

GERD MÜLLER-MOTZFELD, Greifswald

Reliktendemismus oder Biodiversitäts-Artefakte – schützen wir das „Richtige“?

1. Einführung

Die an den amerikanischen Präsidenten gerichtete Studie „Global 2000“ prognostizierte im Jahre 1980 den Verlust von 14,6 % der Tierarten der Erde bis zum Jahr 2000. Als besonders hoch wurden die Verluste bei Wirbeltierarten eingeschätzt, über 600 Wirbeltierarten sollten das Jahr 2000 nicht mehr erreichen. Die Studie beruhte auf durchaus seriösen Schätzungen, nachweislich sind seit dem 17. Jahrhundert 135 Vogelarten und –rassen (LUTHER 1986) sowie 95 Säugerarten (KLAFS 1979) ausgestorben. Hauptursache für diese zum überwiegenden Teil vermeidbaren und völlig unsinnigen Verluste war die direkte Ausrottung durch den Menschen. Drastische und für uns Menschen besonders beschämende Beispiele waren das zum Volkssport ausgeartete Abschießen der Wandertaube in Nordamerika, die totale Vernichtung der Dronten auf den Maskarenen, die als bequeme Frischfleischquelle für Seefahrer dienten, oder das bedenkenlose Ausrotten des Beutelwolfs in Tasmanien, der wenigstens als Zootier hätte überleben können, wenn er dort nicht so ein „Langweiler“ (nachtaktiv, weder angriffslustig noch gefährlich oder „gelehrig“) gewesen wäre, wie das MÖLLER (1997) in seiner nachdenklich stimmenden Studie über den Beutelwolf schreibt.

Heute findet Ausrottung nicht mehr so direkt statt, eher unbedacht und meist auch ungewollt. So ist der aktuelle Artenschwund als Nebenprodukt der Intensivierung der Landnutzung anzusehen. Besonders alarmierend sind die Zahlen über den Rückgang der tropischen Regenwälder infolge eines unmäßigen Raubbaus (MYERS 1984). Damit ist die Vernichtung

der dort heimischen überaus artenreichen und mit einem hohen Anteil von Endemiten (50 – 90 %) ausgestatteten Tier- und Pflanzenwelt verbunden (LUGO 1992). Bis zum Jahre 2010 wird es nach RAVEN (1992) keine großen zusammenhängenden Regenwälder mehr geben, damit soll ein Verlust von etwa fünf Pflanzenarten pro Tag (RAVEN 1992) und 36 Tierarten pro Stunde (MÜLLER-MOTZFELD 1984, 1997a) verbunden sein. Aus diesen Zahlen folgerten Forscher, wie der bekannte Tierökologe BALOGH, dass die alarmierenden Zahlen der Studie „Global 2000“ noch weit untertrieben wären und möglicherweise bis zum Jahr 2000 nur noch 20 % der Tierarten der Erde überleben würden.

Das Jahr 2000 geht seinem Ende zu und es drängen sich folgende Fragen auf:

Waren die Prognosen zum Artenschwund zutreffend?

Was sind die Gründe für die Unsicherheit solcher Prognosen?

Ist Biodiversität überhaupt messbar?

Was ist daraus für den Naturschutz abzuleiten?

Woher leitet sich die Verantwortung für den Schutz von Organismen ab?

2. Artenschwund

Es gibt keine seriöse Erhebung, die belegen könnte, dass in den letzten 20 Jahren 159.432 Tierarten ausgestorben wären. Dies wäre aber die formale Konsequenz, wenn die Zahlen der Studie „Global 2000“ (s. Tabelle 1) auf die derzeit bekannte Zahl der beschriebenen Tierarten (1,09 Mio.) reflektiert würde (MÜLLER-MOTZFELD 1984, 1991). Ein etwas höherer Arten-

schwund (176.660) errechnet sich aus den Werten von WOLTERS (1995), der von einer etwas höheren Zahl bereits beschriebener Tierarten (vor allem Insekten) ausgeht. Eine ganz andere Dimension wird mit den Werten von ERWIN (1982, 1988) erreicht, der in den tropischen Regenwäldern 30 bis 100 Mio. Tierarten (vor allem Insekten) vermutet. Die überwiegende Mehrzahl dieser Arten ist noch unbekannt. Die Tropenforscher stehen vor allem vor dem Problem, dass sie vor der enormen Artenvielfalt praktisch kapitulieren müssen, da das Beschreiben neuer Arten ein sehr aufwendiger und schwieriger Prozess ist, der Raubbau an Regenwäldern aber so schnell fortschreitet, dass wahrscheinlich schon viele Arten unbekannt und unbenannt ausgestorben sind. Da der Anteil endemischer Arten in tropischen Gebieten sehr hoch ist und diese Arten oft nur sehr kleine Areale besitzen, errechnen sich daraus auch sehr hohe Aussterbe-Raten (s. Tabelle 1: 80 – 90 %).

Eine Zusammenstellung der Artenverluste in tropischen Wäldern (LUGO 1992) ergibt je nach Region 13 – 50 % bei einem Waldrückgang von 20 – 67 %. Unter der Annahme, dass der Waldrückgang nur bei 10 – 20 % liegt, erreichen die Artenverluste nur noch 4 – 10 %. Dieses Zahlenspiel, das sicher zunächst den guten Zweck verfolgte, die Menschheit aufzurütteln, hat sich nun zum Gegenteil gekehrt. Wenn Hundert Arten vom Aussterben bedroht sind, dann kann damit die Öffentlichkeit alarmiert werden; wer will schon, dass Organismen einfach so (d.h. natürlich ohne Schädling, Parasit, Krankheitserreger etc. zu sein) aussterben. Wenn es Tausend Arten sind, lässt sich die Betroffenheit der Menschen sicher noch steigern, aber spätestens

bei „zig Millionen“ Arten da wird das Vorstellungsvermögen einfach überfordert. Es wird eher Fatalismus erzeugt, ohnmächtig sehen wir uns diesem Prozess des Aussterbens ausgeliefert oder man hofft einfach, dass die Rechnung irgendwie nicht stimmt. Dieser ganze Zahlenpoker ist für den Naturschutz wenig hilfreich, er erweckt zu Recht Zweifel und lähmt die Entschlossenheit des Handelns.

