

Biodiversität: Ein wissenschaftliches Konstrukt auf politischem Prüfstand

Sönke Hoffmann*

Abstract

Das Konzept der biologischen Vielfalt, kurz Biodiversität, hat eine beeindruckende Entwicklung hinter sich. Anfang des zwanzigsten Jahrhunderts diente es der Ökologie zur deskriptiven Charakterisierung von Lebensgemeinschaften, heute ist es eines der wichtigsten gesellschaftlichen Schutzziele weltweit. Über die Notwendigkeit einer Biodiversitätspolitik scheinen sich mittlerweile selbst die zerstrittensten Wissenschaften einig zu sein. Große Uneinigkeit herrscht dagegen in genau den Fragen, die zur Umsetzung einer solchen Politik in jedem Fall beantwortet werden müssen. Insbesondere was Biodiversität (nicht) ist, wie sie sich in unserer Umwelt darstellt und welches die Träger von Biodiversität sind, ist ebensowenig klar, wie methodische Fragen zur Messung und Bewertung dieser Zielgröße. Die vorliegende Arbeit skizziert zunächst die außerordentlich großen Freiräume in der Ausgestaltung des Konzeptes Biodiversität. Etliche explizit formulierte Annahmen sorgen dafür, dass dieser Freiraum sukzessive eingeschränkt wird, bis schließlich nur noch eine Menge qualitativ sehr ähnlicher Konzepte übrig bleibt. In einer möglichst einfachen *ceteris paribus* Umgebung wird anschließend exemplarisch untersucht, wie sensibel eine theoretisch optimale Politik auf qualitative Veränderungen von Biodiversitätsdefinition bzw. -maß reagiert. Es zeigt sich, dass selbst die Menge ähnlicher Biodiversitätsmaße unter sonst gleichen Bedingungen zu fast gegensätzlichen, optimalen Politiken führen können.

Vor diesem Hintergrund wird schließlich hinterfragt, inwieweit das wissenschaftliche Konstrukt ‚Biodiversität‘ überhaupt als Grundlage normativer Kollektiventscheidungen geeignet ist und welches sowohl hilfreiche, als auch realistische Forschungsziele für eine politikberatende Biodiversitätswissenschaft sein könnten.

Keywords: Biodiversität, Biodiversitätspolitik, Diversitätstheorien, Methodenwahl, Qualität

JEL classification: Q20

1 Einführung

Das Konzept der biologischen Vielfalt, kurz Biodiversität, hat eine beeindruckende Entwicklung hinter sich. Ehemals diente es der Ökologie zur deskriptiven Charakterisierung von Lebensgemeinschaften (z.B. Jaccard 1912, Kulezyński 1928), heute ist es eines der wichtigsten gesellschaftlichen Schutzziele weltweit (z.B. Wilson 1992, Biodiversity-Convention 1992). Über die Notwendigkeit einer Biodiversitätspolitik scheinen sich mittlerweile selbst die zerstrittensten Wissenschaften einig zu sein. Große Uneinigkeit herrscht dagegen in genau den Fragen, die zur Umsetzung einer solchen Politik in jedem Fall beantwortet werden müssen (Hoffmann et al. 2005). Insbesondere was Biodiversität (nicht) ist, wie sie sich in unserer Umwelt darstellt und welches die Träger von Biodiversität sind, ist ebensowenig klar, wie methodische Fragen zur Messung und Bewertung dieser Zielgröße. Der besonders große Freiraum in der Ausgestaltung des Konzeptes ‚Biodiversität‘ ist nicht ohne Konsequenzen. Positiv ist hervorzuheben,

* Otto-von-Guericke-Universität Magdeburg, Fakultät für Wirtschaftswissenschaft, Lehrstuhl Wirtschaftspolitik (VWL 3), Postfach 4120, 39016 Magdeburg. E-mail: soenke.hoffmann@ww.uni-magdeburg.de

Dieses Papier basiert auf einem Vortrag zum Workshop „Umwelt- und Ressourcenökonomik für NachwuchswissenschaftlerInnen“, 20.-21.02.06, Institut für Weltwirtschaft, Kiel. Den Organisatoren, insbesondere Herrn Prof. Requate und Herrn Prof. Klepper, sowie allen Teilnehmern sei für die interessanten Diskussionen und wertvollen Anregungen gedankt.

dass außergewöhnlich viele Wissenschaften angesprochen sind und sich so eine sehr interdisziplinäre Biodiversitätsforschung erfolgreich entwickeln konnte. Probleme entstehen aber auf der politischen Seite. Die Praxis zeigt, dass die ohnehin in Umweltpolitiken schwierige Formulierung des Ziels, der Maßnahmen und ihre Umsetzung sowie die Überprüfung der Zielerreichung für die Biodiversitätspolitik als solche nahezu unmöglich werden. Oft werden nicht mehr als lapidare Absichtserklärungen formuliert. In der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung heißt es beispielsweise einfach, das Ziel sei die...

„... Erhöhung der biologischen Vielfalt, bis ein nachhaltiger Zustand erreicht ist.“
(Bundesregierung 2002)

Bemerkenswert ist, dass weder das Wort ‚Biodiversität‘, noch die daraus abgeleitete Bewegung aus einer für jedermann offensichtlichen politischen Notwendigkeit entstand. Es waren hauptsächlich Naturwissenschaftler, die es für ihre Pflicht hielten, ein übergreifendes Schutzkonzept vom Wal bis zum Mikroorganismus zu etablieren (Roche 2001). Einzelne Arten sollten nicht länger in Konkurrenz um die Gunst von Schutzbemühungen stehen. Einer der Urväter von Biodiversität ist Walter Rosen, der in einem Interview sehr treffend beschrieb, wie einfach es war, den Begriff ‚Bio‘-Diversität zu finden und zu etablieren: Man musste hierzu nur das ‚logisch‘ aus dem ‚biologisch‘ nehmen (Takacs 1996). Wenn diese Bemerkung auch ironisch gemeint war, so trifft sie doch den Kern des methodischen Problems: Biodiversität ist eines dieser ‚Fata-Morgana‘-Wörter, die von einer distanzierten, übergeordneten Perspektive ein klares und reales Phänomen darstellen, die aber zunehmend unschärfer werden, je konkreter man sich mit ihnen beschäftigt (vgl. Magurran 1988, S. 1).

Im ersten Abschnitt dieser Arbeit wird zunächst die große Bandbreite an bestehenden wissenschaftlichen Biodiversitätskonzepten auszugsweise vorgestellt. Es wird deutlich, dass jeder Versuch Biodiversität für politische Entscheidungen operational zu machen mit großen Freiheitsgraden behaftet ist. Im Anschluss daran wird mit Hilfe einer *ceteris paribus* Umgebung exemplarisch untersucht, wie sensibel eine theoretisch optimale Politik auf qualitative Veränderungen von Biodiversitätsdefinition bzw. -maß reagiert. Um den Einfluss eines Diversitätsmaßes auf die optimale Lösung so gut es geht zu isolieren, wurde ein sehr vereinfachter Modellansatz gewählt. Es zeigt sich, dass selbst ähnliche Biodiversitätsmaße unter sonst gleichen Bedingungen zu äußerst unterschiedlichen, optimalen Politiken führen können. Daraus wird deutlich, wie wichtig es ist, zu wissen *was* wir tun, wenn wir Biodiversitätspolitik betreiben wollen. Rationale Entscheidungen sind in der Biodiversitätspolitik nötig, aber bis heute kaum möglich. Wir kennen weder den expliziten Einfluss der vielen Biodiversitätskonzepte auf die resultierende Politik, noch die tatsächlichen späteren Wohlfahrtsauswirkungen. Vor diesem Hintergrund wird schließlich in Abschnitt 3 kritisch hinterfragt, inwieweit das wissenschaftliche Konstrukt ‚Biodiversität‘ überhaupt als Grundlage normativer Kollektiventscheidungen geeignet ist. Daraus entsteht ein neuer Wegweiser bzw. eine Zielfokussierung für zukünftige Forschungen auf dem Gebiet der Diversitätstheorien.

2 (Bio-)Diversitätskonzepte und ihre Freiheitsgrade

Allen entscheidungsorientierten Konzeptionalisierungen des allgemeinen Phänomens ‚Diversität‘, so auch der biologischen Diversität, müssen zumindest vier grundlegende Fragen vorausgeschickt werden:

- (1) *Weshalb* soll Diversität gemessen werden?
- (2) *Wo* bzw. in welchem Raum soll Diversität gemessen werden?

(3) *Wovon* soll Diversität gemessen werden bzw. was ist die Menge relevanter Diversitätsträger?

(4) *Wie* soll Diversität (dieser Diversitätsträger) gemessen werden?

Zu keiner der Fragen existiert eine allgemein gültige Antwort. Gleichzeitig wirken sich unterschiedliche Antworten ganz unterschiedlich auf die Gestalt und die Sinnhaftigkeit eines späteren Konzeptes aus. In dieser Arbeit werden die Freiheitsgrade durch die Formulierung notwendiger Annahmen auf ein handhabbares Maß reduziert (Abschnitt 2.1). Drei der vier Fragen werden als bereits beantwortet vorausgesetzt. Allein die vierte Frage wird zunächst noch weitestgehend offen gelassen. Welch großer Freiraum trotz dieser starken Eingrenzung verbleibt, zeigt Abschnitt 2.2, der die drei großen Klassen von Biodiversitäts(mess)konzepten kurz vorstellt.

2.1 Notwendige Annahmen

Weshalb?

