediaries. They are playing a role in translating the international norms conveyed in the CBD into the national contexts. Some of the ideas in the international agreement and subsequent discussions are new to the actors at the national and local levels and may not fit to their context. What these actors are often doing is translate them in a way that fits and make them understandable. Furthermore, they also act as an advocate of the CBD at the national level by playing a role in bringing the topic of biodiversity and the CBD on the political agenda at home.

National and local level actors, who are not intermediaries, rely on expert knowledge and information from the intermediaries, e.g. how to interpret what is taking place at the international levels. Thus, the intermediaries' interpretations of the CBD can have a large impact on the overall national implementation. If the intermediaries emphasize the critical status quo of the global biodiversity loss and the ineffectiveness of the CBD, this can potentially impede further implementation. Thus, I argue that it is also important to focus on the processes and progress of implementation of the CBD than placing an emphasis on the overall performance at a given time. This way, the intermediaries can encourage rather than discourage national and local actors and their efforts.

Acknowledgements: I would like to thank my two reviewers for their helpful comments and suggestions for the initial manuscript.

References

- Arts, B. and Leroy, P. (eds.): *Institutional Dynamics in Environmental Governance*. 2006, Springer.
- Brown Weiss, E. B. and Jacobson, H. K. (eds.): *Engaging Countries: Strengthening Compliance with International Environmental Accords*. 1998, MIT Press.
- CBD Secretariat (ed.): *Global Biodiversity 94, Global Biodiversity Outlook 3*. 2010, Secretariat of the Convention on Biological Diversity.
http://gbo3.cbd.int/media/2721/gbo_en_web.pdf.
- Haas, P. M.; Keohane, R. O. and Levy, M. C. (eds.): *340 Institutions for the Earth: Sources of Effective International Environmental Protection*. 1993, MIT Press.

- Honneland, G. and Jorgensen, A.-K.: Implementing International Agreements in Russia: Lessons from Fisheries Management, Nuclear Safety and Air Pollution Control. 2003, *Global Environmental Politics* 3 (1), p. 72–98.
- Pimm, S. L.; Russell, G. J.; Gittleman, J. L. and Brooks, T. M.: The Future of Biodiversity. 1995, *Science* 269, p. 347–350.
- Prip, C.; Johnston, S. and Vierros, M.: Biodiversity Planning: an assessment of national biodiversity strategies and action plans. 2010, United Nations University - Institute of Advanced Studies.
- Streeck, W. and Thelen, K. (eds.): *Beyond Continuity*. 2005, Oxford University Press.
- Underdal, A. and Hanf, K. (eds.): *International Environmental Agreements and Domestic Politics*. 2010, Ashgate.
- Young, O. (ed.): *The effectiveness of International Environmental Regimes*. 1999, MIT Press.

Ecotourism: Realities and Challenges – The Case of the Mount Cameroon Region

Nkemtaji Moses Nchotaji and Ajub Joshua Fon

Abstract

Ecotourism has become one of the most expanding tourism sectors in the world. The government of Cameroon in collaboration with many other Non-Governmental Organizations (NGOs) have linked ecotourism and sustainable development initiatives across the country. One of the areas where this initiative has been implemented is the Mount Cameroon Region. In 1998, The Ministry of Environment and Forestry (MINEF) in collaboration with the German Corporation for Technical Cooperation (GTZ) introduced ecotourism as a strategy to support conservation efforts and provide socio-economic benefits to the people of the Mount Cameroon Region. The Mount Cameroon Inter-communal Ecotourism Board (Mount CEO) was created to organise tours within the area. Community participation was given a priority at all levels of the project. Institutions were created, with the inclusion of resource users (hunters), farmers as well as harvesters, such as those involved in village pharmacopoeia who make use of the *Prunus Africana* (a valuable medicinal plant with high international demand). These stakeholders were involved in order to introduce and sensitise them on the implementation of the new sustainable development laws enacted by the state. Interviews, observations, ethnographic studies and secondary sources were the main sources of data collection for the study at hand. The data was analysed qualitatively. The theory of New Institutional Economics (NIE) by

Ostrom was used to analyse the impacts of ecotourism on conservation and community development to the host community. Results indicate that there has been a considerable degree of success on resource conservation, and this has been supported by the host community despite limited livelihood improvements. This implies that if poverty is not fully addressed, ecotourism will result in fragile successes which will fall short of attaining the goal of sustainable development and poverty reduction of the host community in particular and Cameroon in general.

1 Introduction

Many terms have been used in recent decades to describe various types of travels. A couple of buzzwords such as “Eco-Tourism” and “Adventure Travel” have been commonly used. Other terms that have made the issue more controversial include “Sustainable Tourism”, “Nature Based Tourism”, “Responsible Travel”, “Green Travel”, “Multi Sports Adventures”, and “Cultural Tourism”. Ecotourism has become the most overused word in the travel industry. According to The International Ecotourism Society (1990), ecotourism is defined as “responsible travel to natural areas that conserves the environment and improves the well-being of local people”. Along with this definition, TIES upholds that those who participate and implement ecotourism activities should follow the following principles:

- Minimise impact
- Build environmental and cultural awareness and respect
- Provide positive experiences for both visitors and hosts
- Provide direct financial benefits for conservation
- Provide financial benefits and empowerment for local people and
- Raise awareness of host countries’ political, environmental and social climate

According to Fennell (1999) “there is no doubt that ecotourism has a potential of generating employment opportunities both formal and informal”. Through ecotourism Integrated Conservation and Development Projects (ICDP) most NGOs are instrumental in influencing the world conservation strategy and alleviating poverty. WWF for example argues that conservation has to be seen alongside the needs of the communities. In the WWF publication “For People and For Nature” it says: “WWF has long believed that you cannot eliminate poverty without protecting the environment and you cannot protect the environment without tackling poverty - the two issues are inextricably linked. We therefore spend half of our conservation funds on promoting alternative livelihoods and helping people manage their environments. By promoting sustainable development throughout the world, WWF aims to ensure that the benefits and wonders of nature remain to be enjoyed by future generations” (Cited in Butcher 2007). This implies that, ecotour-

ism ICDP can be a very instrumental tool to tackle poverty and conserve nature simultaneously. Other NGOs such as Conservation International (CI) and the Netherlands Development Organisation (SNV) also seek to improve the performance of sustainable resource use and to increase the influence on local organisations (Common Initiative Groups) in community development. Performance is enhanced at the grass root level. This promotes the delivery of goods and services to groups of poor people in remote areas. SNV's mission is to develop and share knowledge and skills with local organisations with the aim of better equipping them for their work in structurally alleviating poverty for both men and women. This is because they have introduced improved techniques of farming for example with the introduction of improved variety of seeds and breeds.

Many countries in Africa have resorted to ecotourism as a main source of revenue. Kenya for example is one of the most developed tourist destinations in Africa, generating substantial amounts of revenue through tourism. According to Whelan (1999) Kenya's Safari industry generates foreign exchange earnings of \$350 to \$400 million per year and remains the country's largest source of foreign exchange. The national parks and reserves are areas that attract tourists in particular..

Notwithstanding, some authors have been very critical about the polarisation of the tourist industry. There has been a lot of ambiguity on the realities and challenges of ecotourism ICDP in developing countries. This is because some of these projects are owned and run by foreign corporations providing very limited influence to the host communities. Revenues are siphoned off to investors instead of being reinvested in the local community, environmental resources are degraded and the needs of the community are marginalised. Fennel (1999) argues that tourism in the Less Developed Countries (LDCs) has been hampered due to the fact that management control in the country lies in the hands of external multinational interests. Luck and Torsten (2003) have identified some negative ecological and social disruptions associated with ecotourism projects in most developing countries. Ecotourism ICDP can be a useful tool for sustainable development. The World Conference on Environment and Development (WCED) 1987 defines Sustainable Development as "development that meets the needs of the present generation without compromising the ability of future generation to meet their own needs". According to Binns (1995) development should not only refer to economic matters but should encompass social, environmental and ethical considerations, so that its measurement may incorporate indicators of poverty, unemployment, inequality and self-reliance. This means that if tourism is to contribute to sustainable development, then it must be economically viable, ecologically sensitive and culturally appropriate (Wall 1997). In most ecotourism ICDP it is acknowledged that ecotourism can be "a promise" for alternative income generating activities. However, according to GEF-ME (2005) it is unlikely that benefits from wildlife and/or tourism will ever constitute a particularly large source of income for all members of the community at household and individual levels. Protected areas hardly generate substantial benefits to back ecotourism claims.

Some of the aforementioned observations hold true in the Mount Cameroon Region where ecotourism was introduced in 1998 by the Government of Cameroon (Nkemtaji, 2009). It was introduced in collaboration with the German Corporation for Technical Cooperation (GTZ). The aim was to support conservation efforts and provide socio-economic benefits to the people of Mount Cameroon. The area gained the status of a National Park in 2009 as a result of a success story in terms of the conservation efforts.

This paper aims to explore the role of ecotourism in natural resource management and community development in the Mount Cameroon Region. Community participation was regarded as an important mechanism for success. This is because the role of different stakeholders including resource users and traditional rulers was necessary. Community participation was a new input in natural resource management, contrary to the 1994 Forestry and Wildlife Law, where management was solely controlled by state institutions. A critical analysis of the impacts of ecotourism on the conservation of natural resources (wildlife) and the improvement of livelihood among the people of Mount Cameroon will be examined in this paper. It is imperative to highlight some of the physical and socio-economic characteristics of the study area.

2 Mount Cameroon Region

Mount Cameroon is located close to the Atlantic in the South West Province of Cameroon. It is the highest mountain in West and Central Africa with a height of 40,100 feet above sea level. The mountain forms part of a volcanic chain known as the Cameroon volcanic line (Ekane 2000).

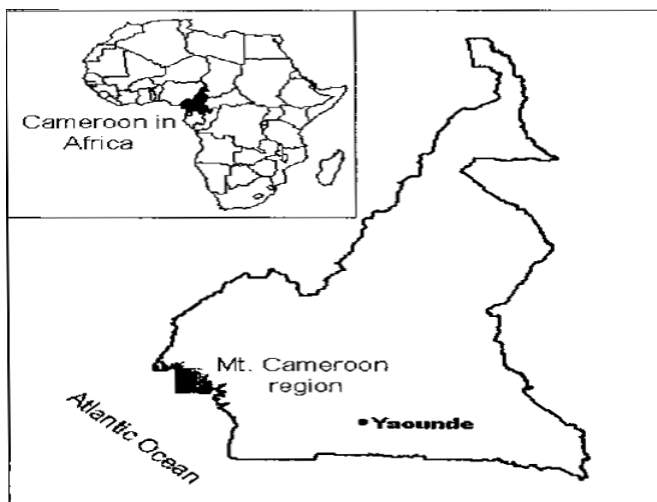


Figure 1: Location of Mount Cameroon Region (Source, MCP)

The area has active volcanos and young soils rich in nutrients. The soils of recent volcanic origin are particularly fertile (Neba 1997). This explains why the agro industrial company, Cameroon Development Corporation (CDC) has established most of its plantations (rubber, palm nuts, banana, and tea) in this area occupying large portions of the land and totaling 43,413 hectares. The proximity of this region to the Atlantic Ocean gives it a very good and favourable climate with strong influence of orographic rainfall. The high levels of biodiversity are internationally recognized with at least 42 plant species and two bird species endemic to the area. There are also three species of endangered primate and a small population of elephant (Watts 1994). The area is extremely rich in fauna diversity. The conservation status of many species of wildlife in the region is still to be determined. Three endemic primate species are considered endangered in Mount Cameroon. They include drill (*Mandrillus leucoplaeus*) preuss guenon (*Cucopetyeus preussi*) and red-eared guenon (*Cercopithecus erythrotis*) (Tanyi 1998). The region harbours the most important population of Preuss Guenon (Olsen et al. 2001). The Ministry of Forestry and Wildlife established the Mount Cameroon National Park in January 2009 to further strengthen the protection of wildlife and other fauna. Socio-economic activities in this area include agriculture, hunting, and touristic activities. The touristic activities are coordinated by the Mount Cameroon Ecotourism Organization (Mount CEO), which is a NGO created and financed by the Mount Cameroon Project (MCP) in collaboration with the GTZ. The population is about 300.000 inhabitants and consists of indigenous Bakweri, Bamboko and Balondo tribes (Ekane 2000).

Economic activities such as hunting have been detrimental to the population and the wildlife in the area (Nkemtaji 2009). It is because of indiscriminate hunting that ecotourism was introduced in 1998 by GTZ as one of the measures to conserve species that were under threat and to improve the livelihood of the local people. In the following section, I will examine the management and mechanisms of ecotourism using the theory of New Institutional Economics.

3 Methodology and Conceptual Framework

The concept of New Institutional Economics on natural resource management focuses on how resource users collectively organize themselves for sustainable exploitation of resources. It also outlines conditions that lead to unsustainable exploitation of natural resources such as free-riding and it provides models for sustainable management. It also aims at examining how inter-dependent resource users organize and govern themselves to continuously achieve benefits (Ostrom 1990, cited in Sackmen 2005). According to Ostrom (2002) users adopt contingent rather than independent strategies because Common Pool Resource (CPR) appropriation is dynamic. Appropriation is defined as “the ability to use, manage, dispose a resource and exclude others from using it” (Ostrom 2002). Appropriators

calculate expected benefits, enforcement costs, internal norms, and discount rates of CPRs to determine their strategies which then result in institutional outcomes. New Institutional Economics holds that cooperation and collective action are necessary when resource users depend on a CPR as a source of livelihood (Sackmen 2005). Organisation and commitment are imperative for cooperation to be possible in order to achieve the desired goals of sustainable exploitation as well as livelihood benefits. This concept is also corroborated by Smith et al (2000) who assert that practices that are regarded as conservation must have measurable effect in limiting resource harvests or environmental degradation. According to Ostrom (1990), well defined boundaries, graduated sanctions and effective monitoring are some of the principles that are important in designing institutions for sustainable natural resource use. This concept gave a solid foundation to critically investigate the impacts of ecotourism in the Mount Cameroon Region. It will also be used to examine the role played by different institutions including hunters to regulate unsustainable exploitation of wildlife.

4 Ecotourism and Biodiversity Conservation in Mount Cameroon

The main actor of ecotourism development in the Mount Cameroon Region is the Mount Cameroon Inter-communal Ecotourism Board (Mount CEO). It is a non-profit making organisation. Mount CEO was created and funded in July 1999 by the GTZ and in collaboration with the Ministries of Environment and Tourism of Cameroon. According to the convention signed by the parties, all tours to the summit of Mount Cameroon and other areas of the region must be organised through Mount CEO. The development and promotion of ecotourism as an instrumental tool for biodiversity conservation and improvement of livelihood for the local population were the main goals of establishing Mount CEO.

Hunting in the past has been an important economic activity in the Mount Cameroon Region mostly carried out by men elder than 18. In the past, wildlife management in the Mount Cameroon Region was done by the forestry and wildlife services. Traditional hunting in the past posed little threat to animal populations, but today, with the use of modern hunting methods, hunting is increasingly posing a serious threat to animal species, especially as there is little or no control over hunting (Tanyi 1999). Information gathered from hunters and analysed over years points to the fact that animal populations were significantly reduced (Tako 1999). According to Pokouyou (1996) the number of elephants at the foot of Mount Cameroon had been reduced to less than 100 in the 70s due to poaching for ivory, and a deliberate policy by the Cameroon Development Corporation (CDC) to reduce the number of elephants against destruction of the young palm trees. Ecotourism was one of the projects launched by the aforementioned parties with the inclusion of hunters to guard against indiscriminate wildlife harvesting.

5 Methodology

The method of data collection was based on both primary and secondary sources. For the primary sources, data was collected from three categories of informants: hunters, Village Ecotourism Committee (VEC) members and business owners. A representative sampling of 15 questionnaires was administered by the author in each category. Secondary data dealt more with existing literature on ecotourism projects in Africa. Reviewing secondary data sources (libraries and online) gave me an insight to the extent to which other scholars have written similar articles that correlate with what I was investigating. Information on the different ways in which ecotourism has helped in conserving natural resources, developing communities and affected people's lives (positively and negatively) were extracted from scientific papers, theses, and policy documents.

Analyzing qualitative data is not an easy task due to the bulk of information involved. My focus on the impacts of ecotourism was on the family and community. According to Oberai (1992) "it is important to focus analysis at the community, household and individual level where the impact of development policies and programs are actually felt".

5.1 Planned Intervention by Mount Cameroon Ecotourism Organisation

According to Akumsi (2001), the main actors in wildlife management in the MCR include; Mount Cameroon Project (MCP), local communities that supplement their earnings through hunting, Ministry of Environment and Forestry (MINEF) and the Cameroon Development Corporation (CDC). MCP is working with different stakeholders to address the wildlife decline in the region with the inclusion of hunters. Based on the faunal inventory, Mount CEO has drawn a wildlife management strategy as a roadmap to limit hunting in this region. There was a need for intervention since management was becoming a problem for both hunters and conservationists. The objectives of intervention therefore were to:

- Create and strengthen village-based institutions in charge of wildlife management, the Wildlife Management Committees (WMC);
- Develop internal rules and regulations that can support sustainable management efforts based on local realities;
- Define community hunting areas and sustainable off take;
- Develop a local classification system of the different species based on the Mount Cameroon ecosystem level of endangerment;
- Develop a local and participatory monitoring system with all stakeholders.

It was against these objectives that Mount CEO came out with a wildlife management model to target different groups and persons to effectively manage wildlife. The management model was implemented at three levels. They are the socio-

cultural level (institutions created), resource level (wildlife species classification) and non-forest resource based developments (alternative income generating activity initiatives).

5.1.1. Socio-cultural level intervention

This mechanism constitutes the institutions and stakeholders targeted for sustainable natural resource management. The purposes of socio-cultural level intervention are (i) to enhance links between stakeholders and user groups so that they can establish a working and constructive relationship that favours sustainable wildlife management, and (ii) to provide capacity building to wildlife groups to improve their efficiency in wildlife management.