Wie differenziert Artenschwund beurteilt werden muss, zeigt das Beispiel der Vögel und Säuger. Die üblichen kumulativen Darstellungen, bei denen die Gesamtheit der bis zu einem bestimmten Zeitpunkt ausgestorbenen Organismen am Ende der „Klassenbreite“ aufgetragen wird (s. Abb. 1), führt bei nicht naturwissenschaftlich Vorgebildeten oft zu der irrigen Annahme, dass es ein exponentiell zunehmendes Aussterben gäbe. Dem hat P.MÜLLER (1996) in einer Gegendarstellung entschieden widersprochen, indem er aufzeigte, dass im Gegenteil das Aussterben bei Vögeln und Säugern seit dem vorigen Jahrhundert drastisch abgenommen hat. Da die Darstellung MÜLLERS (1996) auf unterschiedlichen Klassenbreiten fußt, ist sie quantitativ nicht so ganz einfach interpretierbar. Es soll hier eine auf den gleichen Ausgangswerten (LUTHER 1986) basierende exakte Darstellung über den jeweiligen Klassenmitten gleichlanger Zeitperioden erfolgen (Abb. 2), die den Prozess des Aussterbens von Vögeln in den letzten Jahrhunderten deutlich macht. Während es bis zum Beginn des 20. Jahrhunderts eine drastische Zunahme des Aussterbens gab, ist danach ein deutlicher Rückgang zu verzeichnen. Tatsächlich sind seit 1960 keine Säuger- bzw. Vogelarten mehr ausgestorben. Dies ist ein ganz entscheidender Erfolg des Naturschutzes

Tabelle 1: Biodiversität und Aussterberate

Tierarten	Insekten / übrige Tiere		Aussterberate (pro 20 Jahre)	
1.09 Mio	832 326 (76,2 %)	260 000 (23,8 %)	14,6 %:	159 432 Arten
1.21 Mio	950 000 (78,5 %)	260 000 (21,5 %)	14,6 %:	176 660 Arten
30.0 Mio	27 Mio (90,0 %)	3 Mio (10,0%)	14,6 %:	4,3 Mio Arten
100 Mio	95 Mio	5 Mio	80,0 %:	24 Mio Arten
			90,0 %:	90 Mio Arten

und ganz speziell des klassischen Artenschutzes. Warum wird dieser Erfolg eigentlich verschwiegen, P.MÜLLER (1996), der auf diesen Sachverhalt aufmerksam macht, wurde von den Naturschutzverbänden sogar noch angefeindet.

Natürlich sind dem klassischen Artenschutz,

der vom Schutz einzelner Individuen (Krankenpflege, Horstschutz, Nisthilfen etc.) bis zum Erarbeiten spezieller Schutzprogramme für einzelne Arten reicht, heute Grenzen gesetzt. Es sind nicht so sehr die „konkurrierenden Artenschutzprogramme“ als viel mehr die Fülle des-

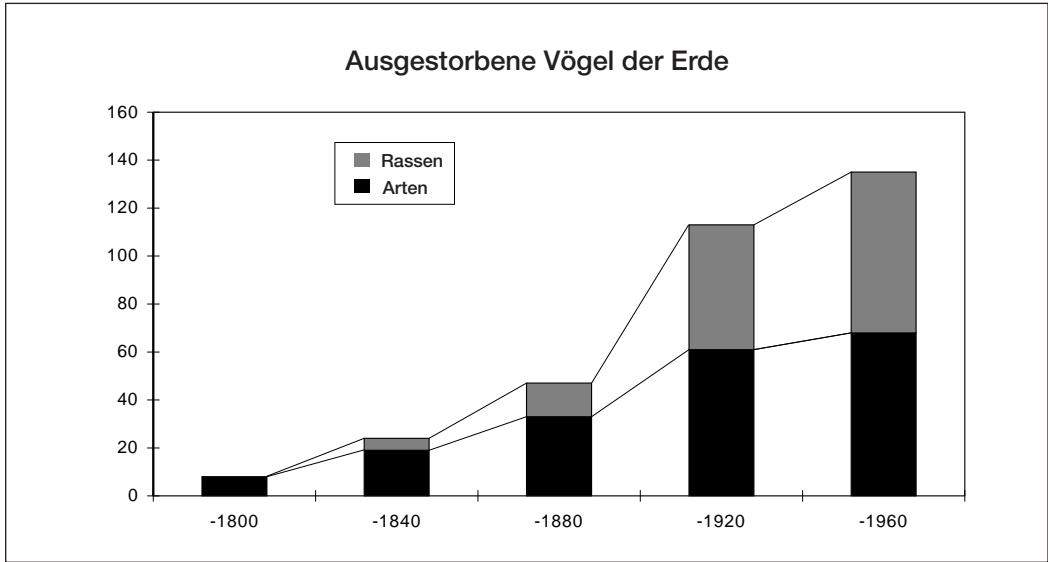


Abb. 1: Kumulative Darstellung der Anzahl ausgestorbener Vogelarten und -rassen

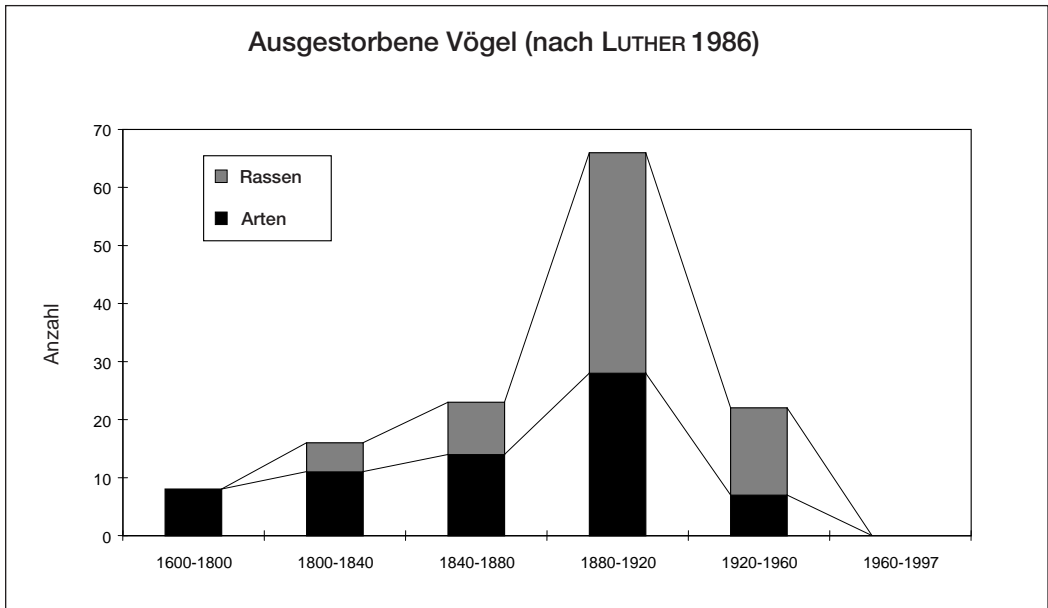


Abb. 2: Darstellung der ausgestorbenen Vogel-Arten und -Rassen über der Klassenmitte der angegebenen Zeiträume (seit 1800 in 40-Jahres-Etappen)

sen, was es zu berücksichtigen gälte, wollte man etwa auch Wirbellose in großer Zahl in solche Artenschutzprogramme einbinden. Neue Wege werden hier mit dem Schutz ganzer Geobiosphären und komplexer Landschaften gegangen. Dies schließt auch den Prozessschutz mit ein, also den Schutz jener oft negativ belegten Naturvorgänge wie Überflutung, Abtragung, Verlandung, Wald- und Moorbrand, Absterben und Bestandserneuerung.