Die erste Frage ist der Ausgangspunkt jeder Konzeptionalisierung. In einem ökologischen Setting mag man sich mit der Messung von Diversität aus rein deskriptiven Motiven beschäftigen. Diversität kann eine beschreibende Systemeigenschaft sein, die es erlaubt Ökosysteme zu unterscheiden oder spezielle Ökosystemprozesse zu erklären. In einem ökonomischen, entscheidungstheoretischen Setting befasst man sich dagegen mit der Messung von Diversität, weil sie selbst einen *ökonomischen* Wert verkörpert oder für dessen Entstehung verantwortlich ist. Die ‚Menge‘ oder der ‚Grad‘ an Diversität hat dabei einen großen Einfluss auf die Höhe des ökonomischen Wertes. Biologischer Vielfalt werden eine Vielzahl ökonomischer Werte zugesprochen¹. Diese reichen von direkten Nutzenwerten (Energie, Nahrung, Transport, Erholung, Bionik), zu indirekten Nutzenwerten (Nährstoffbindung, Filter- und Abbauprozesse, Erosionsschutz), bis zu potenziellen Nutzenwerten (Optionswert genetischer Ressourcen). Ohne Einschränkung der Allgemeinheit treffen wir folgende Annahme.

Annahme 1 :

(Biologische) Diversität besitzt einen ökonomischen Wert, der von ihrer Menge oder ihrem Grad bzw. ihrer Intensität abhängt.

Wo?

Die zweite Frage wird mit der individuellen Auswahl eines *Objektraums* Ω vom Entscheider beantwortet. Im Falle der Biodiversitätspolitik ist der Objektraum Ω das administrative Einzugsgebiet, in dem sie wirken soll. Das kann die globale, kontinentale, Staats-, Landes-, oder kommunale Ebene sein. Ebenso sind aber auch länderübergreifende Schutzgebiete oder Ökosysteme – sofern sie definierbar sind – als Objekträume zulässig.

Annahme 2 :

Der Objektraum Ω ist für jeden Entscheidungskontext eindeutig definiert und bleibt während der Messung unverändert.

¹ Eine Übersicht mit den relevanten Literaturangaben findet man beispielsweise in Baumgärtner (2001).

Wovon? (Teil 1)

Innerhalb eines gegebenen Objektraumes können vollkommen unterschiedliche Gruppen von Diversitätsträgern das Ziel der Messung sein. Wenn man beispielsweise $\Omega :=$ ‚Stadt Magdeburg‘ definiert, so ließe sich sowohl die Magdeburger Baumartenvielfalt, als auch die Magdeburger Automarkenvielfalt messen. Mit einer Antwort auf die Frage ‚Diversität wovon?‘ wird die eigentliche *Zielmenge* Z innerhalb von Ω definiert (vgl. Vorwort in Sen 1992, McGowan 1996). In der Biodiversitätspolitik ist Z lediglich durch die Vorsilbe ‚Bio‘ vorgegeben. Europäische Biodiversitätspolitik wird beispielsweise nicht die Vielfalt an Sprachen oder Kulturen in Europa beeinflussen wollen, sondern eine Vielfalt, die sich auf biologische Entitäten bezieht. Trotz dieser gewissen etymologisch vorgegebenen Eingrenzung ist der ‚zulässige‘ Freiraum in der Auslegung von Z nach wie vor extrem groß: Ornithologen interpretieren biologische Vielfalt gerne als Vielfalt an *Vögeln*, Mykologen sehen in der Biodiversität vorwiegend die Vielfalt der *Pilze* und Molekularbiologen interessieren sich für die *genetische* Vielfalt innerhalb natürlicher Lebensräume. Patil und Taillie (1982) zitieren in diesem Zusammenhang L.R. Taylor, der bereits 1978 in seiner Eröffnungsrede auf einer Konferenz der *Royal Entomological Society* sagte:

„[...] diversity so pervades every aspect of biology that each author may safely interpret the word as he wishes.“

Dabei ist klar, dass eine ‚adäquate‘ Antwort auf die Frage ‚Diversität wovon?‘ von entscheidender Voraussetzung für die ‚adäquate‘ Messung von (Bio-)diversität ist. Die Vielfalt an Arten ist eine andere als die Vielfalt an Automarken. So hält beispielsweise der Statistiker Good (1982) fest:

„Just as an index of surprise depends on the categorization of the population so does an index of diversity.“

In dieser Arbeit gehen wir davon aus, dass die Entscheidung, *wovon* (und wovon nicht) Biodiversität gemessen werden soll bzw. was die *Träger* von Biodiversität sind, bereits feststeht.

Annahme 3 :

Die Zielmenge Z ist für jeden Entscheidungskontext eindeutig definiert und bleibt während der Messung unverändert. Die Frage ‚Wovon soll Diversität gemessen werden?‘ bzw. ‚Welches ist die Menge relevanter Diversitätsträger?‘ kann eindeutig beantwortet werden.

Wovon? (Teil 2)

Diversität ist zumindest teilweise eine phänomenologische Größe. Diversitätsträger sollten daher nicht nur hypothetisch existieren, sondern tatsächlich in Ω beobachtbar sein. Die Menge aller durch Beobachtung oder Erhebung in Ω realisierten Diversitätsträger nennen wir (von Ω) *realisierte Zielmenge* S . Die Zahl $n \in \mathbb{N}$ bezeichnet die Anzahl von S realisierter Diversitätsträger und $p^{(n)} \equiv p = (p_1, \dots, p_n)$ den Vektor relativer Häufigkeiten von S . Für die Menge aller möglichen Verteilungen der Dimension n wird die Bezeichnung $P^{(n)} \equiv P$ verwendet².

Annahme 4 :

Auf Grundlage von Z wurde eine Erhebung vorgenommen, das heißt, es existiert für jeden Entscheidungskontext eine realisierte Zielmenge S und eine Häufigkeitsverteilung p .

² Das ist der n -dimensionale Einheits-Simplex, also die Menge aller $(1 \times n)$ -Vektoren, deren Elemente im Intervall $[0, 1]$ liegen und in der Summe 1 ergeben.

Veränderungen innerhalb von S sind ausdrücklich zugelassen und für die Charakterisierung von einigen Messkonzepten sogar notwendig (?).

Wie?

Zunächst gehe man von folgender mathematischen Standarddefinition aus (Walz 2003).

Definition 1 (Mengenfunktion):

Die Abbildung $m : A \rightarrow \mathbb{R}$ heißt *Mengenfunktion*, wenn sie jeder beliebigen endlichen Menge A höchstens eine reelle Zahl zuordnet.

In Anlehnung an Weikard (2002) treffen wir folgende Annahmen.

Annahme 5 :

Diversität kann über eine Mengenfunktion quantitativ abgebildet werden.

Annahme 6 :

Diversität hängt nur von der Menge vorhandener/realisierter Diversitätsträger S bei gegebenem Objektraum Ω ab.

Annahme 7 :

Diversität ist nicht-negativ.

Aus den Annahmen 5 bis 7 leiten wir den Begriff der Diversitätsfunktion ab.

Definition 2 (Diversitätsfunktion):

Eine Mengenfunktion der Form

$$\nu : S \rightarrow \mathbb{R}^+ \tag{2.1}$$

heißt *Diversitätsfunktion*.

Inwieweit grenzt das Konzept (2.1) die Art und Weise der Diversitätsmessung ein? Annahme 5 gewährleistet, dass Diversität eine kardinal messbare Größe ist. Alternativ können Diversitätsordnungen als ordinales Messkonzept dienen. Annahme 6 impliziert eine statische Messung von Diversität. Das heißt, zeitliche oder räumliche Gradienten über die sich Diversität möglicherweise verändert, werden bei einer Messung nicht berücksichtigt³. Wir schreiben deshalb statt $\nu : (\Omega, S) \rightarrow \mathbb{R}^+$ den Ausdruck $\nu : S \rightarrow \mathbb{R}^+$ oder einfach $\nu(S)$. Aus Annahme 7 wird deutlich, dass wir den intrinsischen bzw. quantitativen und nicht den ökonomischen Wert von Diversität bestimmen. Diversität kann entweder vorhanden sein ($\nu(S) > 0$) oder nicht ($\nu(S) = 0$), aber der Grad oder die Menge an Diversität ist niemals negativ.

2.2 Drei Klassen von (Bio-)Diversitätsmaßen

Obwohl die Annahmen 1 bis 7 die Freiräume in der Messung von Biodiversität bereits erheblich einschränken, bleibt die Antwort auf die vierte Frage von Seite 2 immer noch weitestgehend offen. Selbst bei einer *gegebenen* Menge S an Diversitätsträgern in einem *gegebenen* Objektraum Ω kommen theoretisch unendlich viele Diversitätsfunktionen ν in Betracht.

³ In der Ökologie wird das auch α -Diversität genannt (Perelman und Adelson 1997).

Bislang können in der Wissenschaft zumindest drei allgemeine Klassen von Diversitätsmaßen unterschieden werden: (1) kardinale Diversität (2) distributive Diversität und (3) qualitative Diversität. Alle drei Klassen werden in Hoffmann (2006) detailliert besprochen und weiter differenziert. Daher beschränken wir uns an dieser Stelle nur auf eine kurze Darstellung der jeweiligen Grundidee.

Kardinale Diversität

Die *Kardinalität* (Mächtigkeit) einer Menge A wird über eine *Kardinalzahl* ausgedrückt. Zur Bestimmung der Kardinalität endlicher Mengen werden einfach die in A enthaltenen Elemente gezählt. In diesem Fall ist die Kardinalzahl eine natürliche Zahl und man schreibt $\#A^4$. Auf dieser Grundlage definieren wir eine erste charakteristische Eigenschaft von Diversitätskonzepten.

Eigenschaft 1 (*Mächtigkeitsdeterminiert*):

Ein Diversitätskonzept ν heißt *mächtigkeitsdeterminiert*, wenn es in einer bestimmten Art und Weise von der Kardinalität der Menge S abhängt.

Diversitätsklasse 1 (*Kardinale Diversität*)

Mächtigkeitsdeterminierte Diversitätskonzepte gehören zur Klasse der *kardinalen Diversität* (kurz: KD-Klasse).

Das einfachste und gleichzeitig bekannteste aller Diversitätskonzepte entsteht, wenn man allein Eigenschaft 1 zu Grunde legt. Der so genannte *nominelle Reichtum* hängt ausschließlich von der Kardinalität der Menge S ab.

