

Die ungleiche globale Verteilung pflanzlicher Artenvielfalt - Ursachen und Konsequenzen.

- Wilhelm Barthlott, Jens Mutke, Gerald Braun und Gerold Kier, Bonn -

Abstract

Despite the long history of research on this topic large parts of the biological diversity on our planet are still poorly known. Further investigation and the processing of existing data are important as a basis for knowledgeable decisions regarding nature conservation. An important aspect of this research is the analysis of the spatial patterns of biological diversity. Methodological issues of biodiversity mapping are discussed distinguishing between taxon-based and inventory-based approaches. On the basis of data taken from literature as well as on own analyses, continental to global patterns of vascular plant diversity are discussed. In this context, the importance of detailed analyses including different qualitative aspects of biological diversity become obvious. The scale used in the analyses also has crucial influence on the results which is related to the different spatial heterogeneity of the abiotic environment, the geodiversity. A new index for the calculation of geodiversity using geographical information systems is presented as well as a map of the geodiversity of South America based on this index. Under the aspect of global environmental change, the role of invasive species in different regions of the world is examined and the potential of research and living collections for the conservation of global biodiversity is discussed.

1. Einleitung

Es mag 250 Jahre nach den Arbeiten von Carl von Linné verwundern, aber bis heute wissen wir immer noch erstaunlich wenig über viele Aspekte unserer belebten Umwelt. Vermutlich mehr als 95 Prozent der Insektenarten und mit hoher Wahrscheinlichkeit deutlich über 99 Prozent der Mikroorganismen sind der Wissenschaft noch unbekannt (TRÜPER 1992, HEYWOOD 1995, BARTHLOTT et al. 1999c, GROOMBRIDGE & JENKINS 2000). Noch in den neunziger Jahren wurde im Atlantik ein völlig neuer Tierstamm entdeckt (FUNCH & KRISTENSEN 1995, MORRIS 1995). Ebenso wenig wie über die Vielfalt der Arten wissen wir in vielen Fällen über ihre komplexen Interaktionen. Zwar gelingt es Einzeldisziplinen recht gut, Teilbereiche von Ökosystemen zu erfassen und zu analysieren - die Vegetationskunde ist hier mit ihrer langen Geschichte sicherlich das beste Beispiel. Sobald es sich aber um kleine, für den Betrachter weniger den Aspekt prägende Gruppen und Teilsysteme wie z.B. Bodenorganismen handelt, steckt unsere Kenntnis noch in den Kinderschuhen. Das klägliche Scheitern des BIOSPHERE II-Projektes in der Wüste von Arizona Anfang der neunziger Jahre zeigt deutlich, wie weit wir noch davon entfernt sind, kompliziertere Systeme zu verstehen, geschweige denn steuern zu können (SCHWÄGERL 1996).

Diese Erkenntnis legt mehrere Schlussfolgerungen nahe. Zum einen zeigt sich, dass die Bereiche der klassischen Biologie wie Systematik, Vegetationskunde und Ökologie auch heute noch hochgradig aktuell und notwendig sind. Zum anderen sind wir für viele Fragestellungen und Entscheidungen noch lange darauf angewiesen, mit Hilfe einfacher Indika-

toren und Indikatorgruppen erste Aussagen über Systeme zu treffen, ohne all ihre Einzelelemente bis zum letzten Detail zu kennen (vgl. auch DAVIS et al. 1990). Für viele eher großräumig angelegte Fragestellungen bieten sich hier die Gefäßpflanzen als Indikatorgruppe an. Sie bilden in den meisten nichtaquatischen Ökosystemen sowohl die wichtigsten Primärproduzenten als auch die wichtigsten Strukturbildner. Zudem zeigen Analysen, dass sowohl der Artenreichtum der Gefäßpflanzen als auch die Strukturdiversität der durch sie aufgebauten Vegetation im allgemeinen hohe Korrelationen zur Gesamtdiversität aufweisen (z.B. BLONDELL 1979, BARTHOLOTT et al. 1999b). Dabei erfüllen sie auch eine weitere wichtige Eigenschaft einer Indikatorgruppe. Im Gegensatz zu vielen anderen Organismengruppen (s.o.) sind sie mit ihren 270 000 beschriebenen Arten bereits zu vermutlich etwa 80 % bekannt und ihre weltweite Verbreitung ist in mehreren tausend Florenwerken und Checklisten dokumentiert.

2. Diversitätskartierungsansätze

Seit langer Zeit werden auf unterschiedlichstem Maßstab für zahlreiche Organismengruppen Karten ihrer Verbreitungs- und Diversitätsmuster erstellt (vgl. GASTON 1998). Sie stellen wichtige Grundlagen im Bereich der Biogeographie aber auch unter angewandten Aspekten im Natur- und Artenschutz dar. Geht es dabei darum, neben Karten für einzelne Sippen auch synoptische Karten z.B. des Artenreichtums einer Gruppe oder von Endemismuszentren zu erstellen, sind prinzipiell zwei Grundansätze denkbar. Zum einen können in einem taxonbasierten Ansatz Daten zu einzelnen Arten oder Sippen zu unterschiedlichen Diversitätskarten verrechnet werden. Auf der anderen Seite können in einem inventarbasierten Ansatz direkt zusammenfassende summarische Daten wie die Gesamtarten- oder Familienzahl kompletter Gebietseinheiten in Karten umgesetzt werden. Beide Ansätze sind in unterschiedlichem Maß durch Informationsreduktion charakterisiert.

Nur in den seltensten Fällen kann jedes einzelne Individuum einer Art kartographisch erfasst werden. Daher wird bei taxonbasierten Ansätzen häufig die zu erhebende und zu verarbeitende Datenmenge dadurch reduziert, dass nur das Vorkommen oder Nichtvorkommen der Sippe in wie auch immer gearteten größeren räumlichen Einheiten registriert wird. Dabei kann es sich um naturräumliche oder politische Einheiten, aber auch um standardisierte Rasterquadrate handeln. Hierunter würden die verschiedenen floristischen Kartierungsprojekte in Europa fallen (u.a. PERRING & WALTERS 1962, JALAS & SUOMINEN 1972-94, HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1989, JALAS et al. 1996, LAHTI et al. 1997). Ein sehr umfangreiches und elegantes Analyse-Werkzeug für solche Datensätze wurde von Paul Williams am Natural History Museum in London mit dem Computerprogramm WORLDMAP entwickelt (WILLIAMS 2000). Anwendungen dieses Programms finden sich u.a. in WILLIAMS et al. (1994), CSUTI et al. (1997), FJELDSA & LOVETT (1997) und HUMPHRIES et al. (1999).

Diese sehr detaillierten Kartierungsansätze besitzen auf der einen Seite durch die umfangreichen Datenmengen einen großen Wert für die verschiedensten Anwendungen im Natur- und Artenschutz. Daneben haben sie aber meist das Problem, dass die Ergebnisse in unterschiedlichem Maße durch räumlich ungleichmäßig verteilte Bearbeitungsintensität beeinflusst werden. Die Muster der biologischen Vielfalt werden dann z.B. durch Aktivitätsmuster rund um die Universitätsstädte verfälscht (vgl. z.B. Abb. 3.2.1 in RICKLEFS 1995). Eine visuelle Bewertung der gefundenen Trends ist zwar durchaus möglich, wirkliche quantitative Analysen z.B. der Zusammenhänge mit verschiedenen Umweltparametern sind aber ohne Vorverarbeitung nur bedingt durchführbar. Aus diesem Grund versuchen verschiedene Ansätze, über Einbeziehung von ökologischen Daten zu den untersuchten Arten das Gesamtareal flächendeckend zu interpolieren bzw. vorherzusagen. Dies ist implizit bereits bei den meisten klassischen Verbreitungskarten, die ein geschlossenes Areal zeigen, umgesetzt (z.B. MEUSEL

et al. 1965, 1978, MEUSEL & JÄGER 1992). Neuere Ansätze versuchen diesen Verarbeitungsschritt weitgehend zu standardisieren und damit nachvollziehbarer zu machen (z.B. CHAPMAN & BUSBY 1994, BRAUN 1996, 1997, SKOV & BORCHSENIUS 1997, STOCKWELL et al., in Vorb.).

Die zweite prinzipiell denkbare, inventarbasierte Vorgehensweise für Biodiversitätskartierungsprojekte erlaubt häufig bereits schneller einen Überblick auch für noch nicht so gut untersuchte Gebiete (vgl. GASTON 1998). Da von vornherein zusammenfassende, summarische Daten für komplette Gebietseinheiten verarbeitet werden, ist die zu bewältigende Datenmenge meist deutlich geringer. Dementsprechend sind jedoch auch die Auswertungsmöglichkeiten eingeschränkter als beim taxonbasierten Ansatz. Die eingehenden Größen, wie z.B. die Gesamtartenzahl eines Gebietes, lassen sich häufig bereits vor einer genauen systematischen Erfassung und Zuordnung aller vorkommenden Sippen relativ gut abschätzen. So sagten bereits BALSLEV & RENNER (1989) für Ecuador eine Gesamtartenzahl von 16.500 Gefäßpflanzen voraus. Die 1999 von JØRGENSEN und LEÓN-YÁNEZ fertig gestellte Checkliste listet 16.087 bisher dokumentierte Arten von Gefäßpflanzen auf. Auch bezogen auf die 15.306 bisher dokumentierten einheimischen Arten dürfte die über zehn Jahre alte Schätzung bei einer Neuentdeckungsrate von zuletzt 150 Arten pro Jahr für dieses Land damit recht genau sein.

Solche Angaben lassen sich im Rahmen eines inventarbasierten Ansatzes zum einen direkt kartographisch umsetzen (vgl. z.B. Abb. 8.1 in GROOMBRIDGE 1992). Dies erschwert allerdings die Vergleichbarkeit z.B. des Artenreichtums unterschiedlich großer Gebiete, beispielsweise Brasiliens und Liechtensteins. Hier wurden von verschiedenen Autoren (z.B. LEBRUN 1960, MALYSHEV 1975, 1991, BARTHLOTT et al. 1996, 1999a,b) Modelle zur Standardisierung der Artenzahlen auf eine einheitliche Bezugsfläche (ARRHENIUS 1920,1921, LEBRUN 1960 etc.) für die Erstellung ihrer Karten herangezogen. Grundlegende Arbeiten zur prinzipiellen Methodik und vor allem zur Analyse der Artenzahl-Fläche-Beziehung in unterschiedlichen Naturräumen wurden hier u.a. von MALYSHEV (1975, 1991, 1993) auf globalem Maßstab und detaillierter für die Palaearktis durchgeführt.