Die Erhaltung aller heute lebender Arten – das ist nach wie vor Ziel des Naturschutzes. Es ist ein Gebot der Vernunft, diese Arten nicht im Zoo oder in der Genbank, sondern in ihren natürlichen Lebensgemeinschaften erhalten zu wollen und es ist dabei so ziemlich gleichgültig, wie „natürlich“, „naturnah“ oder „kultiviert“ diese Ökosysteme und Landschaften sind. Wenn es exklusive Organismenarten gibt, die eben nur dort vorkommen, dann kann man sie auch nur dort schützen. Dazu gehört auch der Schutz jener noch weitgehend vom Menschen unberührten Restnatur, wie sie zum Teil noch in den tropischen Regenwäldern vorzufinden ist. Diese gilt es heute vor weiterem Raubbau zu schützen – das kann getan werden, auch ohne dass wir alle jene Arten kennen, die dort leben. Doch das muss unbedingt getan werden, wenn wir wirklich ernsthaft wissen wollen, welche Arten das sind. Erst wenn diese zumindest beschrieben und benannt werden, wird man auch ihre potentielle Nutzbarkeit für den Menschen näher determinieren können. Der sonst durchaus richtige Satz: „Man kann nur das richtig schützen, was man auch richtig kennt“, muss hier etwas umgedeutet werden: „Wir müssen die noch unbekannte Restnatur unserer Erde schützen, um sie überhaupt noch kennenlernen zu können, ehe es zu spät ist!“

Wo liegen die Hauptursachen für diese Unsicherheiten bei der Abschätzung des aktuellen Artenschwundes? Es sind unsere mangelhaften Kenntnisse über die rezente Organismenwelt der Erde, besonders davon betroffen sind gerade die artenreichen Gruppen, wie die Insekten und andere Arthropoden. Nach WOLTERS (1995) wurden in den Jahren 1978 – 1987 im Jahresdurchschnitt 7.222 Insektenarten neu beschrieben, eine gigantische Zahl. Selbst wenn wir annehmen, dass vielleicht zur Zeit 10.000

Arten pro Jahr beschrieben würden, bedeutet das, dass wir noch Jahrhunderte wissenschaftlichen Forschens benötigen, um die rezente Artenvielfalt wenigstens beschrieben und registriert zu haben. Eingedenk der Schätzungen ERWINS (1988) würden wir dazu sogar 10.000 Jahre brauchen, wenn wir so weitermachen wie bisher. Systematik und Taxonomie gehören seit Jahrzehnten zu den Stiefkindern der Forschungs-Förderung. Trotz aller Beteuerungen, dass dies nun erkannt sei, hat sich daran nichts geändert. Wenn klassische taxonomische Revisionen nicht durch elektronenmikroskopische, molekulargenetische oder rechnergestützte numerische Verfahren „aufgewertet“ werden, gleichgültig ob das im jeweils vorliegenden Fall überhaupt sinnvoll oder zielführend ist, haben sie praktisch kaum Chancen im universitären Bereich als Qualifikationsverfahren Anerkennung zu finden. Dafür werden aber Qualifikationsarbeiten angefertigt, die ganz einfach davon ausgehen, dass diese ganze Artenbeschreibung und das Bestimmen von Arthropoden etwas so Schwieriges und offenbar Lästiges ist, dass man sich überlegen sollte, ob man darauf nicht ganz verzichten kann. Es wird ernsthaft vorgeschlagen, sog. „Morphospecies“, also rein äußerlich grob erkennbare Verschiedenheiten, zu zählen, da braucht es nur eine lfd. Nr., keine Nomenklaturregeln etc. So meint man Biodiversität auf der Erde zählen zu können. Das Ganze hat natürlich einen schicken modernen Namen: „RBA – Rapid Biodiversity Assessment“ (VONWIL 2000). Sicher kann so jeder Laie, der irgendwo im tropischen Regenwald eine Handvoll Insekten sammelt, sagen, es waren hier 15 „Morphospecies“ und weiter oben waren es 25. Doch vergleichen mit anderen ähnlich unseriös ermittelten Angaben kann er es nicht. Spätestens wenn er wissen will, wie weit seine Nr. 13 verbreitet ist und wie groß die Übereinstimmung in zwei benachbarten „Zähllisten“ (Artenliste kann man dazu wohl nicht sagen) ist, wird sein „RBA“ als Methode versagen. Das ist ein Rückfall in die Biologie vor Linné.

Wir können seriöse Aussagen zum Artenschwund nur auf die Arten beziehen, die wir kennen und wir sollten alles daran setzen, dass wir die noch unbekannte rezente Organismenwelt der Erde in ihrer Gesamtheit erforschen.

3. Das Biodiversitäts-Argument im Naturschutz

Mit der Biodiversitätskonvention von Rio wurde auf die Notwendigkeit des Schutzes der Organismen-Vielfalt aufmerksam gemacht. Der Begriff Biodiversität war sehr umfassend gemeint, er reichte von der infraspezifischen genetischen Vielfalt bis zur Vielfalt der organismischen Vergesellschaftungen, im Zentrum standen die Arten und damit der Artenschutz. Seit her hat kaum ein Begriff so viel Verwirrung gestiftet, wie diese Worthülse: Biodiversität. Zunächst wurde die Messbarkeit von Biodiversität angezweifelt, obwohl dieses Messen von Biodiversität seit Jahrzehnten von Ökologen und Biogeographen erfolgreich betrieben wird. So kann, wie in Tabelle 2 gezeigt werden soll, Biodiversität auf der Element-Ebene als Artenzahl pro Flächen- oder Raumeinheit mit der MACARTHUR/WILSON (1971)-Gleichung gemessen werden.

Ein besonderes Problem dabei ist, dass das Messergebnis von der realen erdgeschichtlichen Genese des Territoriums (z) und der Phylogenie der untersuchten Organismengruppe (c) abhängt und damit eine klar erkennbare territoriale Bezogenheit hat. In der basalen (ökischen) Dimension hängt die Artenmenge vom Alter der untersuchten Biozönose und von dem dort herrschenden Bedingungsgefüge, sie ist al-

so alters und strukturabhängig. Es wäre ein fataler Irrtum, unter dem Deckmantel der Erhöhung der Biodiversität artenarme Regenmoore etwa durch Trockenlegung oder Düngung artenreicher zu machen (MÜLLER-MOTZFELD 1997b). Diese „Erhöhung der Diversität“ auf ökischer Ebene würde mit Verlusten auf nächst höherer topischer Ebene einhergehen. Ubiquitäre Allerweltsarten wären dann auch im ehemaligen Moor, dafür fehlten dann in der ganzen Region die exklusiven Regenmoorarten. Nicht weniger kompliziert ist es auf der System-Ebene, auch hier ist Diversität messbar, z.B. mit der SHANNON & WEAVER (1949)-Gleichung. Doch auch hier wird von allen seriösen Bearbeitern vor einer pauschalen Anwendung der o.g. Gleichung gewarnt. Das heißt Biodiversität ist messbar, doch das Problem ist eher: Was fangen wir mit dem Messergebnis an? Offenbar sind „hohe Werte“ nicht immer gleichbedeutend mit hoher Wertigkeit für den Naturschutz.