Definition 3 (*Nomineller Reichtum*):

Es sei eine realisierte Zielmenge S gegeben. Die Diversitätsfunktion

$$\nu^{nR}(S) = \#S \tag{2.2}$$

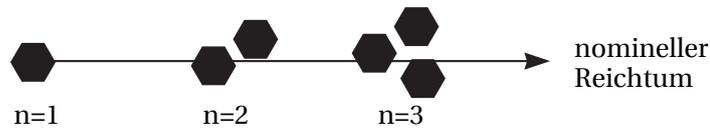
heißt *nomineller Reichtum*.

Das Wort ‚Reichtum‘ stammt im Zusammenhang mit der Messung von Diversität ursprünglich aus der Ökologie. Die Zielmenge Z wird dort fast immer als die Menge an *Arten* eines Objektraumes definiert. Durch Beobachtung erhält man die Menge realisierter Arten S und die Kardinalität dieser Menge nennt man dann den (nominellen) Artenreichtum (engl: ‚species richness‘, z.B. Magurran 1988, Peet 1974).

Grafisch ist der nominelle Reichtum in Abbildung 2.1 dargestellt. Die schwarzen Sechsecke repräsentieren einen Diversitätsträger. Je mehr Diversitätsträger von S realisiert sind, desto größer ist der nominelle Reichtum $\nu^{nR}(S)$.

⁴ Kardinalzahlen unendlicher Mengen werden in der Mengentheorie mit dem ersten Buchstaben des hebräischen Alphabets \aleph („Aleph“) benannt. Als kleinste unendliche Kardinalzahl wird \aleph_0 definiert, wobei gilt $\aleph_0 = \#\mathbb{N} = \#\mathbb{Z} = \#\mathbb{Q} = \aleph_0$. Es existieren unendliche Mengen mit größerer Kardinalität als \aleph_0 (Cantor'scher Diagonalbeweis). Die Menge reeller Zahlen hat die Kardinalität \aleph_1 . Mengen die höchstens Kardinalität \aleph_0 besitzen heißen abzählbar, ansonsten überabzählbar. Gleichmächtige (auch: equipollente oder equipotente) Mengen A und B sind immer durch eine Bijektion $f: A \rightarrow B$ bzw. $f^{-1}: B \rightarrow A$ charakterisiert.

Abb. 2.1: Nomineller Reichtum. Schwarze Sechsecke repräsentieren einen Diversitätsträger der Menge S .



Distributive Diversität

Insbesondere in der Ökologie wird häufig folgende konzeptionelle Annahme für die Messung von Diversität getroffen.

„... diversity, however defined, is a single statistic in which the number of species and evenness are confounded“ (Pielou zitiert aus Peet 1974, 291).

Die erwähnte ‚Evenness‘ ist hierbei eine Verteilungsstrukturgröße, die aus ökologischer Sicht recht gut interpretiert werden kann: Für die Untersuchung von Lebensräumen spielt nicht nur eine Rolle, ob ein Diversitätsträger (z.B. eine Art) in einem Objektraum (z.B. einem Ökosystem) existiert oder nicht, sondern auch *wie viele* Individuen der jeweiligen Diversitätsträger vorhanden sind. Einen quantitativ ausgewogenen Artbestand (hohe ‚Evenness‘) bezeichnet der Ökologe als *divers*, einen sehr unausgewogenen Artbestand (geringe ‚Evenness‘), in dem einzelne Arten stark dominant sind, als nicht *divers* (z.B. Rousseau und van Hecke 1999). Pielou (1975), 7 konkretisiert diese Forderung wie folgt:

„For given n [diversity] should have its greatest value when $p_i = \frac{1}{n}$ for all i . Such community will be called completely even.“

Daraus leiten wir folgende Konzepteigenschaft ab.

Eigenschaft 2 (Verteilungsdeterminiert):

Ein Diversitätskonzept heißt *verteilungsdeterminiert*, wenn es von den relativen Häufigkeiten $p = (p_1, \dots, p_n)$ der Diversitätsträger in S abhängt, so dass das Diversitätsmaximum bei vollkommener Gleichverteilung $\bar{p} = (\frac{1}{n}, \dots, \frac{1}{n})$ und das Diversitätsminimum bei vollkommener Ungleichverteilung $\check{p} = 1$ ausgewiesen wird.

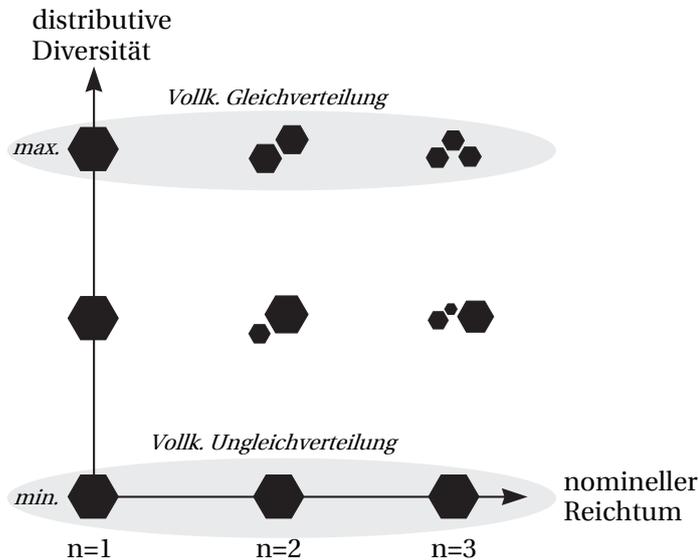
Diversitätsklasse 2 (Distributive Diversität)

Diversitätskonzepte, die sowohl mächtigkeits- als auch verteilungsdeterminiert sind, gehören zur Klasse der *distributiven Diversität* (kurz: DD-Klasse). Alle Konzepte distributiver Diversität haben die Form

$$v : p \rightarrow \mathbb{R}^+. \quad (2.3)$$

Die bislang am häufigsten verwendeten Biodiversitätsindizes sind Elemente der DD-Klasse. Nicht zuletzt deswegen werden sie bereits ‚traditionelle‘ Diversitätsmaße genannt (Ricotta 2004). Neben der Ökologie bringen vereinzelt auch andere Wissenschaften ‚Evenness‘ und Diversität miteinander in Verbindung. In der (stochastischen) Portfoliotheorie beispielsweise definiert man als Diversitätsträger die einzelnen Titel eines Marktes und sagt:

Abb. 2.2: Grafische Darstellung distributiver Diversität. Die geometrischen Objekte repräsentieren die Diversitätsträger x_i für Zielmengen S mit Größe $n = 1$ bis $n = 3$. Je größer ein Sechseck, desto mehr Individuen enthält der Diversitätsträger. Im Falle der vollkommenen Ungleichverteilung sind bei $n = 2$ und $n = 3$ die verbleibenden Diversitätsträger unendlich klein, da sie keine Individuen enthalten. Die Irrelevanz von qualitativen Unterschieden zwischen den x_i wird durch die einheitliche Farbe und Form der Objekte ausgedrückt.



„... a market is diverse if no single stock accounts for almost the entire market capitalization.“ (Fernholz 1999, 405)

Qualitative Diversität

Das lateinische Verb ‚divertere‘ heißt übersetzt soviel wie ‚voneinander abweichen‘, woraus das Adjektiv ‚divers‘ entstanden ist (Kluge 1995). Rein etymologisch lässt sich ‚divers‘ demnach gut mit den Begriffen ‚unähnlich‘, ‚mannigfaltig‘ oder ‚verschiedenartig‘ verbinden. In dieser Auslegung von Diversität bezieht man Ungleichheit nicht auf die realisierte Verteilung von Individuen (Evenness), sondern auf realisierte Eigenschaften der Diversitätsträger.

Eigenschaft 3 (Eigenschaftsdeterminiert):

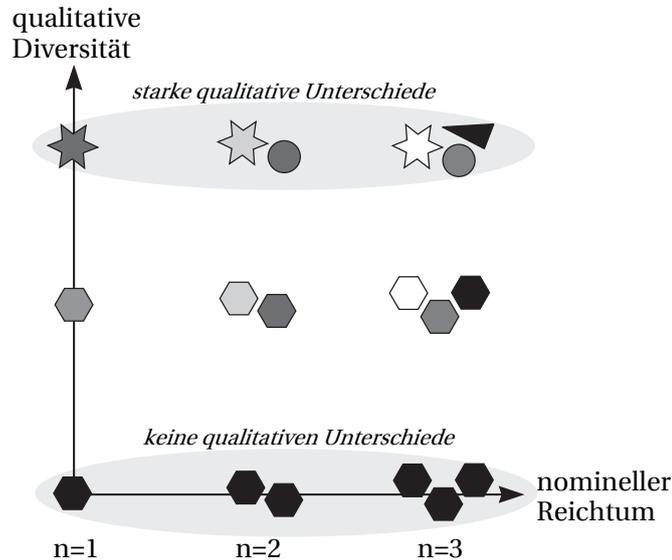
Ein Diversitätskonzept heißt *eigenschaftsdeterminiert*, wenn es von verkörperten Eigenschaften der Diversitätsträger in S abhängt.

Diversitätsklasse 3 (Qualitative Diversität)

Diversitätskonzepte, die sowohl mächtigkeits- als auch eigenschaftsdeterminiert sind, gehören zur Klasse der *qualitativen Diversität* (kurz: QD-Klasse). Alle Konzepte qualitativer Diversität haben die Form

$$v : S \rightarrow \mathbb{R}^+. \quad (2.4)$$

Abb. 2.3: Grafische Darstellung qualitativer Diversität. Die geometrischen Objekte repräsentieren die Diversitätsträger x_i für Zielmengen S mit Größe $n = 1$ bis $n = 3$. Qualitative Unterschiede in den diversitätsrelevanten Eigenschaften sind durch Farbe und Form der Objekte dargestellt. Weil die Anzahl Individuen eines Diversitätsträgers irrelevant ist, sind alle Objekte gleich groß.