Table 1: Targeted institutions of wildlife management (Adapted from Tako 1999)

Institutions	Objectives
Local MINEF	To produce a participatory local version of the wildlife law that is accepted by the local people and reflects local realities
Local Administration	To recognise traditional weapons (Dane guns) used in hunting
Traditional Committees/councils	To provide moral guidance to the wildlife committees
Farmers	To link with trappers in tracking farm pests
CDC	To limit expansion into priority biodiversity areas/ limit forest clearance
Pepper Soup Sellers	Tertiary users of bush meat and to sell only non-protected animals and to buy from registered hunters only
Hunters/Trappers	To develop internal rules and regulations
Ministry of Agriculture	To address farm pest problems.
Schools (nursery/primary)	Environmental education

5.1.2. Resource level intervention

This mechanism constitutes the intervention of MCP to work alongside hunters. The aim is to regulate hunting activities based on a sustainable quota system and the level of endangerment. The first group of resources and species targeted is classified under class A. Examples include the elephant, chimpanzee, and the drill. They are protected nationwide since Cameroon is a member of the Convention on International Trade in Endangered Species of wild fauna and flora (CITES). Class

A animals also have very low litter size, a long gestation period and a long reproductive cycle. They also play very important role in seed dispersal, e.g. probably 30% of coastal trees are dispersed by elephants. Other species that are threatened locally as *Cercopithecus preussii* (preuss guenon) and *Hylochoerus meinertzhageni* (bush pig) and are class B at the national classification were placed under class A for complete protection (Tanyi 1999).

Class B is partially protected and could be hunted on the grounds that the hunter holds a hunting permit authorised by the state. Examples include, *Tragelaphus scriptus* (bushbuck), *Cephalophus ogilbyi* (duiker) and *Cercopithecus mona* (mona monkey). They are managed using the permit system and the implementation of the sustainable off-take quota. Some species that are threatened locally such as *Manis tetradactyla* (long tail pangolin), *Cercocebus torquatus* (capped mangabey) and were class C in the national classification were placed under class B.

Class C animals have the least protection, therefore hunters and trappers are advised to hunt mainly these classes of animals. These animals provide links between hunters and farmers and the main source of income to hunters because of the high degree of catch. Based on this classification, the species that were at the verge of extinction were guaranteed some degree of protection. This classification was adopted and modified from Cameroon Forestry and Wildlife Law No. 94-01 of 20 January 1994 which laid down the Forestry Wildlife and Fishery regulations.

5.1.3. Non-forest resource based development

Non-forest resource based development constituted an important strategy in the management of wildlife and *Prunus Africana* in the Mount Cameroon Region. There was the need to provide alternative sources of income to limit the pressure exerted on the forest. This was mainly in the area of income generating activities, non-consumptive use of the forest, and supporting social infrastructure with communities. There was also a wide sensitisation about forest conservation issues using village meetings and the media. Income generating activities that were introduced in the area include: modern bee keeping, snail farming and livestock rearing. Organisations that have been at the forefront of such initiatives include GTZ, Department for International Development (DFID), Birdlife International, and Bees Abroad UK. In some of these activities training was provided by experts. For example modern bee keeping techniques were introduced with the use of Kenyan Top Bar Hive (KTBH) using local materials. Kick start funds were also available for the communities to start some complementary activities. In a situation where a community demonstrates the need for a basic necessity (pipe borne water, food, electricity), MCP will facilitate the process by linking the communities to funding bodies, e.g. the Mapanja village was linked to the British High Commission which complemented their community efforts to realise their water project.

6 Assessing the Impact of Ecotourism on Wildlife Conservation and Improvement of Livelihood

The Mount CEO and its partners such as GTZ and MINEF undertook a strategy of conserving natural resources (wildlife and *Prunus Africana*) by including all stakeholders and outlined a number of rules and regulations binding all stakeholders. The enforcement of user and access rights towards sustainable exploitation was made possible by organizing hunters and *Prunus Africana* harvesters into unions and giving traditional authorities the right to resolve conflicts regarding resource exploitation. Educating hunters on the wildlife law and the classification based on the degree of endangerment was made possible through workshops and seminars. Hunters became aware of species that are completely protected and hence are listed in class “A” of the classification table. Amongst others, these are elephant, drill, bush baby, chimpanzee, boss man potto and the Preuss guenon). Those that are partially protected (bush dog, long tail pangolin, cero, bushbuck, red eared monkey and sleeping deer) and which require a permit in form of a license to be exploited are classified under class “B”. Those that could be hunted for domestic purposes are class “C” animals, for example cain rat, porcupine and blue duiker. Hunters have also become aware of the sanctions that await defaulters if they derail from these rules. Off hunting periods (November-February) has also been agreed by all hunters. *Prunus africana* harvesters have also allocated days within the week that prohibits some members from harvesting. Elephants have been spotted frequently at the foot of Mount Cameroon. Some elephants have been collared on Mount Cameroon, the most recent in 1999 by a Swedish NGO. This is to proof the success of conservation efforts through a participatory approach.

Mount CEO has made community development a great priority on its agenda using ecotourism. This has been achieved by supporting village development projects through Village Ecotourism Committees (VEC). Projects that have been realized with income derived from ecotourism include community halls, provision of pipe borne water, schools and rural electrification. Development of facilities has also been realized with the construction of hotels like Seme Beach Hotel and Atlantic Beach Hotel including many bars and restaurants. Commercial activities have also been established with the sale of a wide range of provisions including cultural artefacts.

Through diversified livelihoods, Mount CEO and other donors have supported many income generating initiatives. The aim of diversified livelihood is to provide an alternative source of income to improve the welfare of resource users. This was also done with the purpose of reducing the pressure on the resources. Financial and technical support was allocated to projects like bee farming, snail farming and cain rat domestication. The assistance was done in form of Common Initiative Groups (CIGs). Innovations including modern techniques of harvesting honey as well as snail farming have been introduced to increase output. Also, marketing of their produce on a large-scale to reduce cost has benefited the farmers as well. Job

opportunities have been offered to some adolescents, e.g. as guides and porters to accompany tourists to the mountain.

Notwithstanding, more has to be done in the area of income generating activities. This is because a majority of those who depend on the forest resources believe that they could no longer meet their needs as compared to the previous years where hunting was done indiscriminately. The jobs offered to them are seasonal and lowly paid as compared to the income they used to derive from hunting. Some hunters believe that their livelihood has been reduced because relying on ecotourism is not enough. This is because of the uncertainty surrounding the functioning of the tourist industry. It is a temporal activity affected by natural and economic factors. For example in December 2008 there was a global slowdown of this business due to the global financial crisis. The number of tourists visiting the Mount Cameroon Region decreased during this period, negatively affecting the services associated to the industry.

Moreover, the area was raised to the status of a national park in 2009 by the Ministry of Forest and Wildlife. New boundaries were demarcated with the inclusion of some farmlands. This led to limited access to land and thereby reduced food harvest. Local food vendors who depend on food supply from farmers and bush meat from local dealers have viewed the foundation of the Park as a problem.

7 Conclusion

Significant results have been achieved by Mount CEO and its partners due to the fact that the hunters and *Prunus Africana* harvesters have changed their behaviours in favour of conservation of natural resources. Although some degree of success has been achieved in favour of conservation, the local population is still lacking in improving livelihoods. The income generating activity initiatives introduced by GTZ, WWF, DED, MINEF and Mount CEO are still far off from augmenting the standards of living of hunters and other resource users. The extent to which ecotourism can meet the goals of sustainable development, by reconciling conservation of resource use and improving the welfare of the local people remains elusive. Ecotourism in Mount Cameroon region has resulted to a fragile success story as a result of the aforementioned situation. This is because relying on ecotourism is not enough for the people of Mount Cameroon to meet their basic needs. Although the concept of New Institutional Economics can contribute to a better understanding of natural resource governance, success is still conditional. This is because Ostrom (1992) did not consider poverty reduction as an important instrument that can induce change in behaviour among resource users to cooperate in favour of conservation. Identifying a set of principles to achieve conservation without including significant principles of poverty reduction, will always lead to fragile successes in community based natural resource management (CBNRM) projects, as in the case of ecotourism in Mount Cameroon.

References

- Akumsi, A.: Community Participation in Wildlife Management, the Mount Cameroon experience. 2005, MCP.
- Binns, T.: Geography in development; development in geography. 1995, *Geography* 80, p. 303–322.
- Butcher, J.: *Ecotourism, NGOs and Development*. 2007, Rutledge.
- Ekane, N.: The Socio-economic Impact of *Prunus Africana* Management in the Mount Cameroon Region, A case study of the Bokwoango Community. 2000, Presented as Partial fulfilment of the degree of M.Sc. from the Department of Urban Planning and Environment, Royal Institute of Technology, Stockholm.
- Fennel, D.: *Ecotourism: an introduction*. 2003, Rutledge, 2nd edition.
- GEF-ME: Annual Performance Report. 2005, Global Environment Facility.
- Lück, M. and Kirstges, T.: *Global Ecotourism Policies and Case Studied: Perspectives and Constraints*. 2003, Short run press.
- Neba, A.: *Geography of Cameroon*. 1997, Neba Publishers.
- Nkemtaji, M.: *The Role of Ecotourism in Natural Resource Conservation and Community Development, The Case of Mount Cameroon Region*. 2009, M.Phil. Theses, Oslo University.
- Oberai, A.: *Assessing the Demographic Impact of Development Projects: Conceptual Methodological and Policy Issues*. 1992, Rutledge.
- Ostrom, E.: *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for collective Action*. 1990, Cambridge University Press.
- Ostrom, E. et al.: *The drama of the Commons*. 2002, National Academy Press.
- Pouakouyou, D. and Ncimfor, Z.: Preliminary investigations towards sustainable hunting strategies in the west coast with emphasis on elephant hunting. 1996, Mount Cameroon Project Doc.
- Sackmen, D.: *Institutional Perspectives of Forest Management: The Case of KilumNjim Forest, North West Province, Cameroon*. 2003, M.Phil. thesis University of Oslo.
- Tanyi, C.: An evaluation of participatory approach in Natural Resource Management, Mount Cameroon Project as a case study. 1998, Presented as partial fulfilment of the degree of M.Sc. From the Department of Forestry, University of Aberdeen, Scotland.

- Tako, T.: Sustainable Wildlife Management, West Coast Area of Mount Cameroon. 1999, Mount Cameroon Project Limbe.
- The International Ecotourism Society. 1990, <http://www.ecotourism.org>. (accessed January 5th, 2012).
- Wall, G.: Rethinking impacts of tourism. 1996, *Progress in Tourism and Hospitality Research* 2, p. 207–215.
- Watts, D. P.: The Influence of male mating tactics on habitat use by mountain gorillas (*Gorilla gorilla beringei*). 1994, *Primates* 35 (1), p. 35-47.
- Whelan, T. (ed.): Ecotourism and its role in sustainable development, *Nature Tourism, Managing for the Environment*. 1991, Island Press.
- World Commission on Environment and Development: *Our Common Future*. 1987, Oxford University Press.

Die Rolle chinesischer Umwelt-NGOs in der Praxis des Biodiversitätsschutzes

Xiling Yang¹

Abstract

Mit dem rasanten Wirtschaftswachstum in China haben die im Zuge ökologischer Krisen auftretenden Umweltkonflikte alarmierende Formen angenommen. Nach Angaben der chinesischen Umweltschutzbehörde kam es allein im Jahre 2005 über 500 000 Mal zu teilweise gewaltsamen Auseinandersetzungen als Reaktion auf Umweltverschmutzungen. Die zunehmenden Umweltproteste weisen auf die hohe gesellschaftliche und politische Relevanz der Umweltprobleme hin. Parallel zu diesen engagieren sich organisierte Umweltgruppen und fordern eine Lösung der dringlichen Umweltprobleme bzw. den Umweltschutz von der Regierung ein.

Der vorliegende Artikel stellt vielfältige Typen von Umwelt-NGOs vor und konzentriert sich auf „Graswurzel-NGOs“, die sich mit dem Biodiversitätsschutz beschäftigen. In dieser empirischen Untersuchung wird die Relevanz der Umwelt-NGOs im Prozess der gesellschaftlichen Transformation Chinas verdeutlicht und gezeigt, dass sich einerseits Umwelt-NGOs „bottom up“ entfalten und damit zur Entwicklung einer sozialen Umweltbewegung beitragen, die sich für gesellschaftli-

¹ Dieser Artikel verdankt seine Entstehung dem Modul 4.2. des Promotionsstudiengangs „Biodiversität und Gesellschaft“. Namentlich möchte ich mich bei Dr. Rüdiger Mautz vom SOFI und Dr. Jan Barkmann für ihre Anregungen und Diskussionsbereitschaft bedanken. Bei allen Mitgliedern der Arbeitsgruppe 4 bedanke ich mich für ihre Anmerkungen, Kommentare und Verbesserungsvorschläge in der Anfangsphase. Schließlich danke ich ganz herzlich Lisa Minkmar und Aurélie Halsband vom Publikationsteam für ihr geduldiges und genaues Lektorat.

chen Wandel engagiert. Andererseits werden die prekäre Situation und der beschränkte Handlungsspielraum der Umwelt-NGOs wegen der politischen und gesellschaftlichen Rahmenbedingungen beleuchtet.

1 Einleitung

In den Industrienationen hat die frühe industrielle Modernisierung die Umwelt und die Natur stark beeinträchtigt. Dies hatte zur Folge, dass eine weitflächige Diskussion über Umweltthemen sowie eine ökologisch orientierte institutionelle und gesellschaftliche Entwicklung stattfand. Im Jahr 1900 wurde eine der bekanntesten Umweltorganisation in Deutschland, der NABU², mit dem Ziel des Wald- und Vogelschutzes gegründet. In den 1960er und 1970er Jahren entstand ein breites Interesse an Umweltthemen, woraufhin Organisationen wie der WWF (1961)³ in der Schweiz, Greenpeace (1971)⁴ in den Niederlanden, der Bund für Umweltschutz (1975)⁵ in Deutschland, gegründet wurden. Dass NGOs einen Beitrag zur gesellschaftlichen Entwicklung leisten, wurden auch von der EU betont: „NGOs play an important role in development policy“.⁶ Mehr als 30 Jahre später wurden die Themen Umwelt- und Naturschutz auch in China populär. Ein Hinweis darauf ist, dass es vor 1990 dort nur vereinzelte Umwelt-NGOs gab. Heute hingegen engagieren sich zahlreiche Aktivisten für die Verbesserung der Umwelt und den Schutz der Natur; auch über das Internet.

Umwelt-NGOs engagieren sich in China vor allem für die Förderung von Umweltbewusstsein und mehr Partizipation, vermeiden dabei aber eine direkte Konfrontation mit der Regierung (vgl. Yang, 2005:52ff; Ho/Edmonds, 2007:36). Erst seit einigen Jahren haben Umwelt-NGOs ihren Schwerpunkt immer mehr auf politische Grauzonen gelegt (Calhoun, 2007:213ff). Trotzdem fasst Ho (2007) „Umweltbewegungen“ in China eher als „embedded activism“ oder „embedded environmentalism“ auf, weil die gegenwärtigen Umweltbewegungen in China – nicht wie jene zwischen den 1970er und 1980er Jahren in Zentral- und Osteuropa – wichtige Beiträge zur Entwicklung einer „gesunden“ Zivilgesellschaft und Demokratisierung in Europa geleistet haben (vgl. Ho, 2007:187ff; Ho/Edmonds, 2007:333). Nach Economy widmen die meisten chinesischen Umwelt-NGOs ihre Bemühungen dem Naturschutz, dem Artenschutz und der Umweltbildung (Economy 2003).

Der vorliegende Artikel konzentriert sich auf die Arbeit der Umwelt-NGOs im Feld des Biodiversitätsschutzes. Dadurch wird aufgezeigt, inwiefern die einheimischen Umwelt-NGOs eine Rolle für die umweltorientierte gesellschaftliche Ent-

² <http://www.nabu.de/nabu/portrait/geschichte/13552.html>.

³ <http://www.wwf.ch/de/ueberuns/organisation/geschichte/>.

⁴ <http://www.greenpeace.org/international/en/about/faq/>.

⁵ http://www.bund.net/ueber_uns/geschichte/.

⁶ European Commission (2001) European Governance, A Whitepaper, COM (2001) 428 final, Brussels, S. 14.

wicklung gespielt und welche Faktoren sie bei der Entfaltung ihrer Rolle gefördert oder beeinträchtigt haben.

China ist eines der 17 megadiversen Länder⁷ mit einer einzigartigen Flora und Fauna.⁸ Laut dem Dokumentarfilm "Wild China" (BBC 2008) gibt es allein in Yunnan 180 000 Pflanzenarten, von denen etwa 3000 nirgendwo sonst auf der Erde vorkommen.⁹ Mit dieser außergewöhnlichen Biodiversität ist China jedoch auch eines der fünf Länder, in denen die biologische Vielfalt am stärksten gefährdet ist: 15 bis 20% der höheren Pflanzenarten sind vom Aussterben bedroht.¹⁰ Einerseits ist die Rolle der Biodiversität Chinas vor allem im Zusammenhang mit dem Schutz von Ökosystemdienstleistungen global von großer wirtschaftlicher Bedeutung. Andererseits zeigt sich seit 1980 der rasante Verlust der Biodiversität als Konsequenz des Strebens nach kontinuierlichem Wirtschaftswachstum, das vielfach auf Kosten der Umwelt verfolgt wird. Der Verlust der biologischen Vielfalt stellt nicht nur eine existenzielle Bedrohung für das ökologische System, sondern auch für die gesellschaftliche Stabilität dar. Nach Auskunft der chinesischen Umweltschutzbehörde gab es aufgrund von Umweltkonflikten allein im Jahre 2005 ca. 1000 Proteste pro Woche (vgl. Yan, 2005). Die massiven Proteste forderten die Regierung eindringlich dazu auf, die Umweltprobleme zu bewältigen, um eine stabile Gesellschaft aufrechtzuerhalten. Die Zentralregierung hat den Umweltschutz als integralen Bestandteil in der chinesischen Entwicklungspolitik fest verankert, aber lokale, vor allem arme Regierungen haben aufgrund von Wirtschaftsinteressen nach wie vor natürliche Ressourcen überwiegend dem Wachstum geopfert.

China ist fast 27mal größer als Deutschland; es gibt 34 Provinzen und über 2500 Kreiseinheiten.¹¹ Für die Zentralregierung ist es kaum möglich, die politische Umsetzung der lokalen Regierungen zu kontrollieren. Es entsteht immer wieder eine große Diskrepanz zwischen den in Peking beschlossenen politischen Richtlinien/Gesetzen und der Umsetzung sowie den ökologischen Standards auf lokaler Ebene, was als „Implementierungswiderspruch“ (vgl. Heberer 2008) bezeichnet wird.