Auch diese inventarbasierten Ansätze haben noch mit Datenlücken bzw. einer ungenügenden räumlichen Differenzierung in großräumig wenig strukturierten Landschaften wie der Sahara oder dem Amazonasbecken zu kämpfen. Daher wird versucht, über die Einbeziehung von Daten zu verschiedenen Umweltparametern räumlich stärker differenzierende Vorhersagemodelle für z.B. die Artenvielfalt (KLEIDON & MOONEY, 2000, MUTKE et al., in Vorb., vgl. Tab. 1) oder die Familienvielfalt (WOODWARD & ROCHEFORD 1991) zu entwickeln. Diese Vorhersagemodelle lassen sich bisher auf Grund der Schwierigkeit der Einbeziehung der historischen Komponente nur bedingt für verlässliche Vorhersagen im großen Maßstab heranziehen. Trotzdem können aus den zugrundeliegenden Analysen der Abhängigkeiten der Biodiversität von den aktuellen Umweltbedingungen interessante Erkenntnisse gewonnen werden.

Solche Arbeiten, wie auch die verschiedenen anderen in diesem Abschnitt beschriebenen Ansätze finden v.a. in neuerer Zeit Verwendung in stärker anwendungsorientierten Projekten der Biodiversitätskartierung wie den Hotspot-Analysen von Conservation International (MYERS 1988, 1990, MYERS et al. 2000), den Centres of Plant Diversity (DAVIS et al. 1994-1997) oder dem Ecoregion Approach und dem Global 200-Programm des WWF (OLSON & DINERSTEIN 1998, IBISCH et al., im Druck).

3. Räumliche Verteilung der globalen Gefäßpflanzenvielfalt

Die Gefäßpflanzen zählen sicherlich zu den bestuntersuchten Großgruppen von Organismen. Trotzdem ist eine globale Diversitätskartierung nach dem taxonbasierten Ansatz auf Artebene hier auf Grund der fehlenden oder noch nicht aufbereiteten notwendigen Daten auf

lange Sicht nicht durchzuführen. Als eine Näherung führten WILLIAMS et al. (1994) mit Hilfe des WORLDMAP-Programmes eine Analyse des Familienreichtums der Samenpflanzen auf einer Rasterfeldgröße von 611.000 km² durch. Familienzahlen auf dieser Fläche von etwa 130 bis unter 100 in Europa stehen dabei Zahlen von über 200 Familien in Südostasien, dem indomalayischen Raum, Mittelamerika sowie dem nördlichen Südamerika gegenüber. Das tropische Afrika zeigt sich mit etwa 150 bis 190 Familien auf der gewählten Bezugsfläche als deutlich verarmt im Vergleich zu den Tropenregionen Asiens und der neuen Welt. Die niedrigsten Familienzahlen finden sich neben den borealen und arktischen Regionen vor allem in den Wüsten Nordafrikas und Australiens sowie in Zentralasien.

Für einen inventarbasierten Ansatz kann für kontinentweite bis globale Kartierungen auf eine umfangreiche Literatur als Datenbasis zurückgegriffen werden. Schon in den beiden Bänden des „Geographical Guide to the floras of the world“ listen BLAKE & ATWOOD (1942) und BLAKE (1961) fast 6.800 Floren, Checklisten und floristische Arbeiten mit kompletten Artenlisten von Gebieten auf. Die von MALYSHEV (1975) erstellte Weltkarte der Artenvielfalt der Gefäßpflanzen wurde auf der Basis von 400 Datensätzen erstellt. Der von BARTHOLOTT et al. (1996) publizierte Weltkarte der Gefäßpflanzenvielfalt sowie der hierauf basierenden, leicht überarbeiteten Version von BARTHOLOTT et al. (1999a) (vgl. Abb. 1) lagen etwa 1.800 Datensätze zu knapp 1.400 Gebietseinheiten weltweit zu Grunde. Inzwischen wurde diese Datenbasis vollständig überarbeitet und auf über 2.700 Datensätze zu über 2.200 Gebieten erweitert.

Wie aus Abb. 1 ersichtlich, sind mit abnehmender Breite sowie mit zunehmendem Niederschlag im allgemeinen höhere Artenzahlen zu beobachten - ein Trend, der sich auch in vielen anderen terrestrischen Organismengruppen beobachten lässt (ROHDE 1992, GASTON 1996). Daneben zeigt sich besonders deutlich die größtenteils diversitätssteigernde Wirkung von Gebirgen bei diesem Betrachtungsmaßstab. Maxima der Artenzahlen finden sich durchweg in orographisch und klimatisch reich gegliederten Landschaften der humiden Tropen und Subtropen. Hier sind vor allem das Chocó-Costa-Rica-Zentrum, der Ostabhang der tropischen Anden, SO-Brasilien, das Ost-Himalaya-Yunnan-Zentrum, Nord-Borneo sowie das Neuguinea-Zentrum als die sechs herausragenden Gebiete zu nennen.

So beherbergen sowohl die Yunnan-Provinz im subtropisch-tropischen Süden Chinas mit etwa 380.000 km² Fläche als auch Ecuador - mit 283.000 km² deutlich kleiner als Deutschland - so viele bzw. sogar über vierzig Prozent mehr Arten als die gesamte Flora Europaea (TUTIN et al. 1968-1993, XIWEN & WALKER 1986, JØRGENSEN & LEÓN-YÁNEZ 1999). Auch auf höherer taxonomischer Ebene stehen dokumentierten 254 einheimischen Gefäßpflanzenfamilien Ecuadors nur 169 der Flora Europaea gegenüber.

Je nach Betrachtungsmaßstab können diese Vergleiche auch noch deutlicher ausfallen. Die über 1.220 Arten aus 112 Familien, die DUIVENVORDEN (1994) in nur 10 mal 0,1 Hektar entlang des Río Caquetá im kolumbianischen Amazonastiefland gefunden hat, entsprechen relativ genau sowohl der Arten- als auch der Familienzahl der gesamten einheimischen Gefäßpflanzenflora der Niederlande (nach TUTIN et al. 1968-1993).

Wichtig ist bei solchen Vergleichen aber die genaue Differenzierung bei der Interpretation der Ergebnisse. Wie stark die Resultate mit dem Betrachtungsmaßstab wechseln können, wird im nachfolgenden Abschnitt aufgezeigt. Aber auch allgemein muss betont werden, dass die Vereinfachung „Tropen = divers, gemäßigte Breiten = verarmt“ so nicht verallgemeinert werden darf. Weite Bereiche speziell der afrikanischen Tropen weisen ähnliche oder niedrigere Artenzahlen im Vergleich zu zahlreichen Gebieten Europas auf. Vor allem die mediterranen Regionen oder die europäischen Gebirge zeigen eine höhere Pflanzenvielfalt auf Landschaftsebene als praktisch alle tropischen Savannenlandschaften und Teile des Kongobeckens. Dabei findet sich stellenweise auch kleinräumig in Europa eine erstaunliche Vielfalt. Auf nur

Globale Biodiversität: Artenzahlen von Gefäßpflanzen

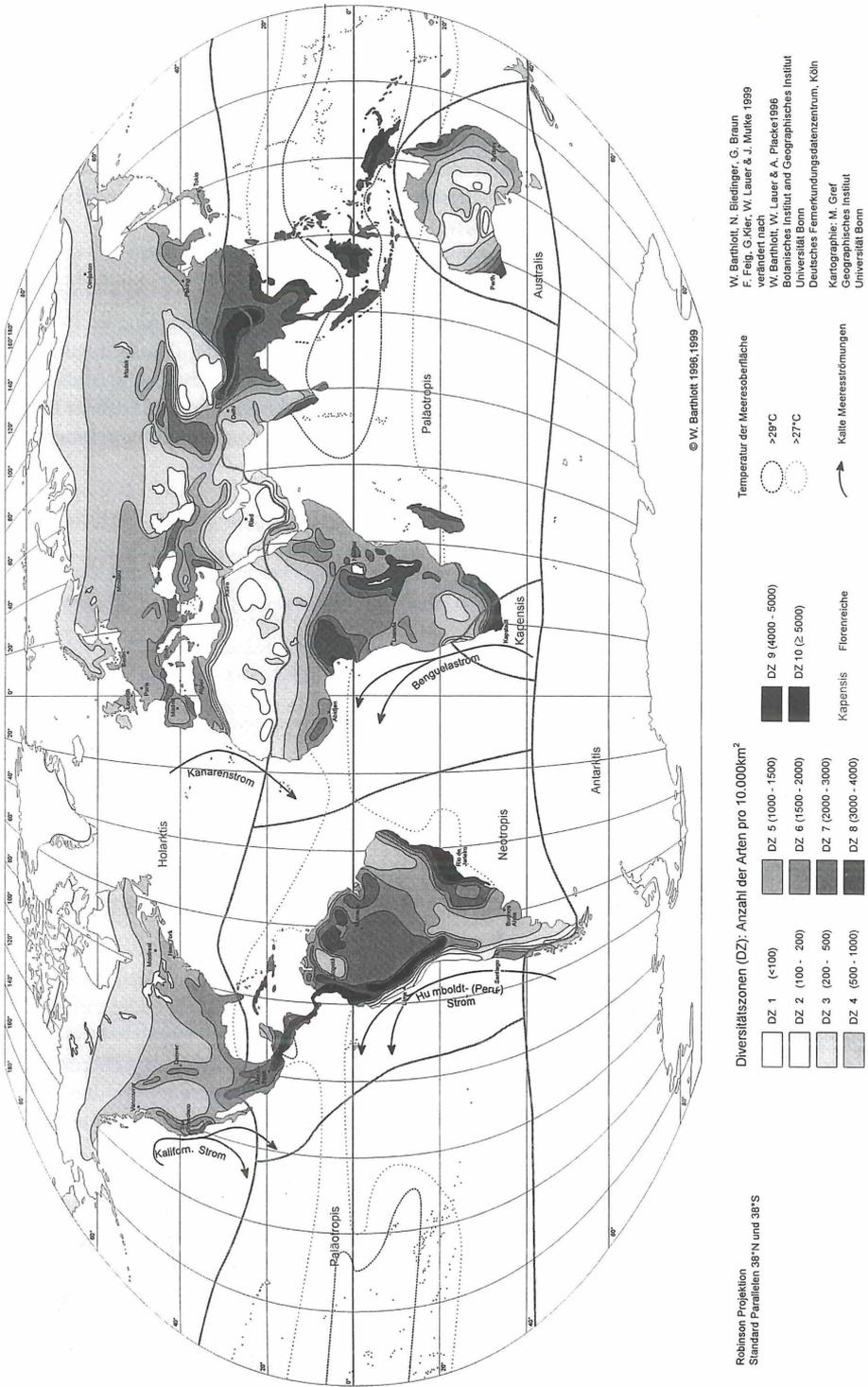


Abb. 1: Karte der globalen Verteilung der Artenvielfalt der Gefäßpflanzen (verändert nach BARTHLOTT et al. 1999a).