Die Idee der qualitativen Diversität wird durch Abbildung 2.3 veranschaulicht. Innerhalb der Ökonomik findet man Maße qualitativer Diversität klassischerweise in den Bereichen Produktdiversität (z.B. Dixit und Stiglitz 1977, Lawrence und Spiller 1983, Jones 1987, Suen 1991, Vickrey 1999, Foellmi und Zweimüller 2004), Wahlfreiheit und Ranking von Auswahlmöglichkeitenmengen (z.B. Suppes 1996, Nehring und Puppe 1999, Pattanaik und Xu 2000, Bossert et al. 2001, 2003, Peragine und Romero-Medina 2001, Gravel 2003) und Selbst-Organisation und Problemlösung in Gruppen (z.B. Jehn et al. 1999, Hong und Page 2001, 2005, Johnson 1999, 2000). Weitaus weniger verbreitet ist qualitative Diversität in der Ökologie. Dort wird sie hauptsächlich im Zusammenhang mit phylogenetischer Diversität explizit modelliert (insb. Vane-Wright 1991, Faith 1994, Faith et al. 2003).

Tabelle 2.1 fasst die drei großen Klassen von (statischen) Diversitätskonzepten noch einmal zusammen.

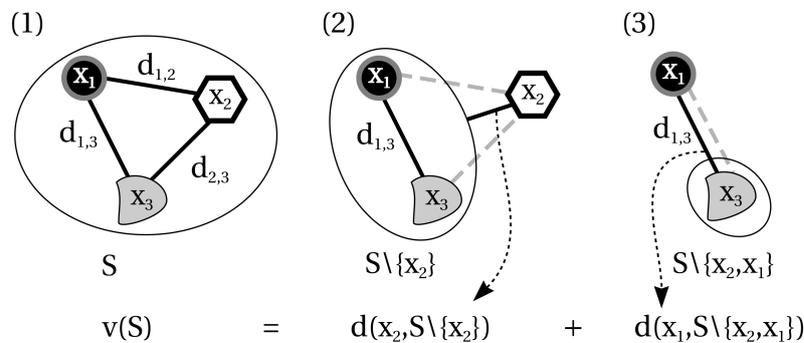
3 Diversitätsmaße und die Reagibilität optimaler Biodiversitätspolitiken

Im vorangegangenen Abschnitt wurden die Freiheitsgrade aufgezeigt, die mit der Konzeptualisierung von Diversität untrennbar verbunden sind. Etliche Annahmen sorgten für eine Eingrenzung auf die Frage *wie* biologische Diversität gemessen werden kann. Ziel dieses Abschnitts ist, exemplarisch zu demonstrieren, dass selbst ähnliche Diversitätsmaße äußerst star-

Tab. 2.1: Eine grobe Klassifizierung von Diversitätskonzepten. Symbol „✓“ bedeutet „ist von expliziter Relevanz“, „-“ bedeutet „ist nicht von expliziter Relevanz“.

	Anzahl der x_i	Größe der x_i	Eigenschaften der x_i
Kardinale Diversität	✓	-	-
Distributive Diversität	✓	✓	-
Qualitative Diversität	✓	-	✓

Abb. 3.4: Das Prinzip der aggregierten Verschiedenheit für $n = 3$ Diversitätsträger. Es wird angenommen, dass ein diversitätsmaximierender Pfad $i = 2, i = 1, i = 3$ lautet. Man beachte, dass die ppd keine Euklid'schen Distanzen sein müssen und somit die Längen der Verbindungslinien nicht stellvertretend für die Höhe der paarweisen Distanz sind.



ke Unterschiede in optimalen Entscheidungen hervorrufen können. Hierzu wird zunächst eine Auswahl *ähnlicher* Diversitätsmaße benötigt.

3.1 Eine Auswahl ähnlicher Diversitätsmaße

AD-Maße

Wir grenzen die einzig offene Frage ‚Wie soll Diversität gemessen werden?‘ noch weiter ein und beschränken uns auf Maße qualitativer Diversität (Diversitätsklasse 3). Innerhalb dieser Diversitätsklasse werden wiederum nur solche Maße verwendet, die gemäß dem so genannten ‚Prinzip der aufsummierten Unterschiedlichkeiten‘ (engl.: ‚aggregate dissimilarity‘) funktionieren (Weitzman 1992). Diese Maße, im Folgenden als *AD-Maße* bezeichnet, reduzieren die Menge S um einen Diversitätsträger x_i , berechnen seine Grenzdiversität zur verbleibenden Menge $d(x_i, S \setminus \{x_i\})$ (engl.: ‚Point-Set-Distance‘, im Folgenden: psd) und addieren sie zu den psd aller weiteren Diversitätsträger in S (vgl. Abb. 3.4). Für die Berechnung der jeweiligen psd wird eine paarweise Unterschiedlichkeitsmetrik zwischen allen Diversitätsträgern in S benötigt (z.B. eine genetische Distanz zwischen Arten). Die so genannte ‚Point-Point-Distance‘ $d(x_i, x_j) \equiv d_{i,j}$ (im Folgenden: ppd) wird inhaltlich nicht eingeschränkt, muss aber die Eigenschaften einer Metrik besitzen:

Eigenschaft 4 (Nichtnegativität):

$$d_{i,j} \geq 0$$

Eigenschaft 5 (*Symmetrie*):

$$d_{i,j} = d_{j,i}$$

Eigenschaft 6 (*Reflexivität*):

$$d_{i,i} = 0 \Leftrightarrow x_i = x_j$$

Eigenschaft 7 (*Dreiecksungleichung*):

$$d_{i,j} < d_{i,k} + d_{j,k}$$

$D = (d_{ij})_{i,j=1\dots n}$ heißt *Distanzmatrix*.

Die Maße

Je nach Definition der *psd* können AD-Maße pfadabhängig sein. Das bedeutet, der letztendlich von einem Konzept ausgewiesene Diversitätswert ist abhängig von der Reihenfolge in der die einzelnen *psd* berechnet werden. Weitzman (1992) erkennt dieses Problem und schlägt vor, sich auf den Pfad zu beschränken, der die maximal mögliche Diversität erzeugt⁵. Das Prinzip der aufsummierten Unterschiedlichkeiten lässt sich dann als Rekursionsgleichung schreiben:

$$v^W(S) = \max_{x_i \in S} \{v^W(S \setminus \{x_i\}) + d(x_i, S \setminus \{x_i\})\}, \forall i = 1 \dots n \quad (3.1)$$

Alle hier untersuchten pfadabhängigen Maße werden über die Gleichung (3.1) vereinheitlicht. Sie unterscheiden sich somit nur noch in der zu Grunde gelegten Definition einer marginalen Diversität $d(x_i, S \setminus \{x_i\})$. Sei $k = 1 \dots m$ ein Index für die jeweiligen Konzeptvorschläge, dann betrachten wir in Analogie zu van Hees (2004) $psd_k(x_i, S)$ mit:

Vorschlag 1 :

$$psd_1(x_i, S) = \min_{x_j \in S} d_{i,j} \quad (3.2)$$

Vorschlag 2 :

$$psd_2(x_i, S) = \max_{x_j \in S} d_{i,j} \quad (3.3)$$

Vorschlag 3 :

$$psd_3(x_i, S) = \alpha \cdot psd_1(x_i, S) + (1 - \alpha) \cdot psd_2(x_i, S) \quad (3.4)$$

Vorschlag 4 :

$$psd_4(x_i, S) = \frac{1}{|S|} \sum_{x_j \in S} d_{i,j} \quad (3.5)$$

Vorschlag 5 :

$$psd_5(x_i, S) = \sum_{x_j \in S} d_{i,j} \quad (3.6)$$

⁵ Es sind auch mehrere diversitätsmaximierende Pfade möglich.

Vorschlag 1 entspricht dem von Weitzman (1992). Die marginale Diversität eines Diversitätsträgers gleicht der minimalen ppd zu allen verbleibenden Diversitätsträgern (vgl. Abb. 3.4 (2)). Eine weitere Möglichkeit wäre, die maximale Distanz eines Elementes zu allen verbleibenden zu nehmen (Vorschlag 2). Genauso wie Ausdruck (3.2) würde dieser Vorschlag allerdings nur eine ganz bestimmte ppd berücksichtigen und alle übrigen vernachlässigen. Auch ein gewichtetes Mittel aus maximaler und minimaler Distanz (Vorschlag 3) wäre in dieser Hinsicht ungenügend. So genannte ‚inclusive distance functions‘ legen alle Distanzen bei der Berechnung einer psd zu Grunde. Beispielsweise könnte das arithmetische Mittel aller ppd (Vorschlag 4) oder die Summe aller ppd (Vorschlag 5) verwendet werden.

3.2 Auswahl des Modellrahmens

Das Arche-Noah-Problem

Als Modellrahmen für die Optimierung von Diversitätspolitikern dient ein einfaches Suchproblem, das auch unter dem Namen *Arche Noah-Problem* (ANP) bekannt ist (z.B. Weitzman 1992, 1998, Simpson 2002). Aus einer gegebenen, realisierten Zielmenge S soll die Menge aller Teilmengen S^* ermittelt werden, die eine Zielfunktion Φ unter Nebenbedingungen maximiert. In Analogie zum biblischen Noah, der Arten auswählen muss, um sie vor der nahenden Flut zu retten, ist S klassischerweise eine Menge an n beobachtbaren *Arten* (\rightarrow Diversität wovon?) in einem geografischen Raum Ω (\rightarrow Diversität wo?), über deren Schicksal im Rahmen einer Art-erhaltungspolitik entschieden wird. Ein Budget M steht zur Durchführung der Politik zur Verfügung und eine Budgetrestriktion sorgt für ein Knappheitsproblem, das heißt nicht alle Arten können mit M geschützt werden⁶.

Kritische Vorbemerkung

Das in dieser Arbeit verwendete ANP ist stark vereinfacht und letztlich äußerst unrealistisch. Zusätzlich zu den Annahmen aus Abschnitt 2.1 werden eine Vielzahl von Informationen vorausgesetzt, beispielsweise:

- was eine Art ist und was nicht
- wie sehr sich die Arten in S paarweise unterscheiden
- welche Maßnahmen zu ergreifen sind, um eine Art mit Sicherheit zu schützen
- wie viel diese Schutzmaßnahmen kosten etc.