Inzwischen wird das Biodiversitätsargument regelrecht „zerredet“. Da wird auf Kongressen über Geodiversität, Systemdiversität, Diversität der Stoffwechselwege und biochemischer Diversität diskutiert, so als ob der Stoffwechsel und seine biochemischen Grundlagen nichts mit Organismen zu tun hätten. Das einzige aber, was wirklich halbwegs zählbar ist, die bereits bekannten Taxa auf dem Artniveau, das wird dann als schnöde „Erbsenzählerei“ abge-

Tabelle 2: Biodiversität ist messbar !

$$S = c * F^Z \text{ (MACARTHUR \& WILSON 1971); } H = - \sum_{i=1}^S p_i * \ln p_i \text{ (SHANNON \& WEAVER 1949)}$$

Element-Ebene
Arten (infraspez. genetische Vielfalt)
territoriale Dimension:
 globale (chorische)
 regionale Fauna
 topische (Landesfauna)
 (Kreisfauna)
 ökische (Abundanz)

System-Ebene
(Vergesellschaftung)
 Biosphäre
 Biom (Region)
 (Landschaft)
 Biogeo-Zönose
 Ökosystem

Artenreichtum <=====>
 Je mehr Elemente, je zahlreicher die Vernetzung:
 Je weniger Elemente, je enger die Vernetzung:

Strukturreichtum
 Stabilität
 Chaos

tan. Wen wundert es dann, dass es immer weniger solche Spezialisten gibt, die überhaupt noch das „Erbsenzählen“ beherrschen. Die erwartete Förderung taxonomischer und biogeographischer Grundlagenforschung blieb bisher aus, es werden natürlich nur „innovative Forschungsansätze“ gefördert. Doch neue Arten entdecken, von denen es offenbar noch Millionen unbekannte und unbeschriebene gibt, das ist so neu natürlich nicht, sondern gehört zur ganz normalen Pflicht der Taxonomen schon seit Jahrhunderten. Das Neue daran, die entdeckten neuen Taxa, gleichgültig ob diese im tropischen Regenwald, in den Gebirgen der Ostpaläarktis oder hier in Mitteleuropa entdeckt werden, interessieren die Öffentlichkeit weniger als ein neu erfundener Schlager. Doch so einfach, wie sich das der Laie vorstellt, scheint es doch nicht zu sein, man muss sich erst einmal zum taxonomischen Spezialisten für solch eine Gruppe von Organismen qualifiziert haben, um überhaupt eine Chance zu haben, zu erkennen, was wirklich neu ist und nicht bereits zu den über 1 Mio. schon beschriebenen Tierarten gehört. Fördergelder unterliegen aber ganz offenbar auch den Einflüsterungen der „Moderne“, da wird z.B. als innovativ angesehen, wenn die bestehende Unkenntnis über Vorkommen und Verbreitung von Arten rechnergestützt über maßgeschneiderte Biodiversitäts-Indices hochgerechnet wird und das möglichst „global“. Man muss doch diese ganzen Organismenarten nicht kennen, um zu wissen wo die „hot-spots“ liegen und wie Biodiversität in grober Näherung verteilt ist und wie sie „generiert“ wird. Dieses „nicht mehr wissen wollen, wie es wirklich ist“, würde sofort als wissenschaftsfeindliche Ignoranz entlarvt werden, wenn es nicht mit dem Versuch kaschiert würde, sich rechnergestützt oder molekulargenetisch an der Wahrheit vorbeimogeln zu können. Zielführend ist dieses Vorgehen keinesfalls, denn damit wird unsere Unkenntnis nicht verringert, sondern fortgeschrieben und dabei allenfalls von stochastischen Mustern überlagert. Es soll hier nicht der Eindruck erweckt werden, dass es nicht sinnvoll sei, die Verteilung von Biodiversität mittels moderner Geographischer Informations Systeme darzustellen, Verteilungsmuster zu erkennen und daraus z.B. Rückschlüsse auf die Ursachen

aktueller Gefährdungen oder die naturhistorische Genese von Gebieten zu ziehen. Doch außer bei Gefäßpflanzen (BARTHLOTT et al. 1999) und einigen Wirbeltiergruppen stehen dafür kaum hinreichend sichere Daten zur Verfügung. Diese Defizite gilt es abzubauen und nicht schön zu rechnen.

Ein anderes Argument gegen das Zählen auf der Element-Ebene besteht darin, dass angenommen wird, die Vergesellschaftung von Arten wäre ähnlich divers, wie die Element-Ebene. Dies ist relativ einfach zu widerlegen, da die Systemebene vergleichsweise einen relativ geringen Beitrag zur Gesamtvielfalt liefert und auch nicht einfacher zählbar ist als die Arten, eher ist die Subjektivität bei der Definition von Syntaxa noch größer. So unterscheiden wir auf der höchsten Systemebene (WALTER & BRECKLE 1991) 10 große Biome und auch unter Hinzufügen von Ökotonen bleiben wir in der Größenordnung von 10^1 . Die diese Biome aufbauenden natürlichen Geobiozöosen erreichen vielleicht die Größenordnung 10^2 (Pflanzengesellschaften: 10^3). RUNGE (1994) unterscheidet 45 Typen von Pflanzengesellschaften in Mitteleuropa, nach FUKAREK (1964) sind es „nur“ 33, hinzu kommen im gleichen Gebiet sicher über 1.000 Syntaxa auf der Ebene der Pflanzen-Assoziationen. Artenzahlen liegen in ganz anderer Größenordnung, z.B. 45.000 Tierarten in Deutschland (BINOT et al. 1998) oder 60.000 Tierarten in Mitteleuropa, das zu den diesbezüglich am besten untersuchten Gebieten gehört, aber außerordentlich artenarm ist. Biodiversität schließt auf der Elementebene natürlich die gesamte infraspezifische genetische Diversität mit ein. Diese ist in Fällen von genetischem Polymorphismus oder Polytypismus oft auch äußerlich erkennbar. Es gibt bisher aber keine seriöse Zählmöglichkeit für die wirkliche genetische Vielfalt innerhalb eines Taxons der Artgruppe, es kann nur spekuliert werden, ob diese mit dem Faktor 10, 100, 1000 anzusetzen ist. Als pragmatische Maßgröße bleibt hier also auch wieder die Art. Die Art ist nach KLOSS (1964) die Daseinsweise der lebenden Materie. Organismen existieren als Arten, diese Arten sind kein solches Kunstprodukt der Widerspiegelungs-Ebene, wie Gattung, Familie etc., sondern eine bei bisexuellen Arten als potentielle Fort-