Görg (2002) versteht den Verlust der Biodiversität als neues Konfliktfeld, Brand und ihm zufolge könnten Umwelt-NGOs dieses komplexe Konfliktfeld

⁷ "The concept of megadiversity is based on the total number of species in a country and the degree of endemism at the species level and at higher taxonomic levels". The World Conservation Monitoring Centre erkannte im Jahr 2000 17 megadiverse Länder an. In diesen 17 Ländern befinden sich mehr als 70% der Arten auf der Erde, siehe: <http://www.environment.gov.au/soe/2001/publications/themereports/biodiversity/biodiversity01-3.html>.

⁸ http://www.bfn.de/0310_steckbrief_china.html.

⁹ "Wild China" ist ein von der BBC (2008) gedrehter sechsteiliger Dokumentarfilm über die natürliche Geschichte Chinas. (<http://www.bbc.co.uk/sn/tvradio/programmes/wildchina/>).

¹⁰ Nationale Strategie und Aktionsplan für den Schutz der Biodiversität 2011-2030:

<http://news.sina.com.cn/green/2012-03-08/173024082443.shtml>.

¹¹ http://www.gov.cn/test/2005-08/11/content_27116.htm.

strukturieren und neue Themen, neue Problemlagen und konkrete Lösungsvorschläge in den Verhandlungsprozess einbringen (Görg/Brand 2001:67). Aus dieser Perspektive wird eine These zur Überprüfung gestellt, dass Umwelt-NGOs in China als potenzielle Agenten für die Überwindung des „Implementierungswiderspruchs“ fungieren, weil sie die Umsetzung der Umweltpolitik auf der lokalen Ebene überwachen bzw. durch ihre Expertise fördern können. Dies könnte somit zur Beschleunigung der ökologischen orientierten Entwicklung in der Gesellschaft beitragen.

2 Hintergrund: Umwelt-NGOs in China

2.1 Entstehung der chinesischen Umwelt-NGOs

Bevor auf die Rolle der Umwelt-NGOs im Praxisfeld des Biodiversitätsschutzes eingegangen wird, ist es zunächst notwendig, die Lage der chinesischen Umwelt-NGOs zu beleuchten. Bis 1990 gab es in China noch kaum Umwelt-NGOs. Im Jahr 2005 wurden ca. 2678 Organisationen mit über 224 000 Aktivisten gezählt (Vgl. Li 2007:37). Im Folgenden wird auf die Frage eingegangen, welche Faktoren zu dieser rasanten Entwicklung geführt haben.

Einflüsse der internationalen NGOs (INGO)

Nach der Rio Konferenz expandierten viele internationale NGOs und Hilfsorganisationen nach China. Bis heute gibt es dort (einschließlich Hongkong) über 200 INGOs. 90 davon konzentrieren sich auf den Umwelt- und Artenschutz in China¹², wie z.B. der World Wild Fund for Nature (WWF). Nach Brie (2004) fördern internationale Umweltorganisationen die lokalen Umwelt-NGOs vor allem bei der Finanzierung und Wissensvermittlung. Über 80% der Projekte registrierter NGOs werden von ihnen finanziert und beraten. Entsprechend werden internationale NGOs als „Katalysator“ für die Entwicklung und das Wachstum der NGOs in China bezeichnet (vgl. Brie 2004: 45).

Politische Transformation der Zentralregierung

Nach der Wirtschaftsreform (1978) ist die Politik immer offener geworden. Ein Hinweis darauf ist, dass seit 1980 – im Gegensatz zur vorher – die Gründung von Interessenverbänden in China gesetzlich erst erlaubt ist.

Nach dem Weißbuch (2006) „The Environmental Protection in China (1996-2005)“ hat die chinesische Regierung die folgenden sog. „drei Veränderungen“ eingeführt: 1) ökologisch nachhaltiges statt rein ökonomisches Wachstum, 2) die

¹² China Development Brief (2005): 200 internationale NGOs in China, Beijing.

Synchronisierung von wirtschaftlicher Entwicklung und Umwelt- und Ressourcenschutz und 3) die Entwicklung eines verbesserten Umweltmanagements. Diese politische Transformation hat die nachhaltige Entwicklungspolitik mitgeprägt, wie der aktuelle 12. Fünf-Jahres-Plan (2011- 2015) zeigt, welcher das Ziel der Umsetzung der ökologischen Modernisierung einschließt. Darüber hinaus wurde diese politische Transformation durch die Erlassung bzw. Überarbeitung zahlloser Gesetze und Richtlinien zum Umweltschutz legitimiert, wie z.B. die Verabschiedung von über zehn Umweltschutzgesetzen und zwanzig Ressourcenschutzgesetzen.¹³ Sie traten „auf lokaler Ebene zum Schutz der Umwelt und der natürlichen Ressourcen in Kraft“ (Bohnet 2008). Auch wurden seit dem Inkrafttreten des Gesetzes zur „Umweltverträglichkeitsprüfung“ zwischen 2003 und 2006 32 große Energieprojekte ausgesetzt, weil sie die erforderliche Umweltverträglichkeitsprüfung nicht durchlaufen hatten (Liang 2005).

Anregung von Bürgerinitiativen zum Schutz der Lebensqualität

Bis Ende der 1980er Jahren war das Bedürfnis der betroffenen Bürger, sich aufgrund der kritischen Umweltsituationen zu engagieren, noch sehr gering. Präsident Yang Chaofei von der „Chinese Society For Environmental Sciences“ (CSES) im Seminar des Nationalen Volkskongresses zufolge waren seit 2005 insgesamt 927 Umweltschutzproteste dem „Ministerium für Umweltschutz“ bekannt, davon waren 72 besonders intensiv. Im Jahr 2011 war eine Steigerung von 120% gegenüber dem Vorjahr festzustellen.¹⁴

Das steigende bürgerliche Engagement hatte zur Folge, dass mehrere umstrittene Industrieprojekte nach heftigen Protesten gegen ihre Umweltverschmutzung und ihre beeinträchtigende Auswirkung auf die Lebensqualität gestoppt worden sind: 2007 sind über zehntausende Menschen in Xiamen (Südchina) gleichzeitig auf die Straße „spazieren gegangen“, um gegen den geplanten Bau einer Chemiefabrik mit der Investition von 1,4 Milliarden US-Dollar zu demonstrieren. Nach Economy sei dieser erfolgreiche Protest die erste Massendemonstration seit dem Ende der Demokratiebewegung von 1989 in China gewesen (vgl. Economy 2007), die auch einen Beitrag für weitere Umweltschutzproteste geleistet hatte.

Einflussreiche chinesische Presse (wie Südzeitung, Xinhuan News und The Beijing News) berichteten, dass im Sommer 2011 zwei große Industrieprojekte in Haining (Ostchina) und in der Hafenstadt Dalian (Nordostchina) durch Proteste verhindert wurden. Im Juni 2012 gaben die Behörden in der Provinz Sichuan den Bau eines Stahlwerks auf, nachdem die Bürger über mehrere Tage hinweg gegen die befürchteten Umweltbelastungen demonstriert hatten. Ende Juli 2012 gingen nach Einschätzung eines Teilnehmers 50 000 Demonstranten in Nantong (Südchina) auf die Straße, um gegen die Verschmutzung des Seewassers durch eine japani-

¹³ http://www.gov.cn/ldhd/2012-10/26/content_2251845.htm.

¹⁴ Südzeitung: www.infzm.com/content/83316.

sche Papierfabrik zu demonstrieren. Im Oktober 2012 wurde gegen den Bau einer chemischen Fabrik in Ningbo (Südchina) demonstriert.

Entwicklung und Verbreitung neuer Informationstechnologien

Die neuen Informationstechnologien und Kommunikationssysteme (Internet, Computer, Handy, etc.) erleichtern (z.B. durch niedrige Kosten etc.) den überregionalen Protest und die Ausbreitung von Umwelt-NGOs. In der letzten Zeit sind Umweltgruppen in fast allen Universitäten entstanden. Es gibt sogar ein Internetforum wie JiXi (Gründungsjahr 2006, <http://www.gsean.org>), in welchem sich alle studentischen Umweltgruppen sammeln, um Informationen und Erfahrungen austauschen zu können.

Einem aktuellen Bericht des China Internet Network Information Center (CNNIC 2013) zufolge, gab es bis Ende des Jahres 2012 564 Mio. Internetnutzer, von denen 420 Mio. (ca.72%) über das Handy Zugang zum Internet hatten. Nach diesem Bericht wurde das Internet zu ca. 80% aus Gründen der Informationsgewinnung und Unterhaltungsgründen genutzt.¹⁵ Das Internet fördere den „Informationszugang, die öffentliche Debatte und diene als Instrument politischer Einflussnahme“ (Sausmikat 2008) und beschleunigt die Umweltbewegung in China. Ein Beispiel für den erfolgreichen Einsatz ist, dass über 20 000 Menschen in Xiamen (2007) wegen einer SMS auf die Straße gegangen sind, um gegen ein Bauprojekt im Chemiesektor zu demonstrieren (Zhang 2011, Sternfeld 2011:49).

2.2 Organisationsformen und Typen von Umwelt-NGOs

Zwar wendet sich die Politik vor allem auf zentraler Regierungsebene immer stärker dem Umweltschutz zu, das bedeutet jedoch nicht, dass eine Umwelt-NGO agieren kann, wie sie will. Allerdings schaffen die umweltorientierten politischen Rahmenbedingungen einen vergrößerten Spielraum für Umwelt-NGOs, weil auch sie in gewissem Maß unter der Kontrolle der Regierung handeln sollen.

In China unterliegen NGOs üblicherweise einer Registrierungspflicht. Daher kann man NGOs in registrierte und nicht registrierte NGOs unterteilen. Für jeden Themenbereich darf nur eine NGO pro Region etabliert werden. Demzufolge kann sich keine weitere gleichartige NGO innerhalb der gleichen Region registrieren lassen. Neu gegründete NGOs brauchen zur Registrierung immer eine sog. „Schwiegermutter“¹⁶, die zur Kontrolle der Mitglieder und deren Arbeit dient. Als „Schwiegermutter“ kann eine Regierungsbehörde oder eine Parteiorganisation fungieren, die in einem ähnlichen Feld wie die NGO aktiv ist. Häufig sind z.B.

¹⁵ China Internet Network Information Center(CNNIC): 31. Statistischer Bericht für chinesische Internetentwicklung:

<http://www.cnnic.cn/hlwfzyj/hlwxyzbg/hlwtjbg/201301/P020130122600399530412.pdf>.

¹⁶ Auf Chinesisch „Pó Pó“, damit ist die Mutter der Schwiegertochter gemeint.

lokale Umweltbehörden als „Schwiegermutter“ für die Umwelt-NGO vor Ort verantwortlich.

Als Organisationsform können sich NGOs in China entweder als soziale Organisation¹⁷, als Stiftung oder als Unternehmen ohne Erwerbszweck registrieren. Unter den Stiftungen unterscheidet man Stiftungen ohne Einkünfte aus Spenden und Stiftungen mit Spendeneinkünften. Unternehmen ohne Erwerbszweck sind mit steuerlichen Abgaben verbunden, aber sie dürfen keinen Gewinn erwirtschaften (vgl. Ma 2011:10).

In China gibt es drei Haupttypen von Umwelt-NGOs: 1) internationale Umwelt-NGOs (IUNGOs)(siehe Kapitel 2.1.); 2) „Governmental-Organized“ Umwelt-NGOs (GONGOs); 3) Graswurzel-Umwelt-NGOs. Diese drei Typen verteilen sich wie folgt:

Tabelle 1: Struktur von Umwelt-NGOs in China

Typen-NGOs	IUNGOs	GONGOs	Graswurzel-UNGOs
Anteil	3,3%	49,9%	46,8%

Quelle: ACEF 2006

Zwar sind GONGOs gemessen an der Definition einer NGO von Frantz/Martens keine solche, denn:

„NGOs sind formale, unabhängige gesellschaftliche Akteure, deren Ziel es ist, progressiven Wandel und soziale Anliegen auf der nationalen oder internationalen Ebene zu fördern“ (Frantz/Martens 2006:49f).

Aber sie bezeichnen sich in China als NGO und dienen dazu, ein politisches Ziel in Bezug auf Umweltfragen zu verfolgen. Beispielsweise werden jedes Jahr große öffentliche Veranstaltungen am Umweltag oder am Biodiversitätstag organisiert. Nach Hirsch sind GONGOs in die staatlichen Strukturen eingebettet und fungieren als verlängerter Arm der Regierung (Hirsch, 2001:15). Der Nachteil dieses NGOs-Typs ist, dass ihr Arbeitsthema sehr stark von der Regierung abhängig ist. Die Vorteile sind, dass sie üblicherweise keinen Einwänden von Seiten der Registrierung und kaum finanziellen Problemen ausgesetzt sind.

Unter Graswurzel-Umwelt-NGOs versteht man diejenigen, die aus bürgerlichen Initiativen entstehen und sowohl registrierte als auch nicht registrierte Organisationen in China umfassen (vgl. Ma 2011:11). Chinesische „Graswurzel-Umwelt-NGOs“ wurden vor allem durch die Erklärung der Rio-Konferenz (1992) über Umwelt und Entwicklung ins Leben gerufen. Ein Hinweis darauf ist, dass „Friends of Nature“ als erste „Graswurzel-Umwelt-NGO“ (1994) in Beijing gegründet wurde und sich heute landesweit zu einer der einflussreichsten Umwelt-

¹⁷ Nach Sausmikat umfassen „die sozialen Organisationen sowohl autonome Zusammenschlüsse wie gemeinnützige Vereine, als auch durch Staatseinheiten aufgebaute Organisationen“ (Sausmikat 2008).

NGOs entwickelt hat. Gegenüber GONGOs haben „Graswurzel-NGOs“ häufig Probleme mit der Registrierung, weil – wie bereits erwähnt – jede Region ausschließlich eine NGO gleichen Typs erlaubt. Darüber hinaus ist es für „Graswurzel-NGOs“ nicht einfach, immer eine „Schwiegermutter“ zu haben.

Die offiziell nicht registrierten Graswurzel-Umwelt-NGOs werden als „Untergrund-NGOs“ bezeichnet. Sie sind entweder in Form von informellen Organisationen (die Mitgliederzahl wird auf ca. eine Millionen geschätzt) oder virtuellen Organisationen tätig, die ausschließlich im Internet existieren. Zwar sind diese nicht illegal, weil das bisherige Gesetz solche Organisationsformen nicht erfasst (vgl. Heberer 2010:45), doch sie leiden gegenüber anderen Umwelt-NGOs unter Legitimationsnot, weil sie jeder Zeit vom Staat verboten werden können.

3 Fallstudien und empirische Ergebnisse

Vor der Darstellung der Fallstudien und empirischer Ergebnisse wird die Methodik kurz vorgestellt. Zwischen Juni und September 2012 wurden sieben qualitative leitfadenerunterstützte Interviews mit den Leitern von Umwelt-NGOs in Beijing und Xiamen durchgeführt. Diese sieben Umwelt-NGOs wurden nach den Kriterien Entstehungszeit, Arbeitsschwerpunkt, Organisationsform und Finanzierungsquelle ausgewählt.¹⁸ Zum Vergleich wurde eine internationale Umwelt-NGO in die Studie miteinbezogen.

In den Interviews wurden die Themen Arbeitsfeld, Entwicklung und Struktur, Hindernisse und verwandte Themen besprochen. Die Interviews wurden im Büro oder an öffentlichen Veranstaltungsorten durchgeführt und dauerten jeweils ca. 2 Stunden. Sechs von sieben Interviews wurden nach den Grundlagen der Transkription (Dittmar 2009) transkribiert und nach einer strukturierenden Inhaltsanalyse (Kuckartz 2012:40ff.) ausgewertet.

¹⁸ Nach Kamps sind NGOs durch ihre Organisationsstruktur geprägt, die von der Zahl der Mitarbeiter abhängt (Kamps 2000: 10). Ansonsten können sich NGOs nach Kuhn (2005) durch Größe, Höhe des Budgets und die Zahl ihrer Projekte voneinander unterscheiden (vgl. Kuhn 2005: 94). Nach den Kriterien Budget und Mitarbeiterzahl ist es fast unmöglich, chinesische Umwelt-NGOs zu differenzieren, weil die Mitarbeiterzahl meistens weniger als 10 ist. Das Budget ist auch unbekannt.

Tabelle 2: Übersicht über die untersuchten Umwelt-NGOs

Namen	Gründung Jahr/Ort	Arbeitsfeld	Organisationsform	Hauptfinanzierungsquelle
Greenpeace	1997/in Peking	Lebensmittel und Landwirtschaft Umweltverschmutzung	Unternehmen ohne Erwerbszweck	Vom Hauptsitz in Holland oder Hongkong
Green Earth Volunteers	1997/Peking	Damm-, Fluss- und Seeschutz/ Klimawandel	Soziale Organisation	Ausländische Institution
Global Village	1996/Peking	Grüner-Lebensstil Lohas-Modell	Unternehmen ohne Erwerbszweck	Ausländische Stiftung
Tian Xia Xi (Bach unter dem Himmel)	2003/Peking	Erziehung zur Natur	Stiftung mit Spendeneinkünften	Ausländische Stiftung
Han Hai sha	2002/Peking	Nachhaltiger Konsum	Nicht registriert	Stiftung in Hongkong
Greencross	2007 Xiamen	Öffentliche Aufklärung, Naturschutz	Soziale Organisation	Ausländische Stiftung
Mangrove Conservation Network (CMCN)	2009/Landkreis Putian	Biodiversitätsschutz/Mangrovenschutz	Unternehmen ohne Erwerbszweck	Ausländische und inländische Stiftung

3.1 Darstellung der ausgewählten Fallstudien

Green Earth Volunteers

Die “Green Earth Volunteers“ wurden 1996 von der chinesischen Journalistin Wang Yongchen gegründet und als soziale Organisation registriert. Die Organisation beschäftigt vier fest angestellte Mitarbeiter und verfügt über ein Netzwerk von 50 000 ehrenamtlichen Mitgliedern. Ihre Aktivitäten werden vor allem durch ausländische Stiftungen oder auch Botschaften unterstützt. Auch sie hat wie andere NGOs mit kleinen lokalen Projekten angefangen: Vogelbeobachtung, Pflanzung von Bäumen und Sammeln von Abfällen. Mit der Zeit wandelte sich ihr Schwerpunkt zu Damm-, Fluss- und Seeschutz sowie der Aufklärung und Erziehung zum Natur- und Umweltschutz in der Bevölkerung.