Dazu drei Bemerkungen. Erstens impliziert der unrealistische Charakter des verwendeten Modells nicht notwendigerweise sein Irrelevanz für reale Fragestellungen (z.B. für reale Biodiversitätspolitik). Eine Argumentation zu diesem Punkt findet man im Fazit dieser Arbeit. Zweitens ist es nicht das Ziel dieser Arbeit reale Politikempfehlungen zu geben. Das ANP dient trotz seines praxisfernen Charakters ausschließlich dazu, den Einfluss verschiedener methodischer Vorschläge zur Biodiversitätsmessung auf eine theoretisch optimale Lösung zu ermitteln. Mit anderen Worten: Es interessiert nur die Variation in optimalen Lösungen, die Lösungen selbst sind dagegen ohne jede Aussage. Drittens wären realistischere Varianten des ANP recht einfach zu implementieren (z.B. Simianer et al. 2003, Brock und Xepapadeas 2003, Baumgärtner

⁶ Letztere kann durch das begrenzte Platzvolumen der Arche verbildlicht werden.

2004). Je realitätsnäher aber das Modell gemacht würde, beispielsweise durch spezifische Art-erhaltungskosten $c_i \neq c_j \forall i \neq j$ oder durch Einführung individueller Überlebenswahrscheinlichkeiten $p_i(c_i)$, desto mehr Einflüsse würden letztlich auf die optimale Lösung einwirken und umso schwieriger wäre es, den Einfluss ähnlicher *Biodiversitätsmesskonzepte* zu isolieren. Und nur darum soll es im Folgenden gehen.

Das Modell

In seiner einfachsten Form ist das ANP ein deterministisches ‚Zero-One Integer Programming‘ Problem. Eine binäre Aktionsvariable a_i entscheidet über das Schicksal der Art i . Wenn $a_i = 0$, dann wird die Art i vernachlässigt und stirbt (sicher) aus, $a_i = 1$ bedeutet, die Art wird unterstützt und überlebt (dauerhaft). Damit eine Art x_i vor dem Aussterben bewahrt wird, sind Maßnahmen nötig, die $c_i = c \forall i$ kosten. Insgesamt steht ein Budget i.H.v. M zur Verfügung. Ziel eines Entscheiders sei die Politik $\mathbf{a}^* = (a_1^* \dots a_n^*)$, die Biodiversität bzw. Artenvielfalt maximiert, d.h.

$$\begin{aligned} & \max_{a_i} \Phi & (3.7) \\ & \text{u.d.B.: } \mathbf{ac} \leq M \\ & \Phi = v(S), \\ & a_i \in \{0; 1\} \forall i = 1 \dots n \end{aligned}$$

Das bugetbereinigte Konsensmaß

Lösungen von (3.7) sind binäre Vektoren der Länge n . Unterschiede in diesen optimalen ‚Politiken‘ rühren ausschließlich aus dem jeweils verwendeten Diversitätskonzept $k = 1 \dots m$ und dem zur Verfügung stehendem Budget. Wir schreiben im Folgenden $\mathbf{a}_k(M) \equiv \mathbf{a}_k$ für die optimale Politik bei Budget M unter Verwendung des Diversitätskonzeptes k . Um zeigen zu können, wie einig oder uneinig man sich über die Arterhaltungsmaßnahmen nur durch die verwendeten Konzepte k wurde, benötigt man ein Maß für die Übereinstimmung der optimalen Politiken, das um den Einfluss von M bereinigt wurde.

Zwei Politiken \mathbf{a}_g und \mathbf{a}_h mit $g, h \in k$ und $g \neq h$ sind sich ‚einig‘ über den Erhalt der Art i , wenn sie an der gleichen Stelle i eine 1 haben (1-,Match‘) und sie sind sich ‚einig‘ über die Vernachlässigung der Art i , wenn sie an der gleichen Stelle i eine 0 haben (0-,Match‘). Uneinigkeit (‚Mismatch‘) über das Schicksal der Art i herrscht für die Kombinationen 1 und 0 bzw. 0 und 1 an der Stelle i beider Vektoren. Sei $MOD(x, y)$ der gewöhnliche Modulus-Operator, dann ist

$$n^{(1)} = \frac{1}{c} (M - MOD(M, c))$$

die Anzahl Arten, die für das Budget M geschützt werden können und

$$n^{(0)} = n - n^{(1)}$$

die Anzahl Arten, die vernachlässigt werden müssen. Wenn nun ein großes Ungleichgewicht zwischen $n^{(1)}$ und $n^{(0)}$ herrscht, dann ist ein großer Anteil Matches auf die Höhe von M zurückzuführen. Beispielsweise könnte M gerade so niedrig sein, dass von $n = 6$ Arten nur $n^{(1)} = 1$ Art geschützt werden kann und $n^{(0)} = 5$ Arten vernachlässigt werden müssen. In diesem Fall weiß man bereits vor der Optimierung, dass zwei beliebige Politiken auf jeden Fall vier 00-Matches haben und sich an maximal zwei Stellen unterscheiden können. Vier von sechs möglichen Matches sind damit von M verursacht und nicht vom verwendeten Diversitätskonzept k . Wäre dagegen $n^{(1)} = 5$ und $n^{(0)} = 1$, dann wären vier 1-Matches von M verursacht. Der Anteil der von M

Tab. 3.2: Genetische Distanzen zwischen $n = 6$ Kranicharten aus Weitzman (1993).

Spezies i	1	2	3	4	5	6	$\sum d_{i,j}$
1	0	86	417	382	392	362	1639
2	86	0	382	387	408	348	1611
3	417	382	0	60	113	180	1152
4	382	387	60	0	138	191	1158
5	392	408	113	138	0	142	1193
6	362	348	180	191	142	0	1223

bestimmten Matches ist minimal, nämlich Null, wenn M eben so hoch ist, dass $n^{(1)} = n^{(0)}$ gilt und somit genauso viele Arten geschützt, wie vernachlässigt werden. Wir definieren die Anzahl Matches die durch M bestimmt sind als

$$n_M = |n^{(1)} - n^{(0)}|. \quad (3.8)$$

Nun sei

$$\begin{aligned} n_{g,h}(M) &\equiv n_{g,h} \\ &= (NOT(XOR(\mathbf{a}_g, \mathbf{a}_h)) \cdot \mathbf{1}) \\ \text{mit } \mathbf{1} &= \underbrace{(1 \dots 1)}_{n\text{-mal}} \end{aligned} \quad (3.9)$$

die Anzahl Arten, über die man sich in den Politiken g und h nach Optimierung einig ist und $n_{g,h}^{\max}(M) \equiv n_{g,h}^{\max} = n$ die Anzahl Arten, über die man sich bestenfalls einig sein könnte (maximales Agreement), dann ist

$$\theta_{g,h} = \frac{n_{g,h} - n_M}{n_{g,h}^{\max}} \quad (3.10)$$

ein budgetbereinigter Simple-Matching-Koeffizient, der als Konsensmaß zweier (optimaler) Politiken dienen kann. $\Theta = (\theta_{gh})_{g,h=1 \dots m}$ heißt budgetbereinigte *Konsens-Matrix*.

3.3 Ein Beispiel

Daten

Es sei die Distanzmatrix D von $n = 6$ willkürlich ausgewählten Arten gegeben. Der Einfachheit halber übernehmen wir die genetischen Distanzen der ersten sechs Kranicharten aus Weitzman (1993), 165 (Tabelle 3.2). Die Kosten der Arterhaltung sind für alle sechs Arten $c_i = 250$.

Erwartung

Eine sehr stringente *ceteris paribus* Umgebung spricht dafür, dass sich die optimalen Politiken nicht sehr stark unterscheiden:

- (1) Freiheitsgrade in den Antworten auf Fundamentalfragen des Biodiversitätsmanagements wurden *per Annahme* vereinheitlicht.

- (a) Warum soll Biodiversität gemessen werden? Annahme 1 ermöglicht die Formulierung einer einheitlichen Zielfunktion, in der Diversität eine zu maximierende Größe darstellt.
 - (b) Wo und wann soll Biodiversität gemessen werden? Annahmen 2 und 6 schließen räumliche und zeitliche Gradienten in der Diversitätsmessung aus.
 - (c) Wovon soll Biodiversität gemessen werden? Es wird angenommen, dass der Diversitätsträger ausschließlich die Art ‚Kranich‘ ist.
 - (d) Wie soll Biodiversität gemessen werden? Annahmen 5 bis 7 ermöglichen die Formulierung einer Diversitätsfunktion, die maximiert werden kann.
- (2) Alle verwendeten Diversitätsmaße sind konzeptionell sehr ähnlich (Maße *qualitativer* Diversität gemäß dem *Prinzip der aufsummierten Unterschiedlichkeit*)
- (3) Die Auswahl der Distanzmatrix geschah vollkommen willkürlich, ohne Berücksichtigung eines etwaigen Einflusses auf die optimalen Politiken.

Ergebnis

Legt man verschiedene Budgets $M = 400..(100)..1400$ für biodiversitätspolitische Maßnahmen zu Grunde, so resultieren aus (3.7) optimale Politiken, die sich in Abhängigkeit von M verändern (Tab. 5.3, Anhang und Abb. 3.5a). Aus diesen Daten lässt sich mit Hilfe von (3.10) die Konsens-Matrix Θ_M für ein jeweils gegebenes Budget berechnen (Tab. 5.4, Anhang). Die durchschnittlichen Konsenswerte aller Θ_M sind in Abbildung 3.5b abgetragen. Im Schnitt aller gegebenen Budgets wird ein Konsens von etwa einem Drittel erreicht. Das ist ein Indiz für eine verhältnismäßig hohe Uneinigkeit unter verhältnismäßig geringer qualitativer Variation der Biodiversitätskonzepte.