100 ha Fläche fand beispielsweise PENKSZA (1992, 1993) am „Fehér-szirt“ (Weißen Kliff) im ungarischen Pilis-Gebirge rund 580 Gefäßpflanzenarten - fast so viele, wie wir bisher in dem viermal größeren Bergregenwaldgebiet Río Guajalito in Ecuador nachweisen konnten.

All diese unterschiedlichen Muster sind dabei zum einen durch die Geschichte des betrachteten Raumes geprägt, wie beispielsweise für die engen Beziehungen der Floren im Südosten der USA und Südost-Asiens gut dokumentiert ist (BOUFFORD & SPONGBERG 1983). Daneben sind mit Hilfe Geographischer Informationssysteme quantitative Analysen der Beziehungen der beobachteten Biodiversitätsmuster zu den aktuellen Umweltbedingungen möglich (vgl. WOODWARD & ROCHEFORD 1991, MALYSHEV et al. 1994).

Erste einfache multiple Regressionsanalysen zwischen den beobachteten Artenzahlen in unserer Datenbasis und verschiedenen Klimaparametern für ganze Kontinente bzw. Florenreiche brachten Variationskoeffizienten zwischen $R^2=0,46$ und $0,79$. Tabelle 1 gibt dabei für verschiedene Regionen die Parameter mit den höchsten standardisierten Regressionskoeffizienten in der Analyse an. Noch nicht in diese Untersuchungen mit eingegangen ist die Geodiversität im Sinne der räumlichen Heterogenität dieser Faktoren, wie sie im nächsten Unterkapitel diskutiert wird.

Tab 1: Regressionsanalysen bekannter Artenzahlen auf verschiedene abiotische Parameter.

Region	Wichtigste Umweltfaktoren nach multipler Regression	R ² der multiplen Regression
Europa	Jahresmitteltemperatur (+), Aktuelle Evapotranspiration (+)	0,79
Nordamerika	Potentielle Evapotranspiration (+)	0,77
Asien	Anzahl Monate über 0°C Mitteltemperatur (+), Anzahl Trockenmonate (-)	0,65
Afrika	Differenz der Monatsmitteltemperaturen des wärmsten und des kältesten Monats (-), Wasserbilanz (+)	0,46

(+) Positiver Zusammenhang zu Artenreichtum, (-) negativer Zusammenhang zu Artenreichtum

4. Geodiversität und Skalenabhängigkeit von Diversitätsmustern

Die biologische Vielfalt eines gegebenen Raumes hängt neben seiner Geschichte vor allem von der Vielfalt der abiotischen Faktoren ab. Wichtig für Analysen der Zusammenhänge zwischen diesen Teilsystemen ist es, die einzelnen Teile eindeutig von einander zu trennen und auch terminologisch klar zu fassen. In diesem Sinne kann man der Biodiversität die Vielfalt der abiotischen Faktoren als Geodiversität gegenüberstellen. Beides lässt sich zur Ökodiversität zusammenfassen (BARTHLOTT et al. 1996, 1999b). Dies geht parallel mit den Terminologiesystemen „Biotop-Geotop-Ökotop“ oder „Biosystem-Geosystem-Ökosystem“ (vgl. z.B. LESER 1992). Der für Ökodiversität teilweise synonym gebrauchte Begriff der Landschaftsdiversität ist in der Biologie bereits seit den Arbeiten von WHITTAKER (1972,1977) als „landscape diversity“ für die biologische Vielfalt einer größeren räumlichen Einheit (Gamma-Diversität) in Gebrauch. Zudem lässt sich zwar problemlos z.B. von der Geodiversität eines Kleinstökosystems sprechen, der Begriff der Landschaftsdiversität passt hier aber nur sehr eingeschränkt. Durch das allgemeine Verständnis des Begriffes Landschaft ist hier keine freie Skalierbarkeit gegeben.

Der ebenfalls in der Literatur zu findende Begriff der Habitatdiversität überschneidet sich von seiner Bedeutung nur teilweise mit der Geodiversität. Bei der Bewertung der Habitatvielfalt würde man z.B. üblicherweise die ja auch ein Habitat prägende Vegetation mit einbeziehen. Dies ist unter manchen Fragestellungen sicherlich sinnvoll, führt aber wieder zu einer

Vermischung verschiedener, auch untereinander abhängiger Teilsysteme, die z.B. bei oben vorgestellten Analysen hinderlich ist. Zudem stellt ein Raumausschnitt nicht per se ein Habitat dar, sondern kann dies nur jeweils für einen Organismus sein. Daher müsste die Bewertung oder Quantifizierung der Habitatdiversität eines gegebenen Raumes aus der Sicht einer speziellen Organismengruppe vorgenommen werden und könnte dann sehr unterschiedlich ausfallen.

Für die Erfassung und Analyse der Geodiversität ist im Unterschied zur Erfassung beispielsweise der Artenvielfalt im Bereich der Biologie nicht so sehr das Vorkommen oder Fehlen eines Umweltfaktors entscheidend. Wichtig ist vielmehr die unterschiedliche Qualität und die Vielfalt der unterschiedlichen Kombinationen von z.B. Temperatur, Niederschlag, Wind oder Boden.

Für die Quantifizierung biologischer Vielfalt sind schon seit langem eine Reihe verschiedener Algorithmen und Indizes in Gebrauch (vgl. HAEUPLER 1982, MAGURRAN 1988, RIEDE & MUTKE, im Druck). Die meisten in kommerzieller GIS-Software implementierten Diversitätsmaße für räumliche Daten berücksichtigen alleine das Vorkommen unterschiedlicher Werteklassen in einem gegebenen Raum. Aus diesem Grund wurde für die Berechnung der Geodiversitätskarte in Abb. 2 ein normalisierter Diversitätsindex vorgeschlagen, der sowohl Klassenzahl als auch -frequenz berücksichtigt. Ähnlich den verschiedenen in der Biologie genutzten Diversitätsindizes wird dabei die höchste Klassendiversität bei hoher Evenness, d.h. geringen Unterschieden in der Frequenz der einzelnen Werteklassen angenommen.

Dazu wird die Differenz zwischen der mittleren relativen Häufigkeit der Klassen und der relativen Häufigkeit der einzelnen Klasse für alle Klassen mit einer unterdurchschnittlichen relativen Häufigkeit addiert. Aus der Subtraktion dieser Summe von eins berechnet sich der normalisierte Diversitätsindex:

$$D = 1 - \sum (\bar{fr} - fr_c) | \bar{fr} > fr_c$$

Dabei ist $\bar{fr} = \frac{1}{c}$ und $fr_c = \frac{n_c}{n}$. \bar{fr} entspricht der mittleren relativen Häufigkeit (Frequenz) der Werteklassen, n der Anzahl der Elemente (bei der Analyse von Rasterdaten also Anzahl der Pixel im Berechnungsfenster), c der Anzahl der Klassen und n_c der Anzahl der Elemente (Pixel) in einer bestimmten Klasse. Für eine detaillierte Herleitung des Index und eine ausführliche Beschreibung der Methodik wie der Ergebnisse siehe BRAUN et al. (in Vorb.).

Dieser Index wurde für die in Abb. 2 dargestellte Karte für eine 50 x 50 km-Umgebung jedes Datenpunktes berechnet. Die Größe n dieses Berechnungsfensters sollte allgemein so groß wie oder größer als die maximale Klassenzahl im Gesamtdatensatz sein. Die Symbole für die einzelnen Größen in der Formel wurden von den englischen Begriffen abgeleitet (f für frequency, r für relative und c für class).

Abb. 2 zeigt eine erste, aus Daten zu Topographie, Boden und Klima berechnete Geodiversitätskarte Südamerikas. Oberflächlich gesehen ergibt sich eine große Ähnlichkeit der Muster zu einer reinen Reliefkarte. Daneben lässt diese Analyse aber weiterführende Differenzierungen zu. Ein Querschnitt von der nordchilenischen Küste über die Anden bis in das bolivianische Tiefland würde bereits von der Küste an über den gesamten Andenbereich ein stark gegliedertes Relief, d.h. eine hohe Topodiversität, zeigen. Durch die Einbeziehung der Daten aus den für biologische Zusammenhänge wichtigen Bereichen Boden und Klima, der Pedodiversität und der Klimadiversität, findet sich aber eine weitere Differenzierung. Der westliche und zentrale Bereich der Anden in dieser Breite weist durch das relativ einheitlich trockene Klima insgesamt eine nur leicht erhöhte Geodiversität auf. Erst in der Ostkordillere, in der auf kleinstem Raum nicht nur unterschiedliche Höhenstufen, sondern auch z.B. sehr

unterschiedliche Niederschlagsregime ineinandergreifen, finden wir absolute Geodiversitätsmaxima, die gut mit den beobachteten Maxima der Biodiversität übereinstimmen. Dies wird u.a. besonders deutlich bei dem Vergleich der Geodiversität mit der Karte der Artendichte der seltenen und bedrohten Vögel Südamerikas von BROOKS et al. (2000).