pflanzungsgemeinschaft gut definierbare evolutive Einheit. Innerhalb einer Art können sich genetische Veränderungen ausbreiten. Die Rekombinationsfähigkeit von genetischem Material scheint einen so entscheidenden Vorteil zu bieten, dass Fälle von Apomixie nur als seltene und/oder temporäre Ereignisse angesehen werden können, von denen die Entwicklung dann erst über die Wiedergewinnung der Bisexualität weitergeht (WILLMANN 1985). Dem wird sicher von den Kollegen Botanikern widersprochen werden, da bei Gefäßpflanzen ganz offenbar Polyploidie und Apomixie wesentlich häufiger auftreten als im Tierreich. Doch ob diese Phasen erhöhter Isolation und damit der Möglichkeit zu einer Beschleunigung der genetischen Differenzierung wirklich dauerhaft sind, also auch anagenetisch weiterführen, sollte überprüft werden. Gibt es bei Pflanzen rein apomiktische höhere Taxa (Tribus, Familie)?

Abschließend sei festgestellt, dass Biodiversität sinnvollerweise auf der Elementebene als Zahl bisexueller Arten (bzw. Taxa der Artkategorie) gemessen werden kann und dass es nun zu überprüfen gilt, ob und wie das Biodiversitäts-Argument für den Naturschutz Verwendung finden kann. Wie sorglos mit dem Begriff Biodiversität im Naturschutz teilweise umgegangen wird, dazu sollen hier drei Beispiele genannt werden.

Avifaunistischer Ansatz

So hat BirdLife International (1993) in einer Studie Endemismus-Zentren bei landlebenden Vögeln definiert als Brutgebiete von kleiner als 50.000 km², das sind Gebiete etwa von der Größe der Schweiz, der Niederlande oder Niedersachsens. Es konnten 221 solcher Endemic Bird Areas (EBA) weltweit festgestellt werden, diese EBA liegen fast alle außerhalb der gemäßigten Zonen und der Kältegebiete der Nordhalbkugel der Erde. Es sind 2609 Vogelarten (27, %) der Erde, die in diesen Gebieten anzutreffen sind. BirdLife International führt dazu weiter aus, dass die Vögel eine besonders gute Indikatorgruppe seien, da auch die Verteilung von Biodiversitäts-„hotspots“ (am Beispiel Afrikas) sehr gut mit anderen Organismengruppen (Säuger und Amphibien/Reptilien) übereinstimmen.

Dazu ist kritisch anzumerken:

– Auch in den Gebirgen der Paläarktis liegen endemische Zentren der Tier- und Pflanzenwelt (BARTHLOTT et al. 1999). Diese Zentren sind oft ausgesprochene Reliktstandorte und durchaus nicht identisch mit „hotspots“ der Artenvielfalt im Sinne von hoher Artenzahl pro Flächen- oder Raumeinheit, sondern z.B. Rückzugsgebiete einer artenarmen Kaltzeitfauna.

– Es ist für einen Faunisten nicht so sehr verwunderlich, wenn relativ nahe verwandte Tiergruppen, wie die o.g. Wirbeltiere hinsichtlich der Verteilung von Endemiten ähnliche Verhältnisse aufweisen. Doch aus diesen relativ artenarmen Gruppen der Wirbeltiere nun auf die gesamte Tierwelt schließen zu wollen und ausgerechnet solch vagilen Elemente, wie die Vögel, für besonders aussagefähig in Sachen territorialer Bindung und Endemismus zu halten, das ist einfach nicht nachvollziehbar. Deutlich wird dies z.B. bei der Einschätzung der Kap-Region in Südafrika, einem Endemismus-Zentrum und „hotspot“ der Diversität bei Blütenpflanzen und Insekten, ohne dass sich dies bei Vögeln und Säugern auch nur annähernd niederschlagen würde.

– In den meisten Organismengruppen nimmt die Artenzahl von der Kältezone zum Tropengürtel hin drastisch zu. Doch ist für den Naturschutz ein differenziertes Bild einzufordern. So gibt es durchaus Gruppen, deren Schwerpunkt in außertropischen Gebieten liegt (SIMON 1998), wie z.B. die artenreiche Gruppe der Schlupfwespen (Hymenoptera: Ichneumonidae). Wie differenziert Gradienten von Artenzahlen pro Fläche oder die Darstellung von relativen Häufigkeiten von Artenmengen eines Gebietes am Gesamtbestand der jeweiligen Gruppe auf der Erde ausfallen können, zeigen an zahlreichen Beispielen die Arbeiten von SIMON (1998, 1999).

Wie wäre das Verteilungsmuster der Vogel-Endemiten ausgefallen, wenn nicht nur lokaler Endemismus der Landvögel berücksichtigt worden wäre und wie das der Artenzahlen? Welche Schlussfolgerungen können aus diesem Ansatz für den Naturschutz gezogen werden? Doch sicher nicht, dass wir uns künftig auf-

grund zunehmender Mittelknappheit damit abfinden werden, auf möglichst kleiner Fläche (z.B. den „hotspots“) dann eine relativ große Anzahl von Vögeln (30 %) effektiv zu schützen und die anderen Arten (rund $\frac{2}{3}$ der Vogelwelt) - die hatten dann Pech? In den tropischen „hotspots“ der Landvögel können zumindest arktische Seevögel nicht geschützt werden. Gibt es denn überhaupt einen triftigen Grund, irgendeiner Organismenart unseren Schutz nicht angeheihen zu lassen, wenn sie des Schutzes bedarf? Das Aufklären der Lage von „hotspots“ und „Endemismus-Zentren“ ist eine Wissensfrage der Biogeographie, ob dies für den Naturschutz wirklich hilfreich ist, bleibt zu hinterfragen.