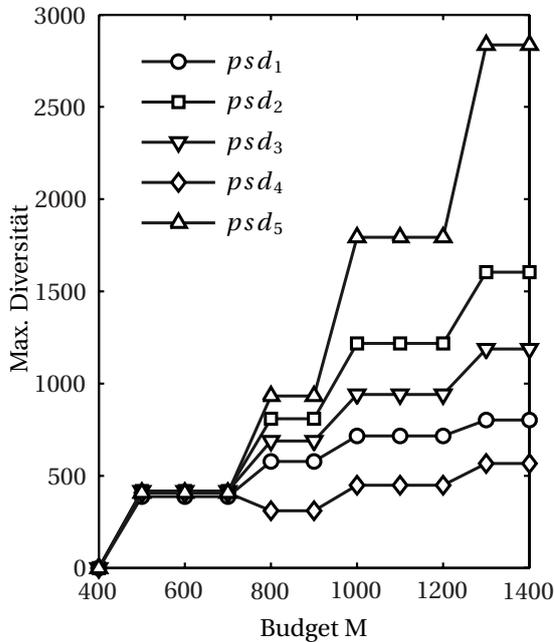
4 Fazit

4.1 Das ‚große Bild‘

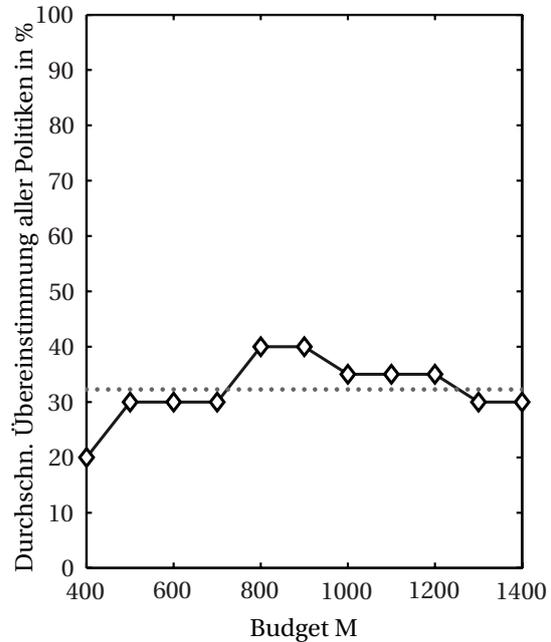
Die Wissenschaft, darunter insbesondere die Ökologie und Ökonomik, hält eine große Menge an Konzepten bereit, wie Diversität gemessen bzw. definiert werden kann. Einen kleinen Einblick hierzu liefert Abschnitt 2 dieser Arbeit, der Diversitätsmaße grob in nominellen Reichtum, Maße quantitativer Diversität und Maße qualitativer Diversität unterteilt. Da bis heute nicht eindeutig geklärt ist, *wo*, *wie* und vor allem *von was* man Diversität messen muss, wenn man *biologische* Diversität zum Zwecke politischer Maßnahmen messen will, kann auch keines der vielen Konzepte von vorn herein als ‚falsch‘ bezeichnet und aus dem politischen Kalkül ausgeschlossen werden. Biodiversitätspolitik sieht sich deswegen einer enorm großen Menge an potenziell verwendbaren Diversitätskonzepten gegenüber. Gleichzeitig ist keineswegs gewährleistet, dass überhaupt eines der bekannten Maße *für die Politik* geeignet ist: Keiner der Ansätze vermag beispielsweise einen unmittelbaren Zusammenhang zwischen Biodiversität und Wohlfahrt herzustellen. Die tatsächlichen Wohlfahrtsauswirkungen von ‚optimalen‘ biodiversitätspolitischen Maßnahmen bleiben – unter welchem Konzept auch immer – *ex ante* sehr ungewiss. Eine große Auswahl an sehr unterschiedlichen wissenschaftlichen Biodiversitätskonzepten einerseits und das große Unwissen über die jeweiligen Wohlfahrtsauswirkungen

Abb. 3.5: Optimale Politiken und ihre Übereinstimmung.

(a) Diversität von optimalen Politiken für fünf konzeptionell ähnlichen Diversitätsmaße und ein Budget von $M = 400$ bis $M = 1400$.



(b) Budgetbereinigte, durchschnittliche Übereinstimmung der optimalen Politiken unter Verwendung fünf konzeptionell ähnlicher Diversitätsmaße für gegebene Budgets von $M = 400$ bis $M = 1400$.



der Konzepte andererseits, lassen es zweifelhaft erscheinen, dass das *wissenschaftliche* Konstrukt ‚Biodiversität‘ als Zielgröße normativer Kollektiventscheidungen geeignet ist. Allenfalls zwei Szenarien wären denkbar, unter denen eine solche Vermutung keinen Anlass zur Beunruhigung gäbe.

- (1) Die Kosten einer biodiversitätspolitischen Fehlentscheidung wären vernachlässigbar klein, so dass man es sich ‚leisten‘ könnte, willkürlich Konzepte auszuwählen und die tatsächlichen Konsequenzen zu beobachten (‚Trial and Error‘-Politik).
- (2) Sämtliche Konzepte führen zu den selben oder zumindest zu ähnlichen Politiken, so dass die Entscheidung für eines dieser Konzepte letzten Endes beliebig wäre.

Keines der beiden Szenarien ist allerdings wahrscheinlich. Obwohl immer noch unklar ist, was Biodiversität in jedem Fall (nicht) ist und wie man sie messen muss, herrscht in der Biodiversitätsforschung große Einigkeit darüber, dass ihr Verlust nicht nur irreversibel ist, sondern auch mit prohibitiv hohen Kosten einhergeht⁷. Die unter Ökonomen bekannte Frage von Diamond und Hausman (1994) „Is some number better than no number?“ ließe sich in diesem Zusammenhang gut umformulieren zur allzu berechtigten Frage „Is some biodiversity policy better than no biodiversity policy?“.

⁷ So lauten beispielsweise die Worte des Evolutionsbiologen E. O. Wilson in Campbell (2000): „Das Schlimmste, was passieren kann und passieren wird, ist nicht die Erschöpfung der Energiereserven, der wirtschaftliche Kollaps, ein begrenzter Atomkrieg oder die Machtübernahme durch eine totalitäre Regierung. So schrecklich diese Katastrophen für uns auch wären, sie könnten innerhalb weniger Generationen wieder repariert werden. Der einzige Prozess der achtziger Jahre, dessen Wiedergutmachung Millionen von Jahren dauern wird, ist der Verlust an genetischer und Artenvielfalt durch die Zerstörung natürlicher Lebensräume. Das ist jene Torheit, die uns unsere Nachkommen wohl am wenigsten verzeihen werden.“

Wie die Ergebnisse dieser Arbeit vermuten lassen, ist auch das zweite Szenario ist kaum realistisch. Es wurde eine *ceteris-paribus* Umgebung geschaffen, die durch ihre zum Teil sehr unrealistischen Annahmen kaum noch Freiräume in der Ausgestaltung eines Biodiversitätskonzeptes offen lässt. Innerhalb dieser Umgebung wurde exemplarisch gezeigt, dass auch konzeptionell ähnliche Diversitätsmaße sehr unterschiedliche optimale Politiken zur Folge haben können. Dabei muss man sich vor Augen führen, dass der *besonders unrealistische* Charakter dieser Untersuchung besonders stark *idealisiert*. Würde man sich der biodiversitätspolitischen Praxis etwas nähern wollen, indem man die getroffenen Annahmen nach und nach fallen ließe, so wäre kaum zu erwarten, dass sich die Übereinstimmung optimaler Politiken erhöhen würde. Im Gegenteil: Angenommen man würde beispielsweise im gleichen Szenario auch Konzepte der Diversitätsklasse 3 zulassen, die *nicht* nach dem Prinzip der aggregierten Unterschiedlichkeit funktionieren (vgl. z.B. Nehring und Puppe 2002) – oder gar Konzepte der Diversitätsklasse 2 –, dann wird sich ein durchschnittlicher Konsens optimaler Politiken sehr schnell auf Null zubewegen. Gleiches gilt für die anderen Annahmen. Wer sagt, dass ausgerechnet Kranicharten die richtigen Diversitätsträger darstellen, um biologische Diversität abzubilden? Warum nicht Bakterien oder Einzeller? Wer sagt, dass ein ‚Mehr‘ an biologischer Vielfalt *grundsätzlich* mit einem ‚Mehr‘ an Nutzen oder Wohlstand einhergeht? Könnte es nicht unter Umständen ein Gesellschaftsziel sein, Biodiversität zu minimieren? Da solche Fragen kaum allgemein beantwortet werden können, verwundert es nicht, dass selbst Ökologen dem Phänomen ‚Biodiversität‘ bereits einen ‚non-concept‘ Charakter zugesprochen haben (Hurlbert 1971) oder es offen ein ‚Fata-Morgana‘-Wort nennen (Magurran 1988). Bleibt da noch Platz für eine Perspektive?

4.2 Perspektive

Zugegeben, eine echte Perspektive für Biodiversitätspolitik zu finden, fällt aus ökonomischer Sicht schwer. Biologische Vielfalt ist bereits von sich aus ein zu unbestimmtes Phänomen, als dass diejenige ‚Menge‘ bestimmt werden könnte, die Wohlstand erhöht oder gar maximiert. Rationale Biodiversitätspolitik ist und bleibt reine Fiktion. Fakt ist aber, dass spätestens seit der Ratifizierung der Konvention zu Biologischen Vielfalt (CBD) Biodiversitätspolitik bereits auf der Tagesordnung von über 180 Beitrittsländern steht und nicht unerhebliche Summen öffentlicher Gelder im Namen von Biodiversität ausgegeben werden⁸. Fakt ist ebenso, dass die wenigsten Experten die Richtigkeit dieses Zustandes anzweifeln⁹. Beratungsbedarf und Potential zur Verbesserung besteht in der Biodiversitätspolitik also allemal. Was wäre ein gleichermaßen nützliches, wie realistisches Ziel für die politikorientierte Wissenschaft?