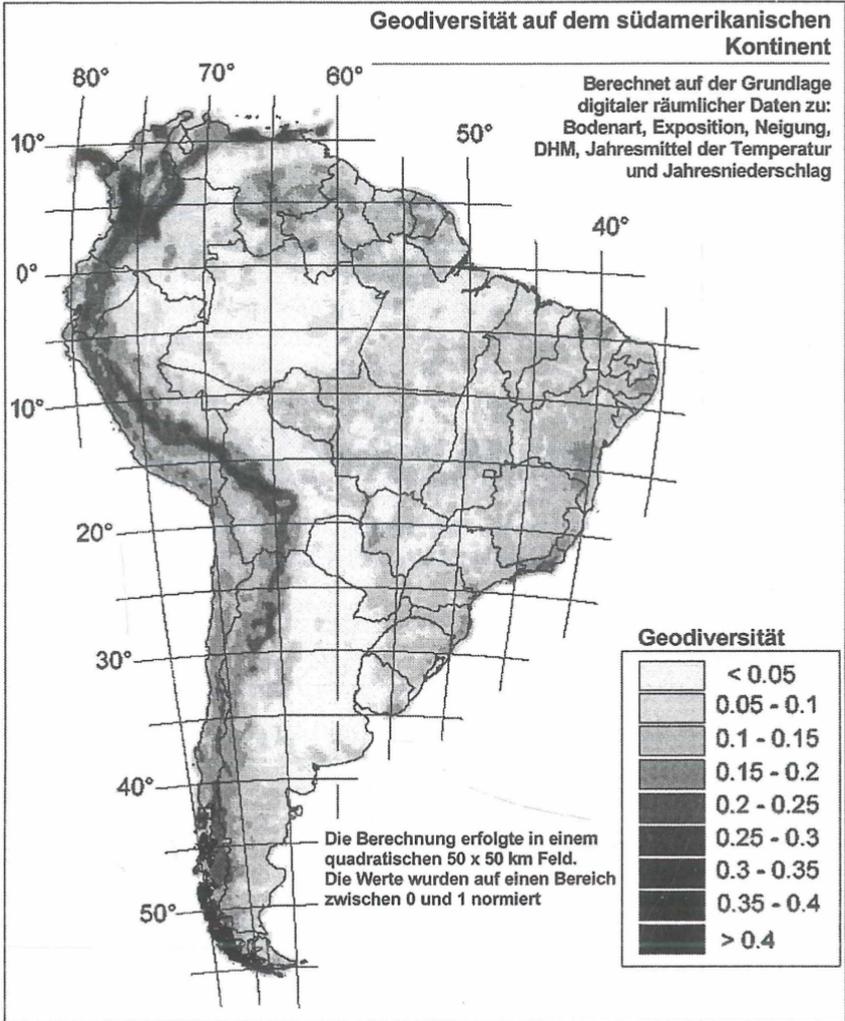


Abb. 2: Karte der Geodiversität Südamerikas basierend auf Daten zu Bodenart, Exposition, Neigung, DHM, Jahresmittel der Temperatur und Jahresniederschlag. Für nähere Erläuterungen vgl. Text sowie BRAUN et al. (in Vorb.).

Dabei ist aber zu beachten, dass Biodiversität eine stark skalenabhängige Größe ist. Bei der Betrachtung von Gehölzartenzahlen des westlichen Amazoniens finden sich in kleinräumigen Untersuchungen die höchsten Artenzahlen in den immerfeuchten Tieflandregenwäldern (GENTRY 1992, MUTKE et al., in Vorb.). Mit zunehmender Höhe über dem Meeresspiegel nimmt die Artenzahl kontinuierlich ab. Durch die höhere räumliche Heterogenität im Bereich der Bergregenwälder, also ihre höhere Geodiversität, summieren sich die Artenbestände der eng verschachtelten unterschiedlichen Waldtypen aber zu einer höheren Vielfalt auf der Meso- und

Makroskala auf. So wurden in einem Hektar Tieflandregenwald Ecuadors mehr als 400 Baumarten und insgesamt deutlich über 800 Arten von Gefäßpflanzen dokumentiert (VALENCIA et al. 1994). Damit finden sich auf dieser Fläche wesentlich mehr als die 620 Arten, die wir bisher zusammen mit unseren ecuadorianischen Kollegen in einem 420 mal größeren Bergregenschutzbereich der mittleren Höhenstufe nachweisen konnten. Andererseits entsprechen die bisher für die ecuadorianischen Anden dokumentierten 9.865 Arten mehr als der doppelten Artenzahl des ecuadorianischen Amazonastieflandes (JØRGENSEN & LEÓN-YÁNEZ 1999). Die Antwort auf die Frage, welche der beiden Landschaften artenreicher ist, hängt also vollständig von der betrachteten Skala ab. Solche skalenabhängigen Phänomene finden sich in vielen Bereichen der Geowissenschaften (vgl. Abb. 3). In der Biodiversitätsforschung und allgemeiner in der Biologie werden sie bisher häufig noch unzureichend in den Untersuchungen berücksichtigt.

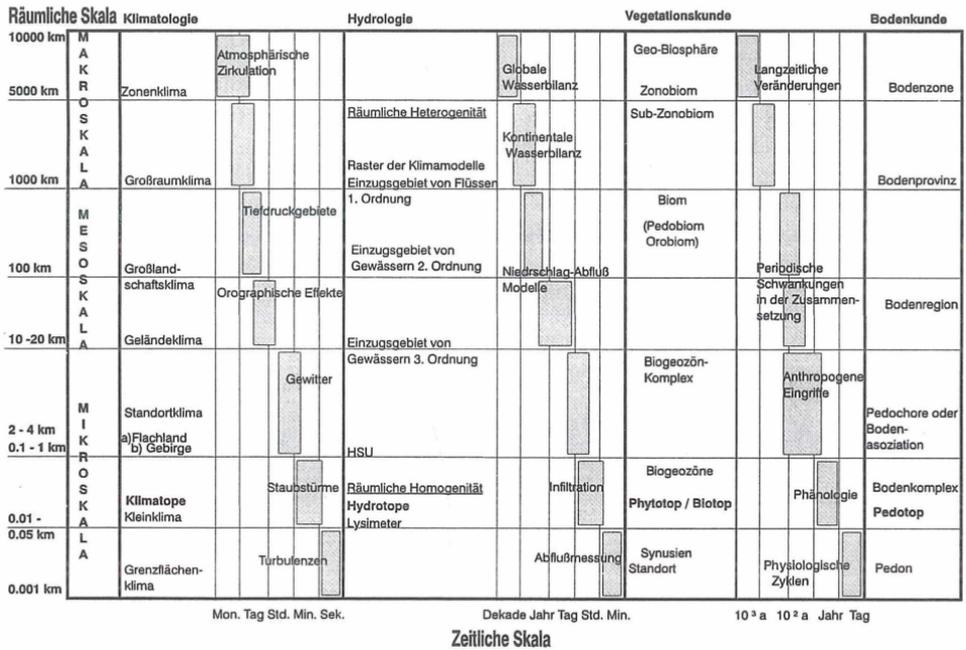


Abb. 3: Räumliche und zeitliche Skalen in den Geowissenschaften. Teildisziplinen zusammengestellt und verändert nach LESER (1976), WALTER & BRECKLE (1983), LANG (1985), SCHEFFER & SCHACHTSCHNABEL (1992) und DYCK & PESCHKE (1995).

5. Qualität von Biodiversität

Auch wenn die bisherigen Ausführungen bereits die Bedeutung einer differenzierten Analyse biologischer Vielfalt betonten, so war doch weitgehend nur von reiner Artenvielfalt die Rede. Biodiversität kann jedoch nach unterschiedlichen Kriterien gemessen und bewertet werden. So zeigten die Vergleiche zwischen der Checkliste Ecuadors und der Flora Europaea einen im Vergleich zu den Artenzahlen noch deutlicheren Unterschied der Vielfalt auf Familienebene, ein grober Indikator für eine höhere phylogenetische oder taxonomische Diversität der Flora Ecuadors (s.o.). Aber auch Dominanzstrukturen, Maße der Seltenheit (inkl. des Endemismus, vgl. RABINOWITZ 1981), ökologische Relevanz, der Einfluss der gebietsfremden Arten oder aus anthropozentrischer Sicht der aktuelle oder potentielle Nutzwert sind qualita-

tive Aspekte von Biodiversität, die - soweit möglich - in Analysen mit einbezogen werden sollten (vgl. BARTHLOTT et al. 1996, 1999b). Entsprechende Ansätze finden sich z.B. bei WILLIAMS et al. (1994), HUMPHRIES et al. (1995), FJELDSÅ & LOVETT (1997), WILLIAMS (2000). Für die Flora der USA konnten wir zeigen, dass unterschiedliche qualitative Aspekte der Biodiversität dabei fast gegensätzliche Muster im Raum zeigen können (MUTKE & BARTHLOTT 2000).

6. Die Biologische Globalisierung

Die Diskussion um den Einfluss des Menschen auf die globale Biodiversität hat sich über lange Jahre vor allem auf die großräumige Fragmentation und Transformation von Naturlandschaften konzentriert. Die zunehmende biologische Globalisierung, das heißt eine immer weiterführende Homogenisierung der Floren durch Verschleppung von Arten durch den Menschen, rückt erst in den letzten Jahren verstärkt in den Mittelpunkt des Interesses. Dabei ist die Problematik im Grundsatz bereits seit langem bekannt (vgl. KINZELBACH 1972, USHER 1988). Besonders im europäischen Raum wurde dieses Problem allerdings lange Zeit in seiner globalen Bedeutung unterschätzt. Vor allem die europäische Flora hat ihre größten Umwälzungen durch den Einfluss des Menschen sicher schon vor vielen Jahrhunderten, wenn nicht bereits in prähistorischer Zeit erfahren (vgl. u.a. USHER 1988, ELLENBERG 1996). Bereits für 4.000 v. Chr. lassen sich in Mitteleuropa Landwirtschaft und mit ihr die wichtigsten mit der Ausbreitung der Landwirtschaft aus Mesopotamien nach Europa gebrachten Nutzpflanzen nachweisen (HUBBARD 1980).