Als erfolgreiches Beispiel sind ihre Proteste gegen den Nujiang Damm und das dazugehörige Wasserkraftwerk, welche in der Yunnan Provinz gebaut werden sollten, zu nennen. Schätzungen zufolge gibt es dort 6 000 Pflanzen- und Tierarten, die 25-33% aller bekannten Tier- und Pflanzenarten in China repräsentieren. Des

Weiteren leben dort 22% der ethnischen Gruppen, davon ca. 90% in extremer Armut. Letztlich wurde der Bau auf Grund des öffentlichen Drucks des damaligen Premierministers Wen Jiabao gestoppt – mit ausdrücklichem Verweis auf die Bedenken der Umweltschützer. Bekanntheit erlangte diese NGO außerdem durch die Organisation des sogenannten „Journalistensalons über Umwelt“, bei dem verschiedene chinesische Umweltjournalisten und Experten, sowie Bürger einmal im Monat zusammen kommen und aktuelle Umweltthemen diskutieren.

Tian Xia Xi (Der Bach unter dem Himmel)

Bevor Bing Hao im Jahr 2003 „Tian Xia Xi“ gegründet hat, war sie bei der ersten einheimischen Umwelt-NGO „Friends of Nature“ tätig. Die Gründung „Tian Xia Xi“ wurde von der International Crane Foundation (ICF) angeregt, welche ein Projekt für den Schutz der Feuchtgebiete in China durchführen wollte. Mit der Zeit wandelte sich sowohl die Organisationsform als auch der Arbeitsschwerpunkt von Tian Xia Xi. Anfangs hatte sich diese Umwelt-NGO als Unternehmen ohne Erwerbszweck registriert und engagiert, während sie jetzt als Stiftung mit Spendeneinkünften fungiert.

Ihr Arbeitsschwerpunkt beinhaltet den Schutz von Feuchtgebieten bzw. den Schutz des Kranichs. Diese Themen sind nach wie vor zentral für die Organisation und werden durch drei Methoden in die Tat umgesetzt: Veröffentlichung von Büchern, Umwelterziehung durch Gründung eines Waldorfkinder Gartens und Naturerziehung.

Gegenüber anderen Umwelt-NGOs orientiert sie sich vor allem an Kindern im Alter von null bis vierzehn Jahren. Bisher gibt es acht fest angestellte Vollzeit-Mitarbeiter und drei halbe Stellen. Alle Arbeitsplätze werden durch Projektmittel finanziert. Bei Wegfall der Projektmittel werden die Mitarbeiter entlassen. Daher ist die Fluktuation sehr hoch.

Greencross

Xiamen ist eine Hafenstadt mit über 2 Millionen Einwohnern. Xiamen betrachtet sich als Chinas Vorzeigestadt und hat die ökologische städtische Entwicklung zu ihrem leitenden Prinzip gemacht. Dazu haben lokale NGOs, insbesondere Greencross, ihre Beiträge geleistet. Im Jahr 1999 hat Greencross wegen des Taifuns „Dan“¹⁹ begonnen, ihre umweltbezogenen Aktivitäten, vor allem im Hinblick auf den Schutz von Mangroven²⁰, zu organisieren. Als eine Mitgründerin von Green-

¹⁹ Nach amtlichen Quellen sind durch den Taifun „Dan“ im Südosten Chinas mehr als 50 Menschen ums Leben gekommen. Der Schaden allein in Xiamen wurde auf mehr als 24 Millionen Euro geschätzt.

²⁰ Als Mangroven bezeichnet man sowohl mehrere Arten von Gehölzen, die dank ihrer Salzresistenz in flachen, regelmäßig vom Meer überfluteten Küstenstandorten wachsen, als auch die von diesen Bäumen geprägten Küstenbiotope, die weltweit etwa 150 000 Quadratkilometer bedecken, <http://www.agfriedensforschung.de/themen/Umwelt/mangroven.html>.

cross führt Tiannan Ma die Organisation seit 2005 bis heute. 2007 wurde die Organisation offiziell als soziale Organisation registriert.

Bisher wurden über 50 Projekte durchgeführt. Vor allem das jährliche Projekt "Island Care Day" übt großen Einfluss aus. Beim Projekt "Island Care Day" haben bisher über 10 000 Menschen mitgemacht. Nach der Einschätzung der Organisation hat das Projekt mit diversen Themen (z.B. Carfree Day, Untersuchung der biologischen Vielfalt) bereits Millionen Menschen auf ihre Aktivitäten aufmerksam gemacht.

Nach Mumby etc. (2004) führen Rodungen der Mangrovenwälder zu großen Verlusten der Artenvielfalt. In China ist die Fläche intakter Mangrovenwälder zwischen 1950 und 2000 um mehr als 50% gesunken. Dazu führten, nach dem Hinweis auf der Homepage der Umwelt-NGO "Mangrove Conservation Network"²¹, vor allem drei Entwicklungen: a) die erste Landgewinnung in den 1950er und 1960er Jahren, b) der Aufschwung von Aquakulturen an Stränden in den 1970er und 1980er Jahren, c) die Urbanisierung der 1990er Jahre mit dem Bau von Hafenanlagen, Straßen etc.

In Xiamen gab es in den 1950er Jahren 4800 Mu²² Mangrovenwälder. Heute existieren nur noch weniger als 10% davon. Gegenwärtig ist der Schutz der Mangrovenwälder eine dringende Aufgabe, sowohl für Wissenschaftler, als auch für die lokalen Behörden und die Umwelt-NGOs.

Mangrove Conservation Network (CMCN)

Eine weitere bekannte Umwelt-NGO ist das Mangrove Conservation Network (CMCN) in Xiamen, welche sich ebenfalls intensiv mit dem Erhalt der Mangrovenwälder beschäftigt. CMCN wurde von Yi Liu gegründet. Als er Student war, hatte er die führende Position in der studentischen Umweltgruppe „Green Field“ an der Universität Xiamen inne. Mit der Zeit gründete er ein Team zum Schutz der Mangroven. Nach dem Anstieg der Mitgliederzahlen registrierte sich CMCN 2009 in Putian (Landkreis von Xiamen) als Unternehmen ohne Erwerbszweck unter dem Namen „Forschungszentrum für See-Feuchtgebiete“, weil Greencross in Xiamen bereits registriert war. Heute konzentriert sich die CMCN nicht nur auf Umweltbildung und die menschlichen Einflüsse auf Meer und Küste, sondern vor allem auch auf die Erhaltung von Mangroven, z.B. wird eine Datenbank zum Mangrovenbestand entwickelt.

Gegenwärtig hat CMCN sieben fest angestellte Mitarbeiter, die alle in den 1980er Jahren geboren wurden. Fünf davon haben ihr Studium an der Universität Xiamen absolviert; außerdem gibt es noch 500 feste ehrenamtliche Mitglieder bei CMCN.

²¹ <http://www.china-mangrove.org/?p=904>.

²² 1 Mu entspricht 0,067 Hektar.

3.2 Empirische Befunde

Die Darstellung der vier ausgewählten Fallstudien weist darauf hin, dass die Umwelt-NGOs durch ihre vielfältigen Projekte das Umweltbewusstsein und die Verbreitung umweltbezogenen Wissens in der Öffentlichkeit sowohl bei Erwachsenen als auch bei Kindern fördern können. Zum Beispiel durch Projekte wie den "Island Care Day" in Xiamen, „Journalistensalons über Umwelt“ in Beijing, das Projekt Schutz des Kranichs, Schutz und Nutzung der Mangroven in Xiamen. Auf politischer Ebene fördern die Umwelt-NGOs insbesondere die lokal-politischen Bewegungen zu einer ökologischen Wende, weil Umwelt-NGOs hier die lokale Implementierung der Umweltpolitik überwachen und unterstützen können.

„Im 12. Fünf-Jahres-Plan (2011-2015) wurde bestimmt, dass bestimmte Flächen mit Mangroven aufgeforstet werden sollen. Das Problem ist, dass die Umsetzung nicht gut ist, aber es reicht schon, wenn die Regierung den Plan in die Tat umsetzt. Wir können diese Aufgabe nicht als Ersatz für die Regierung erledigen, wir können öffentliche Veranstaltungen organisieren und die Regierung nur anregen oder vorantreiben bzw. beaufsichtigen, um diese Aufgabe durchzuführen.“ (Zitat eines Interviewten)

Es ist bemerkenswert, dass der Entwicklungspfad einer NGO sehr stark vom Gründer (Persönliche Kompetenz, Soziales Netzwerk, Kenntnisse, Erfahrung etc.) abhängig ist. So wie es bei der Gründerin von Green Earth Volunteers Wang deutlich wird, die als Journalistin beim „Chinas National Radio“ gearbeitet und ein breites soziales Netz in der Medienbranche hat. Die meisten Projekte von Green Earth Volunteers wurden durch Kooperation mit den Medien durchgeführt. Wang hat, wie viele andere Gründer von Umwelt-NGOs, schon Sorge um die Zukunft der Organisation, wenn sie eines Tags nicht mehr arbeitsfähig ist. Seit Jahren sind sie mit dem Problem der Suche nach einer Nachfolgerin oder eines Nachfolgers konfrontiert.

Der Grund ist, dass die meisten Mitarbeiter junge Akademiker sind und nach ihrem Abschluss häufig nur ca. zwei Jahre als Übergangszeit in einer Umwelt-NGO arbeiten wollen. Die Faktoren (wie schlechte Bezahlung und hoher Arbeitsaufwand, Einwände von Seiten der Familie, etc.) setzen sie unter Druck und bewirken eine hohe Fluktuation in diesem Arbeitsbereich. Dies hat einen Nachwuchsmangel vor allem in führenden Positionen zur Folge.

„In meinem Freundeskreis bin ich anders. Es gibt kaum Leute, die sich wie ich damit beschäftigen. Niemand weiß, was ich mache. Überall muss ich erklären, worum es in meiner Arbeit geht. An der Universität habe ich Umwelt-NGOs kennen gelernt. Am Anfang war es wichtig, dass man tut, was einem gefällt. Dabei spielte das Geld keine Rolle. Mit der Zeit wird der Faktor Geld immer wichtiger. Ich habe diese Arbeitsstelle seit 2,5 Jahren. Meine Kollegen arbeiten dort sogar weniger als ein Jahr. Man weiß nicht, wie lange man dort arbeiten kann, weil man immer nur einen einjährigen Arbeitsvertrag bekommt. Der Druck von allen Seiten ist auch sehr stark: Mangel an Geld, Beschwerden der Eltern, Familiengründung usw. Es ist auch üblich, dass man die Umwelt-NGOs schnell verlässt.“ (Zitat eines Interviewten)

Aber das Kernproblem sollte man auf die mangelnden Finanzmittelquellen zurückführen, weil erstens auch die registrierten (sowohl internationale als auch einheimische) NGOs²³ in der Regel keine Spenden sammeln dürfen.

„Wir können hier keine Spenden sammeln, weil es kein Gesetz darüber gibt, ob internationale NGOs hier Geld sammeln dürfen oder nicht.“ (Zitat eines Interviewten)

Zweitens: Umwelt-NGOs müssen Steuern bezahlen, wenn sie als Unternehmen ohne Erwerbszweck (Non-Profit-Organisation) registriert sind. In der Tabelle 2 wurde gezeigt, dass drei von sechs untersuchten Umwelt-NGOs als Unternehmen ohne Erwerbszweck registriert sind. Solche Umwelt-NGOs haben doppelte finanzielle Belastungen im Vergleich zu den als soziale Organisation registrierten Umwelt-NGOs.

Drittens ist es im Moment für Umwelt-NGOs schwierig, eine Finanzquelle zu finden. Bisher wurden überwiegende Projekte durch internationale Organisationen finanziert (siehe Tabelle 2 und Kapitel 2). Aber einerseits haben immer mehr internationale Stiftungen aufgrund des Wirtschaftswachstums in China ihre finanziellen Beihilfen eingestellt, andererseits gibt es bislang nur ganz wenige einheimische Sponsoren. Als einer davon ist Society Entrepreneurs Ecology Foundation (SEE) zu nennen, die von über 100 bekannten Unternehmern 2008 in Peking gegründet wurde und heute als Hauptgeldgeber für chinesische Umwelt-NGOs fungiert.

Viertens werden die Finanzierungsquellen von NGOs durch die Regierung streng kontrolliert, weil sie (Umwelt-) NGOs, die politische und vor allem gegen das „nationale Interesse“ gerichtete Botschaften haben, offiziell nicht erlauben will.

„Es gab sehr viel internationale Finanzhilfen wie die der UNEP (United Nations Environment Programme), welche von den Regierungen kommen. Der chinesischen Regierung sind solche internationalen Organisationen willkommen. Jetzt wird China aufgrund seiner wirtschaftlichen Entwicklung nicht mehr als Adressat von Hilfe behandelt. Wir sind sehr vorsichtig bei der Auswahl unserer Geldgeber. Einerseits wollen wir nicht nach der Pfeife einer internationalen Stiftung tanzen, andererseits möchten wir aber eine rationale und legale Geldquelle haben.“ (Zitat eines Interviewten)

Außer finanzieller Faktoren haben auch die politischen Rahmenbedingungen die Entwicklung der Umwelt-NGOs beeinträchtigt. Obwohl zahlreiche Gesetze für Umweltschutz in der letzten Zeit überarbeitet wurden, ist die „Verordnung für Registrierung sozialer Organisationen“ (1998) für heute (2013) bereits veraltet. Danach wird die Registrierung entzogen, wenn die Tätigkeit gegen das „nationale Interesse“ steht, wobei dieser Begriff in der Verordnung nicht eindeutig definiert wird.²⁴ Dies führt zur Gefahr des Missbrauchs und der willkürlichen Auslegung, indem die Beamten bei komplexen Fällen „gegen das nationale Interesse“ gleichsetzen mit „gegen das persönliche Interesse“. Um legal zu existieren, arbeiten Umwelt-NGOs in China häufig in Kooperation mit der Regierung oder mit den

²³ Eine NGO darf nur Geld sammeln, wenn sie als Stiftung mit Spendeneinkünften registriert ist.

²⁴ Siehe auch Brie 2004:21.

Beamten statt in Konfrontation. *„Je größer der Einfluss auf das politische System, desto weniger setzen die Organisationen auf Konfrontation“* (Bieth 2012: 32).

„Es gibt viele Dinge, in denen wir mit der Regierung kooperieren. Wir wollen nicht in Konfrontation mit ihr stehen.“ (Zitat eines Interviewten)

„Warum sind die Umwelt-NGOs in China nicht der Führer des Protestes? Sie müssen immer ihre legale Existenz berücksichtigen.“ (Zitat eines Interviewten)

Es ist auch interessant zu bemerken, dass es noch Umwelt-NGOs gibt, die sich aus verschiedenen Gründen nicht registrieren lassen können und im Untergrund agieren. Zwar ist der Regierung das Phänomen der Untergrund-NGOs bereits bekannt, aber bisher hat sie diese weder akzeptiert, noch interveniert, noch diese verboten, falls sie nicht die Regierung mit ihrer politischen Ansicht konfrontieren. Folglich können NGOs wie Han Hai Sha ohne Registrierung seit zehn Jahren problemlos existieren und mit der Aufklärung und Erziehung über einen nachhaltigen Lebensstil und Natur in der Schule und Wohnsiedlungen sehr aktiv beschäftigt sein.

4 Fazit

Die chinesischen Umwelt-NGOs sind vor dem Hintergrund des politischen Wandels der Zentralregierung und der Änderung der gesellschaftlichen Rahmenbedingungen wie Informationstechnologie, Bürgerinitiativen usw. entstanden. Die vielfältigen Projekte von Umwelt-NGOs fördern das Umweltbewusstsein und die Verbreitung umweltbezogenen Wissens in der Gesellschaft. Darüber hinaus liefern sie eine Plattform für bürgerliches Engagement. Auf politischer Ebene fördern die Umwelt-NGOs insbesondere durch Überwachung und Unterstützung der lokalen Implementierung der Umweltpolitik die lokal-politische Bewegung zur ökologischen Wende.

Zwar können die Leistungen der Umwelt-NGOs einen Beitrag zur Stärkung und Beschleunigung einer „bottom-up“ Umweltbewegung leisten, die zur Gestaltung der Zivilgesellschaft dienen. Aber ihre Einflüsse sind aufgrund finanzieller und politischer Faktoren sehr begrenzt, weil sie eine Reihe von negativen Konsequenzen zur Folge haben. Vor allem hat das Finanzproblem Mängel an der Professionalität der Umwelt-NGOs und ein Nachwuchsproblem auch in führenden Positionen zur Folge. Für fast alle Umwelt-NGOs in China steht an erster Stelle, wie sie in diesem autoritären Staatsmodell legal existieren können und erst dann die Frage, wie sie sich weiter entwickeln können, um wirksame Beiträge zum politischen bzw. gesellschaftlichen Wandel leisten zu können.

Die politischen und finanziellen Rahmenbedingungen bringen die Umwelt-NGOs deshalb in eine prekäre Situation. Somit werden ihre weitere Entwicklung und ihr Einfluss in der Gesellschaft verhindert oder begrenzt. Sowohl jetzt als auch in Zukunft stehen sie noch vor diversen Herausforderungen.