Landwirtschaftlicher Ansatz

Wie aus den Untersuchungen zur Vegetationsgeschichte Mitteleuropas hervorgeht, hat sich infolge der Öffnung der mitteleuropäischen Waldlandschaft mit der Einführung des Ackerbaus die Anzahl der in Mitteleuropa vorhandenen Gefäßpflanzen enorm erhöht (FUKAREK 1982, SUKOPP & TREPL 1987). Daraus den Schluss zu ziehen, dass die Bauern die besten Landschaftspfleger und Naturschützer sind, weil sie durch ihre Tätigkeit die Biodiversität in Mitteleuropa erhöht hätten, das wäre nicht nur oberflächlich, sondern einfach falsch. Mit der Ausbreitung des Ackerbaus (s. Abb. 3) kam es zum Eindringen von Steppen- und Agrozönose-Elementen nach Mitteleuropa. Dies geschah zumindest teilweise auf Kosten der hier einheimischen Arten des Arboreals. So starben, wie wir wissen, z.B. der Auerochse und der Waldrapp in Mitteleuropa aus, andere Arten wurden auf Randgebiete verdrängt (Wolf, Bär), wieviele Evertebraten davon betroffen waren, ist unbekannt. Da die neu nach Mitteleuropa eingewanderten und eingeschleppten Tierarten des Offenlandes aber keine „Neuentwicklungen“ waren, sondern Importe aus benachbarten Faunengebieten, hat sich trotz dieser anthropogen bedingten lokalen Erhöhung der Artenzahl in Mitteleuropa die globale Artenzahl leicht verringert (MÜLLER-MOTZFELD 1997b). Hinzu kommt, dass im Verlauf der Intensivierung der Landnutzung seit Mitte des 19. Jahrhunderts und vor allem in der Mitte des 20. Jahrhunderts

ein drastischer Rückgang gerade bei diesen Agrozönose-Elementen zu verzeichnen war und nun das mitteleuropäische Arteninventar weit unter das Ausgangsniveau abgesunken ist. In zahlreichen Arbeiten konnten die Ursachen dieser Entwicklung (Biozideinsatz, Überdüngung etc.) auch experimentell belegt werden (KORNECK et al. 1998).

Durch naturschonende Ausrichtung der Landwirtschaft, durch entsprechende landwirtschaftspflegerische Begleitprogramme (Ackerlandstreifen-, -Schonstreifen-, -Blühstreifen-, Acker/Brache-Programme u.a.) kann auf diese Entwicklung Einfluss genommen werden, wie die Wiederausbreitung einer Reihe der bereits vom Aussterben bedrohten Agrozönose-Elemente unter den Laufkäfern Mitteleuropas zeigt (KRETSCHMER et al. 1995, MÜLLER-MOTZFELD 1997b).

Städte als Biodiversitäts-Zentren

Urbane Systeme breiten sich zunehmend aus, immer mehr Menschen leben in Städten. Dass es in den Betonwüsten der Großstädte

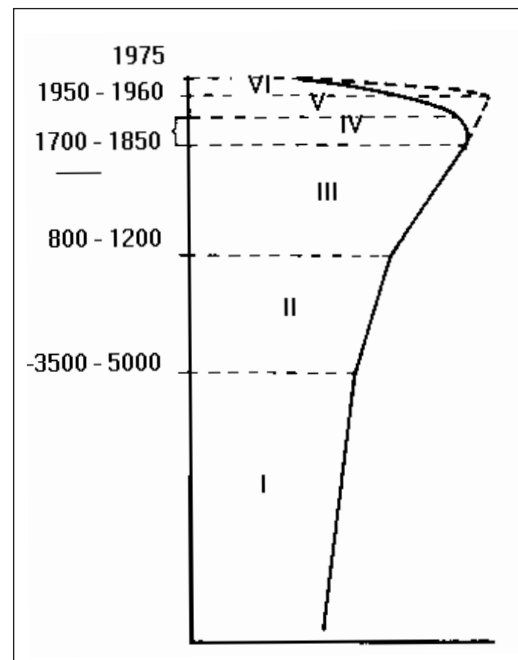


Abb.3: Entwicklung der Artenzahlen höherer Pflanzen in Mitteleuropa zwischen 5000 v.Z. und 1975 (nach SUKOPP u. TREPL 1987; Werte nach FUKAREK 1982)

immer wieder Organismen schaffen zu überleben und sich anzupassen, das ist sicher wissenschaftlich sehr interessant. Es wird auch inzwischen allgemein akzeptiert, dass man in Städten planerisch etwas tun kann, um ein wenig organismische Vielfalt in die Stadtzentren hineinzutragen (Grüne Achsen, Biotopverbund-Systeme, Grünanlagen, Parks, Blumenrabbatten u.a.). Dabei kann auf relativ kleinem Raum eine Menge solcher verarmter Strukturen zusammengetragen werden, bzw. nebeneinander mit anderen siedlungsspezifischen Strukturen (Ruinen, Müll- und Abfall-Halden, Industriebrachen u.a.) existieren. Hinzu kommen dann aber auch Botanische Gärten, Zoos und Gebiete mit erhaltener Restnatur (z.B. 20c-Biotope). Eine Artenliste solch einer Grossstadt fällt u.U. im Vergleich zu einer benachbarten ausgeräumten Agrarlandschaft recht üppig aus und verwirrt dann sogar Biologen wie REICHOLF (2000), der Städte aus diesem Grund für ähnlich bedeutsam hält, wie Naturschutzgebiete. Dieser Vergleich hinkt natürlich, diese zusammengeramschte ubiquitäre urbane „Vielfalt“ vom eingeschleppten Vorratschädling bis zum Elefanten im Zoo ist ein Artefakt, genauso wie die ausgeräumte Agrarlandschaft. Naturschutz in der Stadt ist doch nicht mit der Zielvorstellung verknüpft, dort internationales Naturerbe für die Menschheit bewahren zu müssen, sondern ein wenig Restnatur für den Städter erlebbar zu machen. Um jene Arten, die es schaffen, unserer Siedlungskultur zu folgen (Kulturfolger) und ihre Areale synanthrop zu erweitern, müssen wir uns sicherlich nicht besonders sorgen. Diese Arten schaffen es offenbar allein, im Gegenteil sie bereiten uns oft als Material- u. Vorratschädlinge eher ganz andere Probleme. Es sollte uns aber gerade um die Erhaltung jener Arte gehen, die (aus was für Gründen auch immer) nicht so anpassungsfähig sind, dass sie mit der vom Menschen immer mehr veränderten Umwelt zurecht kommen. Dabei spielt natürlich auch die Zeit eine große Rolle, je mehr Zeit die Arten haben, um sich an diese neuen urbanen Verhältnisse anzupassen, ohne die bittere Erfahrung machen zu müssen, von Menschen gestört, verjagt oder getötet zu werden, um so mehr Arten werden in unmittelbarer Nachbarschaft des Menschen überleben

können. Insofern sind Städte ein Potential für künftige evolutive Prozesse.

Städte sind aber sehr jung, es gibt sie seit ca. 10.000 Jahren; bisher konnten sich keine exklusiven Tierarten, die nur in der Stadt vorkommen, entwickeln. Offenbar reichte dazu die Zeit nicht aus, Evolution benötigt längere Fristen und eher stabile Verhältnisse.