Zahlreiche außereuropäische Regionen, wie Neuseeland, der Pazifische Raum oder auch die Capensis im Süden Afrikas, sind dagegen durch die stetig zunehmenden Ferntransporte und damit einhergehende Verschleppung von Arten auch in heutiger Zeit vor massive Probleme gestellt. So zeigte sich bei der Analyse von 1.808 bedrohten oder bereits ausgestorbenen Pflanzenarten der Kapheide, dass in über 50 Prozent der Fälle eingeschleppte Arten für die Bedrohung verantwortlich waren (BREYTENBACH 1986 und McDONALD et al. 1989 zitiert nach HEYWOOD 1995). Auf der Marianen-Insel Guam ist durch die vermutlich erst gegen Ende des zweiten Weltkrieges aus dem Südpazifik eingeschleppte Braune Nachtbaumnatter, *Boiga irregularis*, ein Großteil der heimischen Vogelfauna ausgerottet worden (SAVIDGE 1987). In New Orleans sind etwa dreißig Prozent der Eichen von der in den sechziger Jahren auf Schiffen aus Asien eingeschleppten Formosa-Termite, *Coptotermes formosanus*, befallen. Aber auch die Gebäude des historischen Französischen Viertels der Stadt, mit Kreosot beschichtete Telegraphenmäste oder unterirdische Telefonkabel werden von den Insekten angegriffen. Die resultierenden Schäden belaufen sich jährlich auf über eine Milliarde US-Dollar (HUNTER 2000).

Auch Pflanzen, über die sich in Europa niemand mehr Sorgen machen würde, können in anderen Regionen Probleme bereiten. So stellt im Südwesten der USA *Arundo donax* L. die größte Bedrohung für die verbliebene naturnahe bachbegleitende Vegetation dar. Die Pflanze verdrängt die natürlichen Bestände von *Baccharis*, *Salix* und *Populus* - wichtige Bruthabitate für verschiedene Vogelarten - und bildet im Endstadium Reinbestände aus. Die Dynamik und das Abflussregime der Gewässer wird verändert und Brände in der sonst relativ feuerresistenten bachbegleitenden Vegetation gefördert (BELL 1997). Dass solche negativen Einflüsse vor allem in Übersee auftreten, bedeutet dabei aber nicht, dass in Mitteleuropa invasive Arten keinen Einfluss hätten. Beispiele wie *Prunus serotina* Ehrh. zeigen, dass es auch in Deutschland noch Probleme mit invasiven Arten gibt (STARFINGER 1997).

Terminologische Systeme zur Klassifikation von Pflanzen unter dem Gesichtspunkt ihres floristischen Status, also v.a. der Frage, ob sie indigen bzw. wie und wann sie in ein Gebiet

gelangt sind, wurden besonders im mitteleuropäischen Raum schon seit langer Zeit entwickelt (HOLUB & JIRÁSEK 1967, SCHRÖDER 1969, ZIZKA 1985 u.a.). Wie auch PYŠEK (1995) feststellt, werden diese häufig sehr klar durchdachten und in ihren einzelnen Begriffen und Klassifizierungen klar definierten Terminologiesysteme außerhalb des mitteleuropäischen Raumes weitgehend nicht wahrgenommen. Neuere Diskussionen z.B. in der e-mail-Liste der Invasive Species Specialist Group der Species Survival Commission der IUCN (Aliens-L, vgl. www.issg.org) im März 2000 zeigen, dass die v.a. auch im deutschen Sprachraum gängige Terminologie auf internationaler Ebene zum einen als zu detailliert und damit in der Praxis schlecht handhabbar abgelehnt wurde. Zum anderen wurde sehr deutlich, dass sie im internationalen Kontext größtenteils sogar vollständig unbekannt war. Die meisten Kommentare drückten die Meinung aus, dass zu viele für den Laien nicht sofort eingängige Fachbegriffe in diesem Bereich wenig hilfreich seien. Statt dessen wurde auf die im angelsächsischen weiter verbreiteten Begriffe wie „alien“, „introduced“, „exotic“ oder „invader“ verwiesen. Dennoch muss an dieser Stelle festgehalten werden, dass vor allem diese aus dem Alltagsvokabular entnommenen Begriffe in den meisten Arbeiten völlig unzureichend, gar nicht oder sogar widersprüchlich definiert werden (PYŠEK 1995). Hier wäre es wünschenswert, die existierenden, sehr klar strukturierten Systeme, wie etwa von HOLUB & JIRÁSEK (1967) oder SCHRÖDER (1969), so anzupassen, dass sie auch im internationalen Bereich die Basis einer stärkeren Standardisierung der Nomenklatur bilden können.

Dazu sind unserer Meinung nach vor allem drei Voraussetzungen entscheidend. Zum einen müssen die Begriffe sprachlich auch über den deutschen Sprachraum und die engen Fachgrenzen hinaus anwendbar sein. Eine „ornithochore Anthropochore“ ist beispielsweise einem Ausbreitungsbiologen sicherlich nur schwer zu vermitteln. Zum zweiten sollten sich Begriffe für die Diversität der entsprechenden Gruppe bilden lassen, ohne hierfür auf zeilenlange Wortkonstruktionen zurückgreifen zu müssen. Und drittens und sicherlich entscheidend ist die Überarbeitung der Definitionen in einer Art und Weise, die eine Anwendung auch über den mitteleuropäischen Raum hinaus möglich macht. So ergibt für eine erst vor zweihundert Jahren erstmalig besiedelte Pazifikinsel die Grenze des Jahres 1.500 zur Unterscheidung zwischen Archaeo- und Neophyten wenig Sinn. Eine Differenzierung zwischen einer Art, die von den Polynesiern während ihrer natürlichen Wanderungsbewegung von einer benachbarten Insel des gleichen Florenraumes mitgebracht wurde und einer vielleicht nur wenig später von Europäern durch Ferntransport eingeschleppten Pflanze beispielsweise aus Brasilien scheint dagegen für die klare Beschreibung der Situation hilfreich.

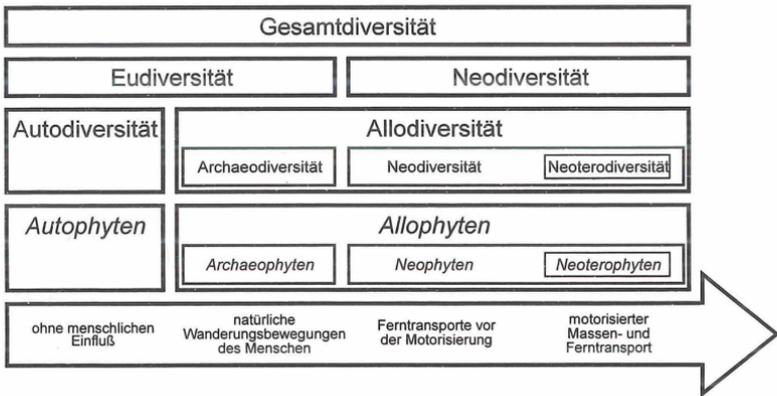


Abb. 4: Klassifikation von Pflanzen und ihrer Diversität nach ihrem Einwanderungsmodus. (nach BARTHLOTT et al. 1999a,b).

Das in Abb. 4 dargestellte System bezieht sich auf die erwähnten, bereits bestehenden Terminologien, versucht dabei aber, die oben angesprochenen Probleme zu berücksichtigen. Auf Grund der sich im Zuge der zunehmenden Globalisierung wandelnden Qualität der Problematik erschien es uns sinnvoll, innerhalb der Neophyten die Untergruppe Neóterophyten zu definieren. Diese Arten sind dadurch charakterisiert, dass ihr Areal im Rahmen des zunehmenden motorisierten Massentransportes seit dem neunzehnten Jahrhundert über weite Entfernungen ausgedehnt wurde, so dass üblicherweise Verbreitungslücken entstanden sind (BARTHLOTT et al. 1999a,b).

7. Erhaltung Biologischer Vielfalt

Über 30.000 Pflanzenarten und rund ein Viertel aller Wirbeltiere sind auf den weltweiten roten Listen der IUCN als gefährdet eingestuft (IUCN 1996, WALTER & GILLET 1998). Dass die Zahl der als tatsächlich ausgestorben aufgeführten Arten deutlich niedriger ausfällt, gibt weniger Anlass zur Beruhigung, als dass es den ungenügenden Kenntnisstand und die strengen Kriterien der IUCN aufzeigt. So wird eine Art unter anderem erst dann als ausgestorben geführt, wenn sie mindestens 50 Jahre lang nicht mehr nachgewiesen worden ist. Die entsprechenden Statistiken können zum einen also dem tatsächlichen Stand bis zu 50 Jahre hinterherhinken. Zusätzlich tauchen die vermutlich 95 % der Organismenarten unseres Planeten, die wir überhaupt noch nicht kennen, natürlich auch nicht in diesen Statistiken auf. Und schließlich gibt es viele Arten z.B. bei den Arthropoden, die zwar bereits gesammelt und wissenschaftlich beschrieben sind, von denen wir aber wenig mehr als ihr Typusexemplar und dessen Fundort kennen. Dass über 1.000 Säugetierarten, aber gleichzeitig nur knapp über 500 Insektenarten auf den roten Listen auftauchen (GROOMBRIDGE & JENKINS 2000), zeugt vermutlich von diesen Tatsachen. Dass zum Beispiel die Regenwälder Westecuadors, eines der zentralen Gebiete in den meisten globalen Biodiversitätskarten (MYERS 1988, 1990, DAVIS et al. 1994-1997, BARTHLOTT et al. 1996, 1999a, OLSON & DINERSTEIN 1998, GROOMBRIDGE & JENKINS 2000, MYERS et al. 2000), in den letzten Jahren zu über 90 % zerstört wurden, lässt auch bei unzureichender Kenntnis ihres vollständigen Organismeninventars einen erheblichen Verlust von Arten befürchten.