Literatur

- ACEF: Report on environmental NGOS, internal Report. 2006, All-China Environment Federation.
- Bieth, T.: NGOs und Medien: Eine empirische Studie zum Verhältnis von Public Relation and Journalismus. 2012, Springer.
- Brie, M. und Pietzer, H.: NGOs in China: Die Entwicklung des Dritten Sektors. 2004, WZB discussion paper (SPIII2004-110). Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung.
- Bohnet, M.: Chinas langer Marsch zur Umweltrevolution: Umweltprobleme und Umweltpolitik der Chinesischen Volksrepublik. 2008, ZFF-Discussion Papers on Development Policy.
- China Development Brief: 200 international NGOs in China. 2005, Beijing.
- Calhoun, C.: Nations Matter: Culture, History, and the Cosmopolitan Dream. 2007, Routledge.
- Dittmar, N.: Transkription: ein Leitfaden mit Aufgaben für Studenten, Forscher und Laien. 2009, Vs. Verlag für Sozialwissenschaften, 3. Aufl.
- European Commission: European Governance, A Whitepaper. 2001, COM (2001) 428 final.
- Frantz, C. und Martens, K.: Nichtregierungsorganisationen (NGOs), Elemente der Politik. 2006, Vs Verlag für Sozialwissenschaften.
- Friedler, K.: Rumble in the Eco-Jungle. China's green Non-Governmental Organizations. 2010, Environmental CHallenges and Asia 15 (3).
- Görg, C. und Brand, U.: Postfordistische Naturverhältnisse. NGO und Staat in der Biodiversitätspolitik. In: Brand, U. et al. (Hrsg.): Nichtregierungsorganisation in der Transformation des Staates. 2001, Münster, S. 65-94.
- Görg, C.: Biodiversität – ein neues Konfliktfeld in der internationalen Politik. In: Brand, U. und Kalcsics, M. (Hrsg.): Wem gehört die Natur? Konflikte um genetische Ressourcen in Lateinamerika. 2002, Brandes & Apsel, S. 18-29.
- Hasenöhr, U.: Zivilgesellschaft und Protest, Eine Geschichte der Naturschutz und Umweltbewegung in Bayern 1945-1980. 2008, Umwelt und Gesellschaft, Vandenhoeck & Ruprecht.
- Hirsch, J.: Des Staates neue Kleider: NGO im Prozess der Internationalisierung des Staates. In: Brand, U. et al. (Hrsg.): Nichtregierungsorganisation in der Transformation des Staates. 2001, Münster, S. 13-42.

- Ho, P. und Edmonds, R.: China's embedded activism: opportunities and constraints of a social movement. 2007, Routledge.
- Heberer, T. (Hrsg.): Task-Force: Entwicklungspolitik in China. Herausforderungen, Lösungsstrategien und deutsch-chinesische Entwicklungszusammenarbeit. 2008, IN-EAST/Duisburg.
- Heberer, T.: Modernisierung Chinas: Analyse eines komplexen Prozesses. In: Heberer, T. und Rudolph, J.-M. (Hrsg.): China-Politik, Wirtschaft und Gesellschaft. 2010, Hessische Landeszentrale für politische Bildung, S. 14-141.
- Kamps, O.: Die Rolle von NGOs in der Entwicklungspolitik am Beispiel der Desertifikationsbekämpfung in Kenia. 2000, LIT-Verlag.
- Kirchhoff, T. und Trepl, L.: Vom Wert der Biodiversität. Über konkurrierende politische Theorien in der Diskussion um Biodiversität. 2001, Zeitschrift für angewandte Umweltforschung Sonderheft 13, S. 27-44.
- Kuhn, B.: Entwicklungspolitik zwischen Markt und Staat. Möglichkeiten und Grenzen zivilgesellschaftlicher Organisationen. 2005, Campus Verlag.
- Kuckartz, U.: Qualitative Inhaltsanalyse: Methoden, Praxis, Computerunterstützung. 2012, Beltz Juventa.
- Liang, C.: Chinesische Umweltkrise und Ausbruch (中国的环境危局与突围). 2005, Social sciences Academic Press.
- Mumby P. J. et al.: Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. 2004, Nature 427, S. 533-536.
- Ma, TN.: Manual for Law-based Environmental Advocacy in China (中国环境保护倡导指南). 2011, Intellectual Property Publishing House.
- Stalley, Ph. und Yang, D.: An Emerging Environmental Moment in China. 2006, The China Quarterly 186, S. 333-356.
- Sternfeld, E.: Ökologische Vernunft, Autokratie und Zivilgesellschaft. Das Beispiel China. 2011, Wissenschaft und Umwelt: Demokratie und Umweltkrise 14 (2011), S.47-50.
- Yan, S.: Eine energiesparende und umweltfreundliche Gesellschaft schaffen. In: Xin R. et al. (Hrsg.): Blaubuch der chinesischen Gesellschaft 2006: Analyse und Prognosen der sozialen Lage Chinas. 2005, Chinesische Akademie der Sozialwissenschaften.
- Yang, G.: Environmental NGOs and Institutional Dynamics in China. 2005, The China Quarterly 181, p. 46-66.
- Zhang, J.: The plight of the public in: Green law in China. 2011, Chinadialogue Special Series S. 8-12.

Internetquellen

Bericht über die menschliche Entwicklung 2011, Nachhaltigkeit und Gerechtigkeit: Eine bessere Zukunft für alle, 2011,
http://hdr.undp.org/en/media/HDR_2011_DE_Summary.pdf.

China Internet Network Information Center(CNNIC): 31. Statistischer Bericht für chinesische Internetentwicklung,
<http://www.cnnic.cn/hlwfzjy/hlwxxzbj/hlwtjbg/201301/P020130122600399530412.pdf>.

Economy, E.: China's Environmental Challenge: Political, Social and Economic Implications, Testimony before the Congressional Executive Commission on China Roundtable on the Environment. 2003,
<http://www.cfr.org/china/chinas-environmental-challenge-political-social-economic-implications/p5573>.

Li, Z.: China's Grassroots Get Deeper. 2007, EJ Magazine Spring,
<http://news.jrn.msu.edu/ejmagazine/2011/05/02/chinas-grassroots-get-deeper/>.

Nationalstrategie und Aktionsplan für den Schutz der Biodiversität in China 2011-2030, <http://news.sina.com.cn/green/2012-03-08/173024082443.shtml>

Sausmikat, N.: Die Rolle Chinas (GO)NGOs für eine gendergerechte Demokratisierung. 2008,
http://www.eu-china.net/german/Materialien/Sausmikat-Nora_2008.

<http://www.agfriedensforschung.de/themen/Umwelt/mangroven.html>.

<http://www.bbc.co.uk/sn/tvradio/programmes/wildchina/>.

http://www.bfn.de/0310_steckbrief_china.html.

http://www.bund.net/ueber_uns/geschichte/.

<http://www.china-mangrove.org/?p=904>.

<http://www.environment.gov.au/soe/2001/publications/theme-reports/biodiversity/biodiversity01-3.html>.

http://www.gov.cn/ldhd/2012-10/26/content_2251845.htm.

http://www.gov.cn/test/2005-08/11/content_27116.htm.

<http://www.greenpeace.org/international/en/about/faq/>.

<http://www.gruene.de/partei/1977-1979.html>.

<http://www.nabu.de/nabu/portrait/geschichte/13552.html>.

<http://news.sina.com.cn/green/2012-03-08/173024082443.shtml>.

Current practices of mitigating the ecologically harmful effects of roads – An assessment

Jan Friedrich and Jutta Geldermann

Abstract

Roads and vehicles have been established as largely indispensable facilitators of people's lives. They allow for accessibility and facilitate trade. Yet, the spatial function of the landscape is not limited to movements. Other demands include agricultural production, resource extraction from forestry or mining, human recreation, functioning ecosystems and the demands of other life forms, e.g. flora and fauna. Today's intensity levels of use of a dense road grid threaten various animal species. Motivated by human interests in utility and also by ethical values, humanity decided to try to suspend its adverse effects on biological diversity at large. In this article the state of the art and the trends of the effects of land use, material emissions, noise and light are analyzed. The central focus however resides on the mitigation of the currently most discussed and potentially severest effect, which is landscape fragmentation. The two major approaches of resolution currently applied and debated in science and politics are a corridor- and an area-centered strategy. Although both courses of action shouldn't be rivaling as they complement each other and as such are both indispensable, the discussion of their merits and pitfalls, which is at the center of this text, concludes on an ecological superiority of area concepts. Thus, this strategy of defragmentation should be prioritized as far as spatially conflicting human interests permit.

1 Introduction

Movement and speed, dominantly actualized by the means of motorized transportation vehicles, are frequently effected activities in people's lives and at large are positively valued in industrialized countries. Today, many people commute to work, they drive to shops to exchange their salaries for goods, and they use cars to carry out relational and recreational activities. Specialization in production and the spreading of the concept of paid labor instead of ownership over the output, low costs of transportation due to subsidies and due to the acceptance of external effects, as well as the opening of global markets have drastically increased the mobility-intensity of trade and of individual mobility patterns. A degree has been reached where high spatial and high energy demands of fast movements increasingly conflict with human interests and with the needs and health of many other life forms. Noise and emissions for instance have harmful effects also on animals and plants. Mobility thereby is one driver that contributes to the threat and loss of biological diversity.

The German federal government addresses this problem in formulating the following central goals for mobility under the National Strategy on Biological Diversity: "Impairments caused by traffic, for instance as a result of pollutants, noise and light, will be continuously reduced. New land transport routes (primarily road, waterways and rail) indicate adequate levels of ecological passability (e.g. fish ladders or wildlife crossings). By 2020, as a general rule, the existing transport routes will no longer cause any significant impairments to the system of interlinked biotopes. The current proportion of undissected, low-traffic areas of ≥ 100 km² will be retained."¹ In discussing land use, material emissions, noise, and light, this text analyzes the situation of four of the most relevant impairments when dealing with the ecologically adverse effects of roads and traffic.² However, the focus of this text is on the effect of habitat fragmentation that is caused by linear transport infrastructure. After briefly referring to the history of human perception of the effect and after briefly explaining how individuals, species and ecosystems can be compromised by it, in the main part the two major approaches of resolution that are currently applied and discussed in science and in politics will be analyzed and assessed.

The reason for this emphasis is twofold: On the one hand, fragmentation is regarded as one of the most pressing but still underestimated environmental problems of the present.³ On the other hand, as ideas and strategies on how to tackle the problem develop and are implemented, it seems worthwhile to pause and to analyze their effectiveness. This seems relevant because even in the scientific community significant debate on the capabilities and on the interplay of the here entitled 'area-' and 'corridor-centered' approaches emerged at a recent global con-

¹ Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety 2007, p. 51f.

² For a more complete list of effects see Friedrich & Geldermann 2013 and Forman & Sperl 2011.

³ Selva et al. 2011, p. 865f.

ference on road ecology.⁴ To introduce to the topic and the discussion depicted in this text, the history of road ecology research is briefly presented.

Consciousness about the environmentally harmful effects of vehicles and roads dates back to 1925, when Stoner during a 632 mile car trip in the USA counted 225 animals that had died from collisions with vehicles.⁵ It then took until the 1970s and -80s when notable research mainly from Mader and Ellenberg marked the next regional milestone in the natural sciences dominated field.⁶ At an international and particularly at a North American level, the first comprehensive work concerning the entire variety of possible effects was entitled “Road Ecology – Science and Solutions”. It was written by Forman et al. and was published in 2003. Since this date research has increased significantly, potentially because risen mobility usage has rendered the problem more evident, and additionally because scientific findings and political decisions to tackle the human induced rapid loss of biological diversity required also looking at the impacts of road use in more detail. In order to bring together scientists, infrastructure planners and politicians of all levels two interdisciplinary conferences, the ICOET- International Conference on Ecology and Transportation in North America and the IENE Conference in Europe, were established. The goal of road ecology research is to systematically identify and to assess the effects of roads and vehicles on the non-human environment and to then suggest solutions which shall help to avoid or to successfully mitigate harmful effects. In line with this objective, this text evaluates whether current efforts are apt to fulfill the goals of the national strategy or whether different targets and more ambitious policy action are necessary.

1.1 Landscape Fragmentation

The dissection of natural areas is called landscape or habitat fragmentation.⁷ It occurs predominantly because of the construction and use of linear transport infrastructure. It further results from areas intensively used by humans, like settle-

⁴ This refers to the IENE International Conference, held in Potsdam, Germany, in October 2012. The Infra Eco Network Europe (IENE) is an expert network of authorities, planners and researchers involved in the phenomenon of habitat fragmentation caused by the construction and use of transport infrastructure, especially roads, railways and waterways.

⁵ Cp. Stoner 1925.

⁶ Roedenbeck & Jaeger 2006, p. 297.

⁷ The term “landscape” is not entirely anthropogenic. Besides its culturally driven meaning of an area influenced by humans it is also used to distinguish between areas with differing species compositions or ecosystems. The word “habitat” sets a clear significance to the understanding that animal and plant species live among us and that they have their respective needs for soil and ecosystem characteristics. Hence, at first sight the term habitat fragmentation seems to be more suitable to be used for the issue at hand. However, in continuation the term landscape fragmentation shall be used because it denotes a more holistic understanding than does the species-associated word habitat. It is viewed that a species focus would mislead, because fragmentation is a broader problem. While it has to consider majorly affected species in Germany, only a very small amount of wilderness exists and most habitats are humanly impacted. Therefore, an approach dealing with these areas should openly consider the needs and preferences of both human and non-human nature.

ments, industry, or agricultural area with few natural components. The manifold values of non-sealed surface area (e.g. soil fertility, water drainage, processing of wastes and water) together with still high rates of uptake of such area lead to an in theory significant valuation of natural surfaces. While the first specific goals to reduce land uptake were formulated in 1998, the impacts of disconnecting landscapes and natural processes were less apparent and they were barely recognized until much later.⁸ Two publications by Lassen in 1979 and 1987 deal with the phenomenon of large undissected areas becoming scarce. Reasoning why this development was undesirable, Lassen argues that such areas were important for people to rest and to recover.⁹ Hence problem identification had a clear anthropogenic emphasis. For most countries, and particularly for those with road networks as dense as Germany's, this has changed today. Most books and articles that deal with the effects of roads in specific or with the degradation of ecosystems, with the loss of biodiversity, or with another topic that is related to the imbalance of Western societies' lifestyles and the demands and condition of the environment, usually mention fragmentation as one of the major human induced ecological threats.¹⁰ By today, in many parts of the world, particularly in countries with dense road grids, but also in places where the effects of dirt roads for forestry were concerned, studies on many species and their perturbation by roads were conducted.¹¹ Besides the impact of habitat loss and degradation of adjunct area, mortality in the road and the road representing a barrier to movement or having a dissecting impact were identified as significant negative impacts of roads.¹² The effects are visualized in the following graphic by Jaarsma and Willems.

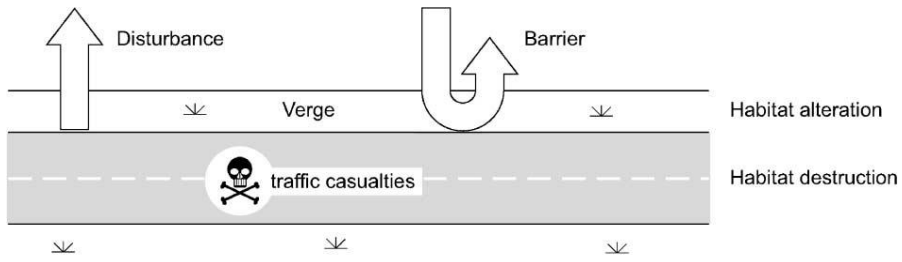


Figure 1: The potential impacts of roads and traffic on flora and fauna; adapted from Jaarsma & Willems 2002

Particularly affected are slow-moving species (e.g. amphibians, hedgehogs or vipers), species with low dispersal abilities (e.g. flightless beetles), noise sensitive species (e.g. birds, toads, bats or moose), and species with larger habitat demands

⁸ Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety 1998, S. 2.

⁹ Cp. Lassen 1979, p. 333f; Lassen 1987, p. 534.

¹⁰ Federal Environmental Agency 2010, p. 9ff; Lindenmayer 2006, p. 11; Schupp 2005, p. 101ff.

¹¹ Selva et al. 2011, p. 866; cp. Grez et al. 2006 (in references see 'Lindenmayer 2006').

¹² Own interpretation based on Jaeger et al. 2005, p. 330f.

that have more extensive movement ranges (e.g. wild cat, deer, lynx).¹³ Due to a time lag between the occurrence of the impact and the appearance of the full ecological consequences in the landscape, research and even more so societal awareness of the problem are handicapped. Although only few studies exist that have proven a reduced variability and reduced vitality in animals and plants due to fragmentation, the genetic disadvantageous effect is rarely questioned.¹⁴ In addition, also hydrologic flows are frequently affected by fragmentation.¹⁵ Overall, scientific research has moved beyond the point of problem identification. Studies and debates now center on the most appropriate ways to avoid and to mitigate the adverse effects of the dissection of populations, of the barrier effect and of animal mortality in roads.¹⁶ It is necessary to bear in mind all three effects simultaneously, because they are highly interrelated. Mitigation measures affect species differently and trigger differing responses. For instance, fencing may lower the risk of road mortality for some animals but it is likely to increase the barrier function for others unless connectivity-enabling efforts are carried out at the same time. The text will now move on to introduce and to discuss the two currently most popular strategies of defragmentation.

2 The Two Major Approaches of Defragmentation

2.1 The corridor-oriented approach

The identification of movement corridors of different habitat-type species in the first step, and the intent to establish connectivity along these corridors through the construction of wildlife crossings in a second step, in the following is referred to as a corridor-oriented strategy of tackling fragmentation.¹⁷ While culverts serving wetland species, and viaducts serving also dry- and forest-habitat species, in the past had been built mostly for geological and constructional reasons, today over- and underpasses are predominantly built with the aim to serve amphibians and mammals. Since casualties in the road or on roadsides were most obvious for larger mammals like rabbits or deer, and since it was found that movements and behavior of larger mammals have a particularly positive function on the diversity of ecosystems, the approach of building larger overpasses instead of using fences and road signs is lately followed more intensively.^{18,19} The analysis of the corridor-

¹³ Hels & Buchwald 2001, p. 337; Keller et al. 2004, p. 2993; cp. Eigenbrod et al. 2009; Shanley & Pyare 2011, p. 13.

¹⁴ Cp. Keller & Largiadèr 2003; Fischer & Matthies 1998.

¹⁵ Forman et al. 2003, p. 179.

¹⁶ van der Grift et al. 2013, p. 425.

¹⁷ Different habitat types include wetlands, such as bogs and fens, dry habitats, such as dunes, sandy or mountainous areas, some grasslands or desert-type of landscapes, and various forest-type habitats.

¹⁸ Reck et al. 2009, S. 4.

oriented approach in this text refers to these larger structures (see an example in figure 2) and to larger mammals, but it is valid for other types of species as well.