Man betrachte noch ein letztes mal die Abbildung 3.5a auf Seite 16. Was fällt unabhängig von der ursprünglichen Intention dieser Arbeit auf? Jeder ökonomisch orientierte Mensch wird zumindest eine Gegebenheit unplausibel finden: Je mehr Geld M zur Verfügung steht, desto mehr Spezies können geschützt werden und je mehr Spezies geschützt werden können, desto größer sollte die resultierende Diversität der optimalen Politik sein. Mit anderen Worten v^* sollte monoton in M steigen. Man sieht aber, dass psd_4 für $M = 700$ bzw. $\sum a_i^* = 2$ geschützte Arten eine höhere Diversität ausweist, als für $M = 800$ bzw. $\sum a_i^* = 3$ geschützte Arten. Konzept psd_4 macht nach dieser Überlegung weniger Sinn, als Konzepte psd_1, psd_2, psd_3 und psd_5 . Nach weiterer Überlegung fällt möglicherweise auch auf, dass Δv^* monoton in M fallen müsste, wenn die Erhaltungskosten für alle Arten gleich hoch sind und für alle Budgets die maximal mögliche Diversität berechnet wird (‚Best-comes-first‘-Prinzip). Dies trifft zumindest für

⁸ Schätzungen der Ausgaben für biodiversitätspolitische Maßnahmen auf globaler Ebene schwanken zwischen \$8 und \$80 Milliarden pro Jahr (Panayotou 1996).

⁹ Eine der populärsten Ausnahmen ist Lomborg (2002). Siehe auch Weder (2004).

psd_2 , psd_4 und psd_5 nicht zu. Damit erfüllt psd_4 bereits zwei plausible Eigenschaften nicht, so dass die Konzepte gemäß ihrer ‚Sinnhaftigkeit‘ die Reihenfolge (1) psd_1 und psd_3 (2) psd_2 und psd_5 und (3) psd_4 annehmen müssten. Unter Umständen belässt man es bei diesen zwei Fundamentalforderungen und entscheidet sich für die Verwendung von psd_1 oder psd_3 . Ob das richtig ist oder nicht, wird in erster Linie durch den jeweiligen *Kontext* bestimmt, in dem man Diversität konzeptionalisieren will (→ Diversität warum?, wo?, wovon?, etc.). Beispielsweise formuliert van Hees (2004) eine Liste von Forderungen, die für die Messung von ‚Wahlfreiheit‘ bzw. die Diversität von Handlungsalternativen unverzichtbar sind. Er kommt nach einer kurzen Analyse zu dem Schluss, dass keines der Maße psd_1 bis psd_5 in *diesem* Kontext geeignet ist.

Auch wenn qualitative Untersuchungen von Diversitätskonzepten manchmal sehr ernüchternd sein können, so sind sie doch der einzig realistische Weg zu weniger willkürlichen Biodiversitätspolitikern. Obwohl man erwarten könnte, dass die Erfinder eines politischen Konzeptes – in diesem Fall namenhafte Vertreter der Ökologie – in der Lage sein sollten, eine konsensfähige und kontextorientierte Liste unverzichtbarer Forderungen *an* ihr Konzept zu bestimmen, fehlt sie bis heute. Qualitative Analysen à la van Hees (2004) sind somit für Konzepte biologischer Diversität nicht möglich. Eine alternative Weg zu einer erhöhten ‚methodischen‘ Rationalität stellen Konzeptklassifizierungen bzw. eine qualitative Struktur von Diversitätskonzepten dar. Dieser Ansatz wurde in Abschnitt 2 bereits angedeutet und wird innerhalb eines Dissertationsprojektes vom Autor detailliert bearbeitet (?).

4.3 Schlusswort

Wenn die Politik eines Tages zu dem Schluss kommen sollte, dass der vormalig angepriesene Weg zu einer besseren, weniger verschwenderischen Welt nicht, oder zu schwer über das Wort bzw. das politische Konzept ‚Biodiversität‘ erreicht werden kann, wird man sich fragen müssen, ob es sinnvoll war, viel Geld für ein nicht definierbares, nicht umsetzbares und erst recht nicht überprüfbares politisches Novum auszugeben, statt es in den bereits etablierten, konventionellen Naturschutz zu stecken. Um diesem Risiko vorzubeugen, bleiben nur zwei Möglichkeiten. Entweder man forciert die qualitative Analyse der bestehenden Biodiversitätskonzepte vor einem *politischen* Hintergrund und grenzt über den Ausschluss ungeeigneter Vorschläge den Begriff der Biodiversität(spolitik) stärker ein, oder man nimmt Abstand von den Versuchen, ‚Biodiversität‘ für wohlfahrtserhaltende Kollektivziele definieren, messen und bewerten zu wollen und bemüht althergebrachte, aber praktikablere Konzepte, wie beispielsweise eine Politik zum Schutz *nützlicher, gefährdeter* Arten.

5 Anhang

Tab. 5.3: Optimale Biodiversitätspolitiken für fünf konzeptionell ähnliche Diversitätskonzepte.

Konzept k	M	opt. Politik a^*						$\sum a_i^*$	$C(a^*)$	$n_{g,h}^{\max}$	v^*	Δv^*
psd_1	400	0	0	0	1	0	0	1	250	2	0.00	0.00
	500	0	1	0	1	0	0	2	500	4	387.00	387.00
	600	0	1	0	1	0	0	2	500	4	387.00	0.00
	700	0	1	0	1	0	0	2	500	4	387.00	0.00
	800	0	1	0	1	0	1	3	750	6	578.00	191.00
	900	0	1	0	1	0	1	3	750	6	578.00	0.00
	1000	0	1	0	1	1	1	4	1000	4	716.00	138.00
	1100	0	1	0	1	1	1	4	1000	4	716.00	0.00
	1200	0	1	0	1	1	1	4	1000	4	716.00	0.00
	1300	1	1	0	1	1	1	5	1250	2	802.00	86.00
1400	1	1	0	1	1	1	5	1250	2	802.00	0.00	
psd_2	400	0	0	1	0	0	0	1	250	2	0.00	0.00
	500	1	0	1	0	0	0	2	500	4	417.00	417.00
	600	1	0	1	0	0	0	2	500	4	417.00	0.00
	700	1	0	1	0	0	0	2	500	4	417.00	0.00
	800	1	0	1	0	1	0	3	750	6	809.00	392.00
	900	1	0	1	0	1	0	3	750	6	809.00	0.00
	1000	1	1	1	0	1	0	4	1000	4	1217.00	408.00
	1100	1	1	1	0	1	0	4	1000	4	1217.00	0.00
	1200	1	1	1	0	1	0	4	1000	4	1217.00	0.00
	1300	1	1	1	1	1	0	5	1250	2	1604.00	387.00
1400	1	1	1	1	1	0	5	1250	2	1604.00	0.00	
psd_3	400	0	0	1	0	0	0	1	250	2	0.00	0.00
	500	1	0	1	0	0	0	2	500	4	417.00	417.00
	600	1	0	1	0	0	0	2	500	4	417.00	0.00
	700	1	0	1	0	0	0	2	500	4	417.00	0.00
	800	1	0	1	0	0	1	3	750	6	688.00	271.00
	900	1	0	1	0	0	1	3	750	6	688.00	0.00
	1000	1	0	1	0	1	1	4	1000	4	940.50	252.50
	1100	1	0	1	0	1	1	4	1000	4	940.50	0.00
	1200	1	0	1	0	1	1	4	1000	4	940.50	0.00
	1300	1	1	1	0	1	1	5	1250	2	1187.50	247.00
1400	1	1	1	0	1	1	5	1250	2	1187.50	0.00	
psd_4	400	0	0	0	0	1	0	1	250	2	0.00	0.00
	500	0	1	0	0	1	0	2	500	4	408.00	408.00
	600	0	1	0	0	1	0	2	500	4	408.00	0.00
	700	0	1	0	0	1	0	2	500	4	408.00	0.00
	800	0	1	0	1	1	0	3	750	6	311.00	-97.00
	900	0	1	0	1	1	0	3	750	6	311.00	0.00
	1000	1	1	0	1	1	0	4	1000	4	448.25	137.25
	1100	1	1	0	1	1	0	4	1000	4	448.25	0.00
	1200	1	1	0	1	1	0	4	1000	4	448.25	0.00
	1300	1	1	0	1	1	1	5	1250	2	567.20	118.95
1400	1	1	0	1	1	1	5	1250	2	567.20	0.00	
psd_5	400	0	0	0	0	1	0	1	250	2	0.00	0.00
	500	0	1	0	0	1	0	2	500	4	408.00	408.00
	600	0	1	0	0	1	0	2	500	4	408.00	0.00
	700	0	1	0	0	1	0	2	500	4	408.00	0.00
	800	0	1	0	1	1	0	3	750	6	933.00	525.00
	900	0	1	0	1	1	0	3	750	6	933.00	0.00
	1000	1	1	0	1	1	0	4	1000	4	1793.00	860.00
	1100	1	1	0	1	1	0	4	1000	4	1793.00	0.00
	1200	1	1	0	1	1	0	4	1000	4	1793.00	0.00
	1300	1	1	0	1	1	1	5	1250	2	2836.00	1043.00
1400	1	1	0	1	1	1	5	1250	2	2836.00	0.00	

Tab. 5.4: Budgetbereinigte Konsensmatrizen Θ der optimalen Politiken aus Tabelle 5.3 für gegebene Budgets von $M = 400$ bis $M = 1300$. Alle budgetbereinigten Simple-Matching-Koeffizienten θ sind in Prozent dargestellt.