Die weltweite Bedrohung biologischer Vielfalt stellt Forschung und Naturschutz vor allem auch in den Industrieländern vor große Herausforderungen. Abb. 5 zeigt am Beispiel der Botanischen Gärten, dass das Forschungspotential, das zur Schließung unserer Wissenslücken und damit fundierteren Schutzbestrebungen beitragen könnte, zu einem erheblichen Teil in den Industrienationen konzentriert ist. Alleine die Bundesrepublik Deutschland beherbergt etwa 100 Botanische Gärten, die zusammen vermutlich etwa 50.000 Arten von höheren Pflanzen kultivieren - fast ein Fünftel der bisher bekannten weltweiten Gefäßpflanzenvielfalt (RAUER et al. 2000).

Dennoch liegen die Hauptwirkungsmöglichkeiten dieser Einrichtungen sicherlich nur zu einem begrenzten Teil im Ex-Situ-Schutz biologischer Vielfalt. So zeigen etwa nähere Analysen der Inventare eine äußerst geringe genetische Vielfalt der in den Gärten kultivierten Arten. In manchen Fällen ist weltweit sogar nur ein einziger Klon in Kultur. Eine langfristige Ex-Situ-Erhaltung von Arten wird sicherlich nur in einer äußerst begrenzten Zahl von Fällen möglich sein (BARTHLOTT et al. 1999d). Noch deutlich ungünstiger als im Pflanzenreich ist - gemessen an der Repräsentation der Artenvielfalt - die Situation im Bereich der zoologischen Gärten. Gerade einmal rund 7.000 von den weit über eine Million bekannten Tierarten werden in ihnen gehalten (GLEICH et al. 2000).

Die Möglichkeiten der Botanischen Gärten liegen vielmehr schwerpunktmäßig in anderen Bereichen. Dazu gehören die weitere Erforschung von Arten und Lebensgemeinschaften als

Grundlage für fundierte Schutzmaßnahmen, Technologie- und Wissenstransfer im Rahmen von Kooperationsprojekten, Umweltbildung und Lehre im Allgemeinen, sowie Öffentlichkeitsarbeit (RAUER et al. 2000). Dieser Aufgabenkatalog ließe sich so ähnlich auch allgemein für Forschungseinrichtungen zusammenstellen. Für die Nutzung dieser Potentiale hat sich in Mitteleuropa in den letzten Jahrzehnten eine umfassende Infrastruktur von Forschungseinrichtungen, Umwelt- und Naturschutzverbänden und lokalen Gruppen gebildet. Die hieraus

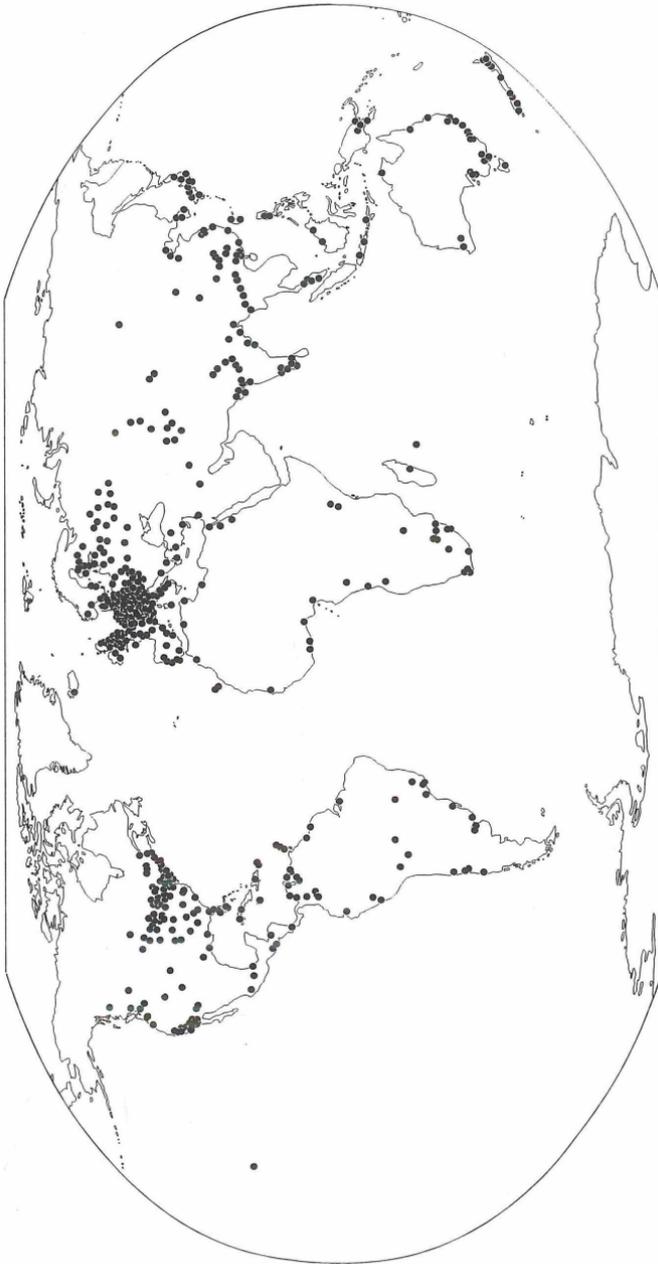


Abb. 5: Weltweite Verteilung von Botanischen Gärten. Dargestellt ist die Lage von 528 wichtigen Botanischen Gärten, Daten nach HEYWOOD et al. (1990). Verändert nach BARTHLOTT et al. (1999d).

resultierenden Kenntnisse und Erfahrungen können wichtige Grundlagen für entsprechende, größtenteils noch aufzubauende Strukturen in Partnerländern bilden.

Zusammenfassung

Trotz einer langen Forschungsgeschichte ist die biologische Vielfalt unseres Planeten bis heute in weiten Bereichen noch relativ schlecht bekannt. Ihre weitere Erforschung und die anwendungsbezogene Aufbereitung der bereits erhobenen Daten sind wichtige Grundlagen für fundierte Entscheidungen zum Schutz unserer natürlichen Umwelt. Ein wichtiger Aspekt ist dabei die Erfassung und Analyse der räumlichen Muster biologischer Vielfalt. Es werden methodische Aspekte der Biodiversitätskartierung vorgestellt, wobei zwischen taxonbasierten und inventarbasierten Ansätzen unterschieden wird. Auf der Basis von Literaturdaten und eigenen Analysen werden Muster der Gefäßpflanzenvielfalt auf dem kontinentalen bis globalen Maßstab diskutiert. Dabei zeigt sich die Bedeutung einer differenzierten Betrachtungsweise unter Einbeziehung unterschiedlicher qualitativer Aspekte der biologischen Vielfalt. Auch die Wahl des Maßstabs hat entscheidenden Einfluss auf die Ergebnisse, was vor allem mit der unterschiedlichen räumlichen Heterogenität der abiotischen Umweltbedingungen, der Geodiversität, erklärt werden kann. Es wird ein neuer Index zur Berechnung von Geodiversität in Geographischen Informationssystemen und eine hierauf basierende Geodiversitätskarte Südamerikas vorgestellt. Unter dem Aspekt des globalen Umweltwandels wird die Rolle invasiver Arten in unterschiedlichen Regionen der Erde beleuchtet und das Potential von Forschung und Lebendsammlungen zum Erhalt der globalen Diversität diskutiert.

Literatur

- ARRHENIUS, O. (1920): Distribution of the species over the area. - Meddeland. Vetenskapsakad. Nobelinst. **4** (7): 1-6. Stockholm.
- ARRHENIUS, O. (1921): Species and area. - J. Ecol. **9**: 95-99. London.
- BALSLEV, H. & S.S. RENNER (1989): Diversity of east Ecuadorean lowland forests. - In: HOLM-NIELSEN, L.B., NIELSEN, I.C. & H. BALSLEV (Hrsg.): Tropical Forests. 287-295. Academic Press. London.
- BARTHLOTT, W., LAUER, W. & A. PLACKE (1996): Global distribution of species diversity in vascular plants: towards a world map of phytodiversity. - Erdkunde **50**: 317-327. Bonn.
- BARTHLOTT, W., BIEDINGER, N., BRAUN, G., FEIG, F., KIER, G. & J. MUTKE (1999): Terminological and methodological aspects of the mapping and analysis of global biodiversity. - Acta Botanica Fennica **162**: 103-110. Helsinki.
- BARTHLOTT, W., KIER, G. & J. MUTKE (1999): Globale Artenvielfalt und ihre ungleiche Verteilung. - Courier Forschungsinstitut Senckenberg **215**: 7-22. Frankfurt.
- BARTHLOTT, W., MUTKE, J. & G. KIER (1999): Biodiversität - Globale Dimension und Verteilung genetischer Vielfalt. - In: NIEMITZ, C. & S. NIEMITZ (Hrsg.): Genforschung und Gentechnik - Ängste und Hoffnungen. 55-71. Springer Verlag. Berlin, Heidelberg.
- BARTHLOTT, W., RAUER, G., IBISCH, P.L., VON DEN DRIESCH, M. & W. LOBIN (1999): Biodiversität und Botanische Gärten. - In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Botanische Gärten und Biodiversität. Erhaltung Biologischer Vielfalt durch Botanische Gärten und die Rolle des Übereinkommens über die Biologische Vielfalt (Rio de Janeiro, 1992). 1-24. Landwirtschaftsverlag. Münster.
- BELL, G.P. (1997): Ecology and management of *Arundo donax*, and approaches to riparian habitat restoration in Southern California. - In: BROCK, J.H., WADE, M., PYŠEK, P. & D. GREEN (Hrsg.): Plant Invasions: Studies from North America and Europe. 103-113. Backhuys. Leiden.
- BLAKE, S.F. (1961): Geographical guide to the floras of the world, Part II. 742 S. - U.S. Dept. of Agriculture. Washington, D.C.
- BLAKE, S.F. & A.C. ATWOOD (1942): Geographical guide to the floras of the world, Part I. 336 S. - Washington, D.C. (Nachdruck 1963: Hafner. New York, London).