Figure 2: Image of a wildlife overpass; picture by Martin Strein, FVA Freiburg

In 2012, Germany had about 30 green bridges, 18 more were commissioned under the Economic Stimulus Package No. II, and about 50 bridges are to be built until 2020.²⁰ The cost of an overpass usually is 3 to 5 million euros. Although bridges in place today seem to work for larger mammals, a variety of important aspects needs to be considered during construction, “operation”, and maintenance of these structures. The following seven criteria were found to be imperative: 1) the correct positioning of a structure should be derived from analyzing road mortality rates, from the importance of connecting certain habitats, or from the demands of the species concerned 2) the necessity of complementary structures like fences has to be investigated, 3) the minimum width should be 50 meters, 4) to attract differing species, bridges must have a cover of diverse vegetation, 5) a functioning hinterland connection, which connects the bridge and its immediate surroundings to the wider landscape, has to be established, 6) tests on the achievement of preset goals concerning a species, its populations or an entire ecosystems have to be conducted; proves of the use of the bridge from taping animals using the bridge on film can only be a first step because while use is essential for effectiveness it does not imply that effectiveness - that is the fulfillment of the concrete goals - is attained, and 7) donor populations should be strengthened in order to motivate individuals or small groups to move further away from their current core habitats.²¹

Despite the above findings, the ideal composition of large crossing structures and of their near surroundings is still insufficiently known.²² The nature of the

¹⁹ Larger mammals have been designated to have a so called vector-function for the diversity of local and regional ecosystems for two reasons: Firstly, they cover large distances both in their daily home range movements and in their seasonal dispersal ranges. Since they carry insects or spores in their fur and under their hooves they spread individuals across large areas. Secondly, they often destroy plants and bushes when they move and feed and therewith create more structurally diverse local ecosystems.

²⁰ Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety 2010, p. 40.

²¹ Reck et al. 2011, p. 9; Iuell et al. 2003, p. 13ff.

²² van der Grift et al. 2013, p. 427.

hinterland connectivity, the interplay of complementary components, the role of donor habitats, and particularly representative before- and after-investigations at the population level, are some of the topics that require further investigation. Despite recorded overpass uses by animals, so far no evidence on their effectiveness in mitigating genetic depletion at the population level exists.²³ While the evidence of their casualties as well as the assumed vector-function of larger forest species endorses the importance of large bridge-type crossing structures, in total a large variety of structures exists. These include underpass tunnels, viaducts, amphibian tunnels, fish ladders, rope bridges, glider poles, tunnels and culverts, and even greened roofs in industrial or urban areas. In spite of the strength of centrally tackling the usually most severe threat of fragmented habitats and ecosystems, that is reduced genetic variability, the following three reasons show why crossing structures alone cannot suspend all effects sufficiently:

- 1) even a variety of differing and functioning types of bridges or structures cannot serve all species and their respective dissimilar needs adequately,
- 2) the number of identified locations where wildlife was found to be severely affected is far greater than there is money available to build the necessary structures (900 identified locations vs. 50 to 80 structures planned until 2020)²⁴, and
- 3) the identification of corridors yields the danger of a dominance of mitigating approaches over strategies of avoidance.

Particularly the last point leaves room for debate as it relates to the broader question of the overall degree of sparing nature from negative impacts of roads and traffic. Before referring to this debate in the discussions section, next, the area-oriented approach is introduced and its benefits and drawbacks are explained.

2.2 The area-oriented approach

Despite a long lasting negative trend for the share of large lowly-disturbed areas in Germany, their importance for functioning and stable ecosystems is explicitly acknowledged in Germany's National Strategy on Biological Diversity.²⁵ However, even the 2010-target not to have these areas diminish further than the last known value of 25.4 per cent, was already missed by far in 2011.²⁶ One possible definition of such areas and the one used in Germany is as follows: areas need to have a minimum size of 100 km², and they cannot be dissected by a road with a traffic intensity greater 1,000 vehicles per day, by railways with two or more tracks or with any

²³ Corlatti et al. 2009, p. 548; van der Grift et al. 2013, p. 425.

²⁴ Herrmann et al. 2007, p. 26.

²⁵ Originating from different countries and introduced by different researchers, many terms exist to describe areas with low disturbances by humans. The most used expressions are roadless area, (undissected) low-traffic area, or traffic calming rural area. The main variable is traffic, but also settlements and industry can be disturbing or fragmenting elements. For details the specific fragmentation geometry has to be looked at. In this text the term lowly-disturbed area will be used most.

²⁶ Federal Ministry for the Environment, Conservation and Nuclear Safety 2010, p. 41 & 2007, p. 41.

electrified track, or by a waterway greater than category III. In addition, there cannot be tunnels larger than one kilometer, water bodies which are larger than half of the total area, or larger settlements or airports within the area.²⁷ Large lowly-disturbed ecological areas are of cardinal ecological importance because they hold conducive premises for biological diversity and for ecosystem stability.²⁸ With regard to biodiversity, large lowly-disturbed ecological areas have several advantages: they support the preservation of native biodiversity and their genetic resources, they can function as barriers against invasive species, they ensure habitat for the viability also of larger area demanding populations, and they maintain ecosystem connectivity as they often function as migration corridors and stopovers. Moreover, ecosystem stability is supported because larger natural areas have a high buffering capacity. This translates into augmented resilience to external pressures, like pests, climatic changes, or other catastrophic events, like fires, landslides, or floods.²⁹ Another quality of larger areas that are without significant human influences, particularly at this point in human history, is their ability to withdraw carbon from the air and hence to decrease the atmospheric greenhouse gas effect.³⁰

The area-approach has two major disadvantages: firstly, large lowly-disturbed areas are not available for intensive human use. Humans have many needs. Among the most basic ones are the urges to protect and to sustain themselves by building shelter, eating food, and by engaging in relationships. Some of these demands require space and soil. While it seems possible to live in ways that interfere with the interests of other life forms in a respecting and sustainable manner, for the majority of people in capitalist societies the perception of a fulfilling lifestyle today is a personal utility-maximizing consumptive one, rather than a convivial sufficient one. This creates spatial conflict between large demands for resources and space and between the idea of having lowly-disturbed large natural areas. This leads to the problem, which only to a much lower degree arises from sufficiency-oriented lifestyles and a higher appreciation of other life forms, that decisions and choices on the designation of lowly-disturbed areas need to be made. Which percentage of land mass or waters should be exempted from human use? Are there preferred habitat types? What is the definition of a lowly-disturbed area, and which human activities are allowed?³¹ It is evident that an area-oriented approach is of high ecological quality and that it at the same time requires notable changes in values and behavior in order to be exercised at large scale.

²⁷ Schupp 2005, p. 105.

²⁸ Selva et al. 2011, p. 867.

²⁹ For a complete list of human benefits from ecosystems see Haines-Young & Potschin 2010, p. 11ff.

³⁰ Selva et al. 2011, p. 867.

³¹ Most important to be considered are the five topics of mobility, settlements, commercial and agricultural use, and recreation. What is the fragmentation geometry concerning mobility infrastructure? How large can villages and cities be within such areas? Can there be mining activity and what percentage or intensity of agricultural activity or forestry is permissible? What are the terms of recreational use? Are there inaccessible wilderness areas?

2.3 Discussion

While a corridor-oriented strategy currently seems to be prioritized in science and in practice, experts concede that efforts of avoidance like maintaining and re-establishing large lowly-disturbed areas, offer the greatest ecological benefits.³² The two major drawbacks of large crossing structures are that they only are assumed to successfully tackle the problem of fragmentation for a certain number of species in certain places, and that the impression of a fence and a crossing structure, and no further visible animal casualties in the road can lead to the false perception of all adverse effects of traffic being overcome. These two problems are the strongholds of an area-oriented approach. It provides connectivity for most species in most places and also reduces other effects like substance emissions or noise in great parts of the landscape. This applies only for within traffic-calmed areas. Thus, the need to connect such areas to one another remains, and corridors and crossing structures are indispensable for this matter. Yet, at a greater landscape level low-traffic areas are vastly superior.

In addition, there is an ethical dimension to the comparison of the two strategies. While building crossing structures in prioritized sites is a mitigating, end-of-pipe attempt, which indicates a rather minimalistic valuation of biodiversity and of non-human life, self-imposing significant restrictions at a landscape level equal an approach of avoidance that tells of high respect and interest in the conservation of biodiversity. Concerning the related concept of sustainability, Becker argues that humanity struggles to define its meaning “because it is about a fundamental and demanding philosophical issue of human existence: the issue of the self-identity and existence of the human being as a fundamentally dependent and relational being.” According to Becker, the issue is so demanding because the desired status of three fundamental relationships and dependencies has to be answered: The relation with other contemporaries, with nature, and with past and future generations.³³ The issue of how to deal with the impacts of roads and traffic is related to these demanding questions.

From the analysis of the two strategies of defragmentation, the first conclusion is that both approaches have their merits. The stronghold of lowly-disturbed areas is ecological quality. Installing crossing structures has the advantage that despite their high cost, the overall cost to society might be perceived as acceptable because no changes in economic organization and lifestyles are necessary since the level of mobility intensity can persist. Secondly, even assuming changes in behavior and after exercising the frequently suggested bundling of traffic, fewer but yet a significant number of fragmenting conflicts will exist and artificial structures will be indispensable in these cases.³⁴ The second conclusion is that the degree, to which the

³² Iuell et al. 2003, p. 32; EEA 2011, p. 67; Benítez-López et al. 2010, p. 1314; Selva et al. 2011, p. 874; Forman & Sperling 2011, p. 16.

³³ Becker 2010, p. 3.

³⁴ Cp. Friedrich & Geldermann 2013; Charry & Jones 2009, p. 168; Jaeger et al. 2006, p. 151.

problem of fragmentation should be answered by installing crossing structures, should be carefully chosen. It can be argued to be morally wrong, or said to be rationally naïve to profusely trust in an unconfirmed, species-centered, and rather minimalistic approach, when trying to maintain biological diversity and ecosystem functionality. Biodiversity and ecosystems have been developing for much longer than human existence, in fact they are the source of the human species, and humans also today fragiley depend upon them.

3 Further impairments of roads and traffic on nature

In this last section, the current conditions of further ecologically harmful effects of roads and traffic are referred to. The first aspect to turn to is land use.³⁵ In 2010, 4.39 per cent of Germany's total land mass was used for road bound mobility and the absolute area value has increased constantly since 1992.³⁶ The goal to reduce total land use to 30 hectares per day by 2020 was first formulated by the former environmental minister Angela Merkel in 1998.³⁷ In spite of an overall positive trend, the average rate of reduction of about 3 hectares per year is too low to reach the target by 2020.³⁸ Nevertheless, this target was confirmed and enlarged in 2007, as land use shall be driven close to zero after 2020.³⁹ Reasons that allow to still being confident of achieving the objectives are that policy analyses and efforts seem to be increasing and that the mindset within the respective ministries is clear: "The realization of the national aim to reduce land consumption to 30 hectares by 2020 is no self-priming pump, nor is it always a win-win situation. It therefore requires intensive governance".⁴⁰ Besides, the percentage of land surface affected by roads is much higher than the 4.39 per cent referred to above, because ecologically relevant effects extend beyond the physical location of the road. The most intuitive and - apart from greenhouse gas emissions - most severe impact is noise. In addition, further substance emissions from vehicles and from the road, as well as changes in local climate and in hydrologic systems occur. The area over which these ecological impacts extend is called 'road-effect zone'.⁴¹ Its width varies for differing species and it strongly correlates with traffic volume.⁴² Its shape is often

³⁵ Land use or land consumption is defined as the increase in the amount of land used for human settlements, industry, recreation, and transport infrastructure. The characteristic that differentiates land use from other categories like forests or agriculture is that high proportions of land are sealed.

³⁶ Federal Statistical Office 2011, p.23f; calculations extended by the authors.

³⁷ Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety 1998, S. 2.

³⁸ The four year mean value for the period 1995 to 1998 was about 124 hectares per day and the value for the years 2007 to 2010 was 87 hectares per day (Federal Statistical Office 2011, p. 18.).

³⁹ Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety 2007, p. 51.

⁴⁰ Cp. Henger et al. 2010; Federal Ministry of Transport, Building & Urban Development 2011, p. 69.

⁴¹ Forman & Deblinger 2000, p. 37.

⁴² E.g. Salamanders were found to be affected by forest roads for a distance of 35 meters (Semlitsch et al. 2007), breeding birds within the first 200 meters (Reijnen et al. 1995), tortoise for up to 400 meters (Boarman & Sazaki 2006), and anuran species for up to 1,000 meters (Eigenbrod et al. 2009).

asymmetric because of the strong influence of local topography. Biglin & Dupigny-Giroux found the majority of impacts to occur within the first 100 meters, Forman and Deblinger estimate an average width of approximately 600 meters, and impacts can extend for several kilometers for noise sensitive species.⁴³ Considering this, Forman estimated the 1 per cent of surface covered by roads to essentially affect 20 per cent of total U.S. land mass.⁴⁴ Starting at 4.39 per cent of the surface being taken up by roads in Germany, the percentage for the area affected by road-use can be estimated to be very high. This also argues in favor of systematically maintaining and re-establishing large lowly-disturbed areas, particularly in countries with dense road grids as in the case of Germany. All in all, the loss of the functions of natural soil, the loss of fertile arable area, and the loss of ecologically intact area, including its biodiversity, do strongly argue to trying to reach the before mentioned objectives to reduce and to halt land use, and to also reduce the extending effects.⁴⁵

With regard to emissions, it seems helpful to distinguish between material and immaterial discharges. Substance emissions were found to potentially produce genetic defects in small mammals, to repress germination in plants, and to alter the competition and composition of vegetation for up to 200 meters.⁴⁶ The most relevant material emissions are nitrogen oxide, particulate matter, ozone, carbon monoxide, carbon dioxide, sulfur dioxide, non-methane hydrocarbons or volatile organic compounds, and also rubber, dust and litter. The two major immaterial emissions are light and noise. As for material discharges, considerable reductions have been achieved for most substances. Yet, for nitrogen oxide, particulate matter and ozone maximum permissible values were still exceeded repeatedly in 2011.⁴⁷ Comparing emission levels from 1995 and 2010, nitrogen oxide emissions could be cut back by 65 per cent, particulate matter by about 70 per cent, and sulfur oxide by over 98 per cent.⁴⁸ Alone improvements of climate change provoking carbon dioxide for cars of about 10 per cent and of 28.3 per cent for lorries reach unsatisfying levels. All in all, further reductions particularly for nitrogen oxide, particulate matter, and chiefly for carbon dioxide need to be achieved in the future.

With regard to immaterial emissions like heat, vibration, sound, and light, the latter two seem to be the most harmful ones. Sound is a mechanical wave and its loudness is measured in decibels (dB[A]). The classification 'A' refers to the frequency dependent responsiveness of the human sense of hearing. When sound is perceived as a strain, it is referred to as noise. Animal species show all three possible general responses to human-caused noise: attraction, tolerance, and aversion. Similarly as for humans disturbance is the most dominant and most problematic

⁴³ Biglin & Dupigny 2006, p. 13; Forman & Deblinger 2000, p. 36; Jordaan et al. 2009, p. 3.

⁴⁴ Forman 2000, p. 34.

⁴⁵ Frequent suggestions include to concentrate traffic and to downgrade or close rural roads, as well as to use soil berms and to reduce vehicle noise (Forman 2000, p. 35; Charry & Jones 2009, p. 168).

⁴⁶ Rasmus et al. 2002, p. 109f; Forman et al. 2003, p. 212f.

⁴⁷ Federal Environmental Agency 2012a, p. 4.

⁴⁸ Federal Environmental Agency 2012b, p. 12.

perception. It can show as (1) annoyance, (2) hearing loss, (3) 'speech' and sleep interference, (4) stress-related illness, (5) humans perceived as predators, (6) population changes, (7) genetic change over generations, and in the form of (8) numerous other behavioral responses.⁴⁹ Despite having recognized the disturbances of sound on humans and animals, few recordings have been conducted and so few and scattered data is available. Existing recordings until today are limited to analyze the extent of sound that disturbs people. This means that even in a scenario of successful mitigation the development of noise occurring at the landscape level is not displayed. Overall, it is difficult to assess, whether the impact of noise on plant and animal species has increased in magnitude or has been abated in the past.⁵⁰ However, considering the development of technological and behavioral criteria, analysis of the few existing data and also expert opinion suggest that the effect has increased, both in the extent emitted at the sources as well as in the level of disturbance perceived.⁵¹ One indication is that despite reductions being achieved through advances in vehicle technology, which for instance show in lower sound limits for the registration of new cars, the quantitative increases in traffic volume outstrip the technical improvements. Furthermore, also behavioral changes outweigh technological diminutions. The dominant source of noise switches from stemming from the engine to stemming from the friction of the wheel at a speed of about 50 km/h. Advances towards quieter engines hence have been outbalanced by peoples' faster driving behavior and the respective necessary usage of wider tires to maintain road grip for safety reasons. For a more precise assessment and for more effective approaches of resolution, increased monitoring of the quantity of noise emissions, also occurring at the landscape level, are necessary. Since 2007 the German Federal Environmental Agency is collecting recordings for sound from the federal states and after publishing the first nationally compiled data for the year 2010, the data for 2012 will follow in 2013.⁵²

Lighting can impact ecosystems because together with temperature and humidity, light is the most important zeitgeber for the biological clock of many plant and animal species. It largely governs their daily and seasonal temporal behavior. One example would be that animals, and also humans, need a sufficient quantum of darkness for the daily regeneration of their hormonal and immune systems.⁵³ In addition to this temporal dimension, there exists a second problematic dimension, which is spatial. This means that light can attract and endanger animals, as in the case of nocturnal insects like moths, or that it can disturb animals, for instance in diminishing their habitats or in troubling their orientation.⁵⁴ Particularly affected

⁴⁹ Forman et al. 2003, p. 273.

⁵⁰ German Advisory Council on the Environment 1999, p. 158; Forman et al. 2003, p. 270; cp. Federal Agency for Nature Conservation 2001.

⁵¹ Cp. Federal Agency for Nature Conservation 2009; cp. Hintzsche 2012.

⁵² Federal Environmental Agency 2012b, p. 50.

⁵³ Eisenbeis 2001, p. 98 (in Federal Agency for Nature Conservation 2001).