(a) $M = 400$.					
k	1	2	3	4	5
1	100	0	0	0	0
2	0	100	100	0	0
3	0	100	100	0	0
4	0	0	0	100	100
5	0	0	0	100	100

(b) $M = 500$.					
k	1	2	3	4	5
1	100	0	0	50	50
2	0	100	100	0	0
3	0	100	100	0	0
4	50	0	0	100	100
5	50	0	0	100	100

(c) $M = 600$.					
k	1	2	3	4	5
1	100	0	0	50	50
2	0	100	100	0	0
3	0	100	100	0	0
4	50	0	0	100	100
5	50	0	0	100	100

(d) $M = 700$.					
k	1	2	3	4	5
1	100	0	0	50	50
2	0	100	100	0	0
3	0	100	100	0	0
4	50	0	0	100	100
5	50	0	0	100	100

(e) $M = 800$.					
k	1	2	3	4	5
1	100	0	33	67	67
2	0	100	67	33	33
3	33	67	100	0	0
4	67	33	0	100	100
5	67	33	0	100	100

(f) $M = 900$.					
k	1	2	3	4	5
1	100	0	33	67	67
2	0	100	67	33	33
3	33	67	100	0	0
4	67	33	0	100	100
5	67	33	0	100	100

(g) $M = 1000$.					
k	1	2	3	4	5
1	100	0	0	50	50
2	0	100	50	50	50
3	0	50	100	0	0
4	50	50	0	100	100
5	50	50	0	100	100

(h) $M = 1100$.					
k	1	2	3	4	5
1	100	0	0	50	50
2	0	100	50	50	50
3	0	50	100	0	0
4	50	50	0	100	100
5	50	50	0	100	100

(i) $M = 1200$.					
k	1	2	3	4	5
1	100	0	0	50	50
2	0	100	50	50	50
3	0	50	100	0	0
4	50	50	0	100	100
5	50	50	0	100	100

(j) $M = 1300$.					
k	1	2	3	4	5
1	100	0	0	100	100
2	0	100	0	0	0
3	0	0	100	0	0
4	100	0	0	100	100
5	100	0	0	100	100

Literatur

- Baumgärtner, S. (2001): "Der ökonomische Wert der biologischen Vielfalt," Laufener Seminarbeiträge - Bayrische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege.
- (2004): "Optimal Investment in Multi-species Protection: Interacting Species and Ecosystem Health," *EcoHealth*, 1, 101–110.
- Biodiversity-Convention (1992): "Convention on Biological Diversity, Rio de Janeiro," <http://www.biodiv.org/convention/articles.asp>.
- Bossert, W. et al. (2001): "The Measurement of Diversity," Working Paper, University of Montreal.
- (2003): "Similarity of Options and the Measurement of Diversity," *Journal of Theoretical Politics*, 15(4), 405–421.
- Brock, W. und A. Xepapadeas (2003): "Valuing Biodiversity from an Economic Perspective: A Unified Economic, Ecological, and Genetic Approach," *American Economic Review*, 93, 1597–1614.
- Bundesregierung (2002): "Perspektiven für Deutschland - Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung," http://www.bundesregierung.de/Anlage585668/pdf_datei.pdf.
- Campbell (2000): "Campbell aktiv! Biologie CD-ROM," Spektrum Verlag.
- Diamond, P. und J. Hausman (1994): "Contingent Valuation: Is Some Number Better Than No Number?," *Journal of Economic Perspectives*, 8, 45–64.
- Dixit, A. und J. Stiglitz (1977): "Monopolistic Competition and Optimum Product Diversity," *American Economic Review*, 67, 297–308.
- Faith, D. (1994): "Phylogenetic Pattern and the Quantification of Organismal Biodiversity," *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, 345(1311), 45–58.
- Faith, D. et al. (2003): "Complementarity, biodiversity viability analysis, and policy-based algorithms for conservation," *Environmental Science and Policy*, 6, 311–328.
- Fernholz, R. (1999): "On the diversity of equity markets," *Journal of Mathematical Economics*, 31, 393–417.
- Foellmi, R. und J. Zweimüller (2004): "Inequality, market power, and product diversity," *Economics Letters*, 82, 139–145.
- Good, I. (1982): "Comment on: Diversity as a concept and its measurement," *Journal of the American Statistical Association*, 77, 561–563.
- Gravel, N. (2003): "Appraising Diversity with an Ordinal Notion of Similarity: An Axiomatic Approach," Discussion Paper, University of Marseille, France.
- Hoffmann, S. (2006): "Die Diversität der Diversität: Ein hierarchischer Strukturierungsversuch gängiger Messkonzepte," forthcoming in: FEMM Working Paper Series, Otto-von-Guericke Universität Magdeburg.

- Hoffmann, S. et al. (2005): *Irrfahrt Biodiversität: Eine kritische Sicht auf europäische Biodiversitätspolitik*. Metropolis-Verlag, Marburg.
- Hong, L. und S. Page (2001): "Problem Solving by Heterogeneous Agents," *Journal of Economic Theory*, 97, 123–163.
- (2005): "Groups of diverse problem solvers can outperform groups of high ability problem solvers," Under review at PNAS.
- Hurlbert, S. (1971): "The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters," *Ecology*, 52, 577–586.
- Jaccard, P. (1912): "The distribution of the flora in the alpine zone," *New Phytol.*, 11, 37–50.
- Jehn, K. et al. (1999): "Why Difference Make a Difference: A Field Study of Diversity, Conflict, and Performance in Workgroups," *Administrative Science Quarterly*, 44, 741–763.
- Johnson, N. (1999): "Importance of Diversity: Reconciling Natural Selection and Non-Competitive Processes," in *Emergent organizations and their dynamics*, pp. 1–18. New York Academy of Sciences, Proceedings of the 7th Annual Evolutionary Systems Conference on Closure.
- (2000): "Developmental Insights into Evolving Systems: Roles of Diversity, Non-Selection, Self-Organization, Symbiosis," Discussion Paper, Seventh Conference on Artificial Life, Portland USA.
- Jones, L. (1987): "Optimum Product Diversity and the Incentives for Entry in Natural Oligopolies," *The Quarterly Journal of Economics*, 102, 595–614.
- Kluge, F. (1995): *Etymologisches Wörterbuch der deutschen Sprache*, vol. 23. Auflage. de Gruyter, Berlin.
- Kulezyński, S. (1928): "Die Pflanzenassoziationen der Pinien," *Bull. int. Acad. Pol. Sci. Lett.*, 2, 57–203.
- Lawrence, C. und P. Spiller (1983): "Product Diversity, Economics of Scale, and International Trade," *The Quarterly Journal of Economics*, 98, 63–83.
- Lomborg, B. (2002): *Apocalypse, No!* zu Klampen Verlag, Lüneburg.
- Magurran, A. (1988): *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- McGowan, M. (1996): "Diversity of what?," *Representations, Special Issue: Race and Representation*, 55, 129–138.
- Nehring, K. und C. Puppe (1999): "On the multi-preference approach to evaluating opportunities," *Social Choice and Welfare*, 16, 41–63.
- (2002): "A Theory of Diversity," *Econometrica*, 70, 1155–1198.
- Panayotou, T. (1996): "Reducing Biodiversity Expenditure Needs: Reforming Perverse Incentives," in *OECD Proceedings, Investing in Biological Diversity, The Cairns Conference*, pp. 217–233. OECD Publication Service.
- Patil, G. und C. Taillie (1982): "Rejoinder to comment: Diversity as a concept and its measurement," *Journal of the American Statistical Association*, 77, 565–567.
- Pattanaik, P. und Y. Xu (2000): "On diversity and freedom of choice," *Mathematical Social Sciences*, 40, 123–130.
- Peet, R. (1974): "The Measurement of Species Diversity," *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5, 285–307.
- Peragine, V. und A. Romero-Medina (2001): "On Preference, Freedom and Diversity," Working Paper, Southern Europe Research in Economic Studies - Series, Università degli Studi di Bari.

- Perlman, D. und G. Adelson (1997): *Biodiversity: exploring values and priorities in conservation*. Blackwell Science Inc.
- Pielou, E. (1975): *Ecological Diversity*. John Wiley & Sons, New York.
- Ricotta, C. (2004): "Through the jungle of biodiversity," *Acta Biotheoretica*, 53, 29–38.
- Roche, D. M. (2001): "Biodiversity - Its measurement and metaphysics," Master thesis, University of Sydney.
- Rousseau, R. und P. van Hecke (1999): "Measuring Biodiversity," *Acta Biotheoretica*, 47, 1–5.
- Sen, A. (1992): *Inequality Reexamined*. Clarendon Press, Oxford.
- Simianer, H. et al. (2003): "An approach to the optimal allocation of conservation funds to minimize loss of genetic diversity between livestock breeds," *Ecological Economics*, 45, 377–392.
- Simpson, R. (2002): "Definitions of Biodiversity and Measures of Its Value," Resources for the future, Discussion Paper 02-62.
- Suen, W. (1991): "The value of product diversity," *Oxford Economic Papers*, 43, 217–223.
- Suppes, P. (1996): "The nature and measurement of freedom," *Social Choice and Welfare*, 13, 183–200.
- Takacs, D. (1996): *The idea of biodiversity: philosophies of paradise*. The John Hopkins University Press, Baltimore and London.
- van Hees, M. (2004): "Freedom of choice and diversity of options: Some difficulties," *Social Choice and Welfare*, 22, 253–266.
- Vane-Wright, R. (1991): "What to Protect? - Systematics and the Agony of Choice," *Biological Conservation*, 55, 235–254.
- Vickrey, W. (1999): "Spatial competition, monopolistic competition, and optimum product diversity," *International Journal of Industrial Organization*, 17, 953–963.
- Walz, G. (2003): "Mengenfunktion," in *Lexikon der Mathematik, Gesamtwerk, CD-Rom-Version*, pp. 236–239. Spektrum Akademischer Verlag.
- Weder, D. (2004): "Klimaschutz lohnt sich nicht - Streitgespräch zwischen Björn Lomborg und Klaus Töpfer," *Süddeutsche Zeitung*, Nr. 147.
- Weikard, H. (2002): "Diversity Functions and the Value of Biodiversity," *Land Economics*, 78, 20–27.
- Weitzman, M. (1992): "On Diversity," *Quarterly Journal of Economics*, 107, 363–405.
- (1993): "What to Preserve? An Application of Diversity Theory to Crane Conservation," *Quarterly Journal of Economics*, 108(1), 157–183.
- (1998): "The Noah's Ark Problem," *Econometrica*, 66, 1279–1298.
- Wilson, E. O. (1992): *The Diversity of Life*. W.W. Norton and Company, New York, London.