- BLONDELL, J. (1979): Biogeographie et Ecologie. - Masson. Paris.
- BOUFFORD, D.E. & S.A. SPONGBERG (1983): Eastern Asian - Eastern North American phytogeographical relationships - A history from the time of Linnaeus to the twentieth century. - *Ann. Missouri Bot. Gard.* **70**: 423-439. Galesburg.
- BRAUN, G. (1996): Vegetationsgeographische Untersuchungen im NW-Karakorum (Pakistan): Kartierung der aktuellen Vegetation und Rekonstruktion der potentiellen Waldverbreitung auf der Basis von Satellitendaten, Gelände- und Einstrahlungsmodellen. (Bonner Geographische Abh. **93**.) 156 S. - Dümmler Verlag. Bonn.
- BRAUN, G. (1997): Digital methods in assessing forest patterns in an andine environment - the *Polylepis* example. - *Mount. Res. and Developm.* **17** (3): 253-262. Boulder.
- BREYTENBACH, G.J. (1986): Impact of alien organisms on terrestrial communities with emphasis on communities of the south-western Cape. - In: McDONALD, I.A.W., KRUGER, F.J. & A.A. FERRAR (Hrsg.): *The Ecology and Management of Biological Invasions in Southern Africa. Proceedings of the National Synthesis Symposium on the ecology of biological invasions.* 229-238. Oxford University Press. Kapstadt.
- BROOKS, T., JAHN, A., LIMP, F., SMITH, K., MEHLMAN, D., ROCA, R. & P. WILLIAMS (2000): Conservation Priority Setting for Birds in Latin America / WORLDMAP. CD-ROM. - The Nature Conservancy. Arlington.
- CHAPMAN, A.D. & J.R. BUSBY (1994): Linking plant species information to continental biodiversity inventory, climate modeling and environmental monitoring. - In: MILLER, R.I. (Hrsg.): *Mapping the diversity of nature.* 179-195. Chapman & Hall. London.
- CSUTI, B., POLASKY, S., WILLIAMS, P. H., PRESSEY, R. L., CAMM, J. D., KERSHAW, M., KIESTER, A. R., DOWNS, B., HAMILTON, R., HUSO, M. & K. SAHR (1997): A comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon. - *Biological Conservation* **80**: 83-97. Barking, Essex.
- DAVIS, F.W., STOMS, D.M., ESTES, J.E. & J. SCEPAN (1990): An information Systems Approach to the preservation of biological Diversity. - *Int. J. Geogr. Inf. Systems* **4**: 55-78. London u.a.
- DAVIS, S.D., HEYWOOD, V.H. & A.C. HAMILTON (Hrsg.) (1994): *Centres of Plant Diversity. A guide and strategy for their conservation.* Vol. 1: Europe, Africa and the Middle East. XIV + 345 S. - WWF & IUCN. Cambridge.
- DAVIS, S.D., HEYWOOD, V.H. & A.C. HAMILTON (Hrsg.) (1995): *Centres of Plant Diversity. A guide and strategy for their conservation.* Vol. 2: Asia, Australia and the Pacific. XIV + 578 S. - WWF & IUCN. Cambridge.
- DAVIS, S.D., HEYWOOD, V.H., HERRERA-MACBRYDE, O., VILLA-LOBOS, J. & A.C. HAMILTON (Hrsg.) (1997): *Centres of Plant Diversity. A guide and strategy for their conservation.* Vol. 3: The Americas. XIV + 562 S. - WWF & IUCN. Cambridge.
- DUIVENVOORDEN, J.F. (1994): Vascular plant species counts in the rain forests of the middle Caquetá area, Colombian Amazonia. - *Biodiv. and Conserv.* **3**: 685-715. London.
- DYCK, S. & G. PESCHKE (1995): *Grundlagen zur Hydrologie.* 3. Aufl., 536 S. - Verl. für Bauwesen. Berlin.
- ELLENBERG, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen.* 5. Aufl., 1095 S. - Ulmer. Stuttgart.
- FIELDSA, J. & J.C. LOVETT (1997): Geographical patterns of old and young species in African forest biota: the significance of specific montane areas as evolutionary centres. - *Biodiv. and Conserv.* **6**(3): 325-346. London.
- FUNCH, P. & R. M. KRISTENSEN (1995): Cyclophora is a new phylum with affinities to Entoprocta and Ectoprocta. - *Nature* **378**: 711-714. London.
- GASTON, K.J. (1996): Biodiversity - latitudinal gradients. - *Progress in Physical Geography* **20**(4): 466-476. London.
- GASTON, K.J. (1998): Biodiversity - the road to an atlas. - *Progress in Physical Geography* **22** (2): 269-281. London.
- GENTRY, A.H. (1992). Diversity and floristic composition of Andean forests of Peru and adjacent countries: Implications for their conservation. - *Memorias del Museo de Historia Natural, U.N.M.S.M.* **21**: 11-29. Lima.

- GLEICH, M., MAXEINER, D., MIERSCH, M. & F. NICOLAY (2000): Life Counts. Eine globale Bilanz des Lebens. 288 S. - Berlin Verlag. Berlin.
- GROOMBRIDGE, B. (Hrsg.)(1992): Global Biodiversity. Status of the earth's living resources. XIX + 585 S. - Chapman & Hall. London.
- GROOMBRIDGE, B. & M.D. JENKINS (Hrsg.) (2000): Global biodiversity : earth's living resources in the 21st century. 247 S. - World Conservation Press. Cambridge.
- HAEUPLER, H. (1982): Evenness als Ausdruck der Vielfalt in der Vegetation. Untersuchungen zum Diversitätsbegriff. (Dissertationes Botanicae **65**.) I + 268 S. - Vaduz.
- HAEUPLER, H. & P. SCHÖNFELDER (Hrsg.) (1989): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. 2. Aufl., 768 S. - Ulmer. Stuttgart.
- HEYWOOD, C., HEYWOOD, V.H. & P. WYSE JACKSON (1990): International Directory of Botanical Gardens. 5. Aufl., 1021 S. - Koeltz Scientific Books. Königsstein.
- HEYWOOD, V.H. (Hrsg.) (1995): Global Biodiversity Assessment. XI + 1140 S. - UNEP. Cambridge.
- HOLUB, J. & V. JIRÁSEK (1967): Zur Vereinheitlichung der Terminologie in der Phytogeographie. - Folia Geobot. Phytotax. **2**: 69-113. Prag.
- HUBBARD, R.N.L.B. (1980): Development of agriculture in Europe and the Near East: evidence from quantitative studies. - Economic Bot. **34**: 51-67. New York.
- HUMPHRIES, C., ARAUJO, M., WILLIAMS, P., LAMPINEN, R., LAHTI, T. & P. UOTILA (1999): Plant diversity in Europe: Atlas Florae Europaeae and WORLDMAP. - Acta Botanica Fennica **162**: 11-21. Helsinki.
- HUMPHRIES, C. J., WILLIAMS, P. H. & R.I. VANE-WRIGHT (1995): Measuring biodiversity value for conservation. - Annual Reviews of Ecology and Systematics **26**: 93-111. Palo Alto.
- HUNTER, M.D. (2000): Some challenges facing entomology in the next millenium. - Antenna, Bulletin of the Royal Entomological Society **24**(1): 3-11. London.
- IBISCH, P.L., C. NOWICKI, R. GONZÁLES, T. OBERFRANK, C. SPECHT, N. ARAUJO & K. MINKOWSKI (im Druck): Identification of conservation priorities in the Bolivian Amazon - A new biological-socio-economic methodology using GIS. - In: Proceedings of the „Deutscher Tropentag 1999“. Knowledge partnership. Challenges and perspectives for research and education at the turn of the millenium. 14.-15.10.1999, Humboldt-University. Berlin.
- IUCN (1996): 1996 IUCN Red List of threatened animals. 368 S. - IUCN. Gland.
- JALAS, J. & J. SUOMINEN (Hrsg.) (1972-1994): Atlas Florae Europaeae. Vol. 1-10. - The Committee for Mapping the Flora of Europe & Societas Biologica Fennica Vanamo. Helsinki.
- JALAS, J. SUOMINEN, J. & R. LAMPINEN (Hrsg.) (1996): Atlas Florae Europaeae. - Vol. 11. - The Committee for Mapping the Flora of Europe & Societas Biologica Fennica Vanamo. Helsinki.
- JØRGENSEN, P.M. & S. LEÓN-YÁNEZ (Hrsg.) (1999): Catalogue of the Vascular Plants of Ecuador. (Monogr. Syst. Bot. Missouri Bot. Gard. **75**.) VIII + 1181 S. - St. Louis.
- KINZELBACH, R. (1972): Einschleppung und Einwanderung von Wirbellosen in Ober- und Mittelrhein (Coelenterata, Plathelminthes, Annelida, Crustacea, Mollusca). - Mainzer naturwiss. Archiv **11**: 109-150. Mainz.
- KLEIDON, A. & H.A. MOONEY (2000): A global distribution of biodiversity inferred from climate: Results from a process-based modelling study. - Global Change Biology. **6**(5): 507-524. Oxford u.a.
- LAHTI, T., LAMPINEN, R. & A. KURITTO (1997): Atlas of the distribution of vascular plants in Finland. Version 2.0., 21 S. + 1604 maps as a database. University of Helsinki, Finnish Museum of Natural History, Botanical Museum. Helsinki.
- LANG, R. (1985): Globalstrahlung und kurzweilige Strahlungsbilanz als Hilfsmittel zur Abgrenzung von Klimatopen. - Regensburger Geogr. Schr. **1**, Schäfer-Festschr.: 557-571. Regensburg.
- LEBRUN, J. (1960): Sur la richesse de la flore de divers territoires africains. - Bull. Séance Acad. Roy. Sci. Outre-Mer **6** (2): 669-690. Brüssel.
- LESER, H. (1976): Landschaftsökologie. 432 S. - Ulmer. Stuttgart.
- LESER, H. (1992): Ökologie wozu? Der graue Regenbogen oder Ökologie ohne Natur. XII + 362 S. - Springer. Berlin.
- MAGURRAN, A.E. (1988): Ecological diversity and its measurement. X + 179 S. - Princeton University Press. Princeton, NJ.