⁵⁴ Schmiedel 2001, p. 19f (in Federal Agency for Nature Conservation 2001).

species are insects, amphibians, reptiles, and birds, and also plants. While data availability is poor with regard to sound, the situation is worse for lighting. Estimations for the global level say that planet earth is getting brighter night by night.⁵⁵ There are also studies on individual municipalities, for instance for Berlin. The city's sky glow is one of many subjects in Germany's currently most extensive research project called 'Loss of the Night', which is supported by the Federal Ministry of Education and Research.⁵⁶ One number concerning light emissions is known from an expert conference on light pollution and biodiversity, held in Tutzing, Germany, in 2011. Total flux, reported in lm for Latin 'lumen', is the measure for the entire visible brightness emitted from a source of light. The measure complies with the responsivity of the human eye. For Germany, from the year 1981 to 2011 it is assumed to have risen by 120 per cent and that is accounting for all shifts in light bulb technology and changed installation quantities.⁵⁷ The particular share of roads and traffic in this increase was not identified. However, an ongoing enlargement of the road network and an increase in traffic volumes make an opposing development for light emissions stemming from mobility unlikely. In spite of having acknowledged the dangers of artificial light for flora, fauna and humans, similar to the situation for traffic noise, technological advances in lighting in general have been outnumbered by increased lighting use. In conclusion, it seems that the trend for both noise and light emissions and the felt disturbances is still increasing.

4 Summary and future outlook

Scientists have been successful in explaining to political leaders the severity of the ecological effect of fragmentation, which is predominantly caused by transport infrastructure. Now, a new debate within the scientific field as well as in the political landscape has arisen over the question of the best mix of measures to resolve this issue. The word 'best' indicates that a fundamental, even philosophical dimension plays a role in this debate. While the goal to maintain biological diversity is commonly agreed upon, the degree of ambition on how much variety or quantity of diversity is needed or wanted is unclear. Also the attitude towards environmental risks, which is vaguely established by the precautionary principle, of which current national and global environmental policies and people's actions far from resemble, is still being discussed in contemporary societies. This dilemma also shows in Germany's national strategy, where it says that 'adequate' levels of ecological passability need to be achieved. At the policy level one facet of this is the weighting of the approaches of avoidance, mitigation, and compensation. In this light, the text at hand discussed the advantages and pitfalls of the two currently most popular measures when dealing with the ecologically adverse effects of fragmentation.

⁵⁵ Cp. Federal Agency for Nature Conservation 2009.

⁵⁶ See 'Loss of the Night', Leibniz Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Berlin 2013.

⁵⁷ Isepy 2012.

The approach of maintaining and re-establishing roadless or lowly-disturbed areas values diverse and functioning landscapes and ecosystems to a very high degree. In following a strategy of avoidance it sets great store by the precautionary principle. In a corridor-oriented approach conflict zones are prioritized and connectivity for wildlife is attempted to be re-established by the construction of crossing structures. It is a strategy of mitigation, which values higher the human demands on land and which deals with ecological complexity more optimistically. Both approaches have to be exercised; only their proportions have to be chosen carefully. The discussion of their advantages and weaknesses meant to contribute to this end.

The analysis of other impairments caused by traffic yielded that the goal of Germany's National Strategy to continuously reduce them is insufficiently reached. The positive trend for land use is too weak. In spite of significant improvements achieved in the past, a further reduction of material emissions, and here particularly carbon dioxide, remains necessary. While the disturbance of far-reaching impacts like noise and light is known, more measurements and research are needed to track their development and to apply effective strategies of avoidance and mitigation.

Looking into the future, research opportunities for people dealing with the abolishment of ecologically harmful effects of roads are numerous. Further robust studies on the functionality of crossing structures, especially concerning gene flow at a population level and ensuing ecosystem responses are needed.⁵⁸ While for lowly-disturbed areas, more research on thresholds of traffic volumes, noise, and light is needed, the overall recommendation to concentrate traffic on primary roads and to downgrade or close roads in natural landscapes has been repeated for more than ten years.⁵⁹ Moreover, despite valid criticism on the suitability of monetizing the value of non-human life forms, actions and policies with the objective to constitute the 'the user pays principle' have to be pursued. Similar to the rebound effect, increases in traffic volumes and speed have outweighed the individual unit reductions of noise and emissions. Therefore, road ecologists and mobility planners have to seek approaches of avoidance to a greater degree. To this end, environmentally friendlier modes of movement like biking or collective vehicle use have to be analyzed and supported. Despite significant opportunities existing in the field today, it shall be pointed out that the need to move is only partially of intrinsic nature and that many movements are a result of societal values, like speed, consumerism, individualism, or internationalism, and also of economic structure and paradigms. If desired, changes can occur in these spheres as well. From a philosophical perspective, more thoughts on the human relation to nature and the resulting implications for instance for the meaning of the precautionary principle in the context of roads seem due. Also, road ecologists should not limit their studies and expertise to roads because for instance regarding the effects of trains similar impacts and significant synergies can be expected to exist.

⁵⁸ Corlatti et al. 2009, p. 548; van der Grift et al. 2013, p. 444.

⁵⁹ Jaarsma & Willems 2002, p. 168; Charry & Jones 2009, p. 168; Forman & Sperling 2011, p. 19.

References

- Becker, Ch.: Sustainability ethics. 2010, STS Program and Department of Philosophy, Pennsylvania State University.
- Benítez-López, A.; Alkemade, R. and Verweij, P.A.: The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: a meta-analysis. 2010, *Biological Conservation* 143, p. 1307-1316.
- Biglin, K. and Dupigny-Giroux, L.-A.: Mapping the road-effect zone to assess impacts of proposed road segments. 2006, *Journal of Conservation Planning* 2, p. 1-16.
- Boarman, W. I. and Sazaki, M.: A highway's road-effect zone for desert tortoises (*Gopherus agassizii*). 2006, *Journal of Arid Environments* 65, p. 94-101.
- Charry, B. and Jones, J.: Traffic volume as a primary road characteristic impacting wildlife: a tool for land use and transportation planning. In: Wagner, P. J.; Nelson, D. and Murray, E. (eds.): *Proceedings of the international conference on ecology and transportation*. 2009, Center for Transportation and the Environment, p. 159-172.
- Corlatti, L.; Hackländer, K. and Frey-Roos, F.: Ability of wildlife overpasses to provide connectivity and prevent genetic isolation. 2009, *Conservation Biology* 23, p. 548-556.
- EEA (European Environmental Agency): *Landscape fragmentation in Europe - Joint EEA-FOEN report*. 2011, EEA.
- Eigenbrod, F.; Hecnar, St. J. and Fahrig, L.: Quantifying the road-effect zone: threshold effects of a motorway on anuran populations in Ontario, Canada. 2009, *Ecology and Society* 14, p. 1-18.
- Federal Agency for Nature Conservation: *Auswirkungen von Fremdlicht auf die Fauna im Rahmen von Eingriffen in Natur und Landschaft*. 2001, *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 67, p. 1-192.
- Federal Agency for Nature Conservation: *TV-Dokumentation: Die dunkle Seite des Lichts, Lichtverschmutzung - ein Problem für Pflanzen und Tiere*. 2009, [http://www.bfn.de/0401_pm.html?&cHash=f6dd938e12&tx_ttnews\[backPid\]=1&tx_ttnews\[tt_news\]=1272](http://www.bfn.de/0401_pm.html?&cHash=f6dd938e12&tx_ttnews[backPid]=1&tx_ttnews[tt_news]=1272). (accessed December 18th, 2012).
- Federal Environmental Agency: *Maintaining biodiversity by protecting the environment*. 2010, Federal Environmental Agency.
- Federal Environmental Agency: *Air quality 2011. 2012a*, Federal Environmental Agency.

- Federal Environmental Agency: Daten zum Verkehr. Ausgabe 2012. 2012b, Federal Environmental Agency.
- Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety: Mit dem Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogrammes neue Etappe in der Umweltpolitik eingeleitet. 1998, BMU.
- Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety: National strategy on biological diversity. 2007, BMU.
- Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety: Der Indikatorenbericht 2010 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. 2010, Schottenheim druck&werbung.
- Federal Ministry of Transport, Building and Urban Development: 30-ha-Ziel realisiert. 2011, BMVBS.
- Federal Statistical Office: Bodenfläche nach Art der tatsächlichen Nutzung. 2011, Federal Statistical Office.
- Fischer, M. and Matthies, D.: RAPD variation in relation to population size and plant fitness in the rare *Gentianella germanica* (Gentianaceae). 1998, American Journal of Botany 85, p. 811-819.
- Forman, R. T. T.: Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. 2000, Conservation Biology 14, p. 31-35.
- Forman, R. T. T. and Deblinger, R. D.: Ecological Road-Effect Zone of a Massachusetts Suburban Highway. 2000, Conservation Biology 14, p. 36-46.
- Forman, R. T. T.; Sperling, D.; Bissonette, J. A.; Clevenger, A. P.; Cutshall, C. D.; Dale, V. D.; Fahrig, L.; France, R.; Goldman, C. R.; Heanue, K.; Jones, J. A.; Swanson, F. J.; Turrentine, T. and Winter, T. C.: Road Ecology: Science and Solutions. 2003, Island Press.
- Forman, R. T. T. and Sperling, D.: The future of roads: No driving, no emissions, nature reconnected. 2011, Solutions 5, p. 10-23.
- Friedrich, J. and Geldermann, J.: Potentielle Auswirkungen von Straßenverkehrstransporten auf die Biodiversität. In: Feit, U. and Korn, H. (eds.): Treffpunkt Biologische Vielfalt 12: Interdisziplinärer Forschungsaustausch im Rahmen des Übereinkommens über die Biologische Vielfalt. 2013, Federal Agency for Nature Conservation, p. 107-113.
- German Advisory Council on the Environment: Umwelt und Gesundheit: Risiken richtig einschätzen. 1999, SRU.
- Haines-Young, R. and Potschin, M.: Proposal for a Common International Classification of Ecosystem Goods and Services (CICES) for Integrated

- Environmental and Economic Accounting (V1). 2010, Centre for Environmental Management.
- Hels, T. and Buchwald, E.: The effects of road kills on amphibian populations. 2001, *Biological Conservation* 99, p. 331-340.
- Henger, R.; Schröter-Schlaack, Ch.; Ulrich, P. and Distelkamp, M.: Flächeninanspruchnahme 2020 und das 30-ha-Ziel: Regionale Verteilungsschlüssel und Anpassungserfordernisse. 2010, *Raumforschung und Raumordnung* 68, p. 297-309.
- Herrmann, M.; Enssle, J.; Süsser, M. and Krüger, J.-A.: Der NABU-Bundeswildwegeplan. 2007, Wahrlich-Druck.
- Hintzsche, M.: Personal communication. 2012, Bonn, December 17, 2012.
- Isepy, S.: Personal communication. 2012, Augsburg, December 19, 2012.
- Iuell, B.; Bekker, G.J.; Cuperus, R.; Dufek, J.; Fry, G.; Hicks, C.; Hlaváč, V.; Keller, V. B.; Rosell, C.; Sangwine, T.; Tørsløv, N. and Wandall, B. I. M.: *Wildlife and traffic: a European handbook for identifying conflicts and designing solutions*. 2003, KNNV Publishers.
- Jaarsma, C. F. and Willems, G.: Reducing habitat fragmentation by minor rural roads through traffic calming. 2002, *Landscape and Urban Planning* 58, p. 125-135.
- Jaeger, J. A. G.; Bowman, J.; Brennan, J.; Fahrig, L.; Bert, D.; Bouchard, J.; Charbonneau, N.; Frank, K.; Gruber, B. and Tluk von Toschanowitz, K.: Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. 2005, *Ecological Modeling* 185, p. 329-348.
- Jaeger, J. A. G.; Fahrig, L. and Ewald, K. C.: Does the configuration of road networks influence the degree to which roads affect wildlife populations? In: Irwin, C. L.; Garrett, P. and McDermott, K. P. (eds.): *Proceedings of the international conference on ecology and transportation*. 2006, Center for Transportation and the Environment, p. 151-163.
- Jordaan, S. M.; Keith, D. W. and Stelfox, B.: Quantifying land use of oil sands production: a life cycle perspective. 2009, *Environmental Research Letters* 4, p. 1-15.
- Keller, I. and Largiadèr, C. R.: Recent habitat fragmentation caused by major roads leads to reduction of gene flow and loss of genetic variability in ground beetles. 2003, *Proceedings of the Royal Society* 270, p. 417-423.
- Keller, I.; Nentwig, W. and Largiadèr, C. R.: Recent habitat fragmentation due to roads can lead to significant genetic differentiation in an abundant flightless ground beetle. 2004, *Molecular Ecology* 13, p. 2983-2994.

- Lassen, D.: Unzerschnittene verkehrsarme Räume in der Bundesrepublik Deutschland. 1979, *Natur und Landschaft* 10, p. 333-334.
- Lassen, D.: Unzerschnittene verkehrsarme Räume über 100 km² Flächengröße in der Bundesrepublik Deutschland - Fortschreibung 1987. 1987, *Natur und Landschaft* 12, p. 532-535.
- Lindenmayer, D. B.: Foreword. In: Grez, A. A.; Simonetti, J. A. and Bustamante, R. O. (eds.): *Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile*. 2006, Editorial Universitaria.
- Rassmus, J.; Herden, C.; Jensen, I.; Reck, H. and Schöps, K.: Methodische Anforderungen an Wirkungsprognosen in der Eingriffsregelung. 2002, *Angewandte Landschaftsökologie* 51, p. 1-296.
- Reck, H.; Thiel-Egenter, C.; Huckauf, A. and Hinsch, H.: Pilotstudie „Wild + Biologische Vielfalt“. 2009, Stiftung natur+mensch.
- Reck, H.; Schultz, B. and Dolnik, C.: Field guide of Holstein Habitat Corridors and the fauna passage Kiebitzholm. 2011, *Holsteiner Lebensraum Korridore*.
- Reijnen, R.; Foppen, R.; Ter Braak, C. and Thissen, J.: The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. 1995, *Journal of Applied Ecology* 32, p. 187-202.
- Roedenbeck, I. A. and Jaeger, J. A. G.: Auf dem Weg zu straßenökologischer Forschung auf Landschaftsebene. 2006, *Naturschutz und Landschaftsplanung* 38, p. 297-299.
- Schupp, D.: Umweltindikator Landschaftszerschneidung: Ein zentrales Element zur Verknüpfung von Wissenschaft und Politik. 2005, *Gaia* 14, p. 101-106.
- Selva, N.; Kreft, S.; Kati, V.; Schluck, M.; Jonsson, B. G.; Mihok, B.; Okarma, H. and Ibisch, P. L.: Roadless and Low-Traffic Areas as Conservation Targets in Europe. 2011, *Environmental Management* 48, p. 865-877.
- Semlitsch, R. D.; Ryan, T. J.; Hamed, K.; Chatfield, M.; Drehman, B.; Pekarek, N.; Spath, M. and Watland, A.: Salamander Abundance along Road Edges and within Abandoned Logging Roads in Appalachian Forests. 2007, *Conservation Biology* 21, p. 159-167.
- Shanley, C. S. and Pyare, S.: Evaluating the road-effect zone on wildlife distribution in a rural landscape. 2011, *Ecological Society of America* 2, p. 1-16.
- Stoner, D.: The toll of the automobile. 1925, *Science* 61, p. 56-57.
- Van der Grift, E. A.; van der Ree, R.; Fahrig, L.; Findlay, S.; Houlahan, J.; Jaeger, J. A. G.; Klar, N.; Madriñan, L. F. and Olson, L.: Evaluating the effectiveness of road mitigation measures. 2013, *Biodiversity and Conservation* 22, p. 425-448.

AutorInnen/Authors

Asuka Ashida is a doctoral candidate at the Chair of Forestry and Environmental Policy at the Technische Universität München. In addition to her research on biodiversity and national policy making, she is interested in the role of private sector in sustainable development and currently works for the Sustainable Development Team of Allianz4Good at Allianz SE. Contact: asuka.ashida[at]mytum.de

Georg Barth ist Doktorand in der Abteilung Umwelt- und Ressourcenökonomik an der Georg-August-Universität Göttingen. Seine Arbeitsschwerpunkte sind systematische Naturschutzplanung und ökonomische Kosten von Naturschutzgebieten. Kontakt: gbarth[at]gwdg.de

Sebastian Becker is biologist and takes part in the transition town movement. He analyses the different cultures of relationships of change agents in the students project of PermaKulturRaum, Transition Towns and similar projects (e.g. in ecovillages) which are beneficial towards the Great Transformation. Kontakt: Sebastian.becker[at]stud.uni-goettingen.de

Malte Bickel ist Doktorand in der Didaktik der Biologie an der Universität Göttingen. Seine Arbeitsschwerpunkte sind der Lernort Bauernhof, Interessenforschung und Naturpädagogik. Kontakt: mbickel[at]gwdg.de

Susanne Bögeholz ist Professorin für Didaktik der Biologie an der Georg-August-Universität Göttingen. Zwei ihrer Arbeitsschwerpunkte betreffen die motivationalen Bedingungen naturwissenschaftlichen Lernens sowie die Förderung kognitiver Kompetenzen im Bereich Bildung für Nachhaltige Entwicklung. Kontakt: sboegeh[at]gwdg.de

Till Dörschner ist Doktorand am Department für Agrarökonomie und Rurale Entwicklung (Arbeitsbereich: Landwirtschaftliche Betriebslehre) an der Georg-August-Universität Göttingen. Seine Forschungsschwerpunkte sind die Analyse ökologisch-ökonomischer Tradeoffs unter Berücksichtigung von Risiko, die Bewertung ökosystemarer Dienstleistungen insb. der Biodiversität und die experimentelle Wirkungsanalyse von Agrarumweltpolitiken (Politikfolgenabschätzung). Kontakt: till.doerschner[at]agr.uni-goettingen.de

Sofia Eichborn ist Biologin und Doktorandin im Promotionsstudiengang „Biodiversität und Gesellschaft“ der Universität Göttingen. Ihre Dissertation mit dem Titel „Biodiversität, Würde und Suffizienz“ verfasst sie in der Abteilung Umwelt- und Ressourcenökonomik. Kontakt: seichho[at]gwdg.de

Anja Eikermann ist Doktorandin am Institut für Völker- und Europarecht, Abteilung für Internationales Wirtschafts- und Umweltrecht. Ihr Arbeitsschwerpunkt ist der Status des Waldes im (Umwelt-)Völkerrecht.

Kontakt: anja.eikermann[at]jura.uni-goettingen.de

Matthäus Fink ist Doktorand am Institut für Völkerrecht und Europarecht der Georg-August-Universität Göttingen. Seine Arbeits- und Forschungsschwerpunkte sind internationales Umweltrecht mit Fokus auf Schutzgebiete, internationales Investitionsschutzrecht sowie allgemeines Völkerrecht.