Die Mitteleuropäer lieben sowohl die Vielfalt als auch die Ordnung, d.h. sie organisieren sich in ihrer unmittelbaren Umgebung gern eine dem jeweiligen Zeitgeschmack entsprechende geordnete Vielfalt (Baumreihen, herausgestellte möglichst exotische Einzelobjekte, Blumen-Rabbatten u.a. „gepflegte Vielfalt“), Natürliches wird eben als „ungepflegt“ empfunden. Dieser Wunsch nach gestalteter Vielfalt sollte nicht verteufelt werden, er darf nur nicht dazu führen, dass wir überall herumspflegen. Irgendwo sollte Natur ja auch so sein dürfen, wie sie ohne uns wäre, nämlich ungepflegt und eben für jene Arten geeignet, die unsere Pflege nicht mögen.

Dabei muss gleichzeitig festgestellt werden, dass durch diese pflegerischen Maßnahmen auch nur wieder eine lokale Umverteilung von Artenvielfalt erfolgt und in der Regel kein Beitrag zur Sicherung der globalen Vielfalt geleistet wird. Eine der bekannten Ausnahmen ist vielleicht der Gingko-Baum, von dem zumindest bisher keine „Wildvorkommen“ bekannt geworden sind.

4. Naturschutz und Verantwortung

Die bisherige Praxis der Gewinnung von Daten zur Begründung einer besonderen Schutzwürdigkeit oder der Notwendigkeit des Schutzes von Organismenarten war mit dem Aufstellen „Roter Listen“ verbunden. Dabei traten neben auffälligen Differenzen bei der Auslegung von Gefährungsgraden vor allem auch Mängel bei der Beurteilung von Bestandsveränderungen auf. Eine Ursache dafür war die ungenügende Berücksichtigung chorologischer Kenntnisse, auf die u.a. KUDRNA (1986) mit der Einführung eines „Chorologie-Index“ aufmerksam machte. Die Qualifizierung des Verfahrens zur Erstellung Roter Listen für die BRD durch SCHNITTLER et al. (1994) enthielt zwei wesentli-

che Neuerungen: Die gruppenspezifische Skalierung von Bestandsveränderungen als Grundlage der Abschätzung von Gefährdungsgraden und die Mitteilung von Kriterien für eine Bewertung der Verantwortlichkeit für den Schutz. Da in der Naturschutzpraxis eine einfach auf Gefährdungsgraden basierende Argumentation oft nicht befriedigt, sollten weitere Argumente erschlossen werden. So kam es zur parallelen Entwicklung von Analyseverfahren zur Bewertung der „Raumbedeutsamkeit“ der Vorkommen von Organismenarten auf der Basis chorologischer Argumente (MÜLLER-MOTZFELD et al 1997, WELK & HOFFMANN 1998). In Tabelle 3 werden die Untersuchungsebenen, die territoriale Skalierung der Bewertung und drei Hauptargumente (Bedeutung des Vorkommens für das Territorium, Bedeutung des Vorkommens für die Erhaltung der Art, Bedeutung der Art aus kulturhistorischer Sicht) kurz vorgestellt.

Aus dem Grad der Raumbedeutsamkeit lässt sich natürlich die Notwendigkeit und die prinzipielle Verantwortlichkeit für den Schutz der

betreffenden Organismenarten ableiten, wenn wir Menschen uns diesen Schutz zu unserer Aufgabe machen. Eine exakte rein naturwissenschaftliche Ableitung als Begründung für den Naturschutz ist daraus nicht zu gewinnen. Das „Territoriale Schutzprinzip“ bedarf aber eine Ergänzung durch das „Verursacher-Prinzip“. Auch der Eingreifer hat aufgrund der von ihm ausgelösten Gefährdung Verantwortung für die Erhaltung der betroffenen Organismenarten zu übernehmen.

Die Hochleistungsgesellschaften der Industrieländer Europas und Nordamerikas können sich nicht auf den Schutz der Arten innerhalb ihrer Staats-Territorien zurückziehen, sondern sie haben gemäß dem Verursacher-Prinzip auch die Hauptverantwortung z.B. für die Zerstörung der tropischen Regenwälder und sind demzufolge auch für den Schutz jener dort gefährdeten Organismen und Ökosysteme verantwortlich!

Zusammenfassend ist davon auszugehen, dass

Tabelle 3: Erkennen der Raumbedeutsamkeit (nach MÜLLER-MOTZFELD et al. 1997)

Voraussetzungen:	
taxonomisch-genetische Grundlagen	(Variabilität, Polytypismus u.a.)
chorologische Grundlagen	(Verbreitungstyp, Arealveränderungen)
ökologische Grundlagen	(Habitatbindung, Bestandsentwicklung)
Gefährdungsanalyse (Arten/Biozöosen)	====> Ergebnis : Gefährdungsgrade (gruppenspezifische Skalierung)
Skalierung der Raumbedeutsamkeit von Vorkommen	
lokal	z.B.: Landkreise/Regierungsbezirke
landesspezifisch	Bundesland/Naturräume
regional (Länder)	im Sinne chorologischer Argumente (mehrere)
national	im Sinne von „gesamtstaatlich“
international	z. B.: europäisch
global	weltweit
Bedeutsamkeit für das Territorium:	Seltenheit, Exklusivität, kulturhistorische Bedeutung
Bedeutsamkeit für die Erhaltung der Art:	Endemit (lokale = globale Verantwortung) wesentlicher Anteil am Weltbestand (30 %; 60 % ?)
Bedeutsamkeit aus erkenntnistheoretischer Sicht:	„Ganz besonders wertvoll sind diejenigen Gattungen, die weltweit aus einer einzigen Art bestehen“ (URMI 1992)

- prinzipiell das Überleben aller rezenten Organismenarten möglich ist (Ausnahmen: evolutive Prozesse),
- der Mensch keine weiteren Arten ausrotten darf,
- die Arten in ihren „natürlichen“ Lebensräumen zu erhalten sind (incl. Kulturzönosen; Schaffung neuer Lebensräume),
- zuerst jene Formen zu schützen sind, die akut vom Aussterben bedroht sind.