- MALYSHEV, L.I. (1975): The quantitative analysis of flora: spatial diversity, level of specific richness, and representativity of sampling areas (in Russian). - *Botanicheskiy Zhurn.* **60**: 1537-1550. Moskau, Leningrad.
- MALYSHEV, L.I. (1991): Some quantitative approaches to problems of comparative floristics. - In: NIMIS, P.L. & T.J. CROVELLO (Hrsg.): *Quantitative approaches to phytogeography.* 15-33. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.
- MALYSHEV, L.I. (1993): Ecological background of floristic diversity in northern Asia. - *Fragm. Flor. Geobot. Suppl.* **2** (1): 331-342. Krakau.
- MALYSHEV, L.I., NIMIS, P.L. & G. BOLOGNINI (1994): Essays on the modelling of spatial floristic diversity in Europe: British Isles, West Germany, and East Europe. - *Flora* **189**: 79-88. Jena.
- MCDONALD, I.A.W., LOOPE, L.L., USHER, M.B. & O. HAMMAN (1989): Wildlife conservation and the invasion of nature reserves by introduced species: a global perspective. - In: DRAKE, J.A., MOONEY, H.A., DI CASTRI, F., GROVES, R.H., KRUGER, F.J., REJMÁNEK, M. & M. WILLIAMSON (Hrsg.): *Biological Invasions: A global perspective.* 215-255. Scope 37. John Wiley. Chichester.
- MEUSEL, H., JÄGER, E.J. & E. WEINERT (1965): *Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora.* Bd. 1 (Text und Karten). 583 + 258 S. - Fischer Verlag. Jena.
- MEUSEL, H., JÄGER, E.J., RAUSCHERT, S. & E. WEINERT (1978): *Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora.* Bd. 2 (Text und Karten). I-XI + 1-418 + 259-421 S. - Fischer Verlag. Jena.
- MEUSEL, H. & E.J. JÄGER (1992): *Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora.* Bd. 3 (Text und Karten). I-IX + 1-333 + I-IX + 422-688 S. - Fischer Verlag. Jena, Stuttgart, New York.
- MORRIS, S. C. (1995): A new phylum from the lobster's lips. - *Nature* **378**: 661-662. London.
- MUTKE, J. & W. BARTHLOTT (2000): Some aspects of North American phytodiversity and its biogeographic relationships. - In: S.-W. BRECKLE, B. SCHWEIZER & U. ARNDT (Hrsg.): *Results of worldwide ecological studies - Proceedings of the 1st Symposium by the A.F.W. Schimper-Foundation - from H. and E. Walter - Hohenheim, October 1998.* 435-447. Verlag Günter Heimbach. Stuttgart.
- MYERS, N. (1988): Threatened biotas: „hot spots“ in tropical forests. - *Environmentalist* **8** (3): 187-208. London.
- MYERS, N. (1990): The biodiversity challenge: expanded hot-spots analysis. - *Environmentalist* **10**: 243-256. London.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., DA FONSECA, G.A.B. & J. KENT (2000): Biodiversity hotspots for conservation priorities. - *Nature* **403**: 853-858. London.
- OLSON, D.M. & E. DINERSTEIN (1998): The Global 200: A representation approach to conserving the earth's most biologically valuable ecoregions. - *Conservation Biology* **12** (3): 502-515. Boston.
- PENKSZA, K. (1992): Adatok a kesztyűci Fehér-szirt és környékének flórájához (The flora of the Fehér-szirt (White Cliff) and its surroundings). - *Bot. Közlem.* **79**: 47-52. Budapest.
- PENKSZA, K. (1993): Fehér-szirt és környékének flórája és vegetációja - Diss. Univ. Gödöllő.
- PERRING, F.H. & S.M. WALTERS (1962): *Atlas of the British Flora.* XXIV + 432 S. - Botanical Society of the British Isles. London.
- PYŠEK, P. (1995): On the terminology used in plant invasion studies. - In: PYŠEK, P., PRACH, K., REJMÁNEK, M. & M. WADE (Hrsg.): *Plant invasions - General Aspects and Special Problems.* 71-81. SPB Academic Publ. Amsterdam.
- RABINOWITZ, D. (1981): Seven forms of rarity. - In: SYNGE, H. (Hrsg.): *The Biological Aspects of Rare Plant Conservation.* 205-217. Wiley & Sons. Cambridge.
- RAUER, G., VON DEN DRIESCH, M., IBISCH, P.L., LOBIN, W. & W. BARTHLOTT (2000): Beitrag der deutschen Botanischen Gärten zur Erhaltung der Biologischen Vielfalt und Genetischer Ressourcen - Bestandsaufnahme und Entwicklungskonzept. 246 S. - Landwirtschaftsverlag. Münster.
- RICKLEFS, R.E. (1995): The distribution of Biodiversity. - In: HEYWOOD, V.H. (Hrsg.): *Global Biodiversity Assessment.* 139-173. - Cambridge University Press. Cambridge.
- RIEDE, K. & J. MUTKE (im Druck): Diversität. - In: *Lexikon der Biologie.* Bd.4. Spektrum-Verlag. Heidelberg, Berlin.
- ROHDE, K. (1992): Latitudinal gradients in species diversity: the search for the primary cause. - *Oikos* **65**: 514-527. Copenhagen.

- SAVIDGE, J.A. (1987): Extinction of an island forest avifauna by an introduced snake. - *Ecology* **68**(3): 660-668. New York.
- SCHAEFFER, F. & P. SCHACHTSCHNABEL (1992): *Lehrbuch der Bodenkunde*. 13. Aufl. xvi + 491 S. - Enke. Stuttgart.
- SCHRÖDER, F.G. (1969): Zur Klassifikation der Anthropochoren. - *Vegetatio* **16**: 225-238. Dordrecht.
- SCHWÄGERL, C. (1996): Acht Bionauten im Schwitzkasten. - *Berliner Zeitung*, 28.12.1996. (auch unter: www.BerlinOnline.de/wissen/berliner_zeitung/archiv/1996/1228/none/0009/)
- SKOV, F. & F. BORCHSENIUS (1997): Predicting plant species distribution patterns using simple climatic parameters: a case study of Ecuadorian palms. - *Ecography* **20**: 347-355. Kopenhagen.
- STARFINGER, U. (1997): Introduction and naturalization of *Prunus serotina* in Central Europe. - In: BROCK, J.H., WADE, M., PYŠEK, P & D. GREEN (Hrsg.): *Plant Invasions: Studies from North America and Europe*: 161-171. Backhuys. Leiden.
- STOCKWELL, D., PETERSON, A.T., & E. EZCURRA (in Vorb.): Mapping species richness at regional scales through predictive modeling of museum data. (draft, <http://biodi.sdsc.edu/~davids/Project/SGER/BTR/btr.html>, 10.2.00).
- TRÜPER, H.G. (1992), Prokaryotes: an overview with respect to biodiversity and environmental importance. - *Biodiversity and Conservation* **1**: 227-236. London.
- TUTIN, T.G., HEYWOOD, V.H., BURGESS, N.A., MOORE, D.M., VALENTINE, D.H., WALTERS, S.M. & D.A. WEBB (Hrsg.) (1968-80): *Flora Europaea*. Vol. 2-5. - Cambridge University Press. Cambridge, London, New York.
- TUTIN, T.G., BURGESS, N.A., CHATER, A.O., EDMONDSON, J.R., HEYWOOD, V.H., MOORE, D.M., VALENTINE, D.H., WALTERS, S.M. & D.A. WEBB (HRSG.) (1993): *Flora Europaea*. Vol. 1, 2 Aufl., 581 S. - Cambridge University Press. Cambridge, New York, Melbourne.
- USHER, M.B. (1988): Biological Invasions of Nature Reserves: A search for Generalisations. - *Biol. Conserv.* **44**: 119-135. Barking, Essex.
- VALENCIA, R., BALSLEV, H. & C.G. PAZ Y MINO (1994): High tree alpha-diversity in Amazonian Ecuador. - *Biodiversity and Conservation* **3**: 21-28. London.
- WALTER, H. & S.-W. BRECKLE (1983): *Ökologie der Erde*. Bd. 1, *Ökologische Grundlagen in globaler Sicht*. viii + 238 S. - Fischer, Stuttgart.
- WALTER, K.S. & H.J. GILLET (1998): 1997 IUCN Red List of threatened plants. Compiled by WCMC. LVIV + 862 S. - IUCN. Gland, Cambridge.
- WHITTAKER, R.H. (1972): Evolution and measurement of species diversity. - *Taxon* **21**: 213-251. Utrecht.
- WHITTAKER, R.H. (1977): *Evolution of Species Diversity in Land Communities*. - *Evolutionary Biology* **10**: 1-67. New York.
- WILLIAMS, P. H. (2000): *WORLDMAP IV for Windows: Software and help document 4.2*. Privately distributed. London.
- WILLIAMS, P.H., HUMPHRIES, C.J. & K.J. GASTON (1994): Centres of seed-plant diversity: the family way. - *Proc. R. Soc. Lond. B* **256**: 67-70. London.
- WOODWARD, F.I. & L. ROCHEFORT (1991): Sensitivity analysis of vegetation diversity to environmental change. - *Global Ecol. Biogeogr. Lett.* **1**: 7-23. Oxford.
- XIWEN, L.I. & WALKER, D. (1986): The plant geography of Yunnan Province, southwest China. - *J. Biogeogr.* **13**: 367-397. Oxford.
- ZIZKA, G. (1985): *Botanische Untersuchungen in Nordnorwegen*. (Diss. Bot. **85**) 179 + XIV S. - Vaduz.

Anschriften der Verfasser: Prof. Dr. Wilhelm Barthlott, Jens Mutke, Gerold Kier, Botanisches Institut und Botanischer Garten der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität, Meckenheimer Allee 170, D-53115 Bonn

barthlott@uni-bonn.de

www.botanik.uni-bonn.de/system

Dr. Gerald Braun, DLR, Deutsches Fernerkundungsdatenzentrum (DFD), Abt. Umweltsysteme, Porz Wahnheide, Linder Höhe, D-51147 Köln

Gerald.Braun@dlr.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft](#)

Jahr/Year: 2000

Band/Volume: [12](#)

Autor(en)/Author(s): Barthlott Wilhelm, Braun Gerald, Kier Gerold,
Mutke Jens

Artikel/Article: [Die ungleiche globale Verteilung pflanzlicher
Artenvielfalt - Ursachen und Konsequenzen 67-84](#)