Kontakt: mfink[at]uni-goettingen.de

Ajub Joshua Fon is an International Development consultant/Ph.D graduate and Special Educator for the State of Texas. He is currently the President/CEO of JOVASH Initiative for International Development Incorporated.

Contact: ajuhfon[at]me.com

Marko Freckmann ist Doktorand im Promotionsstudiengang „Biodiversität und Gesellschaft“ der Georg-August-Universität Göttingen. Seine Arbeitsschwerpunkte sind die Besonderheiten der Vermarktung nachhaltigerer Produkte bzw. Marken, Corporate Social Responsibility aus Unternehmenssicht sowie das Thema (Social-/Eco-) Entrepreneurship. Kontakt: marko.freckmann[at]uni-goettingen.de

Jan Friedrich is a doctoral candidate at the Chair of Production and Logistics at Göttingen University. His core research is on the environmental impacts of transport, and further topics of interest include social and environmental justice, human/nature relation, and local and global post-growth societies.

Contact: jfriedr1[at]gwdg.de

Jutta Geldermann studied Industrial Engineering at the Technical University of Karlsruhe (now KIT). Since 2006, she holds the Chair of Production and Logistics at the Faculty of Economic Sciences at the University of Göttingen. Her research interests are modelling and optimisation of sustainable production and logistics systems, energy and resource efficiency, and multicriteria decision support for integrated technique assessment. Contact: geldermann[at]wiwi.uni-goettingen.de

Katherina Grafl ist Doktorandin in der Arbeitsgruppe „Umwelt- und Ressourcenökonomik“ der Agrarwissenschaftlichen Fakultät in Göttingen. Ihr Arbeitsschwerpunkt ist die Ökonomisierung der Umweltpolitik, insbesondere in den Bereichen Biodiversität und Wasser. Kontakt: katherina.grafl[at]agr.uni-goettingen.de

Kira Greving ist Doktorandin am Department für Agrarökonomie und Rurale Entwicklung der Georg-August-Universität Göttingen. Ihre Arbeitsgebiete sind der gesellschaftliche Umgang mit dem Wohlbefinden von Nutz- und Labortieren sowie ethische Positionen zur Diskussion der Mensch-Tier-Gleichstellung.
Kontakt: kira.greving[at]stud.uni-goettingen.de

Tibor Hartel is an Alexander von Humboldt research fellow at Leuphana University, Lueneburg. His current research explores the conservation status, ecology and the cultural value of ancient wood-pastures from central Romania.
Contact: tibor.hartel[at]leuphana.de

Michael Hebenstreit ist Doktorand in der Abteilung Umwelt- und Ressourcenökonomik an der Georg-August-Universität Göttingen. Seine Forschungsthemen sind gesellschaftliche Wert- und Naturverhältnisse in der Philosophie und den Wirtschaftswissenschaften, Ökologische Ethik, Ökologische Ökonomik, Nachhaltigkeitsprinzipien und -kriterien, Normativitäts-, Institutionen- und Systemtheorie sowie Kommunikations- und Diskursentwicklung.
Kontakt: michael.hebenstreit[at]agr.uni-goettingen.de

Gregor Kaiser ist Biologe und promovierter Politikwissenschaftler und leitet u.a. einen Forstbetrieb in Lennestadt. Arbeitsschwerpunkte sind Wald- und Landwirtschaft, Geistige Eigentumsrechte, Biopiraterie und Commons.
Kontakt: kaiser[at]vielfalt-wald.de

Thomas Kirchhoff ist wissenschaftlicher Mitarbeiter an der interdisziplinären Forschungsstätte der Evangelischen Studiengemeinschaft e.V. in Heidelberg. Sein Forschungsschwerpunkt sind Analysen naturwissenschaftlich-ökologischer und lebensweltlicher Naturauffassungen, insbesondere von Theorien ökologischer Gesellschaften, Biodiversitätskonzepten sowie Ideen von Landschaft und Wildnis.
Kontakt: thomas.kirchhoff[at]fest-heidelberg.de

Martin Knapp arbeitet im Forschungsbereich Nachhaltigkeit und Umwelt des Instituts für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse (ITAS) am Karlsruher Institut für Technologie (KIT) zu deliberativen und partizipativen Verfahren sowie Zukunftsszenarien zu den Themen Klimawandel, Biodiversität, Gentechnik und Landwirtschaft. Kontakt: martin.knapp[at]kit.edu

Ina Lehmann ist wissenschaftliche Mitarbeiterin und Doktorandin am Institut für Interkulturelle und Internationale Studien der Universität Bremen. Ihre Arbeitsschwerpunkte sind Legitimität und Gerechtigkeit internationaler Umweltpolitik, insbesondere Biodiversitätspolitik. Kontakt: ina.lehmann[at]iniis.uni-bremen.de

Marion Mehring is research fellow at the ISOE – Institute for Social-Ecological Research, Frankfurt am Main and associated to the Biodiversity and Climate Research Center BiK-F, Frankfurt am Main. Her main areas of work are perception and valuation of biodiversity, inter- and transdisciplinary research processes, and social-ecological systems. Contact: mehring[at]isoe.de

Lisa Minkmar ist Doktorandin am Institut für Völkerrecht und Europarecht, Abteilung für Internationales Wirtschaftsrecht und Umweltrecht der Georg-August-Universität Göttingen. Ihre Arbeitsschwerpunkte sind Biopatente, Zugang zu genetischen Ressourcen und Vorteilsausgleich (access and benefit sharing) sowie Agro-Gentechnik. Kontakt: li-min[at]gmx.net

Oliver Musshoff leitet den Arbeitsbereich Landwirtschaftliche Betriebslehre an der Fakultät für Agrarwissenschaften der Georg-August-Universität Göttingen. Seine wissenschaftlichen Arbeitsschwerpunkte sind das Management klimabedingter Risiken in der Landwirtschaft, Produktionsprogrammplanung unter Unsicherheit, Investition und Finanzierung, Betriebswirtschaft nachhaltiger Agrarsysteme, Agrarstrukturwandel, Experimentelle Ökonomik, Moral Hazard und Nahrungsmittellrisiken. Kontakt: oliver.musshoff[at]agr.uni-goettingen.de

Nkemtaji Moses Nchotaji is a research assistant at the Jovash Initiative For International Development Incorporated (USA). His main topics of research are forest resource governance and ecotourism. Contact: nkemtajims[at]yahoo.co.uk

Matthias Premke-Kraus ist Wissenschaftlicher Referent in der Geschäftsstelle der Leibniz-Gemeinschaft in Berlin und ist dort u.a. für die Themen Biodiversität zuständig. Kontakt: premke[at]leibniz-gemeinschaft.de

Katrin Reuter hat ihre Dissertation mit dem Titel „Ökologische Tugenden und gutes Leben. Der Schutz der Biodiversität im Zeitalter der ökologischen Krise und nachhaltiger Entwicklung“ am Philosophischen Seminar der Georg-August-Universität Göttingen geschrieben. Ihre Forschungsschwerpunkte liegen im Bereich der Natur- und Umweltethik, der Nachhaltigkeits- und Suffizienzforschung, der philosophischen Grundlagen der Biologie und der philosophischen Anthropologie. Kontakt: katrin.reuter[at]phil.uni-goettingen.de

Marlene Roellig is a PhD student at Leuphana University of Lüneburg in Germany. Her research focuses on the conservation of European wood pastures. Contact: roellig[at]uni.leuphana.de

Uwe Scheibler ist Dozent für Umweltplanung und Ökosystem-Management, Leiter des Projekts PermaKulturRaum und Mitglied des Institutes für Nachhaltige Entwicklung (IZNE) an der Fakultät für Geowissenschaften und Geographie der Georg-August-Universität Göttingen. Seine Arbeitsschwerpunkte sind nachhaltige Raumordnung, urbane Resilienz und Permakultur. Kontakt: [uscheib\[at\]gwdg.de](mailto:uscheib[at]gwdg.de)

Michael Stephan ist Professor für Allgemeine Betriebswirtschaftslehre, insbesondere für Technologie- und Innovationsmanagement an der Philipps-Universität Marburg. In seinen Forschungsarbeiten beschäftigt er sich mit Fragen des strategischen Technologiemanagements und des gewerblichen Rechtsschutzes, insbesondere mit der ökonomischen Wirkung von Patenten. Kontakt: [michael.stephan\[at\]wiwi.uni-marburg.de](mailto:michael.stephan[at]wiwi.uni-marburg.de)

Laura Sutcliffe is a PhD student at the University of Göttingen. Her research concerns ecological and social aspects of common pastures in Southern Transylvania, Romania. Contact: [sutcliffe.laura\[at\]gmail.com](mailto:sutcliffe.laura[at]gmail.com)

Alice Vadrot ist Research Fellow an der sozialwissenschaftlichen Forschungseinrichtung ICCR Foundation und Dissertantin am Institut für Politikwissenschaft an der Universität Wien. Ihre Arbeit konzentriert sich auf die theoretische und empirische Erforschung der Rolle von Wissen, Wissenschaft und Technik in Politik und Gesellschaft mit besonderem Augenmerk auf Internationale (Umwelt-) Politik, Biodiversitätspolitik und den Themenkomplex Gesundheit und Krankheit in der Neurologie. Kontakt: [alice.vadrot\[at\]univie.ac.at](mailto:alice.vadrot[at]univie.ac.at)

Katrin Vohland is a scientist at the Museum für Naturkunde Berlin, Leibniz-Institute for Evolution and Biodiversity Research. Her main areas of work are linking biodiversity science with policy and society. Contact: [katrin.vohland\[at\]mfn-berlin.de](mailto:katrin.vohland[at]mfn-berlin.de)

Annette Voigt studierte Landschaftsplanung in Berlin und promovierte an der TU München über den Ökosystembegriff. Seit 2010 lehrt und forscht sie an der Universität Salzburg. Ihre Forschungsschwerpunkte sind Stadtnatur und urbane Ökosysteme sowie Ideen von Natur und Landschaft in Wissenschaft, Naturschutz und Alltagswelt. Kontakt: [annette.voigt\[at\]sbg.ac.at](mailto:annette.voigt[at]sbg.ac.at)

Xiling Yang ist Doktorandin im interdisziplinären Promotionsstudiengang „Biodiversität und Gesellschaft“ an der Georg-August-Universität Göttingen. Ihre Arbeitsschwerpunkte sind ökologische Modernisierung, Umwelt-NGOs, nachhaltiger Konsum und Lebensstil. Kontakt: [xiling.yang\[at\]sowi-uni-goettingen.de](mailto:xiling.yang[at]sowi-uni-goettingen.de)

Michael Zschiesche is head of the department environmental law and participation at the Independent Institute of Environmental Issues (UfU), fields of expertise: public participation in environmental matters, empirical research in environmental law, development of methods of public participation (pp) as well as moderation of pp-formats. Contact: michael.zschiesche[at]ufu.de

Research Topics attended in the PhD-Program Biodiversity and Society

Name	Institute	Research Topic
Georg Michael Barth (assoziiert)	Department für Agrarökonomie und Rurale Entwicklung, Abteilung Umwelt- und Ressourcenökonomik	Quantifizierung von Unsicherheiten bei der Einschätzung globaler Naturschutzprioritäten
Sebastian Becker	Psychologie	Welche Merkmale besitzt die Beziehungskultur der Change Agents in Transition Towns und Gemeinschaftsprojekten in bezug zur Förderung des gesellschaftlichen Transformationsprozesses?
Malte Bickel	Didaktik der Biologie	Interesse an Landwirtschaft – zur Bedeutung von Schul- bauernhofaufenthalten und schulischer Nachbereitung
Marko Böhm	Didaktik der Biologie	Lösungsansätze umwelt- und institutionen- ökonomisch analysieren und reflektieren können – Ein Beitrag zur theo- retischen Fundierung und empirischen Überprüfung von Bewertungskompetenz

Name	Institute	Research Topic
Till Dörschner	Department für Agrarökonomie und Rurale Entwicklung, Arbeitsbereich für Landwirtschaftliche Betriebslehre	Analyse ökologisch-ökonomischer Tradeoffs unter Berücksichtigung von Risiko, Bewertung ökosystemarer Dienstleistungen insb. der Biodiversität, experimentelle Ökonomik, Wirkungsanalyse von (Agrar-) Umweltpolitiken
Sofia Eichhorn	Department für Agrarökonomie und Rurale Entwicklung, Abteilung Umwelt- und Ressourcenökonomik	Biodiversität, Würde und Suffizienz
Anja Eikermann	Institut für Völkerrecht und Europarecht, Abtlg. für Internationales Wirtschaftsrecht und Umweltrecht	Forests in International Environmental Law – Is there really a need for an international forest convention?
Marko Freckmann	Department of Agricultural Economics and Rural Development	Impact of Eco-Labeling, Fairtrade-Labeling and Charity-Promotions on buying decisions of consumers – A Discrete Choice Experiment
Jan Friedrich	Professur für Produktion und Logistik	Die Quantifizierung ausgewählter Auswirkungen von Straßentransporten auf die Biodiversität

Name	Institute	Research Topic
Katherina Grafl	Department für Agrarökonomie und RURale Entwicklung, Abteilung Umwelt- und Ressourcenökonomik	Die Ökonomisierung der Umweltpolitik – An den Fallbeispielen EU-Wasserrahmenrichtlinie und Global Public Goods
Kira Greving	Department für Agrarökonomie und RURale Entwicklung, Abteilung Umwelt- und Ressourcenökonomik	Gesellschaftlicher Umgang mit dem Wohlbefinden von Nutz- und Labortieren sowie ethische Positionen zur Diskussion der Mensch-Tier Gleichstellung
Aurélié Halsband	Philosophisches Seminar	Naturschutz als Pflicht gegenüber zukünftigen Generationen
Michael Hebenstreit	Department für Agrarökonomie und RURale Entwicklung, Abteilung Umwelt- und Ressourcenökonomik	Das ökonomische Wertkonzept im Verhältnis von Biodiversität und Gesellschaft. Nicht-Substituierbarkeit und Suffizienz in der Nutzentheorie
Silke Lachnit	Philosophisches Seminar	Ethik und Governance der Biodiversität
Yintong Ma	Department für Agrarökonomie und RURale Entwicklung, Abteilung Umwelt- und Ressourcenökonomik	Messung der Ökologischen Risiko-Assets, Umwelt-Bewertungs-Modell
Lisa Minkmar	Institut für Völkerrecht und Europarecht	Patente in der Pflanzenzucht

Name	Institute	Research Topic
Katrin Reuter	Philosophisches Seminar	Ökologische Tugenden und gutes Leben. Der Schutz der Biodiversität im Zeitalter der ökologischen Krise und nachhaltiger Entwicklung.
Maraja Riechers (assoziiert)	Agrarwissenschaftliche Fakultät - Abteilung Agrarökologie und Abteilung Agrarökonomie und rurale Entwicklung	Kulturelle Ökosystemdienstleistungen: Konzepte und qualitative wie quantitative Bewertungen anhand eines Stadt-Land Gradienten in Berlin
Verena Rösch	Agrarökologie	Impacts of fragmentation and landscape context on the diversity of plants, insects and snails on calcareous grasslands
Anja-Karolina Rovers	Department für Agrarökonomie und Rurale Entwicklung, Abteilung Umwelt- und Ressourcenökonomik	Kulturelle Ökosystemdienstleistungen von Waldgebieten und Ansätze zu ihrer Quantifizierung
Rubina Schatz, geb. Irfan	Didaktik der Biologie	Die empirische Weiterentwicklung von Biodiversitätsbildung in Schulcurricula mit dem Fokus auf agrarisch geprägte Ökosysteme
Stefan Schüler (assoziiert)	Department für Agrarökonomie und Rurale Entwicklung, Abteilung Umwelt- und Ressourcenökonomik	Ecosystem Services Approach – Potentiale und Grenzen in Wissenschaft und Praxis

Name	Institute	Research Topic
Ina Spiegel, geb. Leuschner	Abteilung Graslandwissenschaft	Zum Einfluss von Weidertieren auf Biodiversität. Eine vergleichende Studie von Schweine-, Pferde-, Rinder- und Schafweiden sowie nicht beweideter Grünflächen in Süddeutschland
Laura Sutcliffe	Pflanzenökologie und Ökosystemforschung	Investigating the role of common pastures in Southern Transylvania for biodiversity and society
Nora Vogt	International Economics, Lehrstuhl für Wirtschaftspolitik und Mittelstandsforschung	The Effects of Trust and Reputation in Environmental Markets
Constanze Weiske	Soziologisches Forschungsinstitut	Hotspot Forests. The Impacts of REDD and the CBD on the Reduction of Deforestation in Guyana and Brazil. An interdisciplinary approach.
Xiling Yang	Soziologisches Forschungsinstitut	Gesellschaftliche Anpassung an den Biodiversitätsschutz
Yves Zinngrebe	Department für Agrarökonomie und Rurale Entwicklung	Die Effektivität der peruanischen Umweltpolitik im Schutz der Biodiversität

Die Tagung „Biodiversität und Gesellschaft“ diskutierte Themen der Biodiversitätsforschung aus gesellschafts- und geisteswissenschaftlicher Perspektive. Die Einbeziehung dieser Perspektiven in die bisher vor allem naturwissenschaftlich geprägte Forschung ist für die Definitionen von Schutzzielen und Bewertungsmaßstäben sowie für die Entwicklung von Instrumenten für den Schutz und die Nutzung der Biodiversität notwendig. Da insbesondere die Instrumente stets innerhalb komplexer sozialer, ökonomischer und rechtlicher Zusammenhänge eingesetzt werden, müssen diese als gesellschaftliche Rahmenbedingungen berücksichtigt werden. Dazu leistet dieser Tagungsband einen Beitrag, indem er Erkenntnisse verschiedener Disziplinen aufzeigt, die eine fundierte und nachhaltige Auseinandersetzung mit dem Verhältnis des Menschen zur und den Auswirkungen menschlichen Verhaltens auf die Biodiversität eröffnen.

The conference “Biodiversity and Society” discussed topics of biodiversity research from the perspective of social sciences and humanities. The inclusion of these perspectives in the until now scientifically orientated biodiversity research is necessary for the definition of conservation goals and value standards, as well as for the development of instruments for the preservation and use of biodiversity. Since the instruments in particular are applied in complex social, economic and legal contexts, these societal conditions should be considered. This proceedings volume presents findings of multiple disciplines and thereby contributes to an integral and fruitful analysis of the human relation to and influence on biodiversity.