5. Literatur

- BINOT, M.; BLESS, R.; BOYE, P.; GRUTTKE, H. & PRETSCHER, P. (1998): Grundlagen und Bilanzen der Roten Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. In: Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. – Schriften-R. Landschaftspf. u. Natursch. 55, 9-32
- BARTHLOTT, W.; KIER, G. & MUTKE, J. (1999): Globale Artenvielfalt und ihre Verteilung. – Cour.Forsch.-Inst.Senckenberg (CFS) 215, 7-22
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (1993): Die Vielfalt des Lebendigen auf die Karte bannen: die Vorzugsflächen für weltweiten Schutz. – Berichte zum Vogelschutz 31
- ERWIN, T. L. (1982): Tropical forests: Their richness in Coleoptera and other arthropod species. – Coleopt. Bull. 36, 74-75
- ERWIN, T. L. (1988): The tropical forest canopy: the heart of biotic diversity. In: WILSON, E. O. (Hrsg.): Biodiversity, 123-129; National Academic Press, Washington
- FUKAREK, F. (1964): Pflanzensoziologie. – Akademie Verl. Berlin 160 S.
- FUKAREK, F. (1982): Entwicklung, Wandel und Gefährdung der Flora der DDR. - 3. Zentrale Tagung für Botanik (Biotop- und Florenschutz, Cottbus 1981), 26-35
- GLOBAL 2000 : Der Bericht an den Präsidenten. – Frankfurt 1980
- KLAFS, G. (1979): Die Sicherung freilebender Tiere in der Kulturlandschaft. – Natur & Umwelt (Berlin), 27-30
- KLOSS, K. (1964): Beitrag zum Artbegriff in der Biologie. - Wiss. Z. EMAU Greifswald, Math.-Nat. Reihe XIII, 2/3, 283-291
- KORNECK, D., SCHNITTLER, M., KLINGENSTEIN, F., LUDWIG, G., TAKLA, M., BOHN, U. &
- MAY, R. (1998): Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Schr.-Reihe f. Vegetationskd. 29: 299-444.
- KRETSCHMER, H., PFEFFER, H., HOFFMANN, J., SCHRODL, G. & FUX, I. (1995): Strukturelemente in Agrarlandschaften Deutschlands – Bedeutung für den Biotop- und Artenschutz. – ZALF-Bericht 19, 233 S.
- KUDRNA, O. (1986): Grundlagen zu einem Artenschutzprogramm für die Tagmetterlinge in Bayern und Analyse der Schutzproblematik in der Bundesrepublik Deutschland. – Nachr. Ent. Ver. Apollo Suppl. 6: 1-90.
- LUGO, A. E. (1992): Schätzung des Rückgangs der Artenvielfalt tropischer Wälder. In:
- WILSON, E. O. (Hrsg.): Biodiversity, 76-89; National Academic Press, Washington LUTHER, D. (1986): Die ausgestorbenen Vögel der Welt. – Die Neue Brehmbücherei Nr.424 Ziemsen-Verl.Wittenberg, 3.Aufl., 203 S.
- MÖLLER, (1997): Der Beutelwolf.- Die Neue Brehm Bücherei Bd. 642, Verl. Westarp-Wissensch., 195 S.
- MAC ARTHUR, R.H. & WILSON, E.O. (1971): Biogeographie der Inseln.- Goldmann-Verl. München, 201 S.
- MÜLLER, P. (1996): Allgemeines Aussterben – ein Konstrukt?. – Game conservancy Dtschl. 6, (2), 3-37
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (1984): Indikation und Zeitmaß von Faunenveränderungen, demonstriert am Beispiel der Laufkäfer (Insecta, Coleoptera, Carabidae). - Biol.Rdsch. 22, 369-378
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (1991): Artenschwund und Artenschutz bei Insekten.- Mitt. Zool. Mus. Berlin 67, 195-207
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (1997A): Vielfalt ohne Ende - Die Biodiversitätsdiskussion aus der Sicht der Entomologie. - Dokumentation der NABU-Tagung „Biodiversität in Deutschland“ (Potsdam 1997), S. 38-47
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (1997B): Biodiversität und Landwirtschaft. - Insecta (Berlin) 5, 5-15
- MÜLLER-MOTZFELD, G., SCHMIDT, J. & BERG, C. (1997): Zur Raumbedeutsamkeit von Vorkommen gefährdeter Tier- und Pflanzenarten in Mecklenburg-Vorpommern.-Natur u. Natursch.in Mecklbg.-Vorpom., im Druck
- MYERS, N. (1984): The primary source: Tropical Forests and our future. – New York (Norton-Publ.) 399 S.
- RAVEN, P.H. (1992): Unsere schwindenden Tropenwälder.- In WILSON, E. O. (Hrsg.): Biodiversity, 141-144; National Academic Press, Washington
- REICHHOLF, J. (2000): in: Verbotsschilder abbauen.- Interview in Der Spiegel 50, 258
- RUNGE, F. (1994): Die Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. – Aschendorff-Verl. Münster, 12/13. Aufl., 312 S.
- SCHNITTLER, M.; LUDWIG, G.; PRETSCHER, P.; BOYE, P. (1994): Konzeption der Roten Listen der in Deutschland gefährdeten Tier- und Pflanzenarten – unter besonderer Berücksichtigung der neuen internationalen Kategorien. – Natur & Landschaft 69, 451-459
- SHANNON, G.E. & WEAVER, W. (1949): The mathematical theory of communication.- Urbana (Univ.Illinois Press); deutsche Ausgabe: München/Wien 1976, 134 S.
- SIMON, H.-R. (1998): Artenzahlen und Biodiversität. – IANUS (Darmstadt) 2/98, 1-114
- SIMON, H.-R. (1999): Spezies-Gradienten: Generelle Modelle der globalen Artenvielfalt – IANUS (Darmstadt) 7/99, 27-41
- SUKOPP, H. & TREPL, L. (1987): Extinction and naturalisation of plant species related to ecosystem structure and function. - Ecol.stud. 61,245-276
- URMI, E. (1992): Die gefährdeten und seltenen Moose der Schweiz. Im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) 56 S.
- VONWIL, J. (2000): Morphospezies zählen statt Arten be-

- stimmen: Rapid Biodiversity Assessment (RBA) als geeignete Methode zur Schätzung der Arthropodenvielfalt.-Diplomarbeit am Zool. Museum der Universität Zürich, 32 S. u. Anhang
- WALTER, H. & BRECKLE, S.-W. (1991): Ökologie der Erde, Bd. 1 Grundlagen. – Gustav Fischer Verl. Stuttgart, 2. Aufl. 238 S.
- WELK, E. & HOFFMANN, M.H. (1998): Chorologische Datenbanken – grundlegende Voraussetzung zur objektiven Evaluierung der Schutzrelevanz von Gefäßpflanzen.- Z. Ökol.& Natursch. 7, 155-168
- WILLMANN, R. (1985): Die Art in Raum und Zeit. – Parey-Verl. Berlin/Hamburg, 207 S.
- WILSON, E.O. (Hrsgb.) (1992): Ende der biologischen Vielfalt? -Spektrum-Verl. Heidelberg/Berlin/New York, 557 S.
- WOLTERS, J. (1995): Die Arche wird geplündert. In: ARA (Hrsg.): Leben und leben lassen. - Ökozid 10, 11-39

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Gerd Müller-Motzfeld, Zoologisches Institut & Museum
Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Bachstraße 11/12, D-17489 Greifswald

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Pulsatilla - Zeitschrift für Botanik und Naturschutz](#)

Jahr/Year: 2001

Band/Volume: [4](#)

Autor(en)/Author(s): Müller-Motzfeld Gerd

Artikel/Article: [Reliktendemismus oder Biodiversitäts-Artefakte – schützen wir das „Richtige“? 47-58](#)